



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal



Estratégias para a Conservação das Espécies de Lagartos (Squamata) Endêmicas do Cerrado Brasileiro

Aluna: Verônica de Novaes e Silva

Tese apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Biologia Animal do Instituto
de Ciências Biológicas da Universidade de
Brasília como pré-requisito para obtenção do
título de doutora em Biologia Animal.

Orientador - Guarino R. Colli
Co-orientador - Ricardo B. Machado

Trabalho realizado na UNB e JCU (Universidade James Cook – Austrália) com apoio financeiro do ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) e CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) através de concessão de bolsa no exterior de doutorado-sanduíche.

“Para todas as coisas
tenho força em virtude
daquele que me
confere poder”

Filipensis 4:13

Agradecimentos

Ao que vive em mim e persiste, e teima, e conclui.

À minha família, uma grande bênção a que tive direito nessa vida. Pelo amor sempre presente.

Ao meu Orientador Prof. Dr. Guarino Colli, pelo estímulo, amizade, lealdade e por nunca desistir de mim.

Ao meu orientador na JCU, Prof. Dr. Bob Pressey, pela boa vontade em me orientar mesmo com tão pouco tempo.

Ao meu Co-Orientador Ricardo Machado.

Às minhas amigas Renata Françoso e Babi Zimbres do Laboratório do Planejamento da Conservação pela força no ArcGis.

Aos amigos da CHUNB, especialmente Davi Pantoja, André e Fernanda Werneck.

Aos meus amigos Helga e Anderson, pela grande ajuda na Austrália. Pelo mesmo agradeço à minha amiga Tatjana Good.

Índice

<i>Introdução Geral</i>	1
<i>Capítulo 1</i> Análise de Lacunas para a conservação das espécies endêmicas de lagartos (Squamata) do Cerrado.....	6
<i>Capítulo 2</i> Redes de áreas Protegidas para Conservação das Espécies Endêmicas de lagartos do Cerrado...50	

Introdução Geral

A interação e competição dos homens com outras espécies pelos recursos naturais tem resultado em perda de habitats para as outras espécies e estima-se que entre 20% a 50% de todas as espécies existentes sejam extintas em 50 anos em decorrência de sua desvantagem competitiva (Barnosky et al. 2011). Outras evidências indicam uma taxa de extinção atual de 100 a 1000 vezes mais rápida que a taxa natural de extinção (Pimm et al. 1995), o que estaria encaminhando a Terra para o sexto evento de extinção em massa (Rahbek and Colwell 2011).

As consequências das perturbações antrópicas nos habitats tropicais, que incluem grande parte dos biomas brasileiros, são particularmente obscuras. Nessas regiões, a biodiversidade é maior e a maioria das espécies ocorre em baixas densidades e possui áreas de vida menores (Rahbek and Colwell 2011). Esse contexto torna a avaliação da intensidade do processo de extinção e espécies por perdas de habitats particularmente complexo, uma vez que, em um inventário rápido da biodiversidade local, provavelmente a primeira espécie a ser encontrada não estará longe de ser a última a ser extinta. Nesse sentido, algumas regiões, como a de ocorrência da savana brasileira conhecida como Cerrado, que ocupa uma grande área central no Brasil, tem merecido atenção especial devido, tanto a grande riqueza na fauna e flora, como ao intenso processo de conversão dos ambientes nativos e consequente perda de habitats. Tal combinação de fatores resultou na classificação do Cerrado como um Hotspot.

Nos últimos 35 anos, por exemplo, mais da metade dos 2 milhões de km² originais do Cerrado foram cultivados com pastagens plantadas e culturas anuais (Klink and Machado 2005). Ainda, segundo monitoramentos realizados pelo esforço conjunto de órgãos governamentais (MMA, PNUD, IBAMA-CSR), de 2002 a 2008 foram perdidos 85.047 km² de área a uma taxa

média de 0,69% por ano. Entre 2008 e 2009, 7.637 km², que corresponde a uma taxa média de 0,37% por ano e de 2009 a 2010, 6.469 km², a uma taxa média 0,32% por ano. Não há como dizer que os dados são animadores, pois, ainda que as taxas de desmatamento venham caindo ao longo do tempo, as perdas prosseguem em ritmo intenso.

Os lagartos (Squamata) são um grupo bem representado e com alto grau de endemismo no Cerrado brasileiro. Depois da realização de diversas expedições de campo e levantamentos em museus, que resultaram em um grande volume de publicações científicas, encontra-se hoje disponível muita informação de registros de ocorrência e sobre a ecologia das espécies, que podem ser utilizadas em prol de sua conservação. No Cerrado já foram registradas 30 espécies endêmicas (Nogueira et al. 2011), sendo esse grupo particularmente ameaçado, pela falta de locais alternativos para a sobrevivência das espécies.

Uma possibilidade é a utilização dos dados sobre a ocorrência dos lagartos do Cerrado para o planejamento sistemático da conservação do grupo (Carwardine et al. 2007; Lombard et al. 1997; Margules and Pressey 2000; Margules et al. 2002; Pressey 2008; Pressey et al. 2008; Pressey et al. 2003; Pressey et al. 2000; Pressey et al. 1993; Sarkar et al. 2006; Visconti et al. 2010), com uso de ferramentas associadas, como os métodos para modelagem da distribuição das espécies (Conor et al. 2011; Costa et al. 2007), espacialização dos dados (Groves et al. 2002) e algoritmos para seleção de áreas importantes para sua conservação (Phillips et al. 2010). O Planejamento Sistemático da Conservação da biodiversidade (PSC) (Margules and Pressey 2000) difere do tradicional modo de escolha para se formalizar a proteção de uma área, pela eleição direta e *in loco*, onde a biodiversidade em si não era a razão da eleição da área. Em PSC a proteção de áreas deve ter como foco conservação da biodiversidade e o planejamento é feito em termos regionais, buscando-se a complementariedade entre sítios. Assim, por exemplo, ao invés

de se promover a proteção de uma dada área, pois essa é importante para uma dada espécie, ou subconjunto de espécies, a proposta em PSC é representar o máximo da biodiversidade de uma região buscando no espaço pelo conjunto de áreas protegidas que se complementem nesse aspecto. Dessa forma, em exercícios baseados em planejamento sistemático da conservação, pode-se chegar à conclusão de que é necessário proteger áreas que antes passariam despercebidas por não serem evidentemente biodiversas ou belas, ou culturalmente destacadas, quando elas contiverem espécies que não foram encontradas nas áreas protegidas já existentes (Margules and Pressey 2000; Margules et al. 2002; Pressey et al. 1993).

Uma das dificuldades em PSC é o ainda escasso conhecimento sobre a biodiversidade das regiões, o que leva à necessidade de escolha de representantes da biodiversidade para serem considerados nas análises espaciais, de tal forma que planejar sua conservação (ex: um ecossistema) resultaria na conservação de seus representados (ex: as espécies presentes ligadas ao ecossistema) (veja discussão sobre o assunto em (Pressey et al. 2003)). É importante ressaltar que este trabalho não tem a pretensão de defender o uso das espécies de lagartos endêmicas do Cerrado como representante da biodiversidade do Cerrado, ainda que não se possa descartar essa possibilidade. Aspectos físicos de habitats do Cerrado são, por vezes, associados à ocorrência de algumas espécies, de forma que a presença das últimas em um dado local poderia servir como representante da ocorrência dos primeiros (ex: solo arenoso - *Cnemidophorus mumbuca* e *C. jalapensis* (Colli et al. 2003a; Colli et al. 2009)).

O objetivo desta pesquisa é a utilização das ferramentas disponíveis pelo Planejamento Sistemático da Conservação para agregar informações que possam contribuir para a conservação das espécies de lagartos endêmicas do Cerrado e da biodiversidade da região como um todo.

1. Bibliografia

- Barnosky AD et al. (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*. 471:51-57
- Carwardine J, Rochester WA, Richardson KS, Williams KJ, Pressey R.L., Possingham HP (2007) Conservation planning with irreplaceability: does the method matter? *Biodiversity Conservation*. 16:245-258
- Colli GR et al. (2003) A critically endangered new species of *Cnemidophorus* (Squamata:Teiidae) from a Cerrado enclave in Southwestern Amazonia, Brasil *Herpetologica*. 59:76-88
- Colli GR, Giugliano LG, Mesquita DO, França FGR (2009) A New Species of *Cnemidophorus* from the Jalapão Region, in the Central Brazilian Cerrado *Herpetologica*. 65:311-327
- Conor WD, Roberts D, Reid N (2011) Applying species distribution modelling to identify areas of high conservation value for endangered species: A case study using *Margaritifera margaritifera* (L.) *Biological Conservation*. 144:821-829
- Costa GC, Nogueira C, Machado RB, Colli GR (2007) Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. *Diversity and Distributions*. 13:714-724
- Groves CR et al. (2002) Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice *Bioscience*. 52:499-512
- Klink CA, Machado RB (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*. 1:147-155
- Lombard AT, Cowling RM, R.L.; P, Mustart PJ (1997) Reserve selection in a species-rich and fragmented landscape on the Agulhas Plain, South Africa. *Conservation Biology*. 11:1101-1116
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature*. 405:243-253
- Margules CR, Pressey RL, Williams PH (2002) Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*. 27:309-326
- Nogueira, C., Ribeiro, S., Costa, G.C., Colli, G.R., 2011. Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. *Journal of Biogeography*. 38, 1907-1922.
- Phillips SJ, Archer A, Pressey RL, Torkornoo D, Applegate D, Johnson D, Watts ME (2010) Voting power and target-based site prioritization. *Biological Conservation*. 143:1989-1997
- Pimm SL, Russell GJ, Gittleman JL, Brooks TM (1995) The future of biodiversity. *Science*. 269:347-350.

- Pressey RL (2008) Opportunism, threats, and the evolution of systematic conservation planning
Conservation Biology. 22:1340-1345
- Pressey RL, Cabeza; M, Watts; ME, Cowling; RM, K.A. W (2008) Conservation planning in a
changing world. *Trends in Ecology & Evolution*. 22:583–592
- Pressey RL, Cowling RM, Rouget M (2003) Formulating conservation targets for biodiversity
pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*.
112:99-127
- Pressey RL, Hager TC, Ryan KM, Schwarz J (2000) Using abiotic data for conservation
assessments over extensive regions: quantitative methods applied across New South Wales
Australia. *Biological Conservation*. 96:55-82
- Pressey RL, Humphries CJ, Margules CR, Vane-Wright RI, Williams PH (1993) Beyond
opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology &
Evolution*. 8:124-128
- Rahbek C, Colwell RK (2011) Species loss revisited. *Nature*. 437:288-289
- Sarkar S et al. (2006) Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for
the future. *Annual Review Environment Resources*. 31:123-159
- Visconti P, Pressey RL, Segan DB, Wintle BA (2010) Conservation planning with dynamic
threats: The role of spatial design and priority setting for species persistence. *Biological
Conservation*. 143:756-767

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal
Projeto de Doutorado

Capítulo 1

Análise de Lacunas para a conservação das espécies endêmicas
de lagartos (Squamata) do Cerrado

Sumário

Análises de lacunas para espécies que adotam metas de conservação baseadas em atributos individuais para as espécies reconhecem que alguns atributos da biodiversidade necessitam de mais proteção que outros e devem conduzir a resultados práticos melhores que as metas de conservação uniformes. No hotspot representado pelo Cerrado brasileiro, 4 de 30 espécies de lagartos endêmicos estão incluídas nas listas vermelhas de espécies ameaçadas IUCN ou Lista Brasileira. Para 18 espécies com mais de 5 registros de ocorrência, foram produzidos modelos de distribuição usando o Maxent, sendo suas distribuições remanescentes estimadas após o desconto das áreas já desmatadas. Para as 12 espécies com menos que 5 registros de ocorrência foi produzido um buffer de raio de 5 km em torno dos registros para indicar as distribuições. Para todas as espécies as perdas de habitat foram consideradas como as áreas desmatadas dentro das distribuições indicadas. As espécies não modeladas foram consideradas como endêmicas de distribuição extremamente restrita e as metas de conservação para as mesmas foram, a priori, definidas como 100%. As metas para as 18 espécies com modelos foram baseadas em três características: raridade natural, vulnerabilidade e história de vida. A vulnerabilidade foi estimada através de um modelo de perda de hábitat futura no Cerrado, construído com o Maxent. A análise de lacunas foi realizada considerando-se áreas de conservação de proteção integral. As metas percentuais (entre 12% e 23%) foram aplicadas sobre as distribuições originais das espécies (sem desconto das áreas desmatadas) e as metas em área foram comparadas com a presença das espécies dentro das unidades de conservação de proteção integral do Cerrado. Apenas uma espécie está adequadamente protegida pelo atual sistema de áreas protegidas. Uma outra espécie foi considerada uma lacuna menor, enquanto as 28 restantes são, ou lacunas maiores, ou lacunas totais de conservação. A perda de habitats no Cerrado desmatou uma porção significativa da distribuição original dos lagartos endêmicos do Cerrado e o atual Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC é inadequado para assegurar sua conservação. O uso de metas de conservação baseadas em raridade natural, vulnerabilidade e história de vida dá maior subsídio para propor ações de conservação no Cerrado que as metas uniformes normalmente usadas.

1. Introdução

A proteção de áreas naturais é uma preocupação histórica da humanidade. Apesar disso, a efetividade de muitas áreas protegidas (AP) pelo mundo é questionável, uma vez que frequentemente as mesmas foram estabelecidas por razões não relacionadas com a conservação da biodiversidade, tal como seu valor cênico ou pela falta de interesses concorrentes (Andelman and Willig 2003; Pressey and Tully 1994; Rodrigues et al. 2004b; Rouget et al. 2003a; Scott et al. 2001). Para ser eficiente, um sistema de AP deve ser composto por reservas que se complementem reciprocamente na ocorrência de atributos da biodiversidade, minimizando as redundâncias ao longo do espaço (Margules and Pressey 2000; Pressey and Nicholls 1989). Além disso, o sistema de AP precisa ser representativo, contendo amostras desses atributos da biodiversidade em níveis adequados para garantir sua permanência e viabilidade em longo prazo (Pressey and Nicholls 1989); caso contrário restarão estabelecidas lacunas na conservação da biodiversidade regional (Jennings 2000; Scott et al. 1993). Dentre as várias ferramentas para tornar os sistemas de AP mais representativos (Margules and Pressey 2000), as análises de lacunas tem sido usadas com sucesso no planejamento da conservação (Catullo et al. 2008; De Klerka et al. 2004; Oldfield et al. 2004; Paglia et al. 2004).

Para analisar se um sistema de AP protege adequadamente uma dada espécie ou grupo taxonômico de interesse, uma análise de lacunas requer (1) uma estimativa de sua distribuição na região, (2) a identificação das regiões protegidas dessa distribuição (Scott et al. 1993) e (3) a definição de metas de conservação explícitas para garantir que os riscos de extinção sejam os menores possíveis (Pressey et al. 2003). As metas de conservação representam “a quantidade mínima de um dado elemento da biodiversidade que visamos conservar por meio de uma ou várias ações de conservação” (Carwardine et al. 2009). As metas outorgam quantificação e defensibilidade para o processo de planejamento da conservação (Pressey et al. 2003), mesmo

reconhecendo-se as inevitáveis incertezas que permeiam o processo de sua definição, uma vez que a maioria das espécies é insuficientemente estudada. Normalmente nós não temos informações aprofundadas sobre suas distribuições, tamanhos populacionais, dinâmica de metapopulações, fluxo gênico, e outros importantes fatores biológicos e ecológicos que poderiam acuradamente indicar os requerimentos de área para a conservação das espécies. Porém, mesmo assim, é importante usar a melhor informação disponível e, na ausência de um conhecimento adequado da distribuição total da espécie, os modelos de distribuição de espécies (MDE) podem ser úteis, especialmente quando as tendências na amostragem podem ser controladas (Costa et al. 2010; Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006).

Integrar estimativas de vulnerabilidade é também valioso no planejamento sistemático da conservação (Pressey et al. 2003), como indicadores de quão urgente é necessária a proteção de uma dada espécie. As populações localizadas em regiões mais ameaçadas têm menos chance de persistir fora de uma AP (Pressey and Taffs 2001) e vulnerabilidade pode ser estimada pela modelagem de ameaças ao longo das distribuições das espécies. Rouget et al. (2003b), por exemplo, usaram modelos estatísticos para identificar as áreas mais passíveis de transformação no futuro por agricultura, urbanização e espécies alienígenas, e também para formular metas de conservação para diferentes tipos de habitat na Região Cape Floristic da África do Sul. As metas mais comumente usada em exercícios de planejamento da conservação da biodiversidade são metas uniformes para todas as espécies consideradas (Urbina-Cardona and Flores-Villela 2010) ou para grupos de espécies com distribuições equivalentes (Catullo et al. 2008; Marini et al. 2009). Os problemas com as metas uniformes incluem o favorecimento potencial das espécies com ampla distribuição (Vimal et al. 2011) e a falta em reconhecer que algumas espécies necessitam de mais proteção que outras por uma variedade de razões (Pressey et al. 2003).

O Cerrado sul americano, a maior e mais rica savana do planeta Earth (Eiten 1971; Ribeiro and Walter 1998), apresenta-se em uma grande distribuição no Brasil central e também em manchas isoladas na Amazônia e Floresta Atlântica (Fig. 1). A região é caracterizada por uma paisagem bastante heterogênea, com manchas na vegetação que variam desde campos de gramíneas até florestas (Eiten 1971; Ribeiro and Walter 1998) e por uma sazonalidade seca-chuvosa bem marcada. O Cerrado suporta uma biota rica e única (Diniz et al. 2010; Oliveira and Marquis 2002; Werneck 2011), porém tem sido transformado pela agricultura, pecuária e outras atividades antrópicas (Klink and Machado 2005); sendo hoje considerado um hotspot da biodiversidade (Mittermeier et al. 2000; Myers et al. 2000). As áreas de conservação de proteção integral no Brasil, que correspondem à Categoria Ia do Sistema de Categorias das Áreas Protegidas da IUCN, atualmente ocupam apenas 3% do Cerrado (Fig 1). Até hoje, já foram encontradas lacunas da conservação no sistema de AP do Cerrado apenas para odonatas (Nóbrega and De Marco 2011) e aves (Marini et al. 2009).

Os lagartos são frequentemente considerados organismos modelo para estudos ecológicos e evolutivos (Camargo et al. 2010; Pianka and Vitt 2003). Não obstante, os lagartos enfrentam na atualidade riscos regionais e globais de extinção (Gibbons et al. 2000; Sinervo et al. 2010), com aproximadamente uma em cada cinco espécies estando ameaçada (Böhm et al. 2013). A necessidade de avaliação mais rigorosa do status de conservação das espécies que considerem características particulares das histórias de vida, requerimentos diferenciais de área, vulnerabilidade e raridade natural é crítica. Ao menos 30 espécies endêmicas de lagartos ocorrem no Cerrado brasileiro (Nogueira et al. 2011), a maioria associada com características específicas do habitat (Mesquita et al. 2006; Nogueira et al. 2009). Neste trabalho foram formuladas metas

de conservação baseadas em três diferentes características com influência provável nas necessidades de conservação dos lagartos endêmicos do Cerrado brasileiro.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de Estudo

Os limites do Cerrado foram adotados conforme o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 1992, 1993; Silva 1995; Silva and Bates 2002). Os dados sobre as AP federais, estaduais e municipais foram obtidos do Ministério do Meio Ambiente – MMA (available from <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>) e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente – IBAMA (available from <http://siscom.ibama.gov.br/>). Apenas as áreas de proteção integral foram incluídas nas análises, considerando as consequências imprevisíveis das atividades permitidas nas áreas protegidas de uso sustentável para a biodiversidade do Cerrado. No Cerrado, essas correspondem majoritariamente a grandes áreas (6% do Cerrado), com muito pouca regulação nos usos permitidos, potencialmente reduzindo suas contribuições para a conservação da biodiversidade. Além disso, informações sobre os remanescentes do Cerrado, perdas de habitat (disponíveis em <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/cerrado/index.htm>), e rios de primeira ordem (disponíveis em <http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/solicitacaoBaseDados.asp>) foram usadas para modelar a probabilidade de perdas futuras de habitat e para analisar a vulnerabilidade das espécies a perdas de habitat posteriores.

2.2 . Distribuição das Espécies

Registros de distribuição para 30 espécies endêmicas de lagartos do Cerrado brasileiro (Nogueira et al. 2011) foram obtidos a partir do Global Biodiversity Information Facility (GBIF), da

literatura e de espécimens depositados na Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília (CHUNB), a maior coleção científica da herpetofauna do Cerrado (Tabela 1.). Estas informações representam a melhor informação disponível da distribuição das espécies de lagartos do Cerrado.

2.3. Análises Espaciais

Para 18 espécies com 5 ou mais registros de distribuição (Tabela 1), foram produzidos modelos de distribuição de espécies (MDEs) com o Maxent 3.3.2 (Elith et al. 2006; Phillips et al. 2006; Phillips et al. 2004). O Maxent é um algoritmo baseado em informações de presença da distribuição de espécies, que pode produzir estimativas robustas de distribuição, mesmo com pequenos tamanhos de amostras (Hernandez et al. 2006; Wisz et al. 2008). As variáveis bioclimáticas usadas foram: temperatura média anual (BIO1), desvio padrão na temperatura anual (BIO4), e precipitação anual e no trimestre mais úmido (BIO12 e BIO17, respectivamente) a partir do WorldClim (Hijmans et al. 2005). Foram também incluídas duas variáveis ambientais não climáticas com influência provável nas espécies: o Índice de Vegetação de Vegetação por Diferença Normalizada – NDVI (mean, from Terra MODIS, MOD13 product) e declividade, que foi derivada da variável altitude, também obtida do WorldClim (Hijmans et al. 2005).

Este reduzido conjunto de variáveis foi selecionado para evitar uma redução na acurácia do modelo devida a superparametrização (Warren and Seifert 2011), para evitar colinearidade, porque elas representam aspectos diferentes do clima e também porque essas variáveis são relevantes para as histórias de vida de animais ectotérmicos em geral e para os lagartos do Cerrado em particular (e.g., Colli 1991; Colli et al. 2002b; Colli et al. 2003b; Colli et al. 1997; Garda et al. 2012; Meiri et al. 2013; Mesquita and Colli 2003a, b; Wiederhecker et al. 2002). Todas as camadas ambientais tiveram uma resolução espacial de 1 km² e foram contínuas para

nossa região de estudo que foi emoldurada por uma máscara com 1 grau (~100 km) de diferença em relação aos pontos mais extremos do shapefile do Cerrado.

Para as rodadas do Maxent foram mantidos os parâmetros default e feita a seleção randômica do background (10,000 locais) ao longo da área de estudo. A performance dos MDE foram inferidas pelo valor do AUC, a área sob a curva ROC (Receiver-operating-characteristic) (Fawcett 2006; Lasko et al. 2005; Peterson and Birdsall 1953; Peterson et al. 1954; Phillips et al. 2004), baseada em validação cruzada com 10 repetições e consideramos os valores de AUC superiores a 0,70 como indicativos de bons modelos (Swets 1988). Cada raster file correspondente aos MDE foi classificado como binário (presença-ausência), usando o 10 percentile training presence do limiar logístico do MDE, como em Urbina-Cardona and Flores-Villela (2010). Superestimativas nas predições dos MDE foram checadas por inspeção visual de cada MDE considerando os limites do Cerrado e os registros de distribuição e usando a experiência de campo de membros da equipe de herpetologia da UNB com a herpetofauna do Cerrado. Esse procedimento, apesar de subjetivo, pode ajudar a reduzir a ocorrência de erros (Pineda e Lobo 2012). Os MDE resultantes indicaram as áreas com condições desejáveis para a presença ou colonização das espécies. As perdas de hábitat dos MDEs foram contabilizadas pela interseção dos MDE iniciais com a vegetação remanescente do Cerrado detectada até 2008, assumindo que as espécies estavam ausentes de áreas já desmatadas; a partir de agora nos referiremos a essas áreas resultantes como MDEs*. Para 12 espécies com menos que 5 registros de ocorrência, nós estimamos MDEs pela delimitação um buffer de 5 km em torno de cada registro e, quando esses buffers se sobrepuseram, nos os fundimos (merge).

2.4. Parâmetros usados na formulação das metas de conservação

A raridade natural pode ser percebida de várias formas distintas, resultantes da combinação do tamanho da abrangência geográfica, tamanho da população e especificidade de hábitat (Rabinowitz 1981; Rabinowitz et al. 1986). Considerando as falhas nas informações sobre tamanho de população e especificidade de hábitat para a maior parte das espécies de lagartos do Cerrado, foram usadas apenas as informações sobre a abrangência geográfica para medir a raridade, uma vez que esse aspecto tem papel preponderante na viabilidade de muitas espécies. A abrangência geográfica teve um papel primário, por exemplo, na extinção de animais marinhos fósseis nos últimos 500 milhões de anos (Harnik et al. 2012). O procedimento resultou na atribuição de maiores metas para as espécies com menores distribuições, reconhecendo os riscos aumentados relacionados a impactos relativamente maiores sobre porções desprotegidas de suas reduzidas distribuições (Bedward et al. 1992; Davis et al. 1999; Pressey et al. 2003). A raridade natural de cada espécie i ficou definida como:

$$RN_i = (MDE^*_{max} - MDE^*_i) / MDE^*_{max} ,$$

Onde MDE^* é o maior MDE^* entre todas as espécies (Pressey and Taffs 2001) e MDE_i é o MDE para a espécie sob consideração. O uso da área atual (onde as partes desmatadas foram subtraídas)

Para estimar a vulnerabilidade, foi produzido um modelo de ameaças futuras de perda de habitat com o Maxent, de acordo com a proximidade a cursos d'água no Cerrado, como um proxy para a disponibilidade de água, e proximidade a áreas desmatadas, como um proxy para a infraestrutura. O primeiro representa a necessidade de acesso à água para todas as atividades humanas (ex: agricultura) e o último considera que o acesso a áreas nativas fica facilitado se na

vizinhança houver desmatamentos. Uma vez que a perda de habitats no Cerrado é primariamente influenciada pela expansão da agricultura (Brannstrom et al. 2008; Jepson 2005; Jepson et al. 2010), nós assumimos que esses parâmetros predizem acuradamente futuras perdas de habitat, assim como já verificado para outras regiões (Green et al. 2013).

Foi feita a conversão dos polígonos de todas as áreas já desmatadas no cerrado entre 2002 e 2008 em 100.693 pontos. Esses registros correspondem à variável dependente no modelo. Embora a base de dados contenha informação sobre presença e ausência, foi feita a opção pelo Maxent, por causa das incertezas nos dados de ausência, dadas as dificuldades de classificar corretamente a vegetação do Cerrado e também em mapear as perdas de habitat na região (e.g., Brannstrom et al. 2008; Jepson 2005; Jepson et al. 2010; Sano et al. 2008, 2010; Sano et al. 2009). Como preditores, foi usada a distância Euclidiana a áreas desmatadas, convertendo os polígonos representando perdas de habitat detectadas até 2002 em pontos e a distância Euclidiana entre os cursos d'água do Cerrado. A razão da inclusão da primeira variável é que as distâncias entre os desmatamentos mais antigos no Cerrado, que, por sua vez, revelam dois tipos de unidades espaciais até o ano de 2002: 1) fragmentos nativos de vegetação e 2) desmatamentos, têm poder de predizer os desmatamentos subsequentes. O mesmo pode ser replicado em relação à segunda variável, ou seja, as distâncias entre rios de primeira ordem, que revelam no espaço as regiões mais irrigadas x menos irrigadas, têm poder de predizer os desmatamentos subsequentes. Os valores do modelo de ameaças foram extraídos para cada MDE*, sendo a probabilidade de futuras perdas de habitat (RPFH – Tabela 2) definida como a probabilidade média de perda de habitat para todos os pixels dentre de sua distribuição atual .

A vulnerabilidade aqui representa as ameaças externas, calculadas para cada espécie i como:

$$VL_i = 1 - [(Risco_{max} - Risco_i) / Risco_{max}] ,$$

Onde $Risco_{max}$ é o maior risco calculado considerando todas as espécies e $Risco_i$ é o valor de risco calculado para a espécie sob consideração. Os valores de risco foram estimados como o produto do valor RPFH e uma estimativa do risco de extinção (RE) derivada das categorias da lista vermelha da IUCN (IUCN 2013) e Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (Machado et al. 2005). As categorias de ambas as listas, como aplicado aos lagartos do Cerrado brasileiro, são primariamente baseadas em análises de redução de população inferidas, fragmentação da população, e extensão de ocorrência (GRC, comunicação pessoal, Subcomitê IUCN de padrões e Petições 2013). Os riscos de extinção foram ranqueados como: Não Avaliado = 1, Quase Ameaçado= 1.2, Vulnerável=1.4, Ameaçado=1.6 e Criticamente Ameaçado=1.9

O componente história de vida considera 1) os requerimentos de hábitat e 2) a vulnerabilidade relacionados a aspectos da história de vida das espécies, sendo representado por dois fatores: hábito e tamanho. O hábito foi estimado a partir do microhábitat onde a espécie é geralmente encontrada, enfatizando a ligação entre a especialização no microhábitat e a vulnerabilidade e inferindo a necessidade de proteção mais extensa para as espécies mais especialistas. O fator tamanho corporal reconhece a tendência de espécies maiores adotarem maiores áreas de vida (Perry and Garland 2002), requerendo, portanto, mais área protegida quando comparadas às espécies menores. O tamanho corporal também considera a vulnerabilidade ecológica, uma vez que os lagartos maiores tendem a ser mais conspícuos, o que

resulta em maior risco de predação, especialmente em habitats fragmentados. Quatro categorias de hábitat foram usadas, ordenadas de acordo com a especialização desde animais terrestres (0,25) de serapilheira, (0,50) semi-arborícolas, (0,75) arborícolas, e (1,00) fossoriais. Três categorias para tamanho corporal (CRC) foram usadas, ordenadas como pequenos, CRC < 71mm (0,33), médios, CRC entre 71-120 mm e grandes, CRC > 120 mm (1). A média simples entre os valores de hábitat e tamanho corporal (MHV) foi calculada, sendo usada em seguida para determinar a sensibilidade devido a fatores da história de vida para cada espécie i (HV), como:

$$HV_i = 1 - (MHV_{max} - MHV_i) / MHV_{max} ,$$

Onde MHV_{max} é o valor médio de história de vida para a espécie mais sensível e MHV_i é o valor médio de história de vida para a espécie sob consideração.

2.5. Formulação das Metas de Conservação

Para as 12 espécies com menos que 5 pontos de distribuição, foram definidas metas de 100% de seus MDE, com base em suas pequenas extensões (todas < 300 km²) que as predispõem a perdas significantes na região onde o desenvolvimento tem acontecido em ritmo acelerado. Para as 18 espécies modeladas, as metas foram definidas em função da raridade natural, vulnerabilidade e história de vida, devido a serem características chave na determinação dos requerimentos para a conservação. A fórmula foi ajustada para cálculo de metas de conservação que garantissem valor mínimo teórico de aproximadamente 10% do MDE* para todas as espécies, um valor amplamente utilizado como meta uniforme (Pressey et al. 2003). O componente raridade natural teve o dobro do peso que os outros componentes para evitar colocar ênfase na conservação das espécies amplamente distribuídas e também reconhecendo o papel proeminente do tamanho da

área de vida (raridade espacial) na determinação do risco de extinção (Harnik et al. 2012; Subcomitê IUCN de Padrões e Petições, 2013). O cálculo da meta de conservação para cada espécie i foi feito como a seguir:

$$T_i = 0.065 + 0.1RN_i + 0.05VL_i + 0.05HV_i ,$$

Onde RN representa a raridade natural, VL representa a vulnerabilidade e HV representa a sensibilidade devida a características da história de vida. Para explorar o conjunto dos possíveis resultados da fórmula (T_i possíveis) e estimar a distribuição das possibilidades e dependência das diferentes combinações dos parâmetros, foi realizada uma análise de sensibilidade global (AS), um passo fundamental anterior ao uso do modelo para decisões de manejo (Bart 1995). AS conduz a exploração do espaço dos parâmetros, tratando de determinar a influência das incertezas nas entradas do modelo sobre as incertezas das saídas no modelo (Saltelli 2002, 2005). Foram geradas 10 000 amostras a partir de um espaço paramétrico de três dimensões (RN , VL , HV) com adoção da Amostragem Hipercubo Latino (Latin Hypercube Sampling) e assumindo a distribuição uniforme $U(0, 1)$ para cada parâmetro, com o pacote *pse* (Chalom and Prado 2014) do R (R Core Team 2014). Como em Pressey et al. (2003), as metas percentuais foram aplicadas sobre os MDE de cada espécie, sem descontar as áreas já desmatadas. A razão disso foi considerar as distribuições originais das espécies antes dos desmatamentos e desvincular o tamanho das metas em área de reduções futuras. A sobreposição entre MDEs* e APs originou a área já protegida para cada espécie. Foi finalmente calculado o percentual da meta em área já alcançado como um percentual da meta em área total. As espécies com 50% ou mais de meta

atingida foram consideradas lacunas menores de conservação e aquelas com menos que 50% da meta atingida como lacunas maiores.

3. Resultados

Todos os MDEs tem AUC acima de 0.70 (Tabela 1) e tiveram performance avaliadas como muito boas. Os MDEs tiveram em média $548\,682 \pm 646\,193 \text{ km}^2$ e apresentaram uma distribuição que tendeu para áreas restritas de ocorrência, com a maior parte sendo menor que a média (Tabela 1). A metade das espécies tem MDEs bem pequenos ($< 40\,000 \text{ km}^2$), enquanto os MDE de dez espécies foram maiores que $1\,000\,000 \text{ km}^2$ (Tabela 1). Os MDE*, que representam a interseção dos MDE com a vegetação remanescente do Cerrado detectada até 2008, tiveram em média de $245\,272 \pm 303\,938 \text{ km}^2$, sendo muito menos variáveis entre si quando comparados aos MDEs. Até 2008, os lagartos endêmicos do Cerrado perderam em média $39.8 \pm 26.4\%$ de seus MDE, com algumas espécies apresentando perdas de até 95% (Fig. 2a). A correlação entre os MDE e a perda absoluta de habitat foi bastante alta ($r = 0.99$, $df = 28$, $p < 0.001$) (Fig. 2b). Entretanto, a relação entre o percentual das perdas e os MDE foi claramente não linear, apresentando uma drástica variação no percentual da perda de habitat das espécies com distribuição restrita (Fig. 2c). Os valores de raridade natural variaram de 0 para *Kentropyx vanzoi* até 0.99 para *Cnemidophorus mumbuca*, representando a espécie com o maior e menor MDE* respectivamente (Tabela 1).

O modelo de ameaças de perdas futuras de habitats para o Cerrado (Figura 3) teve boa performance (AUC = 0.83), com distância para áreas já desmatadas e distância para rios de primeira ordem apresentando contribuições similares (56.3% e 43.7%, respectivamente). O risco médio para as espécies foi 0.35 ± 0.08 e o risco foi primariamente correlacionado com o

percentual de perdas no habitat no MDE ($r_s = 0.80$, $df = 16$, $p < 0.001$, Fig. 2d), uma vez que apenas *B. bresslaui* é atualmente incluída numa categoria de ameaça (Tabela 2). Reforçando esse resultado, *B. bresslaui* apresentou a vulnerabilidade mais alta. A vulnerabilidade média das espécies foi de 0.64 ± 0.14 e, exceto para *Tropidurus montanus*, *Cnemidophorus mumbuca* and *B. oxyrhina*, todas as espécies tiveram valores de vulnerabilidade maiores que 50% (Tabela 2). Os valores mais altos de sensibilidade à na história de vida foram atribuídos a *B. oxyrhina* e *B. bresslaui*, duas espécies fossoriais, seguidas por *Tupinambis quadrilineatus* e *T. duseni*, as duas maiores espécies (Tabela 3).

As análises indicam que as espécies de lagartos endêmicas do Cerrado requerem, que, em média, 50.87 ± 40.88 % de seus MDE sejam protegidos para a conservação adequada, o que corresponde a $90\,170 \pm 101\,254$ km² (Tabela 4). As espécies com distribuição restrita (MDS < 40 000 km²) tiveram requerimentos percentuais maiores (84.27 ± 32.58 %), mas requerimentos em área menores ($1\,523 \pm 2\,960$ km²). A análise de sensibilidade global revelou uma expectativa nula de 16.5 ± 3.5 % para a meta de conservação. Assim sendo, e considerando a variação nos valores observados (Tabela 4), apenas aquelas espécies com T_i maiores que 23,5, i.e., *Bachia oxyrhina* e todas as espécies com distribuição restrita (Tabela 4), apresentaram desvios significativos da expectativa nula (Z-test, $p < 0.05$). Isso deve ser interpretado como essas espécies estando em risco de extinção mais alto que o esperado ao acaso, dadas as restrições do modelo.

Em média, as espécies endêmicas de lagartos do Cerrado tem atualmente $14\,099 \pm 16\,593$ km² de suas MDEs em áreas protegidas, correspondendo a apenas 24.0 ± 24.8 % da meta atingida (Tabela 4). Para as espécies com distribuição restrita, essas estimativas mudam para $976 \pm 2\,509$ km² e 31.9 ± 33.12 %. Os MDEs foram pelo menos 1.5 (*Cercosaura albostrigata*) e no

máximo 4.5 (*Kentropyx vanzoi*) vezes as metas correspondentes das espécies em área (Tabelas 1 e 4). Dentre as espécies com modelos, a menor meta foi atribuída para *K. vanzoi* (12%) e a maior para *Bachia oxyrhina* (23%) (Tabela 4), correspondendo, respectivamente, a 10 e 0.4% da área original do Cerrado. Cinco espécies não-modeladas (17%) representam lacunas de conservação absolutas, uma vez que nenhuma parte de seus MDE está sobreposta a AP de proteção integral (Tabela 4). Vinte e três espécies (77%) representam grandes lacunas, uma vez que menos que 50% de seus MDEs está sobreposto a AP de proteção integral (Tabela 4).

Uma espécie, *Placosoma cipoense* representa uma lacuna menor, pois mais que 50% de seu MDE está sob proteção integral e apenas uma espécie *B. oxyrhina* pode ser considerada protegida, pois sua meta foi atingida (Tabela 4). O MDE de *B. oxyrhina* (Tabela 4) está completamente sobreposto à ESEC de Uruçuí-Una, PARNA Nascentes do Rio Parnaíba, ESEC Estação Serra Geral do Tocantins, PE de Terra Ronca, PE do Jalapão, PARNA Chapada dos Veadeiros, PARNA dos Lençóis Maranhenses, and PE do Lageado (Fig. 1). *Placosoma cipoense* está incluído na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção como ameaçado, e apesar de sua aparente raridade, *P. cipoense* tem 91% de sua distribuição protegido pelo PARNA da Serra do Cipó (Cunha 1966). De forma geral, esses resultados indicam um status de conservação criticamente pobre para as espécies de lagartos endêmicas do Cerrado.

4. Discussão

A distribuição de todas as espécies de lagartos endêmicos do hotspot Cerrado foram modeladas. Os resultados deste trabalho revelaram que a metade das espécies tem um número de registros de distribuição muito reduzido e MDEs restritos. Duas razões principais podem explicar a raridade dos registros para essas espécies: raridade real, devida a um tamanho pequeno da área

de ocorrência ou abundância local (Gaston 1996; Gaston et al. 1997; Lawton 1993), ou pouco conhecimento sobre a distribuição dos lagartos do Cerrado. Considerando que o conhecimento sobre a herpetofauna do Cerrado avançou significativamente nas últimas décadas (Colli et al. 2002a; Costa et al. 2007; Nogueira et al. 2010; Nogueira et al. 2011) e que os MDEs podem superestimar as distribuições atuais que na realidade podem estar restritas pela interação das espécies e constrangimentos na dispersão (Araújo and Luoto 2007; Soberón 2007), nós advogamos que essas espécies são, realmente, endêmicas de distribuição restrita. A maior parte delas tem requerimentos de habitat específicos, sendo ou saxícolas (*Eurolophosaurus nanuzae*, *Rachisaurus brachylepis*, *Heterodactylus lundii*, *Tropidurus insulanus*, *Gymnodactylus guttulatus*, and *Placosoma cipoense*) ou psamófilas (*Ameiva parecis*, *Bachia didactyla*, *B. micromela*, *B. oxyrhina*, *B. psammophila*, *Cnemidophorus jalapensis* and *C. mumbuca*). Além disso, muitas das endêmicas com área de ocorrência restrita têm tamanho populacional pequeno (e.g., *R. brachylepis*, *H. lundii*, *G. guttulatus*, and *P. cipoense*) ou são sub estudadas devido aos seus hábitos fossoriais (e.g., *Bachia* spp). A perda de habitat até 2008 reduziu as áreas adequadas para a ocorrência de lagartos em aproximadamente 40%, A média da perda de MDE é próxima ao percentual total de perda de hábitat no Cerrado até 2008, estimado em 47.84% (source: <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/cerrado/index.htm>). A perda de MDE foi proporcional à área de MDE estimada pela modelagem; entretanto, a percentagem da perda de MDE foi altamente variável entre as endêmicas de área de ocorrência restrita. Como consequência de sua restrita área de ocorrência e especialização ecológica, essas espécies são particularmente vulneráveis à perda de habitats e mudanças climáticas (Gilpin and Soulé 1986; Malcolm et al. 2006; Ohlemuller et al. 2008; Schwartz et al. 2006; Thomas et al. 2004). Três dessas espécies estão incluídas em listas de espécies ameaçadas: *Eurolophosaurus nanuzae* é

"Quase Ameaçado" na lista vermelha da IUCN, enquanto *Heterodactylus lundii* é "Vulnerável" e *Placosoma cipoense* é "Ameaçado" na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Considerando a rapidez da perda de habitats do Cerrado (Jepson 2005; Klink and Machado 2005; Sano et al. 2010), o risco de extinção das espécies de lagartos endêmicas de distribuição restrita deverá aumentar severamente num futuro próximo.

Os resultados desta pesquisa demonstram claramente a inadequação de se usar um percentual uniforme de 10% para metas de conservação: 50% da espécies de lagartos endêmicos do Cerrado tem menos que 30 000 km² de seus MDE ainda persistindo até 2008 (Tabela 1), de forma que a proteção de 10% desse total simplesmente não seria suficiente. De acordo com os critérios da IUCN, espécies com extensão de ocorrência <5 000 km², associado a um baixo número de localidades conhecidas (≤ 5) e um declínio contínuo observado, estimado ou inferido, caem na categoria Ameaçado (Subcomitê IUCN de Padrões e Petições 2013). Dessa forma, nós definimos uma meta uniforme de 100% para as 12 espécies com distribuição restrita (com menos que 5 registros de distribuição) e metas variáveis para as demais, reconhecendo que as espécies diferem em seus requerimentos para a conservação (Pressey et al. 2008). Essas metas consideraram várias características dos lagartos com implicações na sua conservação e garantiram um mínimo de conservação de 10% de seus MDE. Assim como em Pressey et al. (2003), nós aplicamos metas percentuais para o MDE total estimado das espécies, ainda esperando alcançar esse objetivo contando com os remanescentes do Cerrado.

Nossos resultados indicaram que existem lacunas totais ou parciais para a conservação de 94% dos lagartos endêmicos do Cerrado e apenas duas espécies tiveram mais que 50% da meta alcançada. Dessa forma, a grande maioria dos lagartos endêmicos de lagartos do Cerrado está insuficientemente protegida. As áreas atuais das 5 endêmicas mais críticas não se sobrepõem

com áreas protegidas. Essa conclusão é muito pior que o resultado da análise de lacunas global para as espécies de vertebrados terrestres (Rodrigues et al. 2004a). Resultados similares foram obtidos em análises de lacunas para as aves do Cerrado (Marini et al. 2009) e odonatas (Nóbrega and De Marco 2011), onde as unidades de conservação foram consideradas altamente insuficientes para assegurar a conservação das espécies e aquelas com distribuição restrita tem uma alta probabilidade de não ocorrer em APs. Isso não chega a surpreender, uma vez que as áreas de proteção integral ocupam atualmente apenas 3% do Cerrado e a maior parte delas foi estabelecida sem o planejamento adequado.

O uso futuro de metas para definir a rede de AP para a conservação de lagartos do Cerrado pode ser difícil de implementar, especialmente no que se refere às espécies amplamente distribuídas. A conservação de *Bachia bresslaui*, por exemplo, de acordo com os resultados deste estudo, iria requerer aproximadamente 13% da área total original do Cerrado (Tabela 4), ou 26% da área remanescente, uma vez que a perda de habitats afetou aproximadamente a metade do bioma até 2008. Não obstante, 13% ainda é menos que a meta de 17% acordada nas metas para conservação da biodiversidade de Aichi, estabelecidas para a conservação da biodiversidade brasileira para 2020 durante a Convenção sobre a Diversidade Brasileira de 2012 (<http://www.cbd.int/>). De qualquer modo, os percentuais requeridos de regiões ou países devem ter origem em metas percentuais definidas para atributos individuais da biodiversidade, e não constrangê-los (Pressey et al. 2003).

A definição das metas de conservação é um passo crucial nas análises de lacunas (Vimal et al. 2011), tendo o potencial de alterar significativamente a configuração e o tamanho da rede de APs. A meta arbitrária de 10% é bastante conhecida e adotada (Pressey et al. 2003; Soulé and Sanjayan 1998). Entretanto, o uso de metas uniformes tem sido amplamente questionado, uma

vez que elas falham em reconhecer que algumas espécies necessitam de mais proteção que outras (Jennings 2000; Pressey et al. 2003; Rodrigues and Gaston 2001; Svancara et al. 2005), tendendo a favorecer o resultado para as espécies amplamente distribuídas (Rodrigues et al. 2004b). Os resultados enfatizam a necessidade da formulação de metas para a conservação baseadas em atributos relevantes de elementos da biodiversidade, como raridade natural, vulnerabilidade e história de vida, para fornecer aos tomadores de decisão um conjunto de indicações mais defensável e efetivo para a conservação. Isso está em estreita concordância com estudos anteriores conduzidos com anfíbios na Floresta Atlântica Brasileira, que concluiu que a incorporação de conhecimento detalhado sobre a biologia das espécies ajuda no entendimento da sensibilidade dos anfíbios às mudanças no hábitat e também na definição de programas de proteção e restauração mais efetivos (Rodrigues et al. 2004b). Nós também reconhecemos que é necessária a revisão das metas na medida em que são adquiridas mais informações sobre os padrões da biodiversidade na região (Pressey, 2003). Os MDEs, por exemplo, se beneficiarão de mais registros de ocorrência das espécies com registros de ocorrência reduzidos e dispersos (e.g., *Tupinambis duseni*, *Stenocercus sinessaccus*, *S. quinarius*).

Adicionalmente, análises taxonômicas refinadas que normalmente revelam elementos críticos dos taxa devem afetar e ser levadas em conta em futuras revisões das metas para a conservação dos lagartos endêmicos do Cerrado. Domingos et al. (2014), por exemplo, recuperaram oito clados profundamente divergentes dentro da espécie endêmica amplamente distribuída *Gymnodactylus amarali*. A divisão de espécies amplamente distribuídas em espécies críticas independentes com menores áreas de ocorrência provavelmente também afetará as estimativas de ameaça e vulnerabilidade. O modelo de ameaças para o Cerrado que foi

desenvolvido neste estudo pode igualmente ser refinado e aplicado a outros elementos da biodiversidade.

Os lagartos endêmicos do Cerrado já perderam percentuais significantes de suas distribuições como resultado das perdas de habitat e a rede de AP é insuficiente para minimizar seus riscos de extinção: apenas uma espécie está totalmente protegida e para 94% das espécies existem lacunas grandes ou totais para sua conservação no Cerrado. Estes resultados, associados a rápida perda da vegetação nativa do Cerrado, indicam a necessidade urgente de medidas de conservação extensas, sendo a identificação das metas para a conservação em área, apenas o primeiro passo para o delineamento de estratégias de conservação que normalmente envolvem intensas negociações políticas para sua implementação. No final das contas, as decisões devem ser baseadas na comparação de alternativas e considerando os interesses de todos os tomadores de decisão, de forma que as análises aqui realizadas devem ser consideradas mais indicativas que prescritivas.

5. Bibliografia

- Andelman, S.J., Willig, M.R., 2003. Present patterns and future prospects for biodiversity in the Western Hemisphere. *Ecology Letters* 6, 818-824.
- Araújo, M.B., Luoto, M., 2007. The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16, 743-753.
- Bart, J., 1995. Acceptance criteria for using individual-based models to make management decisions. *Ecological Applications* 5, 411-420.
- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Prado, P.I., 2010. Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. *Conservation Biology* 24, 287-294.
- Bedward, M., Pressey, R.L., Keith, D.A., 1992. A new approach for selecting fully representative reserve networks: addressing efficiency, reserve design and land suitability with an iterative analysis. *Biological Conservation* 62, 115-125.
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., Hammerson, G., Hoffmann, M., Livingstone, S.R., Ram, M., Rhodin, A.G.J., Stuart, S.N., van Dijk, P.P.,

Young, B.E., Afuang, L.E., Aghasyan, A., Garcia, A., Aguilar, C., Ajtic, R., Akarsu, F., Alencar, L.R.V., Allison, A., Ananjeva, N., Anderson, S., Andren, C., Ariano-Sanchez, D., Arredondo, J.C., Auliya, M., Austin, C.C., Avci, A., Baker, P.J., Barreto-Lima, A.F., Barrio-Amoros, C.L., Basu, D., Bates, M.F., Batistella, A., Bauer, A., Bennett, D., Bohme, W., Broadley, D., Brown, R., Burgess, J., Captain, A., Carreira, S., Castaneda, M.D., Castro, F., Catenazzi, A., Cedeno-Vazquez, J.R., Chapple, D.G., Cheylan, M., Cisneros-Heredia, D.F., Cogalniceanu, D., Cogger, H., Corti, C., Costa, G.C., Couper, P.J., Courtney, T., Crnobrnja-Isailovic, J., Crochet, P.A., Crother, B., Cruz, F., Daltry, J.C., Daniels, R.I.R., Das, I., de Silva, A., Diesmos, A.C., Dirksen, L., Doan, T.M., Dodd, C.K., Doody, J.S., Dorcas, M.E., de Barros, J.D., Egan, V.T., El Mouden, E., Embert, D., Espinoza, R.E., Fallabrino, A., Feng, X., Feng, Z.J., Fitzgerald, L., Flores-Villela, O., Franca, F.G.R., Frost, D., Gadsden, H., Gamble, T., Ganesh, S.R., Garcia, M.A., Garcia-Perez, J.E., Gatus, J., Gaulke, M., Geniez, P., Georges, A., Gerlach, J., Goldberg, S., Gonzalez, J.C.T., Gower, D.J., Grant, T., Greenbaum, E., Grieco, C., Guo, P., Hamilton, A.M., Hare, K., Hedges, S.B., Heideman, N., Hilton-Taylor, C., Hitchmough, R., Hollingsworth, B., Hutchinson, M., Ineich, I., Iverson, J., Jaksic, F.M., Jenkins, R., Joger, U., Jose, R., Kaska, Y., Kaya, U., Keogh, J.S., Kohler, G., Kuchling, G., Kumlutas, Y., Kwet, A., La Marca, E., Lamar, W., Lane, A., Lardner, B., Latta, C., Latta, G., Lau, M., Lavin, P., Lawson, D., LeBreton, M., Lehr, E., Limpus, D., Lipczynski, N., Lobo, A.S., Lopez-Luna, M.A., Luiselli, L., Lukoschek, V., Lundberg, M., Lymberakis, P., Macey, R., Magnusson, W.E., Mahler, D.L., Malhotra, A., Mariaux, J., Maritz, B., Marques, O.A.V., Marquez, R., Martins, M., Masterson, G., Mateo, J.A., Mathew, R., Mathews, N., Mayer, G., McCranie, J.R., Measey, G.J., Mendoza-Quijano, F., Menegon, M., Metrailler, S., Milton, D.A., Montgomery, C., Morato, S.A.A., Mott, T., Munoz-Alonso, A., Murphy, J., Nguyen, T.Q., Nilson, G., Nogueira, C., Nunez, H., Orlov, N., Ota, H., Ottenwalder, J., Papenfuss, T., Pasachnik, S., Passos, P., Pauwels, O.S.G., Perez-Buitrago, N., Perez-Mellado, V., Pianka, E.R., Pleguezuelos, J., Pollock, C., Ponce-Campos, P., Powell, R., Pupin, F., Diaz, G.E.Q., Radder, R., Ramer, J., Rasmussen, A.R., Raxworthy, C., Reynolds, R., Richman, N., Rico, E.L., Riservato, E., Rivas, G., da Rocha, P.L.B., Rodel, M.O., Schettino, L.R., Roosenburg, W.M., Ross, J.P., Sadek, R., Sanders, K., Santos-Barrera, G., Schleich, H.H., Schmidt, B.R., Schmitz, A., Sharifi, M., Shea, G., Shi, H.T., Shine, R., Sindaco, R., Slimani, T., Somaweera, R., Spawls, S., Stafford, P., Stuebing, R., Sweet, S., Sy, E., Temple, H.J., Tognelli, M.F., Tolley, K., Tolson, P.J., Tuniyev, B., Tuniyev, S., Uzum, N., van Buurt, G., Van Sluys, M., Velasco, A., Vences, M., Vesely, M., Vinke, S., Vinke, T., Vogel, G., Vogrin, M., Vogt, R.C., Wearn, O.R., Werner, Y.L., Whiting, M.J., Wiewandt, T., Wilkinson, J., Wilson, B., Wren, S., Zamin, T., Zhou, K., Zug, G., 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157, 372-385.

Brannstrom, C., Jepson, W., Filippi, A.M., Redo, D., Xu, Z.W., Ganesh, S., 2008. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Policy* 25, 579-595.

Camargo, A., Sinervo, B., Sites, J.W., 2010. Lizards as model organisms for linking phylogeographic and speciation studies. *Molecular Ecology* 19, 3250-3270.

Campos, V.A., Oda, F.H., Custódio, R.J., Koppe, V.C., Dartora, A., 2011. First state record and distribution extension of *Tupinambis duseni* Lönnberg, 1910 (Squamata: Sauria: Teiidae) from Mato Grosso state, central Brazil. *Herpetology Notes* 4, 001-003.

- Carwardine, J., Klein, C.J., Wilson, K.A., Pressey, R.L., Possingham, H.P., 2009. Hitting the target and missing the point: target-based conservation planning in context. *Conservation Letters* 2, 3-10.
- Cassimiro, J., Rodrigues, M.T., 2009. A new species of lizard genus *Gymnodactylus* Spix, 1825 (Squamata: Gekkota: Phyllodactylidae) from Serra do Sincorá, northeastern Brazil, and the status of *G. carvalhoi* Vanzolini, 2005. *Zootaxa* 2008, 38-52.
- Cassimiro, J., Teixeira jr, M., Recoder, R.S., Rodrigues, M.T., 2009. *Tropidurus montanus* (Calango-da-Montanha; Montane Collared Lizard). Escape behavior. *Herpetological Review* 40, 351.
- Catullo, G., Masi, M., Falcucci, A., Maiorano, L., Rondinini, C., Boitani, L., 2008. A gap analysis of southeast Asian mammals based on habitat suitability models. *Biological Conservation* 141, 2730-2744.
- Chalom, A., Prado, P.I.K.L., 2014. pse: Parameter space exploration with Latin Hypercubes. R package version 0.3.4.
- Colli, G.R., 1991. Reproductive ecology of *Ameiva ameiva* (Sauria, Teiidae) in the Cerrado of central Brazil. *Copeia* 1991, 1002-1012.
- Colli, G.R., Bastos, R.P., Araújo, A.F.B., 2002a. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna, In In: *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. eds P.S. Oliveira, R.J. Marquis pp. 223-241. Columbia University Press, New York, NY.
- Colli, G.R., Bastos, R.P., Araújo, A.F.B., 2002b. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna, In *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. eds P.S. Oliveira, R.J. Marquis, pp. 223-241. Columbia University Press, New York, NY.
- Colli, G.R., Giugliano, L.G., Mesquita, D.O., França, F.G.R., 2003a. A new species of *Cnemidophorus* from the Jalapão region, in the central Brazilian Cerrado *Herpetologica* 65, 311-327.
- Colli, G.R., Mesquita, D.O., Rodrigues, P.V.V., Kitayama, K., 2003b. Ecology of the gecko *Gymnodactylus geckoides amarali* in a Neotropical Savanna. *Journal of Herpetology* 37, 694-706.
- Colli, G.R., Peres, A.C., Da Cunha, H.J., 1998a. A new species of *Tupinambis* (Squamata: Teiidae) from central Brazil, with an analysis of morphological and genetic variation in the genus. *Herpetologica* 54, 477-492.
- Colli, G.R., Peres, A.K., Zatz, M.G., 1997. Foraging mode and reproductive seasonality in tropical lizards. *Journal of Herpetology* 31, 490-499.
- Colli, G.R., Zatz, M.G., Cunha, H.J., 1998b. Notes on the ecology and geographical distribution of the rare gymnophthalmid lizard *Bachia bresslaui*. *Herpetologica* 54, 169-174.

- Costa, G.C., Nogueira, C., Machado, R.B., Colli, G.R., 2007. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. *Diversity and Distributions* 13, 714-724.
- Costa, G.C., Nogueira, C., Machado, R.B., Colli, G.R., 2010. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: A field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 19, 883-899.
- Cunha, O.R., 1966. Sobre uma nova espécie de lagarto do estado de Minas Gerais *Placosoma cipoense* sp. n. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 61, 1-9.
- Davis, F.W., Stoms, D.M., Andelman, S., 1999. Systematic reserve selection in the USA: an example from the Columbia Plateau ecoregion. *Parks* 9, 31-41.
- De Klerka, H.M., Fjeldsa, J., Blyth, S., Burgess, N.D., 2004. Gaps in the protected area network for threatened Afrotropical birds. *Biological Conservation* 117, 259-537.
- Diniz, J.R., Machado, R.B., Cavalcanti, R.B., 2010. Cerrado: Conhecimento Científico Quantitativo como Subsídio para Ações de Conservação. Thesaurus Editora, Brasília, DF.
- Domingos, F.M.C.B., Bosque, R.J., Cassimiro, J., Colli, G.R., Rodrigues, M.T., Santos, M.G., Beheregaray, L.B., 2014. Out of the deep: cryptic speciation in a Neotropical gecko (Squamata, Phyllodactylidae) revealed by species delimitation methods. *Molecular Phylogenetics and Evolution*.
- Eiten, G., 1971. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38, 201-341.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, G., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Fawcett, T., 2006. An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognition Letters* 27, 861-874.
- Freitas, M.A., França, D.P.F., Veríssimo, D., 2011. First record of *Cercosaura eigenmanni* (Griffin, 1917) (Squamata: Gymnophthalmidae) for the state of Acre, Brazil. *Check List* 7, 516.
- Gallagher, D.S., Dixon, J.R., 1980. A new lizard (Sauria: Teiidae: *Kentropyx*) from Brazil. *Copeia* 4, 616-620.
- Garda, A.A., 2000. Aspectos da ecologia de *Hoplocercus spinosus* no Cerrado do Brasil Central. In Congresso Brasileiro de Zoologia. p. 23. Sociedade Brasileira de Zoologia, Cuiabá, MT.
- Garda, A.A., Costa, G.C., Franca, F.G.R., Giugliano, L.G., Leite, G.S., Mesquita, D.O., Nogueira, C., Tavares-Bastos, L., Vasconcellos, M.M., Vieira, G.H.C., Vitt, L.J., Werneck, F.P., Wiederhecker, H.C., Colli, G.R., 2012. Reproduction, body size, and diet of *Polychrus acutirostris* (Squamata: Polychrotidae) in two contrasting environments in Brazil. *Journal of Herpetology* 46, 2-8.

- Gaston, K.J., 1996. Species-range-size distributions: patterns, mechanisms and implications. *Trends in Ecology & Evolution* 11, 197-201.
- Gaston, K.J., Blackburn, T.M., Lawton, J.H., 1997. Interspecific abundance range size relationships: An appraisal of mechanisms. *Journal of Animal Ecology* 66, 579-601.
- Gibbons, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T., 2000. The global decline of reptiles, Déjà Vu amphibians. *Bioscience* 50, 653-666.
- Gilpin, M.E., Soulé, M.E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction, In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. ed. M.E. Soulé, pp. 19-34. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Green, J.M.H., Larrosa, C., Burgess, N.D., Balmford, A., Johnston, A., Mbilinyi, B.P., Platts, P.J., Coad, L., 2013. Deforestation in an African biodiversity hotspot: Extent, variation and the effectiveness of protected areas. *Biological Conservation* 164, 62-72.
- Harnik, P.G., Simpson, C., Payne, J.L., 2012. Long-term differences in extinction risk among the seven forms of rarity. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 279, 4969-4976.
- Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L., Albert, D.L., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29, 13.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965–1978.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Manuais Técnicos em Geociências n.1. Manual Técnico da Vegetação Brasileira n.1. Rio de Janeiro: IBGE, 1992.
- IBGE, 1993. Mapa de Vegetação do Brasil. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro.
- IUCN, 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2013. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 10.1. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- Jennings, M.D., 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15, 5-20.
- Jepson, W., 2005. A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. *Geographical Journal* 171, 99-111.

- Jepson, W., Brannstrom, C., Filippi, A., 2010. Access regimes and regional land change in the Brazilian Cerrado, 1972-2002. *Annals of the Association of American Geographers* 100, 87-111.
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1, 147-155.
- Lasko, T.A., Bhagwat, J.G., Zou, K.H., Ohno-Machado, L., 2005. The use of receiver operating characteristic curves in biomedical informatics. *Journal of Biomedical Informatics* 38, 404-415.
- Lawton, J.H., 1993. Range, population abundance and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 8, 409-413.
- Machado, A.B.M., Marins, C.S., Drummond, G.M., 2005. Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Malcolm, J.R., Liu, C.R., Neilson, R.P., Hansen, L., Hannah, L., 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 20, 538-548.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-253.
- Marini, M.A., Barbet-Massin, M., Lopes, L.E., Jiguet, F., 2009. Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect Neotropical savanna birds. *Biological Conservation* 142, 3039-3050.
- Meiri, S., Bauer, A.M., Chirio, L., Colli, G.R., Das, I., Doan, T.M., Feldman, A., Herrera, F.-C., Novosolov, M., Pafilis, P., Pincheira-Donoso, D., Powney, G., Torres-Carvajal, O., Uetz, P., Van Damme, R., 2013. Are lizards feeling the heat? A tale of ecology and evolution under two temperatures. *Global Ecology and Biogeography* 22, 834-845.
- Mesquita, D.O., Colli, G.R., 2003a. The ecology of *Cnemidophorus ocellifer* (Squamata, Teiidae) in a Neotropical savanna. *Journal of Herpetology* 37, 498-509.
- Mesquita, D.O., Colli, G.R., 2003b. Geographical variation in the ecology of populations of some Brazilian species of *Cnemidophorus* (Squamata, Teiidae). *Copeia* 2003, 285-298.
- Mesquita, D.O., Colli, G.R., França, F.G.R., Vitt, L.J., 2006. Ecology of a Cerrado lizard assemblage in the Jalapão region of Brazil. *Copeia* 3, 460-471.
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Gill, P.C., Mittermeier, C.G., 2000. Hotspots: Earth's Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX, Mexico City.
- Moretti, R., 2009. Revisão taxonômica do gênero *Coleodactylus* Parker, 1926 (Squamata: Sphaerodactylidae). Ph.D. Dissertation, Departamento de Zoologia, Universidade de São Paulo.

- Myers, N., Russell, A., Mittermeier, R.A., Cristina, G., Mittermeier, C.G., Gustavo, A.B., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nóbrega, C.C., De Marco, P., 2011. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distributions* 17, 491-505.
- Nogueira, C., Colli, G.R., Costa, G.C., Machado, R.B., 2010. Diversidade de répteis Squamata e evolução do conhecimento faunístico no Cerrado, In *Cerrado: Conhecimento Científico Quantitativo como Subsídio para Ações de Conservação*. eds I.R. Diniz, J. Marinho-Filho, R.B. Machado, R.B. Cavalcanti, pp. 331-371. Editora UnB, Brasília.
- Nogueira, C., Colli, G.R., Martins, M., 2009. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecology* 34, 83-96.
- Nogueira, C., Ribeiro, S., Costa, G.C., Colli, G.R., 2011. Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. *Journal of Biogeography* 38, 1907-1922.
- Nogueira, C., Rodrigues, M.T., 2006. The genus *Stenocercus* (Squamata: Tropiduridae) in extra-Amazonian Brazil, with the description of two new species. *South American Journal of Herpetology* 1, 149-165.
- Ohlemuller, R., Anderson, B.J., Araujo, M.B., Butchart, S.H.M., Kudrna, O., Ridgely, R.S., Thomas, C.D., 2008. The coincidence of climatic and species rarity: high risk to small-range species from climate change. *Biology Letters* 4, 568-572.
- Oldfield, E.E.T., Smith, R.J., Harrop, S.R., Leader-Williams, N., 2004. A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biological Conservation* 120, 303-309.
- Oliveira, P.S., Marquis, R.J., 2002. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- Paglia, A.P., Paese, A., Bedê, L., Fonseca, M., Pinto, L.P., Machado, R.B., 2004. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. Pp. 39-50. In: *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Volume II - Seminários. Fundação o Boticário de Proteção à Natureza e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação*. Curitiba, PR.
- Perry, G., Garland, T.J., 2002. Lizard home ranges revisited: effects of sex, body size, diet, habitat and phylogeny. *Ecology* 83, 1870-1885.
- Peterson, W.W., Birdsall, T.G., 1953. The theory of signal detectability. Part I. The general theory, pp. 1-54. Electronic Defense Group, Department of Electrical Engineering, Engineering Research Institute, University of Michigan, Ann Arbor.
- Peterson, W.W., Birdsall, T.G., Fox, W.C., 1954. The theory of signal detectability. *Transactions on IRE Professional Group on Information Theory* 4, 171-212.

- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231-259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling, In *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*. ed. A. Press, pp. 655-662. ACM Press, Banff, Canada.
- Pianka, E.R., Vitt, L.J., 2003. *Lizards: Windows to the Evolution of Diversity*. University of California Press, Berkeley.
- Pineda, E., Lobo, J.M., 2012. The performance of range maps and species distribution models representing the geographic variation of species richness at different resolutions. *Global Ecology and Biogeography* 21, 935-944.
- Pinto, M.G.M., 1999. Ecologia das espécies de lagartos simpátricos *Mabuya nigropunctata* e *M. frenata* (Scincidae), no cerrado de Brasília (DF) e Serra da Mesa, Minaçu (GO). M.Sci. Thesis, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília.
- Pressey, R.L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M., Wilson, K.A., 2008. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 583-592.
- Pressey, R.L., Cowling, R.M., Rouget, M., 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 99-127.
- Pressey, R.L., Nicholls, A.O., 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring vs. iterative approaches. *Biological Conservation* 50, 199-218.
- Pressey, R.L., Taffs, K.H., 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: Priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100, 355-376.
- Pressey, R.L., Tully, S.L., 1994. The cost of ad hoc reservation: a case study in western New South Wales. *Australian Journal of Ecology* 19, 375-384.
- R Core Team, 2014. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rabinowitz, D., 1981. Seven forms of rarity, In *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*. ed. H. Synge, pp. 205-217. Wiley, Chichester and New York.
- Rabinowitz, D., Cairns, S., Dillon, T., 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles, In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. ed. M.E. Soulé, pp. 182-204. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado, In *Cerrado: Ambiente e Flora*. eds S.M. Sano, S.P. Almeida, pp. 89-166. EMBRAPA-CPAC, 1998. p.86-166, Planaltina.

- Rodrigues, A.S.L., Akcakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.C., Da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X., 2004a. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54, 1092-1100.
- Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C., da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X., 2004b. Effectiveness of the global protected-area network in representing species diversity. *Nature* 428, 640–643.
- Rodrigues, A.S.L., Gaston, K.J., 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4, 602-609.
- Rodrigues, M.T., 1996. A new species of lizard, genus *Micrablepharus* (Squamata: Gymnophthalmidae), from Brazil. *Herpetologica* 52, 535-541.
- Rodrigues, M.T., Camacho, A., Nunes, P.M.S., Recoder, R.S., Teixeira Jr., M., Valdujo, P.H., Ghellere, J.M.B., Mott, T., Nogueira, C., 2008. A new species of the lizard genus *Bachia* (Squamata: Gymnophthalmidae) from the Cerrados of central Brazil. *Zootaxa* 1875, 39-50.
- Rouget, M., Richardson, D.M., Cowling, R.M., 2003a. The current configuration of protected areas in the Cape Floristic Region, South Africa: representation bias and representation of biodiversity patterns and processes. *Biological Conservation* 112, 129-145.
- Rouget, M., Richardson, D.M., Cowling, R.M., Lloyd, J.W., Lombard, A.T., 2003b. Current patterns of habitat transformation and future threats to biodiversity in terrestrial ecosystems of the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 63-85.
- Saltelli, A., 2002. Sensitivity analysis for importance assessment. *Risk Analysis* 22, 579-590.
- Saltelli, A., 2005. Global Sensitivity Analysis: An Introduction (Tutorial), In *Sensitivity Analysis of Model Output*. Proceedings of the 4th International Conference on Sensitivity Analysis of Model Output (SAMO 2004). eds K.M. Hanson, F.M. Hernandez, pp. 27-43. Los Alamos National Laboratory, Santa Fe, New Mexico.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L.S., Ferreira, L.G., 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 43, 153-156.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L.S., Ferreira, L.G., 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 166, 113-124.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L.S., Ferreira, L.G., Bezerra, H.S., 2009. Mapeamento da cobertura vegetal natural e antrópica do bioma Cerrado por meio de imagens Landsat ETM+, In *XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. pp. 1199-1206. INPE, Natal, Brasil.
- Schwartz, M.W., Iverson, L.R., Prasad, A.M., Matthews, S.N., O'Connor, R.J., 2006. Predicting extinctions as a result of climate change. *Ecology* 87, 1611-1615.

- Scott, J.M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., D'Erchia, F., Edwards, T.C., Ulliman, J., Wright, G., 1993. Gap analysis: A geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123, 1-41.
- Scott, J.M., Davis, W.F., McGhie, G.R., Wright, G.R., Groves, C., Estes, J., 2001. Nature reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications* 11, 999-1007.
- Silva, J., 1995. Biogeographic analysis of the South American avifauna *Steenstrupia* 21, 49-67.
- Silva, J.M.C., Bates, J.M., 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *Bioscience* 52, 225-233.
- Sinervo, B., Méndez-de-la-Cruz, F., Miles, D.B., Benoit Heulin⁴, Bastiaans, E., Villagrán-Santa Cruz, M., Lara-Resendiz, R., Martínez-Méndez, N., Calderón-Espinosa, M.L., Meza-Lázaro, R.N., Gadsden, H., Avila, L.H., Morando, M., De la Riva, L.J., Sepulveda, P.V., Rocha, C.F.D., Iburgüengoytía, N., Puntriano, C.A., Massot, M., Lepetz, V., Oksanen, T.A., Chapple, D.G., Bauer, A.M., William R. Branch¹⁹, Jean Clobert¹⁵, Jr.²⁰, J.W.S., 2010. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science* 328, 894-899.
- Soberón, J., 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10, 1115-1123.
- Soulé, M.E., Sanjayan, M.A., 1998. Conservation targets: do they help? *Science, New Series*, 279, 2060-2061.
- Svancara, L.K., Brannon, R., Scott, J.M., Groves, C.R., Noss, R.F., Pressey, R.L., 2005. Policy-driven versus evidence-based conservation: A review of political targets and biological needs. *Bioscience* 55, 989-995.
- Swets, J.A., 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240, 1285-1293.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145-148.
- Urbina-Cardona, J.N., Flores-Villela, O., 2010. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology* 24, 1031-1041.
- Van Sluys, M., 1998. Growth and body condition of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* in southeastern Brazil. *Journal of Herpetology* 32, 359-365.
- Vanzolini, P.E., Willians, E.E., 1970. South American anoles: the geographic differentiation and evolution of the *Anolis chrysolepis* species group (Sauria, Iguanidae). *Arquivos de Zoologia* 19, 1-124.
- Vimal, R., Rodrigues, A.S.L., Mathevet, R., Thompson, J.D., 2011. The sensitivity of gap analysis to conservation targets. *Biodiversity Conservation* 20, 531-543.

- Warren, D.L., Seifert, N., 2011. Environmental niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications* 21, 335-342.
- Werneck, F.P., 2011. The diversification of eastern South American open vegetation biomes: historical biogeography and perspectives. *Quaternary Science Reviews* 30, 1630-1648.
- Wiederhecker, H.C., Pinto, A.C.S., Colli, G.R., 2002. Reproductive ecology of *Tropidurus torquatus* (Squamata: Tropiduridae) in the highly seasonal Cerrado biome of central Brazil. *Journal of Herpetology* 36, 82-91.
- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A., Durrant, N.P.S., 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14, 763-773.

6. Tabelas

Tabela 1 – Estatísticas espaciais para 30 espécies de lagartos endêmicas do Cerrado Brasileiro. N: número de registros de distribuição, AUC: área sob, MDE: área do modelo de distribuição binário da espécie, MDE*: MDE menos as áreas já desmatadas, Perda: $(MDE_i - MDE^*_i) / MDE_i \times 100$, RN: raridade natural, medida como $(MDE^*_{max} - MDE^*_i) / MDE^*_{max}$. # Para espécies com menos que 5 registros, MDE indica a soma das áreas de buffers de 5-km em torno de cada registros. NA indica valores não aplicáveis para essas 12 espécies. As espécies estão ordenadas de acordo com as áreas dos MDE.

Espécies	N	AUC	MDE (km ²)	MDE*	Perda (%)	RN
<i>Kentropyx vanzoi</i>	15	0.81	1 801 580	923 798	49	0.00
<i>Tupinambis duseni</i>	9	0.81	1 601 022	713 254	55	0.23
<i>Hoplocercus spinosus</i>	51	0.84	1 584 894	757 490	52	0.18
<i>Anolis meridionalis</i>	52	0.86	1 455 812	656 128	55	0.29
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	14	0.82	1 454 170	743 692	49	0.19
<i>Bachia bresslaui</i>	15	0.74	1 206 297	486 457	60	0.47
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	25	0.89	1 201 546	606 779	50	0.34
<i>Mabuya guaporicola</i>	25	0.86	1 161 303	486 593	58	0.47
<i>Micrablepharus atticolus</i>	33	0.90	1 136 032	470 271	59	0.49
<i>Gymnodactylus carvalhoi</i>	31	0.92	1 070 808	556 279	48	0.40
<i>Tropidurus itambere</i>	59	0.92	874 923	270 763	69	0.71
<i>Kentropyx paulensis</i>	23	0.90	873 370	259 408	70	0.72
<i>Cercosaura albostrigata</i>	25	0.94	528 898	164 436	69	0.82
<i>Stenocercus quinarius</i>	5	0.95	256 541	139 433	46	0.85
<i>Stenocercus sinesaccus</i>	6	0.98	156 041	59 506	62	0.94
<i>Tropidurus montanus</i>	17	0.99	38 087	19 543	49	0.98
<i>Bachia oxyrhina</i>	6	0.99	37 828	29 132	23	0.97
<i>Cnemidophorus mumbuca</i>	5	1.00	19 181	13 512	30	0.99
<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	3	NA	276 [#]	273	1	1.00
<i>Rhachisaurus brachylepis</i>	3	NA	276 [#]	194	30	1.00
<i>Heterodactylus lundii</i>	3	NA	274 [#]	259	5	1.00
<i>Cnemidophorus japalensis</i>	3	NA	271 [#]	270	0	1.00
<i>Tropidurus insulanus</i>	2	NA	191 [#]	191	0	1.00
<i>Bachia didactyla</i>	2	NA	188 [#]	9	95	1.00
<i>Bachia cacerensis</i>	2	NA	185 [#]	92	50	1.00
<i>Bachia micromela</i>	1	NA	96 [#]	96	0	1.00
<i>Bachia psammophila</i>	1	NA	95 [#]	52	45	1.00
<i>Ameiva parecis</i>	1	NA	94 [#]	94	0	1.00
<i>Gymnodactylus guttulatus</i>	1	NA	92 [#]	77	16	1.00
<i>Placosoma cipoense</i>	1	NA	91 [#]	91	0	1.00

Tabela 2 – Parâmetros usados na análise de vulnerabilidade (VL) das espécies de lagartos endêmicas do Cerrado Brasileiro com distribuição modelada. RPHF: risco de perda de habitat futura, IUCN: classificação na lista vermelha da IUCN, Lista Nacional das Espécies da Brasileira Ameaçadas de Extinção, RE: risco de extinção. VU= vulnerável, NA= não analisado. Nenhuma das espécies está listada na LN. Risco foi obtido pelo produto de RPHF x RE. Valores foram calculados apenas para as espécies com mais de cinco registros de distribuição.

Espécies	RPHF	IUCN	LN	RE	Risco	VL
<i>Bachia bresslaui</i>	0.39	VU	–	1.4	0.55	1.00
<i>Cercosaura albostrigata</i>	0.39	NA	–	1	0.39	0.72
<i>Tropidurus itambere</i>	0.39	NA	–	1	0.39	0.72
<i>Kentropyx paulensis</i>	0.39	NA	–	1	0.39	0.71
<i>Anolis meridionalis</i>	0.38	NA	–	1	0.38	0.70
<i>Mabuya guaporicola</i>	0.38	NA	–	1	0.38	0.70
<i>Hoplocercus spinosus</i>	0.38	NA	–	1	0.38	0.69
<i>Micrablepharus atticolus</i>	0.38	NA	–	1	0.38	0.69
<i>Tupinambis duseni</i>	0.36	NA	–	1	0.36	0.66
<i>Kentropyx vanzoi</i>	0.36	NA	–	1	0.36	0.65
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	0.35	NA	–	1	0.35	0.63
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	0.35	NA	–	1	0.35	0.63
<i>Gymnodactylus carvalhoi</i>	0.33	NA	–	1	0.33	0.60
<i>Stenocercus quinarius</i>	0.33	NA	–	1	0.33	0.59
<i>Stenocercus sinesaccus</i>	0.28	NA	–	1	0.28	0.51
<i>Tropidurus montanus</i>	0.27	NA	–	1	0.27	0.48
<i>Cnemidophorus mumbuca</i>	0.23	NA	–	1	0.23	0.42
<i>Bachia oxyrhina</i>	0.19	NA	–	1	0.19	0.35

Tabela 3 – Hábito, comprimento rostro-cloacal máximo (CRC, mm) e sensibilidade devida a história de vida (HV) das espécies de lagartos endêmicas do Cerrado Brasileiro. Os valores foram calculados apenas para as espécies com mais que cinco registros de ocorrência.

Espécies	Hábito	CRC	HV	Fonte
<i>Bachia bresslaui</i>	fossorial	106	0.83	Colli et al. (1998b)
<i>Bachia oxyrhina</i>	fossorial	80	0.83	Rodrigues et al. (2008)
<i>Tupinambis duseni</i>	terrestre	370	0.62	Campos et al. (2011)
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	terrestre	260	0.62	Colli et al. (1998a)
<i>Stenocercus quinarius</i>	serapilheira	90	0.58	Nogueira and Rodrigues (2006)
<i>Stenocercus sinesaccus</i>	serapilheira	90	0.58	Nogueira and Rodrigues (2006)
<i>Anolis meridionalis</i>	Semi-arborícola	54	0.54	Vanzolini and Williams (1970)
<i>Hoplocercus spinosus</i>	terrestre	90	0.46	Garda (2000)
<i>Mabuya guaporicola</i>	terrestre	90	0.46	Pinto (1999)
<i>Tropidurus itambere</i>	terrestre	95	0.46	Van Sluys (1998)
<i>Tropidurus montanus</i>	terrestre	80	0.46	Cassimiro et al. (2009)
<i>Cercosaura albostrigata</i>	serapilheira	52	0.42	Freitas et al. (2011)
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	serapilheira	60	0.42	Moretti (2009)
<i>Cnemidophorus mumbuca</i>	terrestre	59	0.29	Colli et al. (2003a)
<i>Gymnodactylus carvalhoi</i>	terrestre	49	0.29	Cassimiro and Rodrigues (2009)
<i>Kentropyx paulensis</i>	terrestre	65	0.29	Gallagher and Dixon (1980)
<i>Kentropyx vanzoi</i>	terrestre	65	0.29	Gallagher and Dixon (1980)
<i>Micrablepharus atticolus</i>	terrestre	43	0.29	Rodrigues (1996)

Tabela 4 – Sumário da análise de lacunas para os lagartos endêmicos do Cerrado Brasileiro. Os asteriscos indicam os valores das metas maiores que o esperado ao acaso, conforme indicado pela análise de sensibilidade global.

Espécies	Meta (%)	Meta (km ²)	Área conservada (km ²)	Meta alcançada (%)	Situação
<i>Bachia oxyrhina</i>	23*	8 676	9 549	110.1	Protegida
<i>Placosoma cipoense</i>	100*	91	83	90.6	Lac. menor
<i>Bachia cacerensis</i>	100*	185	87	47.1	Lac. maior
<i>Rachisaurus brachylepis</i>	100*	276	83	30.0	Lac. maior
<i>Cnemidophorus mumbuca</i>	20	3 872	1 531	39.5	Lac. maior
<i>Tropidurus montanus</i>	21	8 170	2 972	36.4	Lac. maior
<i>Cnemidophorus jalapensis</i>	100*	271	94	34.5	Lac. maior
<i>Stenocercus sinesaccus</i>	22	34 164	10 744	31.5	Lac. maior
<i>Eurolophosaurus nanuzae</i>	100*	276	83	30.0	Lac. maior
<i>Kentropyx vanzoi</i>	12	207 231	50 583	24.4	Lac. maior
<i>Gymnodactylus carvalhoi</i>	15	162 300	36 843	22.7	Lac. maior
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	14	205 106	42 451	20.7	Lac. maior
<i>Tropidurus insulanus</i>	100*	191	31	16.2	Lac. maior
<i>Stenocercus quinarius</i>	21	55 044	9 397	17.1	Lac. maior
<i>Tupinambis duseni</i>	16	253 196	42 329	16.7	Lac. maior
<i>Hoplocercus spinosus</i>	14	229 751	38 398	16.7	Lac. maior
<i>Micrablepharus atticolus</i>	17	188 574	29 820	15.8	Lac. maior
<i>Anolis meridionalis</i>	16	235 157	35 975	15.3	Lac. maior
<i>Mabuya guaporicola</i>	17	202 979	28 058	13.8	Lac. maior
<i>Tropidurus itambere</i>	20	174 230	22 312	12.8	Lac. maior
<i>Kentropyx paulensis</i>	19	166 054	18 696	11.3	Lac. maior
<i>Bachia bresslaui</i>	21	256 147	26 439	10.3	Lac. maior
<i>Cercosaura albostrigata</i>	21	110 013	10 187	9.3	Lac. maior
<i>Heterodactylus lundii</i>	100*	274	120	43.8	Lac. maior
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	17	202 311	6 114	3.0	Lac. maior
<i>Bachia didactyla</i>	100*	188	0	0.0	Lac. total
<i>Bachia micromela</i>	100*	96	0	0.0	Lac. total
<i>Bachia psamophila</i>	100*	95	0	0.0	Lac. total
<i>Ameiva parecis</i>	100*	94	0	0.0	Lac. total
<i>Gymnodactylus guttulatus</i>	100*	92	0	0.0	Lac. total

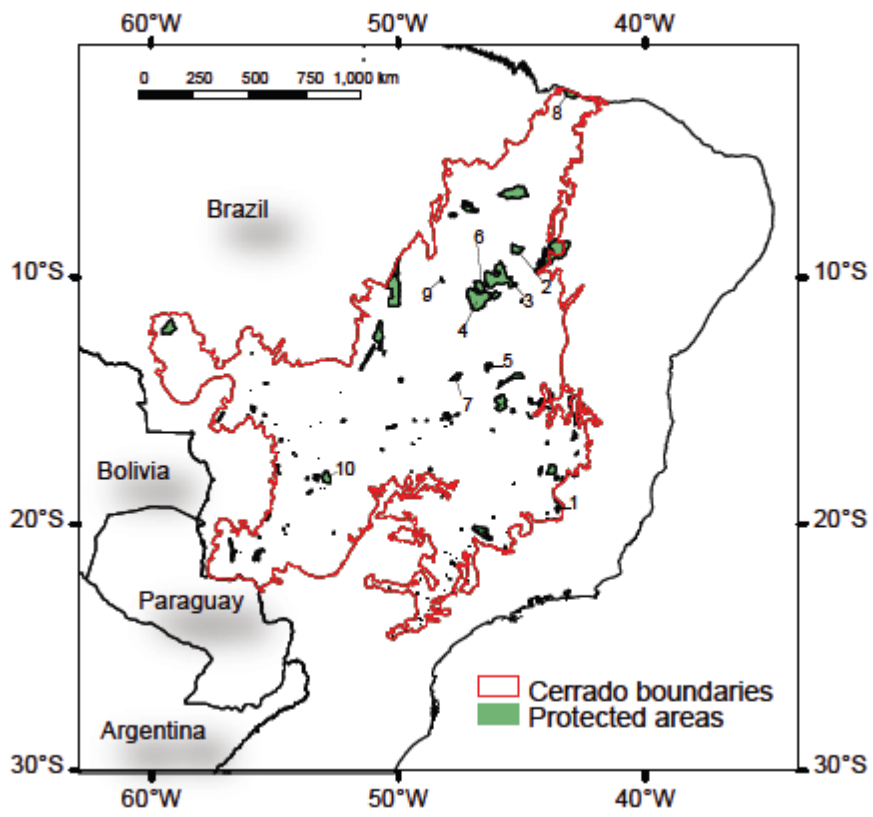
Legendas das Figuras

Figure 1 – Limites do Cerrado Brasileiro (área core) e unidades de conservação de proteção integral. Boundaries of the Brazilian Cerrado (core area) and integral (strict) protected. PARNA da Serra do Cipó (1), ESEC de Uruçuí-Una (2), PARNA Nascentes do Rio Parnaíba (3), ESEC Estação Serra Geral do Tocantins (4), PE de Terra Ronca (5), PE do Jalapão (6), PARNA Chapada dos Veadeiros (7), PARNA dos Lençóis Maranhenses (8), PE do Lageado (9), PARNA das Emas (10).

Figura 2 – Perda de Hábitat e risco de perda de hábitat para as espécies de lagartos endêmicas do Cerrado. (a) Distribuições de frequência das espécies do Cerrado de acordo com o percentual de perdas de habitats de acordo com os Modelos de Distribuição das Espécies (MDE). (b) Gráfico da perda bruta no MDE versus área do MDE. (c) Gráfico da perda percentual nos MDE versus área dos MDE. (d) Gráfico da probabilidade de perda futura de hábitat versus a perda percentual nos MDE.

Figura 3 – Probabilidade de perda future de habitat ao longo do Cerrado em áreas com vegetação nativa.

Figura 1



1

Figura 2

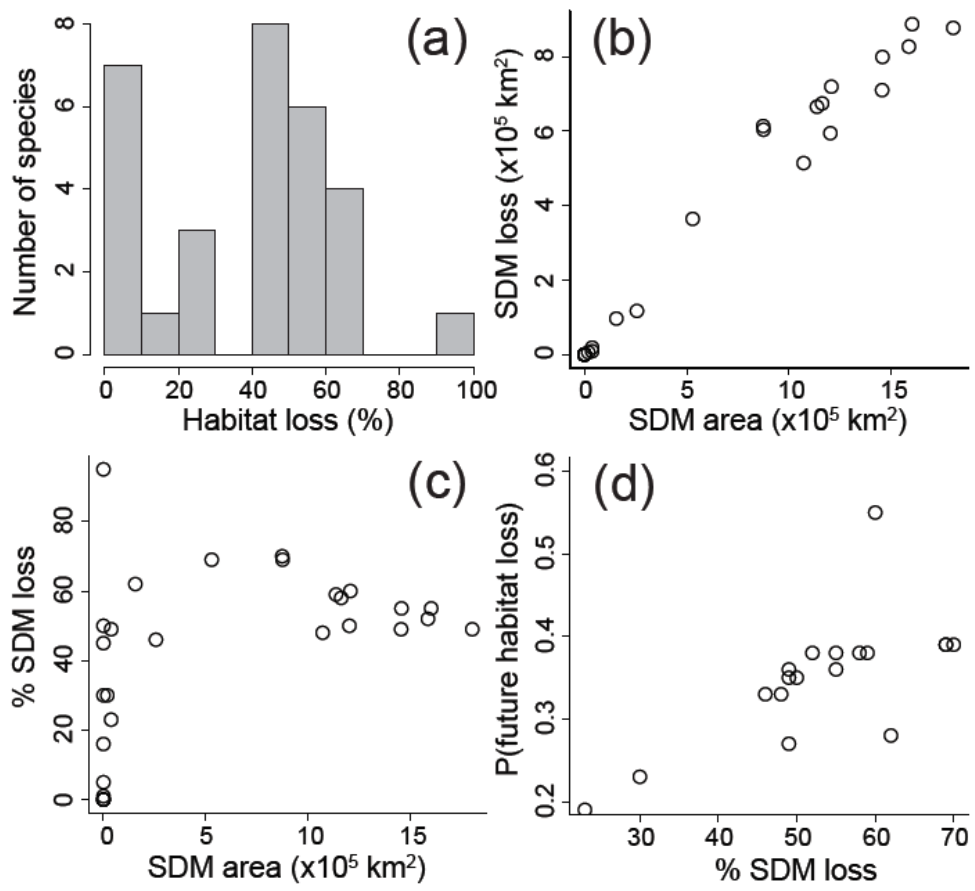
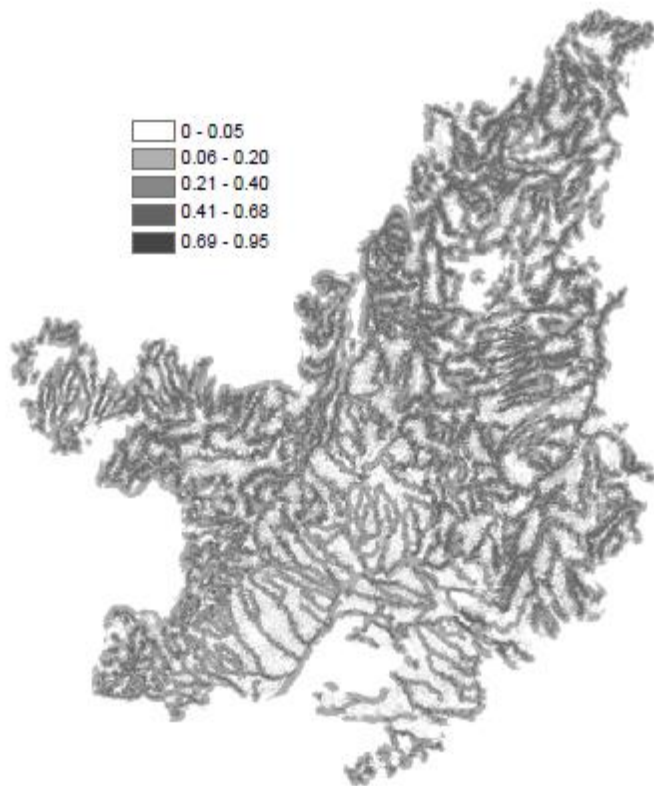


Figura 3



Figuras Suplementares – Legenda

Figura 1a – Modelos de Distribuição para lagartos endêmicos do Cerrado Brasileiro (reclassificados segundo Breaks Jenks).

Figura 1b – Modelos de Distribuição para lagartos endêmicos do Cerrado Brasileiro (reclassificados segundo Breaks Jenks).

Figura 2a – Modelos de Distribuição para lagartos endêmicos do Cerrado Brasileiro excluindo-se as áreas desmatadas.

Figura 2b – Modelos de Distribuição para lagartos endêmicos do Cerrado Brasileiro excluindo-se as áreas desmatadas.

Figura 1a

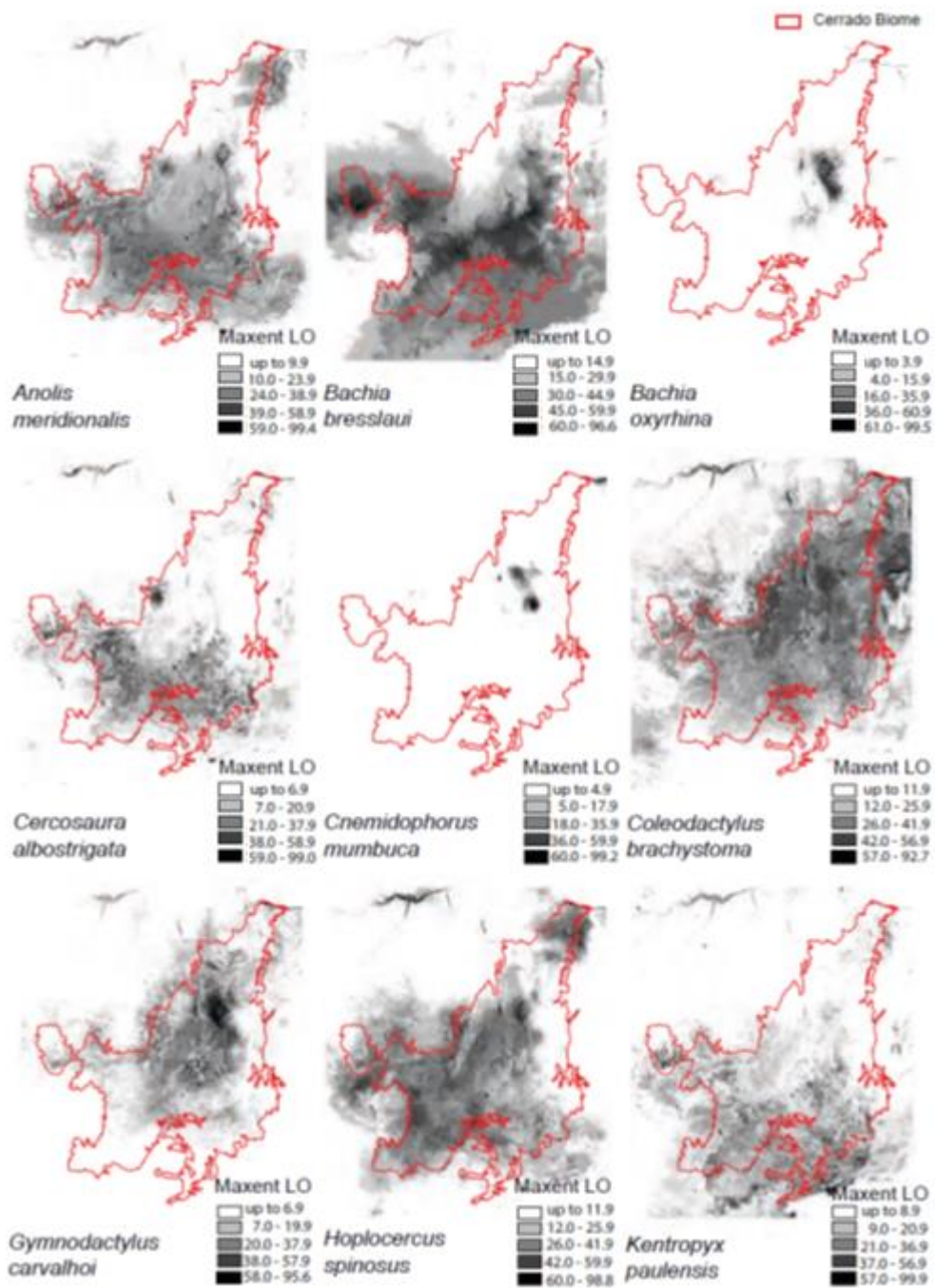


Figura 1b

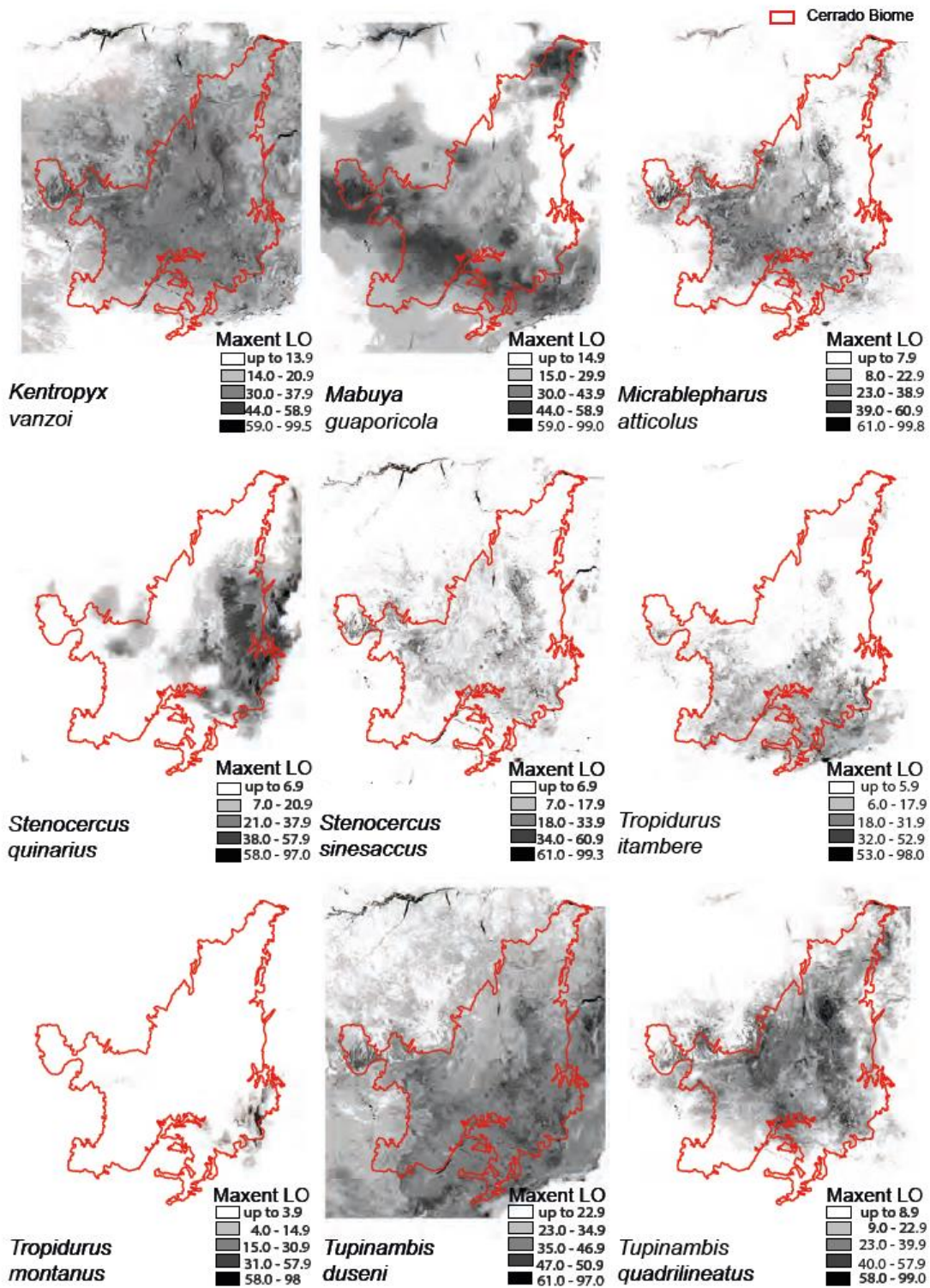

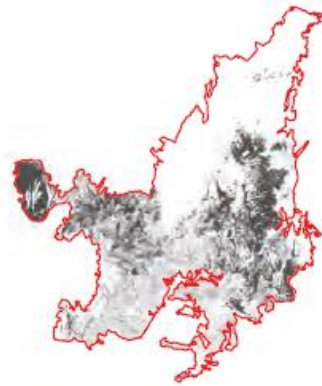


Figura 2a

 Cerrado Biome



Anolis meridionalis



Bachia bresslaui



Bachia oxyrhina



Cercosaura albostrigata



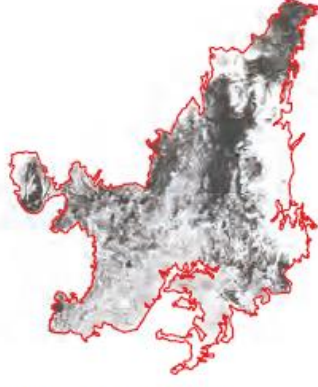
Cnemidophorus mumbuca



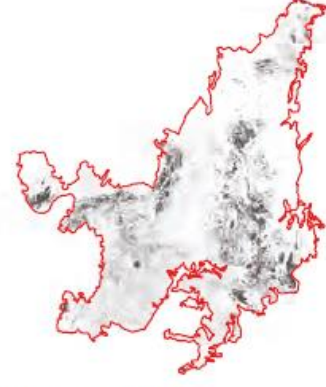
Coleodactylus brachystoma



Gymnodactylus carvalhoi




Hoplocercus spinosus



Kentropyx paulensis

Figura 2b

 Cerrado Biome



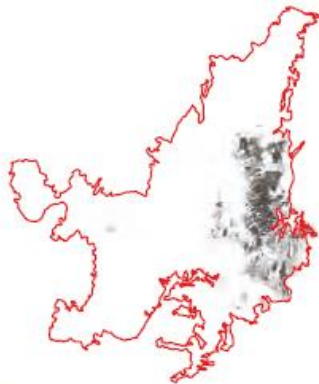
Kentropyx vanzoi



Mabuya guaporicola



Micrablepharus atticolus



Stenocercus quinarius



Stenocercus sinesaccus



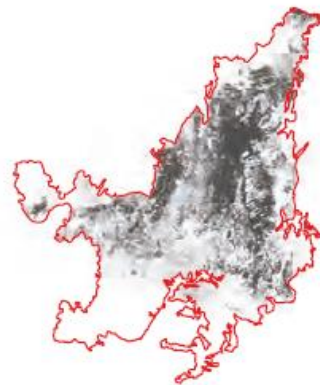
Tropidurus itambere



Tropidurus montanus



Tupinambis dusei



Tupinambis quadrilineatus

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal
Projeto de Doutorado

Capítulo 2

Definição de Redes de áreas Protegidas para Conservação das Espécies Endêmicas de lagartos do Cerrado

1. Introdução

O Planejamento Sistemático da Conservação (PSC) é formalmente definido como o processo de localizar, configurar, implementar e manter áreas que serão manejadas para favorecer a persistência da biodiversidade e dos processos evolutivos e ecológicos que atuam sobre as populações que geram e mantêm essa biodiversidade (Margules and Pressey 2000; Pressey et al. 2008). A seleção de áreas protegidas (APs) para a conservação da biodiversidade baseada no PSC objetiva aumentar a eficiência dos sistemas de reservas e a promover um melhor aproveitamento dos recursos destinados à conservação da biodiversidade (Pressey and Nicholls 1989).

Para isso, o PSC tem como princípios a seleção das áreas insubstituíveis por conterem atributos da biodiversidade não encontrados em outros locais, assim como também das áreas mais vulneráveis e sujeitas a desaparecerem em curto espaço de tempo caso não sejam formalmente protegidas (Margules et al. 2002).

Além disso, as redes de AP definidas por PSC deverão ser constituídas por sítios complementares, ou seja, áreas semelhantes no que diz respeito aos atributos da biodiversidade sob consideração não são duplicadas (Margules and Pressey 2000). Já a flexibilidade na definição de redes de APs por PSC é representada pelo oferecimento de diversas soluções alternativas para um dado problema proposto sendo o princípio em PSC que reconhece a necessidade de negociações envolvendo interesses concorrentes por um mesmo território (Margules et al. 2002).

A utilização de PSC mais conhecida no Brasil foi para a definição das Áreas Prioritárias para a Conservação, que tem por objetivo orientar políticas públicas a partir do estabelecimento de prioridades que levem à conservação, à utilização sustentável e à repartição de benefícios da diversidade biológica brasileira (MMA 2007)

O processo de PSC foi bastante beneficiado pelo desenvolvimento de duas classes distintas e interdependentes de métodos. A primeira consiste de métodos para aquisição dos

conjuntos de dados adequados (ex: análise RAP, BIOCLIM) aliados aos métodos para exibição e manipulação desses dados por sistemas de informações geográficas – SIG, como Quantum Gis (Nanni et al.), ArcMap (ESRI 2011).

A segunda classe inclui métodos que usam os dados adquiridos para buscar áreas que satisfaçam com custo mínimo, o máximo possível das metas estabelecidas. Exemplos incluem o como o Marxan e o C-Plan (Margules et al. 2002; Sarkar et al. 2006). Para o Marxan (Ardron et al. 2010; Ball and Possingham 2000; Game and Grantham 2008), os melhores sistemas de reservas são aqueles com o menor custo total, calculado por meio de uma função objetiva (Ball and Possingham 2000). Os parâmetros da função objetiva devem ser informados ao software e podem ser alterados para diversos cenários e/ou abordagens, permitindo a obtenção de diversas opções de respostas a um dado problema proposto. Por essa razão o Marxan é considerado bastante flexível (Game and Grantham 2008).

Um dos resultados apresentados pelo Marxan são as áreas insubstituíveis para a conservação dos atributos da biodiversidade considerados (Pressey et al. 1994), que são reveladas por aquelas áreas selecionadas em todas as rodadas do programa. Quando se define, por exemplo, que o Marxan fará 1000 rodadas para escolher dentre essas a melhor rede, as áreas insubstituíveis são aquelas selecionadas nas 1000 rodadas por conterem atributos isolados ou conjuntos de atributos não encontrados em outros locais. A insubstituíbilidade das áreas, além de ser um princípio observado em PSC, é considerada, juntamente com a vulnerabilidade, como indicadora das áreas a serem priorizadas para a conservação da biodiversidade, especialmente em territórios com muitos interesses concorrentes, como é o Cerrado (Pressey and Taffs 2001).

O Cerrado é um hotspot da biodiversidade (Myers 2003; Myers et al. 2000) que cobre a maior parte da região central do Brasil (Figura 1), sendo sua vegetação típica também encontrada em manchas isoladas dentro da bacia Amazônica e Mata Atlântica (Diniz et al. 2010; Eiten 1971; Ribeiro and Walter 1998). Estimativas de 2005 já indicavam que apenas

50% da sua cobertura original ainda persistia (Klink and Machado 2005) e, de acordo com as bases de dados espaciais utilizadas neste trabalho, apenas 3% do Cerrado (aprox. 67.161 km²) estão atualmente ocupados por áreas protegidas de proteção integral, denominadas no Brasil como Unidades de Conservação (UC) (Fig. 1). Além disso, aproximadamente 6% do Cerrado correspondem a Terras Indígenas (TIs), protegidas com objetivo de garantir o território das populações nativas de indígenas no Cerrado. Ainda que sejam importantes para a manutenção da biodiversidade, a delimitação e gestão desses territórios foge à competência dos órgãos ambientais.

Em locais com alto risco de perda de hábitat, dada a falta de sítios alternativos para manter populações viáveis, as espécies mais ameaçadas são as endêmicas. No Cerrado, os níveis de endemismo para Squamata (serpentes, lagartos e anfisbênias) são maiores que em qualquer outro grupo de vertebrados. Para os lagartos, o endemismo é estimado em 42%, representando 32 espécies endêmicas (Nogueira et al. 2011), várias delas associadas a microhábitats específicos (Colli et al. 2003b; Nogueira 2006).

Dados de ocorrência das espécies endêmicas de lagartos no Cerrado brasileiro foram disponibilizados para esta pesquisa, a maior parte resultante de inventários de expedições ao campo (Colli et al. 2002; Nogueira 2001; Rodrigues 2005), já tendo sido usados para estimar a distribuição potencial e padrões de riqueza dos lagartos através de modelagem de nicho (Costa et al. 2007; Werneck 2011; Costa et al. 2010). Além desses estudos, o Capítulo 1 desta tese refez as modelagens da distribuição potencial dos lagartos endêmicos do Cerrado, definiu uma metodologia para atribuir metas percentuais para a sua conservação e levantou as lacunas de conservação existentes.

Neste contexto os objetivos deste capítulo são: (1) definir redes de UCs para as espécies de lagartos endêmicas do Cerrado usando as metas de conservação definidas no capítulo 1 e metodologias de PSC; (2) comparar as redes obtidas considerando as coincidências espaciais com as áreas prioritárias para a conservação (APC) e as TI; (3)

Identificar as áreas insubstituíveis das redes e calcular sua sobreposição às propostas atuais de criação de novas UCs federais no Cerrado (SNUC-PI futuro).

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

Nós adotamos os limites do Cerrado fornecidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 1992,1993; Silva 1995; Silva and Bates 2002). Dados sobre as UCs federais, estaduais e municipais foram obtidos do Ministério do Meio Ambiente – MMA, (<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>) e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente – IBAMA (available from <http://siscom.ibama.gov.br>). O Sistema Nacional de Unidades de conservação futuro – (SNUC futuro) foi considerado como o Sistema Nacional de Unidades de Conservação de Proteção Integral atual– SNUC-PI, que corresponde às 147 áreas Unidades de Conservação – (UCs) de proteção integral (PI) nas três esferas governamentais (municipal, estadual e federal), acrescido das propostas de criação de UC no Cerrado, independente da categoria inicialmente definida e da fase de implantação em que se encontram, pois é comum que uma categoria inicialmente definida seja modificada ao longo do processo de criação de uma UC. Dados referentes às propostas de criação de UC para o Cerrado foram obtidos diretamente na Coordenação de Criação de Unidades de Conservação (COCUC) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. Nós ainda usamos informações sobre os remanescentes do Cerrado e áreas desmatadas (disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/cerrado/index.htm>) para delimitar a área atual das espécies (Capítulo 1) e para a análise de sensibilidade abaixo descrita.

2.2. *Terras Indígenas e Áreas Prioritárias para a Conservação.*

As redes de UC obtidas neste estudo foram analisadas em função da sua coincidência com as TIs do Cerrado. Isso foi feito porque uma maior sobreposição a essas áreas significa menor custo de aquisição de terras para a rede em análise, uma vez que não é legalmente viável e muitas vezes não seria necessária a conversão de TIs em UCs para conservação das espécies locais. Dados referentes às terras indígenas no Cerrado estão disponíveis no web site da Fundação Nacional do Índio –

(<http://mapas2.funai.gov.br:8080/geonetwork/srv/br/main.home>).

Para análise da representatividade de outros grupos taxonômicos nas redes de UC obtidas neste trabalho e também em relação ao planejamento nacional formalizado para a conservação da biodiversidade na região, foram consideradas as Áreas Prioritárias para a Conservação (APC) (MMA 2007) com indicação para criação de UC de proteção integral ou de categoria indefinida (<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>). Na definição das APC foram utilizadas 443 espécies raras e/ou ameaçadas da flora do Cerrado, além de 56 espécies de aves, 70 de mamíferos, 127 de répteis, 80 de anfíbios e 30 de peixes – todas endêmicas e/ou ameaçadas do Cerrado (MMA 2007).

2.3. *Distribuição das Espécies*

Nós obtivemos informações sobre os registros de ocorrência de 30 espécies endêmicas de lagartos do Cerrado no Brasil (Nogueira et al. 2011) a partir da base de dados Global Biodiversity Information Facility (GBIF), da literatura, e de espécimes depositados na Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília (CHUNB) (Tabela 1). As distribuições potenciais originais (DPOs) de 18 espécies deste estudo (Tabela 1) foram estimadas a partir do software Maxent sendo doravante referidas como Modelo de Distribuição das Espécies (MDE). A distribuição potencial atual (DPA) foi estimada como a DPO subtraída das áreas já desmatadas no Cerrado até 2008, dadas pela base de dados do Ibama e acima mencionada e

serão doravante MDE*. Para 12 espécies com poucos pontos para modelagem os MDE foram estimadas por uma área de buffer de 5 km (Tabela 1) de raio em torno dos registros de ocorrência conhecidos. O capítulo 1 contém o detalhamento da metodologia para obtenção das áreas de distribuição das 30 espécies aqui estudadas.

2.4. Marxan

O software adotado para a seleção da rede de AP neste trabalho foi o Marxan, disponível em www.uq.au/Marxan, que se baseia em um algoritmo heurístico (Simulated Annealing), que busca diversas soluções para um dado problema e em seguida elege a melhor. A comparação e escolha dentre as soluções iniciais (coleções de Unidades de Planejamento – UPs) baseia-se no resultado dos cálculos retornados por uma função objetiva (Fig. 2 – abaixo) calculado para cada uma delas (Ball and Possingham 2000). Esse valor é resultado da soma de custos e penalidades relacionados às UP selecionadas. Assim, os melhores sistemas de reserva apresentam os menores valores calculados pela função objetiva (Ball and Possingham 2000).

$$\overset{\text{vermelho}}{\hat{A}} \text{Custo} + \overset{\text{verde}}{BLM} \overset{\text{vermelho}}{\hat{A}} \text{Borda} + \overset{\text{verde}}{\hat{A}} \text{SPF} * \text{penalidade} + \text{penalidadercustosexcedidos}$$

Figura 2 – Função Objetiva do Marxan. Marcações em vermelho representam fatores de definição obrigatória e valores em verde fatores de definição opcional.

2.4.1. Quantum GIS e Qmarxan e Zonae Cogito

Na preparação da base de dados para o Marxan, foi utilizado o software Qmarxan (Wiens 2013), desenvolvido como complemento para o sistema de informações geográficas Quantum GIS (Nanni et al.). Qmarxan (disponível em www.uq.au/Marxan) pode ser instalado a partir da interface gráfica para usuário do Quantum GIS e foi usado para: 1) dividir espacialmente o Cerrado em 17,129 UPs, definidas por hexágonos de 7 km de lado cada, com área individual de 127.31 km²; 2) criar o campo status das UP, para indicar quais já se encontram protegidas e quais estão disponíveis; 3) criar o campo custo pela interseção da camada de custos com as UPs (opção custo soma); 4) calcular áreas de distribuição de

cada espécie dentro de cada UP; 5) exportar dados para criar os arquivos de entrada do Marxan. Zonae Cogito (ZC) (Segan et al. 2011) foi usado para: 1) editar arquivos de entrada e parâmetros para o Marxan; 2) rodar as análises do Marxan; 3) Calibrar os parâmetros do Marxan.

2.4.2. Definição de Variáveis

Algumas variáveis do Marxan são de definição opcional e outras obrigatoriamente requeridas. Dentre as últimas, destaca-se o número de repetições (NUMREPS), neste trabalho definido como 1000 para todas as análises, pois foi observada pouca variação espacial entre melhores soluções encontradas por réplicas nas rodadas, mantendo-se todas as variáveis inalteradas e esse valor (1000) para NUMREPS. A definição para o modo para cálculo (variável RUNMODE), também obrigatória, aqui seguiu a combinação de dois métodos, recomendada no manual do Marxan (Game and Grantham 2008) e *default* para o software: 1) Simulated Annealing e 2) Iterative Improvement. Para todas as espécies, as redes de APs obtidas foram consideradas válidas se, no mínimo, 95% da meta em área estava incluída na solução obtida. Para garantir essa exigência, a variável Species Penalty Factor (SPF) foi ajustada para 4 espécies em rodadas preliminares do Marxan: *Bachia cacerensis*, *B. didactyla* e *B. psamophila*=3, *B. micromela*=4. Para as demais 26 espécies manteve-se o valor *default* do SPF em 1.

As soluções fornecidas pelo Marxan sofrem a influência de alterações nas variáveis que se relacionam com os fatores da função objetiva, como a extensão da borda, permitindo a composição de diferentes cenários de conservação (Game and Grantham 2008). Neste trabalho, a variável BLM (Boundary Length Modifier) foi definida como 0, devido a duas razões: 1) a calibração feita no software Zonae Cogito (ZC) em qualquer dos cenários considerados não evidenciou relação entre o custo da solução final e incrementos no valor de BLM, o que poderia indicar vantagens em optar por um maior agrupamento de UPs (Manual

do ZC); 2) devido à vasta área do Cerrado e à capacidade computacional disponível para este trabalho, não foi viável definir uma área de UP menor que a adotada (127.31 km² - veja acima), de forma que aumentar o valor da variável Boundary tenderia a resultar em soluções com áreas de UC muito grandes para o padrão presente no Cerrado (média de 483 km² para UCs de proteção integral ou aproximadamente 4 UPs). Os custos para as UPs aqui definidas foram estimados a partir de valores para o preço da terra na região setorizados por bacia hidrográfica, sendo que a base de dados foi gentilmente cedida pela World Wildlife Foundation – Brasília- Brasil (WWF).

2.4.3. Cenários de Conservação

Foram compostos dois cenários alternativos, redes A e B, considerando as metas definidas no Capítulo 1 para as 18 espécies com modelos (Tabela 1). Na rede A as metas foram aplicadas sobre os MDE (área original) e, na rede B, sobre a MDE* (área atual) das espécies. As espécies sem modelos de distribuição (Tabela 1) tiveram sempre meta definida como 100% dos MDE para qualquer um dos cenários (C e D). Duas delas (*Tropidurus insulanus* e *Ameiva parecis*) ocorrem fora da área núcleo do Cerrado e, portanto, fora das UP aqui definidas. *Ameiva parecis*, próximo ao extremo oeste de Rondônia, e *Tropidurus insulanus* com uma pequena parte de sua distribuição sobreposta à Reserva Biológica Nascentes da Serra do Cachimbo. Duas outras, *Bachia cacerensis* e *Eurolophosaurus nanuzae*, possuem parte da distribuição em regiões fora da área core do Cerrado, onde o espaço não foi dividido em hexágonos de 127,31 km². Não obstante, uma vez que as metas para essas espécies é 100% da distribuição original (DPO) (Tabela 1), as UPs para essas espécies foram definidas espacialmente como a própria área de ocorrência (buffers com 5km de raio). Nas redes A e B, essas DPO assim estimadas foram integralmente unidas aos outputs fornecidos pelo Marxan.

2.5. *Análise de Sensitividade*

Para analisar a sensibilidade nos dois cenários considerados foi levantado o número de ocorrências da distribuição conhecida, aqui representada pelos registros de ocorrência de cada espécie (Tabela 1), foram cobertas pelas soluções fornecidas pelo Marxan. Para essa análise foram usados apenas 143 registros de ocorrência pertencentes a todas as 18 espécies com modelos que estavam sobre a área de remanescentes, que representam aproximadamente 34% do total de registros (416) usados para fazer a modelagem. Isso foi feito porque as áreas já desmatadas foram subtraídas dos MDEs para obtenção dos MDE*s das espécies (Capítulo 1), que foi usada pelo Qmarxan para selecionar as UPs de cada rede. Assim, nenhuma UP ou registro de ocorrência em áreas antropizadas foi incluído em qualquer rede. Já os registros de ocorrência das 12 espécies sem modelos não foram usados nesta análise, porque a meta 100% da distribuição implica necessariamente na inclusão de seus registros de ocorrência nas redes finais.

2.6. *Comparações entre redes de UC obtidas em relação às TI e APC do Cerrado*

Para a análise e comparação entre as duas redes de UC obtidas quanto ao contexto da conservação do Cerrado foram levantadas, com auxílio do software ArcMap (ESRI 2011), as sobreposições em área de cada rede com Terras Indígenas (TIs) e Áreas Prioritárias para a Conservação (APC). Reconhecemos a probabilidade aumentada de sobreposição das redes com as APC, pois essas incluem as UC já criadas, que foram previamente definidas como áreas protegidas para o Marxan e necessariamente aparecem em qualquer solução final fornecida. Decidimos, entretanto, conduzir essa análise, pois a área das UCs corresponde a uma pequena parte das APC (aproximadamente 1,4%). Ademais, a sobreposição com as APC foi considerada importante, pois as mesmas foram definidas por PSC que contou com a inclusão de informações de ocorrência de 443 espécies raras e/ou ameaçadas da flora do Cerrado, além de 56 espécies de aves, 70 de mamíferos, 127 de répteis, 80 de anfíbios e 30 de

peixes. Dessa forma, a sobreposição das redes obtidas com essas áreas indica o seu potencial em representar outros elementos da biodiversidade, além dos lagartos do Cerrado. A sobreposição das redes com as TI foi considerada porque essas áreas não precisam ser adquiridas para a conservação, o que significa uma redução dos custos na implementação da rede.

2.7. *Áreas Insubstituíveis para a Conservação*

Uma informação importante gerada pelo Marxan é a indicação de áreas insubstituíveis para a conservação das espécies foco, que são aquelas correspondentes às UP que foram selecionadas em todas as rodadas do Marxan. A sobreposição entre as áreas insubstituíveis das rede A e B com as propostas de UC no Cerrado foi aqui levantada para indicação daquelas mais prioritárias para a conservação de lagartos do Cerrado. Além disso, as UP insubstituíveis sem interseção com SNUC futuro, TI e APC, portanto sem proteção ou previsão de proteção em curto prazo, serão indicadas como interessantes para estudos e priorização para criação de novas UC.

3. **Resultados**

Conforme esperado, a área ocupada pelas redes A ($172\,802.26\text{ km}^2$) (Figura 3) e B ($521\,400.00\text{ km}^2$) (Figura 4) aumentou em relação direta com as metas em área (Tabela 1). As Figuras 3b e 4b indicam a frequência de seleção das UPs, como uma gradação de coloração que parte do verde (UPs selecionadas menos vezes) até o vermelho (UPs mais selecionadas). A área da Rede A equivale a 8% e a da Rede B a 26% da área total do Cerrado ($2,0393,70.16\text{ km}^2$) e a 17% (rede A) e 50% (rede B) dos remanescentes do Cerrado detectados até 2008 ($1,043,329.29\text{ km}^2$). A rede A tem tamanho equivalente a 33% da rede B.

A análise de sensibilidade apontou para uma tendência de aumento da sobreposição da área das redes com o número de registros observados de ocorrência das espécies. A rede

com maior área (rede B), consegue capturar 31% dos pontos (44) em comparação a 24% (34) capturados pela rede A. Isso correspondeu a um aumento aproximado de 67% entre as áreas das redes A e B para obtenção de um aumento aproximado de apenas 23% no número de pontos, indicando uma perda de sensibilidade para abarcar os registros reais de ocorrência conforme aumentou a meta em área.

Ambas as redes (A e B) possuem área maior que as TI do Cerrado (Tabela 2), porém apenas a rede B tem área maior que as APC. A capacidade máxima de sobreposição das APC pela rede A foi calculada como 56%, a partir da divisão da área total da rede pela área total das APC. O percentual de sobreposição com as APCs apresentado pela rede A foi de apenas 12%, o que significa uma eficiência (a sobreposição observada dividida pela máxima sobreposição possível, ou, $12\% / 56\%$) de aproximadamente 21% da rede A em relação ao seu máximo. No caso da rede B, a sobreposição observada foi de 43%, que foi considerada como sua eficiência, uma vez que a rede tem área maior que as APC e poderia se sobrepor com 100% das mesmas. Quando se consideram as TI, a eficiência apresentada pela rede A foi de 27% e da rede B foi de 61%.

As áreas insubstituíveis das redes A e B estão indicadas na Figura 5. As áreas insubstituíveis da Rede B foram sobrepostas às propostas de criação de UCPIs no Cerrado para indicação de locais interessantes de se proteger visando a conservação dos lagartos endêmicos do Cerrado. Vinte e cinco propostas de criação/alteração de limites fazem interseção com as áreas insubstituíveis da rede D, sendo várias dessas suportadas por Planos de Ação Nacional para outros grupos animais e programas para a conservação do Cerrado como o PP Cerrado e o GEF Cerrado (Tabela 3).

As áreas insubstituíveis e sem nenhuma proteção ou previsão de proteção atual (sem interseção com SNUC-PI, SNUC-PI futuro e TI) da Rede B podem ser vistas na Figura 6 e este estudo recomenda levantamentos na região para novas propostas de criação de UC. Entre essas áreas, chamam atenção aquelas no sul do estado do Tocantins, próximas ao Corredor

Ecológico da Região do Jalapão, uma região já apontada como importante refúgio climático para os lagartos em estudos anteriores (Werneck et al. 2012).

4. Discussão

A redução da subjetividade que permeia a definição de metas de conservação e a consequente definição de uma rede de AP é um desafio nos estudos voltados à conservação da biodiversidade. Quanto menos arbitrárias são as metas de conservação, ou quanto mais embasados forem os critérios que fundamentam a escolha de um determinado patamar de conservação, mais robustos serão os argumentos em defesa de ações visando a conservação de um dado território. Nesse sentido, Pressey et al. (2003) argumentam que é inadequado definir metas uniformes para atributos da biodiversidade (ex: 10% da área de distribuição de um grupo de espécies), pois essas falham em reconhecer que algumas espécies necessitam de mais proteção que outras.

As redes de APs que obtivemos (A e B) reconhecem a proteção já conferida pelo atual sistema de áreas protegidas (Margules and Pressey 2000) e são constituídas por áreas não desmatadas (Lombard et al. 1997). Foram baseadas em metas individualizadas por espécies e definidas a partir de atributos das espécies relacionados à raridade natural, vulnerabilidade e aspectos de suas histórias de vida (Capítulo 1). Com relação à distribuição das espécies, uma das premissas para o uso do Marxan é a ausência de viés nas mesmas, sendo sugerido o uso de modelos de distribuição dos atributos a serem conservados (Game and Grantham 2008), conforme feito neste trabalho (Capítulo 1). A aplicação das metas percentuais (Tabela 1) para a área atual das espécies (rede A) e área original (rede B) resultou na segunda com aproximadamente o triplo do tamanho da primeira. Considerando que a área desmatada do Cerrado até 2008 ter sido aproximadamente a metade do bioma, a diferença de tamanho das redes aponta para uma perda de vegetação no Cerrado com distribuição não equitativa e em maior proporção sobre regiões de ocorrência das espécies, de maneira geral.

A rede A foi considerada bem sucedida na inclusão de pontos reais de ocorrência, captando mais que a maior meta definida para a rede (23%). Embora haja limitações nessa abordagem, o resultado sugere a possibilidade de maximizar a inclusão das populações já conhecidas das espécies estudadas com o ajuste de variáveis nas rodadas do Marxan (ex: SPF) associado ao aumento das metas em área, se esse for um requisito considerado importante na definição das redes.

As primeiras Áreas Prioritárias para a Conservação (APC) foram avaliadas entre 1998 e 2000, com financiamento do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – PROBIO. As APC foram revisadas a partir de setembro de 2005 e o mapa com os polígonos finais foi publicado no DOU de 24/01/2007 (Portaria Ministerial N° 9, de 23/01/2007) representam áreas importantes para diversos elementos da flora e da fauna do Cerrado (MMA 2007). Tanto para TI como para APC, verifica-se que o aumento de área em aproximadamente o triplo da rede A para a rede B, foi acompanhado de, aproximadamente, o dobro no percentual de sobreposição entre as redes e TI/APC, apontando para perda da eficiência nesse aspecto na medida em que mais área vai sendo acrescentada, apesar do aumento percentual líquido verificado.

Este estudo reconhece que as análises se beneficiariam de mais registros de campo com potencial de refinar as modelagens, e permitir a obtenção de distribuições das espécies mais precisas, o que permitiria a obtenção de redes de AP de menor área. Ainda assim, do ponto de vista da conservação da biodiversidade, a defesa da implementação da maior rede (B) será sempre mais interessante, pois esta considera a distribuição original das espécies, inclui mais pontos reais de ocorrência e maior área de APC e TI. Entretanto, apenas para a implementação da menor rede (A) é necessária a proteção de uma área de 87,526.59 km², mesmo após serem contabilizadas as áreas coincidentes com o SNUC-PI unidas às TI, uma vez que a legislação não permitiria a criação de uma nova AP sobre TI. Isso corresponde a 181 UCs de 483 km², que é o tamanho médio das AP de proteção integral do Cerrado, ou a

687 UPs deste estudo. Comparando com a Amazônia, por exemplo, onde as UCs costumam ser bem maiores, a área a ser adicionada ao SNUC para implementação da rede A corresponde a aproximadamente 2 vezes a área do Parque Nacional Montanhas do Tumucumaque, a maior UC de proteção integral no Brasil, com área de 38 651.89 km². No caso da rede B esses valores sobem para respectivamente 764 UPs e 2899 UCs de tamanho médio, um objetivo dificilmente alcançável no Cerrado, onde a disputa por territórios para diversos fins é intensa.

Este estudo reconhece também que as ações para a conservação da biodiversidade são sempre complexas, permeiam vários setores da sociedade e requerem amplas negociações com todos os interessados no território (Lockwood 2010; Lockwood et al. 2009). Assim, apesar de 8% corresponder a menos da metade da meta brasileira de 17% para reserva dos biomas terrestres (meta de Aichi 11) definida para 2020 na CDB (Bernard et al. 2014), reconhecemos também a dificuldade de implementação da rede A, com uma área a ser protegida correspondente a 8% do Cerrado original ou 17% dos remanescentes. Nesse sentido ressaltamos a importância de se planejar prioritariamente a proteção das UPs insubstituíveis da rede B sem previsão de proteção atual (Figura 6)

5. Considerações Finais

Todas as redes de AP aqui propostas são constituídas por remanescentes do Cerrado observados até 2008 e reconhecemos que provavelmente uma parte desses não exista mais. Entretanto, ressaltamos o caráter dinâmico e flexível das análises em PSC que incluem a modificação de metas e alteração da configuração das redes a partir de novos dados, como a perda de áreas nativas (Pressey et al. 2003). Dessa forma, consideramos que o presente estudo foi bem sucedido em propor uma metodologia comparativa e em propor uma rede de AP inicial a partir da qual é possível planejar o levantamento de novos dados e indicar áreas mais prioritárias para a conservação.

Apesar das TIs terem sido consideradas em Carranza et al. (2013) como capazes de reduzir fortemente a conversão de áreas nativas, este estudo optou por não considerá-las como áreas já protegidas, contando apenas com as UCs de proteção integral, uma vez que a categoria APA corresponde a maior parte das UCs de uso sustentável no Cerrado, mas tem pouca regulação e controle nos usos permitidos, o que diminui sua potencialidade como áreas importantes para a conservação da biodiversidade.

Além dessas as UCs de uso sustentável no Cerrado incluem ainda cinco Reservas Extrativistas que juntas cobrem uma área de 622,28 km², correspondendo a aproximadamente 0,03% da área total do Cerrado (Resex Mata Grande (114,31 km²), Resex Chapada Limpa (119,73 km²), Resex de Recanto das Araras de Terra Ronca (123,49 km²), Resex Extremo Norte do Estado do Tocantins (90,70 km²), Resex Lago do Cedro (174,03 km²)), e mais cinco Flonas que cobrem uma área de 276,40 km² o que corresponde a aproximadamente 0,014% da área total do Cerrado (Flona da Mata Grande (20,10 km²), Flona de Brasília (93,36 km²), Flona de Capão Bonito (47,73 km²), Flona de Cristópolis (128,40 km²), Flona de Paraobebeba (2,03 km²) e Flona de Sylvania (4,86 km²)). Dada a pequena representatividade espacial das Flonas e Resex no Cerrado (aproximadamente 0,05% da área total) este estudo optou pelo corte metodológico que resultou na inclusão apenas das UCs de proteção integral, avaliando ainda que as mesmas representam uma maior garantia de conservação da biodiversidade.

O reconhecimento, monitoramento e gestão das TIs foge à competência dos órgãos ambientais de forma que sua inclusão *a priori* em redes de áreas protegidas tenderia a dificultar potenciais negociações de gestão conjunta futuras. Além disso, optamos por não incluir as TIs como áreas protegidas para permitir as comparações entre redes aqui realizadas.

6. Bibliografia

- Ardron, J.A., Possingham, H.P., Klein, C.J., 2010. *Marxan Good Practices Handbook*, 2 edn. Pacific Marine Analysis and Research Association, Victoria, BC, Canada.
- Ball, I.R., Possingham, H.P., 2000. *MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual*, Brisbane, Australia: The Ecology Centre, University of Queensland.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., Ferrer, E.A., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51-57.
- Bernard, E., Penna, L.A.O., Araujo, E., 2014. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conservation Biology* 28, 939-950.
- Carranza, T., Balmford, A., Kapos, V., Manica, A., 2013. Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: the Brazilian Cerrado. *Conservation Letters*, 1-8.
- Carwardine, J., Rochester, W.A., Richardson, K.S., Williams, K.J., Pressey R.L., Possingham, H.P., 2007. Conservation planning with irreplaceability: does the method matter? . *Biodiversity Conservation* 16, 245-258.
- Colli, G.R., Bastos, R.P., Araújo, A.F.B., 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna, In In: *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. eds P.S. Oliveira, R.J. Marquis pp. 223-241. Columbia University Press, New York, NY.
- Colli, G.R., Costa, G.C., Garda, A.A., Kopp, K.A., Mesquita, D.O., Péres, A.K., Valdujo, P.H., Vieira, G.H.C., Wiederhecker, H.C., 2003a. A critically endangered new species of *Cnemidophorus* (Squamata:Teiidae) from a Cerrado enclave in Southwestern Amazonia, Brasil. *Herpetologica* 59, 76-88.
- Colli, G.R., Giugliano, L.G., Mesquita, D.O., França, F.G.R., 2009. A new species of *Cnemidophorus* from the Jalapão Region, in the Central Brazilian Cerrado. *Herpetologica* 65, 311-327.
- Conor, W.D., Roberts, D., Reid, N., 2011. Applying species distribution modelling to identify areas of high conservation value for endangered species: A case study using *Margaritifera margaritifera* (L.). *Biological Conservation* 144, 821-829
- Costa, G.C., Nogueira, C., Machado, R.B., Colli, G.R., 2007. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. *Diversity and Distributions* 13, 714-724.
- Costa, G.C., Nogueira, C., Machado, R.B., Colli, G.R., 2010. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: A field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 19, 883-899.
- Diniz, J.R., Machado, R.B., Cavalcanti, R.B., 2010. *Cerrado: Conhecimento Científico Quantitativo como Subsídio para Ações de Conservação*. Thesaurus Editora, Brasília, DF.
- Eiten, G., 1971. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38, 201-341.

- ESRI, 2011. ArcGis Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Game, E.T., Grantham, H.S., 2008. Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10. University of Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, and Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Groves, C.R., Jensen, D.B., Valutis, L.L., Redford, K.H., Shaffer, M.L., Scott, J.M., J.V.; B., Higgins, J.V., Beck, M.W., Anderson, M.G., 2002. Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. *Bioscience* 52, 499-512.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Manuais Técnicos em Geociências n.1. Manual Técnico da Vegetação Brasileira n.1. Rio de Janeiro: IBGE, 1992.
- IBGE, 1993. Mapa de Vegetação do Brasil. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro.
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1, 147-155.
- Lockwood, M., 2010. Good governance for terrestrial protected areas: A framework, principles and performance outcomes. *Journal of Environmental Management* 91, 754 - 766.
- Lockwood, M., Davidson, J. A. C., Stratford, A., Griffith, R., 2009. Multi-level Environmental Governance: lessons from Australian natural resource management. *Australian Geographer* 40, 169 - 186.
- Lombard, A.T., Cowling, R.M., R.L., P., Mustart, P.J., 1997. Reserve selection in a species-rich and fragmented landscape on the Agulhas plain, South Africa. *Conservation Biology* 11, 1101-1116.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-253.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., Williams, P.H., 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *J. Biosci.* 27, 309-326.
- MMA, 2007. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. MMA, Brasília.
- Myers, N., 2003. Conservation of Biodiversity: how are we doing? *The Environmentalist* 23, 9-15.
- Myers, N., Russell, A., Mittermeier, R.A., Cristina, G., Mittermeier, C.G., Gustavo, A.B., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nanni, A., Filho, D.L., Virtuoso, M., Montenegro, D., Willrich, G., Machado, P., Sperb, R., Dantas, G., Calazans, Y., Quantum GIS - Guia do Usuário, Versão 1.8.0 "Lisboa". Acesso em 2013. Disponível em <http://qgisbrasil.org.291p., il>.
- Nogueira, C., 2001. New records of squamate reptiles in Central Brazilian Cerrado II: Brasília region. *Herpetological. Review* 32, 285-287.

- Nogueira, C., 2006. Diversidade e padrões de distribuição da fauna de lagartos do Cerrado, In Departamento de Ecologia - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. p. 297. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Nogueira, C., Ribeiro, S., Costa, G.C., Colli, G.R., 2011. Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. *Journal of Biogeography* 38, 1907-1922.
- Phillips, S.J., Archer, A., Pressey, R.L., Torkornoo, D., Applegate, D., Johnson, D., Watts, M.E., 2010. Voting power and target-based site prioritization. *Biological Conservation* 143, 1989-1997.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M., 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269, 347-350.
- Pressey, R.L., 2008. Opportunism, threats, and the evolution of systematic conservation planning. *Conservation Biology* 22, 1340-1345.
- Pressey, R.L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M., K.A., W., 2008. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 583-592.
- Pressey, R.L., Cowling, R.M., Rouget, M., 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 99-127.
- Pressey, R.L., Hager, T.C., Ryan, K.M., Schwarz, J., 2000. Using abiotic data for conservation assessments over extensive regions: quantitative methods applied across New South Wales Australia. *Biological Conservation* 96, 55-82.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I., Williams, P.H., 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8, 124-128.
- Pressey, R.L., Johnson, I.R., Wilson, P.D., 1994. Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodiversity & Conservation* 3, 242-262.
- Pressey, R.L., Nicholls, A.O., 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring vs. iterative approaches. *Biological Conservation* 50, 199-218.
- Pressey, R.L., Taffs, K.H., 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: Priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100, 355-376.
- Rahbek, C., Colwell, R.K., 2011. Species loss revisited. *Nature* 437, 288-289.
- Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado, In *Cerrado: ambiente e flora*. ed. S.M.A. SANO, S.P. de, pp. 89-166. EMBRAPA-CPAC, 1998. p.86-166, Planaltina.
- Rodrigues, M.T., 2005. A biodiversidade dos Cerrados: conhecimento atual e perspectivas, com uma hipótese sobre o papel das matas galerias na troca faunística durante ciclos climáticos., In *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. ed. A. (Scariot, Silva, J.C.S. & Felfili, J.M. org.), pp. 235-246. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.

- Sarkar, S., Pressey, R.L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K.A., Williams, K.J., Williams, P.H., Andelman, S.J., 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31, 123-159.
- Segan, D.B., Game, E.T., Watts, M.E., Stewart, R.R., H.P., P., 2011. An interoperable decision support tool for conservation planning. *environmental Modelling & Software*.
- Silva, J., 1995. Biogeographic analysis of the South American avifauna. *Steenstrupia* 21, 49–67.
- Silva, J.M.C., Bates, J.M., 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *Bioscience* 52, 225-233.
- Visconti, P., Pressey, R.L., Segan, D.B., Wintle, B.A., 2010. Conservation planning with dynamic threats: The role of spatial design and priority setting for species, persistence. *Biological Conservation* 143, 756-767.
- Werneck, F.P., 2011. The diversification of eastern South American open vegetation biomes: historical biogeography and perspectives. *Quaternary Science Reviews* 30, 1630-1648.
- Werneck, F.P., Nogueira, C., Colli, G.R., Sites, J.W., Costa, G.C., 2012. Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography* 39, 1695-1706.
- Wiens, T., 2013. Qmarxan version 1.3.0. Apropos Information Systems Inc. Calgary, Alberta.

Tabelas

Tabela 1 – Metas de conservação percentuais e em área para as redes A e B, definidas conforme descrito no Capítulo 1 desta tese e Estatísticas espaciais para 30 espécies de lagartos endêmicos do Cerrado Brasileiro. N: número de registros de distribuição, DPO: área do modelo de distribuição das espécies binário, DPA: DPO menos a área desmatada. Para espécies com menos que 5 registros, marcadas com *, DPO indica a soma das áreas de buffers de 5km em torno de cada registro de ocorrência.

Espécies	N	Meta (%)	Meta Rede A (km ²)	Meta Rede B (km ²)	DPO(km ²)	DPA(km ²)
<i>Kentropyx vanzoi</i>	15	12	110,855.71	207,230.77	1,801,580.17	923,797.56
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	14	14	104,116.94	205,105.73	1,454,169.67	743,692.46
<i>Hoplocercus spinosus</i>	51	14	106,048.54	229,750.75	1,584,894.21	757,489.59
<i>Gymnodactylus carvalhoi</i>	31	15	83,441.88	162,299.59	1,070,808.13	556,279.23
<i>Anolis meridionalis</i>	52	16	104,980.49	235,156.61	1,455,811.75	65,128.06
<i>Tupinambis duseni</i>	9	16	114,120.66	253,195.84	1,601,021.94	713,254.1
<i>Mabuya guaporicola</i>	25	17	82,720.77	202,978.77	1,161,303.42	486,592.78
<i>Micrablepharus atticolus</i>	33	17	79,946.10	188,573.93	1,136,031.9	470,271.16
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	25	17	103,152.42	202,310.89	1,201,545.98	606,778.95
<i>Kentropyx paulensis</i>	23	19	49,287.54	166,054.07	873,369.72	259,408.11
<i>Cnemidophorus mumbuca</i>	5	20	2,702.39	3,872.33	19,181.32	13,511.96
<i>Tropidurus itambere</i>	59	20	54,152.57	174,229.63	874,922.87	270,762.87
<i>Bachia bresslaui</i>	15	21	102,155.87	256,147.04	1,206,296.7	486,456.51
<i>Cercosaura albostrigata</i>	25	21	34,531.51	110,013.27	528,897.84	164,435.77
<i>Stenocercus quinarius</i>	5	21	29,280.92	55,043.93	256,541.15	139,432.94
<i>Tropidurus montanus</i>	17	21	4,103.94	8,170.34	38,086.65	19,542.55
<i>Stenocercus sinesaccus</i>	6	22	13,091.40	34,164.22	156,041.28	59,506.35
<i>Bachia oxyrhina</i>	6	23	6,700.36	8,676.10	37,828.36	29132
<i>Bachia cacerensis*</i>	2	100	184.77	184.77	184.77	184.77
<i>Bachia didactyla*</i>	2	100	188.49	188.49	188.47	188.47
<i>Bachia micromela*</i>	1	100	95.60	95.6	95.6	95.6
<i>Bachia psammophila*</i>	1	100	95.23	95.23	95.23	95.23
<i>Cnemidophorus japalensis*</i>	3	100	271.33	271.33	271.32	271.32
<i>Ameiva parecis*</i>	1	100	94.36	94.36	94.35	94.35
<i>Eurolophosaurus nanuzae*</i>	3	100	265.30	265.3	276.28	276.28
<i>Gymnodactylus guttulatus*</i>	1	100	91.92	91.92	91.93	91.93
<i>Heterodactylus lundii*</i>	3	100	366.66	366.66	274.42	274.42
<i>Placosoma cipoense*</i>	1	100	91.36	91.36	91.35	91.35
<i>Rhachisaurus brachylepis*</i>	3	100	275.66	275.66	275.66	275.66
<i>Tropidurus insulanus*</i>	2	100	190.75	190.75	190.75	190.75

Tabela 2 – Área de regiões no Cerrado protegidas (TI) ou com previsão de reserva para a conservação da biodiversidade (APC e SNUC futuro) e áreas de coincidência espacial com as redes A e B. TIs: Terras Indígenas; APCs: Áreas Prioritárias para a Conservação e ENUS: Sistema Nacional de Unidades de Conservação.

Região	Área	Área de sobreposição	
		Rede A (172 802 km ²)	Rede B (521 400 km ²)
TIs	119 117.07	31760.20	72116.95
SNUC PI Futuro	165 941.10	67146.40	88975.34
APCs	310 591.42	38745.18	134384.25

Tabela 3 – Propostas de criação/alteração de limites/desafetação de UC no Cerrado existentes no ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) que coincidem com áreas indicadas como insubstituíveis na rede D. Categoria: ND: não definida, PARNA: Parque Nacional, RESEX: Reserva Extrativista; PAN - Programa de Ação Nacional

Categoria	Nome	UF	PAN	Programas para Conservação
RDS	<i>Itaguari</i>	BA		
ND	<i>Formosa do Rio Preto</i>	BA		
REBIO	<i>Contagem</i>	DF		
MONA	<i>Rio dos Couros (ou Rio Corrente)</i>	GO	Cervídeos	
PARNA	<i>da Chapados dos Veadeiros</i>	GO	Cervídeos	GEF Cerrado
RESEX	<i>Contagem do Buriti</i>	GO	Cervídeos	
RESEX	<i>Córrego das Pedras</i>	GO	Cervídeos	PPCerrado 2013
ND	<i>Recanto das Araras do Terra Ronca</i>	GO	Cervídeos	
RESEX	<i>Rio Buritis e Galiota</i>	GO	Cervídeos	PPCerrado 2013
RESEX	<i>Galiota do Rio Vermelho, Córrego das Pedras</i>	GO		
REBIO	<i>São Domingos</i>	GO	Cervídeos	PPCerrado 2011, GEF Cerrado
RESEX	<i>Timom</i>	MA		
PARNA	<i>da Serra da Canastra</i>	MG	Cervídeos	
RESEX	<i>Curimataí (ou Nova Esperança)</i>	MG		PPCerrado 2010
RESEX	<i>Buritizeiro</i>	MG		PPCerrado 2010
PARNA	<i>da Serra do Cipó</i>	MG	Morceguinho; Herp. da Serra do Espinhaço	PPCerrado 2009, GEF Cerrado
RDS	<i>Retireiros do médio Araguaia</i>	MT	Cervídeos	GEF Cerrado
ND	<i>Serra das Araras</i>	MT	Cervídeos	PPCerrado 2011
MONA	<i>Domo de Araguainha</i>	MT		PPCerrado 2010, GEF Cerrado
UC-PI	<i>Nascente do Rio Papagaio</i>	MT		PPCerrado 2011, GEF Cerrado
ND	<i>Nascentes Juruena</i>	MT		PPCerrado 2011, GEF Cerrado
PARNA	<i>Nascentes do Rio Paraguai</i>	MT	Ariranha; Cervídeos	PPCerrado 2011, GEF Cerrado
PARNA	<i>São Domingos - Matas Secas do Tocantins</i>	TO		PPCerrado 2011, GEF Cerrado
PARNA	<i>Serra da Natividade</i>	TO	Cervídeos	PPCerrado 2011, GEF Cerrado
ND	<i>Arraias e Paranã</i>	TO	Cervídeos	PPCerrado 2011

Legendas das Figuras

- Figura 1 - Limites do Brasil e do Bioma Cerrado, incluindo unidades de conservação (UC) de Proteção Integral (PI).
- Figura 2 – Função Objetiva do Marxan. Marcações em vermelho representam fatores de definição obrigatória e valores em verde fatores de definição opcional.
- Figura 3 – A - Rede A, definida pela aplicação das metas de conservação sobre a área de distribuição potencial atual das espécies (MDE*) e B Frequências de seleção de UPs da Rede A com graduação do verde ao vermelho correspondente às UPs selecionadas mais vezes
- Figura 4 - A - Rede B, definida pela aplicação das metas de conservação sobre a área de distribuição potencial original das espécies (MDE) e B - Frequências de seleção de UPs da Rede B com graduação do verde ao vermelho correspondente às UPs selecionadas mais vezes.
- Figura 5 - A – UPs insubstituíveis da Rede A e B UPs insubstituíveis da rede B
- Figura 6 – Ups insubstituíveis da Rede B previsão de proteção - sem sobreposição com SNUC, propostas de criação de UCs no Cerrado, TI ou APC.

Figura 1

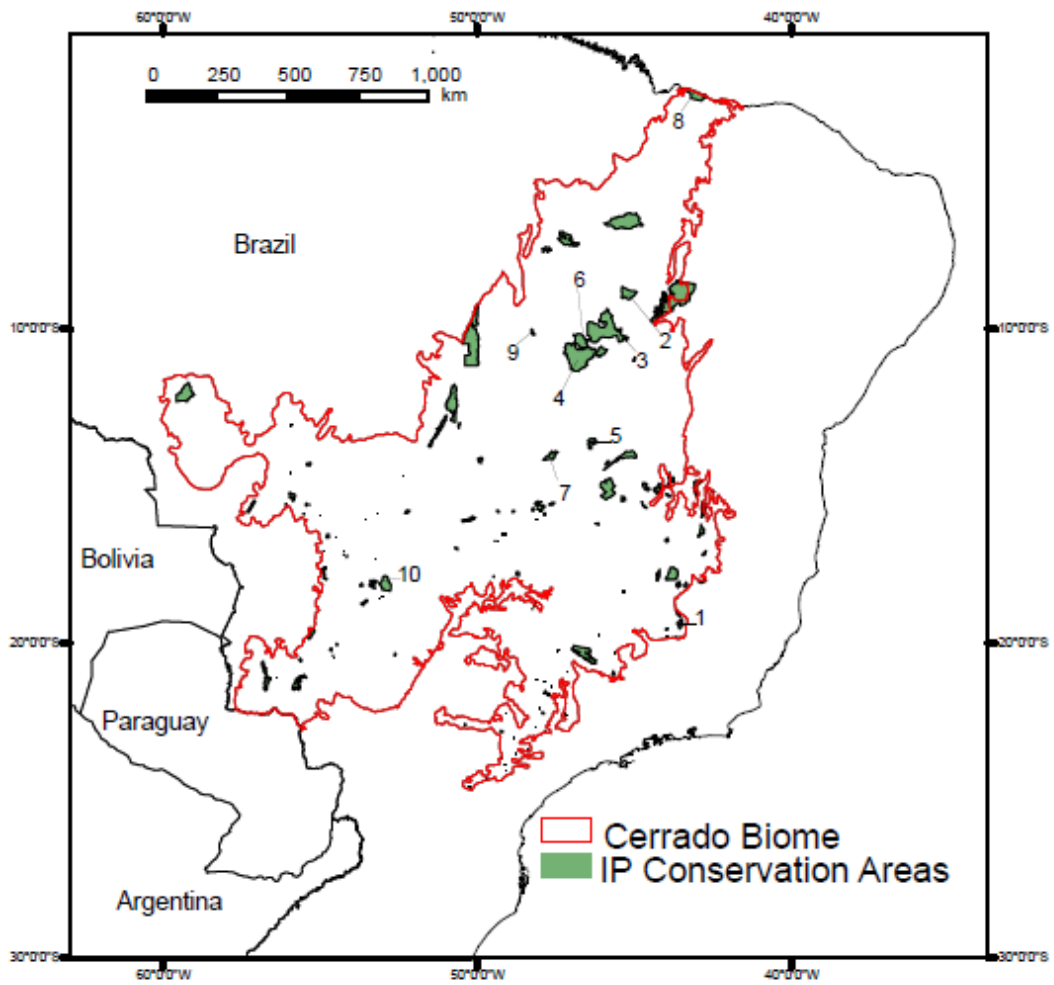


Figura 3

A

B

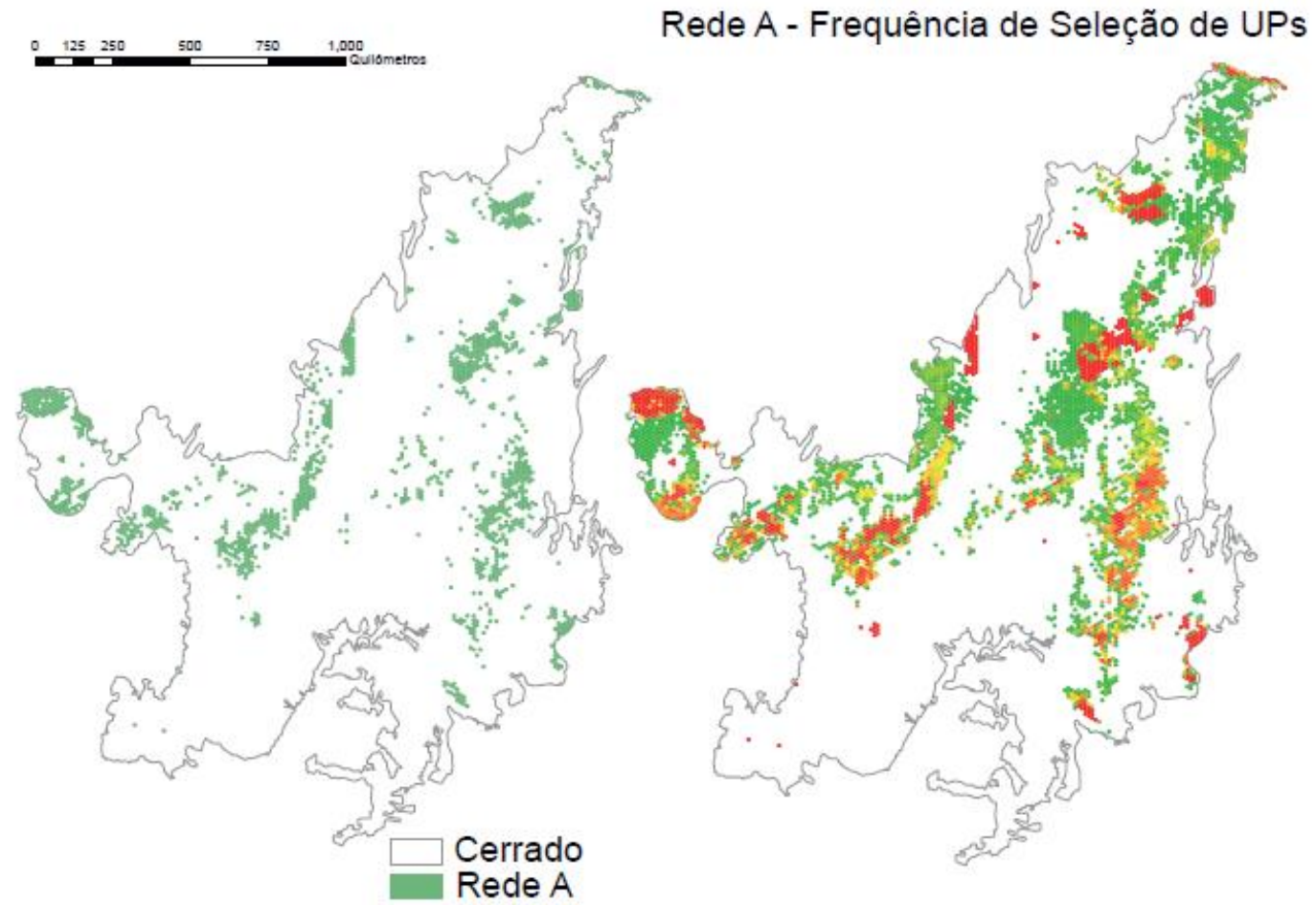


Figura 4

A

B

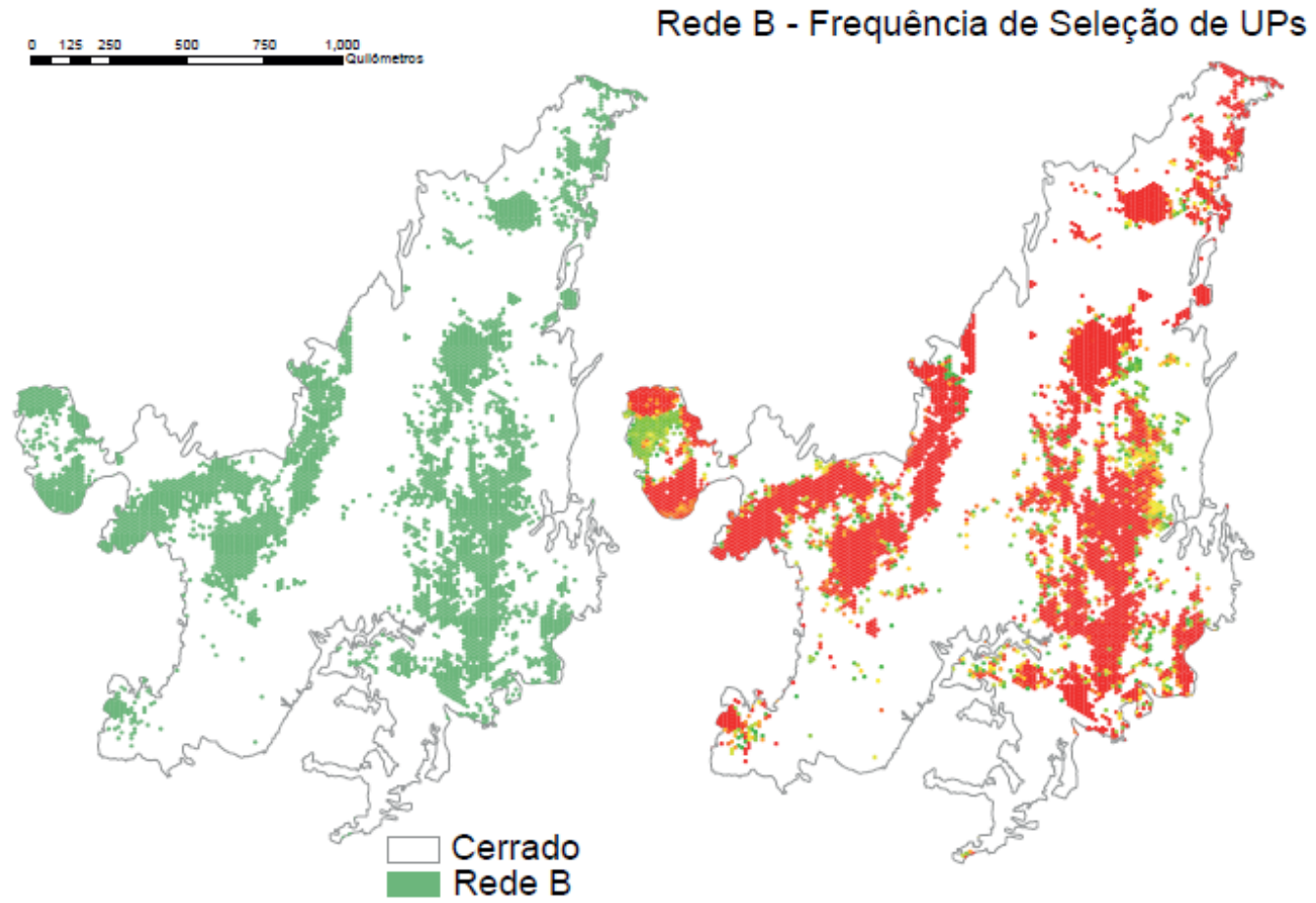


Figura 5

A

B

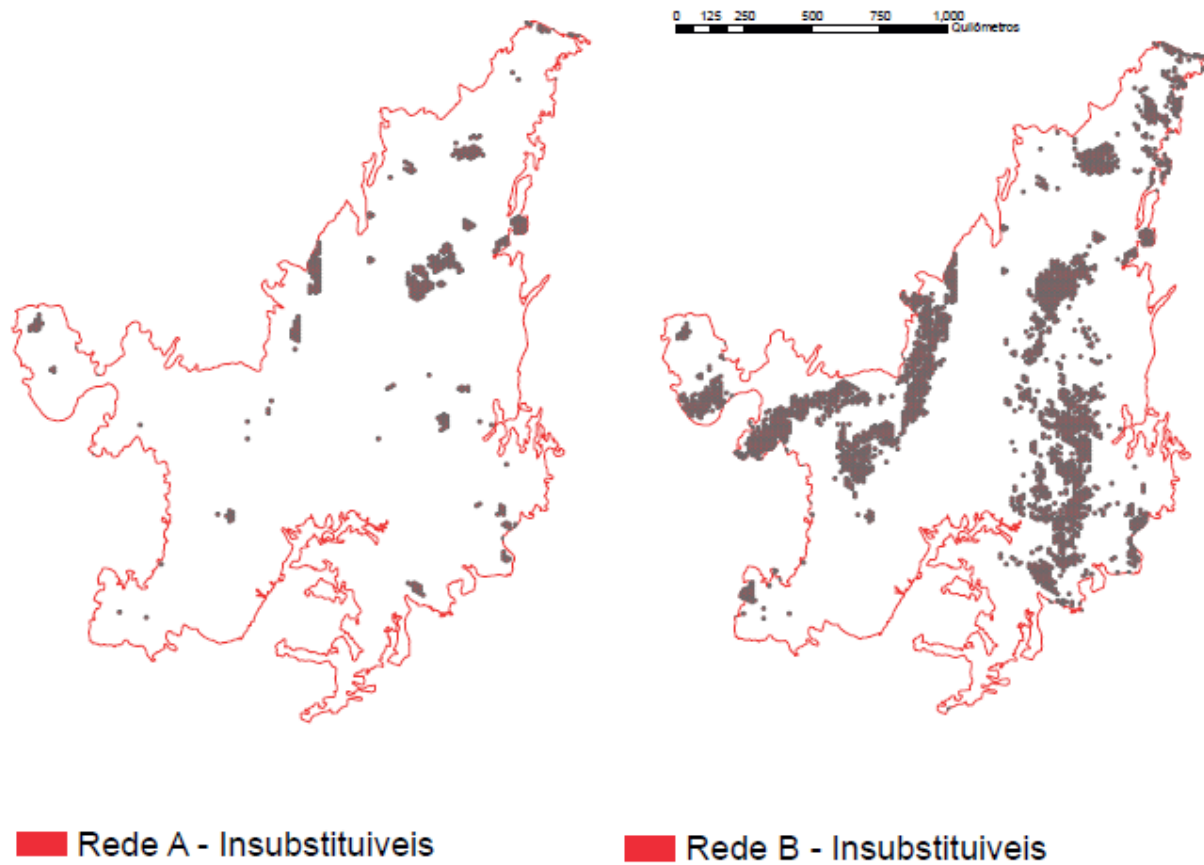


Figura 6

