



Universidade Federal de Goiás
Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais



Conservação de mamíferos no Cerrado e em Goiás

Bruno de Souza Barreto

Goiânia, 2012



Universidade Federal de Goiás
Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais



Conservação de mamíferos no Cerrado e em Goiás

Bruno de Souza Barreto

TESE DE DOUTORADO APRESENTADA AO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
CIÊNCIAS AMBIENTAIS DA UNIVERSIDADE
FEDERAL DE GOIÁS COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS AMBIENTAIS.

Orientador: Paulo De Marco Júnior

Goiânia, 2012

“Habitua-te a pensar que a morte não é nada para nós, pois que o bem e o mal só existem na sensação. Donde se segue que um conhecimento exato do facto de a morte não ser nada para nós permite-nos usufruir esta vida mortal, evitando que lhe atribuamos uma ideia de duração eterna e poupando-nos o pesar da imortalidade. Pois nada há de temível na vida para quem compreendeu nada haver de temível no facto de não viver. É, pois, tolo quem afirma temer a morte, não porque sua vinda seja temível, mas porque é temível esperá-la. Tolice afligir-se com a espera da morte, pois trata-se de algo que, uma vez vindo, não causa mal. Assim, o mais espantoso de todos os males, a morte, não é nada para nós, pois enquanto vivemos, ela não existe, e quando chega, não existimos mais. Não há morte, então, nem para os vivos nem para os mortos, porquanto para uns não existe, e os outros não existem mais. Mas o vulgo, ou a teme como o pior dos males, ou a deseja como termo para os males da vida. O sábio não teme a morte, a vida não lhe é nenhum fardo, nem ele crê que seja um mal não mais existir. Assim como não é a abundância dos manjares, mas a sua qualidade, que nos delicia, assim também não é a longa duração da vida, mas seu encanto, que nos apraz. Quanto aos que aconselham os jovens a viverem bem, e os velhos a bem morrerem, são uns ingénuos, não apenas porque a vida tem encanto mesmo para os velhos, como porque o cuidado de viver bem e o de bem morrer constituem um único e mesmo cuidado.”

Epicuro, em "A Conduta na Vida".

***Dedico esta tese a memória de Altermir Modesto de Sousa,
um avô de verdade.***

Agradecimentos

Agradeço muito ao conforto de poder desenvolver meu Doutorado na cidade onde nasci e poder usufruir de todas as regalias proporcionadas por isto. Portanto, não posso deixar de agradecer a minha família que se tornou menor pela mudança de meus irmãos para outra cidade. De agradecer aos meus pais por me darem suporte! Agradeço aos amigos que tinha antes do doutorado e agradeço a aqueles que me fascinaram depois de meu ingresso.

Agradeço ao Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese, o LETS. Neste laboratório passei os últimos oito anos da minha vida convivendo com professores e alunos de uma grandiosidade sem limites.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, onde adquiri uma experiência diferente do que eu já havia experimentado em termos acadêmicos, onde apreendi com colegas e professores, onde espero firmar parcerias profissionais. Agradeço ainda a Universidade Federal de Goiás, pelo suporte, esta tem sido minha casa desde o longínquo 2002.

Por fim, agradeço ao CNPq e CAPES pelo financiamento via bolsa de doutorado.

Sumário

Apresentação.....	6
Capítulo 1	
Análise da eficiência do sistema de unidade de conservação do Cerrado de acordo com dinâmica temporal da distribuição de mamíferos.....	12
Capítulo 2	
O preço da proteção: conflito entre uso da terra e preservação da biodiversidade.....	60
Capítulo 3	
Integrando custo monetário e uso do solo na identificação de áreas importantes para conservação de mamíferos no Brasil Central.....	108
Considerações Finais.....	152

APRESENTAÇÃO

Nas últimas décadas há um entendimento que a biodiversidade ao redor do planeta está sendo reduzida, havendo uma perda crescente de espécies em favorecimento da atividade humana no que concerne o adensamento populacional humano e o boom tecnológico. Esta perda de espécie é resultado de uma série de fatores derivados da atividade humana e dentre elas podemos destacar a exploração demasiada dos recursos naturais, a destruição dos habitats naturais das espécies e fragmentação da paisagem, a introdução de espécies exóticas e a extinção em cascata, ou seja, a perda de espécies como consequência do desaparecimento de várias outras em uma. Sobre esse cenário de crise da biodiversidade, onde 1,2% dos biomas da Terra são convertidos por ano para atividades humanas, que estratégias redutoras desse impacto têm sido traçadas.

Neste sentido, a principal estratégia adotada tem por objetivo a preservação da biodiversidade via unidades de conservação, com atenção dada para criação de sistemas de áreas protegidas cuja meta é manutenção da biodiversidade. Contudo, os processos políticos de implantação de áreas com fins conservacionistas não têm buscado soluções com bases científicas sólidas e, portanto, os critérios que definem as áreas se enfraquecem por dar peso maior para soluções muito mais políticas e econômicas do que necessariamente científicas. Por esta razão que o trabalho de Margules e Pressey (2000) publicado na *Nature*, intitulado *Systematic Conservation Planning*, torna-se importante por sistematizar uma série de processos

importantes para a criação e implementação de unidades de conservação. Podemos enumerar seis passos básicos: (i) Compilação de dados da biodiversidade da região a ser conservada, (ii) identificação de características que a unidade de conservação deve apresentar (e.g., mínimo de área de urbanização contígua à área conservada), (iii) revisão das unidades de conservação já existentes, (iv) seleção de áreas que complementem aquelas pré-existentes, (v) implementação de ações em prol da conservação (e.g., designar formas, práticas e prazos de implementação) e (vi) garantir a manutenção através de governança com posteriores avaliações de eficiência.

Além do mais, em um mundo onde a alocação dos recursos financeiros para diversas atividades é necessária, não se pode surpreender com o fato de haver uma limitação de recursos destinados a atividade conservacionista. Contrariamente, não há uma busca de recursos ilimitados e sim uma análise pragmática da solução de problemas que envolvem um direcionamento correto desses recursos limitados cujo foco primordial é a redução do impacto das atividades humanas sobre a biodiversidade. Neste sentido, muitos estudos que envolvem a identificação de áreas para conservação encontram dois problemas básicos que devem ser incorporados na escolha de unidades de conservação. O primeiro deles envolve forçar a escolha de áreas com a maior quantidade de biodiversidade, independente da métrica usada como estimativa de biodiversidade. Nesta escolha o problema da máxima representatividade pode ser solucionado buscando áreas com alta diversidade ou com diversidade que complementar umas as outras. O segundo problema a ser resolvido envolve escolher poucos lugares capazes de garantir maximização da conservação da biodiversidade. Com isso, há uma redução da quantidade de unidades de

conservação onde o menor número delas não implica em pouca eficiência, pelo contrário, implica em alta eficiência por conservar mais no menor número de áreas quanto possível. Assim, resolve o problema da minimização de áreas para conservação. Com isso, pode-se inferir que a eficiência das unidades de conservação tem como bases teóricas o balanço entre os dois processos de otimização descritos acima, que envolve minimização e maximização. Contudo, a escolha de novas unidades de conservação deve passar por uma avaliação da eficiência daquelas unidades já existentes para que o novo arranjo seja complementar.

O problema de máxima representatividade da biodiversidade pode ser considerado menos preocupante que o problema de minimização de áreas já que um questionamento acerca da conservação de menos biodiversidade não faz sentido e a solução do problema envolve apenas aspectos de ordem biológica. Entretanto, a minimização de áreas evoca o arcabouço teórico de outras áreas do conhecimento para uma plena solução desse problema. O que existe por trás da minimização de áreas é a solução de Conflitos de Conservação. Neste ponto, evitamos escolher áreas que se sobreponham a áreas de grande interesse para as atividades humanas. Por isso, o tipo de informação que é tida como atividade humana é que resgata os aspectos teóricos de outras áreas do conhecimento.

Neste sentido, os três trabalhos apresentados como produto final em forma de tese buscaram incorporar diferentes problemáticas de ordem conservacionistas para traçar um panorama geral de como podemos pensar conservação sobre diferentes aspectos teóricos. O primeiro trabalho, intitulado de ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO CERRADO

DE ACORDO COM DINÂMICA TEMPORAL DA DISTRIBUIÇÃO DE MAMÍFEROS teve como objetivo central elucidar como o atual sistema de unidades de conservação do bioma Cerrado conserva a diversidade de mamíferos testando a eficiência desse sistema ao longo do tempo. Através de metodologias que incorporam mudanças no clima da Terra e duas medidas de diversidade diferentes, nós pudemos avaliar sobre diferentes perspectivas se há uma necessidade de melhorar o sistema de unidades de conservação, dando atenção à eficiência das unidades através de vários caminhos. Tomamos a devida preocupação em entender como as espécies de mamíferos podem precisar de novas unidades de conservação para que sua persistência ao longo do tempo possa ser garantida uma vez que as mudanças no clima podem exercer influência sobre a forma como elas se distribuem ao longo da paisagem do Cerrado.

Nos dois trabalhos subsequentes, nós voltamos nossa atenção ao estado de Goiás, ou seja, a preocupação com conservação remete apenas a este estado que está inserido totalmente no Cerrado, que foi o foco do nosso primeiro trabalho. Assim sendo, nosso segundo trabalho, intitulado de O PREÇO DA PROTEÇÃO: CONFLITO ENTRE USO DA TERRA E PRESERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, tentou criar uma forma analítica de entender como processos socioeconômicos e físicos atuam na determinação do valor econômico da terra. Nós testamos alguns pressupostos que ditariam o valor monetário agregado à terra, pois uma vez identificado os processos que definem o preço da terra, esta informação pode ser funcional para que a biologia da conservação defina áreas adequadas para conservação sem que haja conflitos entre desenvolvimento socioeconômico e conservação, mesmo em sistemas que não se conheça o valor financeiro da terra. Contudo, com a informação do preço da terra em

Goiás, pudemos relacionar essa informação à diversidade de mamíferos no estado com o objetivo claro de identificar as regiões do estado que há mais conflito de conservação. Portanto, buscamos mostrar se área de elevada riqueza estão sobrepostas às áreas onde o valor de aquisição da terra é maior. Este segundo trabalho, que tem como objetivo chave identificação de conflitos de conservação, que fornece um dado fundamental para o desenvolvimento do terceiro (e último) trabalho, o valor monetário da terra.

O último trabalho desenvolvido, intitulado de “INTEGRANDO CUSTO MONETÁRIO, CUSTO SOCIOECONÔMICO E USO DO SOLO NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS IMPORTANTES PARA CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS NO BRASIL CENTRAL”, teve como objetivo identificar como a paisagem do estado de Goiás pode ser dada como importante para conservação dos mamíferos segundo três cenários conservacionistas que consideram o uso ou não do solo. Neste trabalho, buscamos mostrar como as áreas prioritárias para conservação dos mamíferos pode ser acessada considerando apenas as espécies, considerando a ocupação humana do estado e considerando o valor monetário da terra. Nosso objetivo foi criar um esquema de conservação onde fosse esclarecido, pelo menos em parte, qual o valor monetário da conservação. Além disso, buscamos esclarecer como a não incorporação dessa informação pode elevar o custo final mesmo que a biodiversidade esteja conservada. Buscamos mostrar que a escolha de áreas de importância para conservação esbarra, principalmente, na compreensão dos processos socioeconômicos subjacentes a paisagem que se pretende criar unidades de conservação.

Todo arcabouço teórico que serviu de base para a argumentação desta apresentação está explorada e citada adequadamente nos três trabalhos subsequentes que perfazem o produto final apresentado como tese.

Capítulo 1

Análise da eficiência do sistema de unidade de conservação do Cerrado de acordo com dinâmica temporal da distribuição de mamíferos

Análise da eficiência do sistema de unidade de conservação do Cerrado de acordo com dinâmica temporal da distribuição de mamíferos

Bruno de Souza Barreto^{1*}, Paulo De Marco Júnior¹, Daniella Teixeira de Rezende²

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Campus Samambaia - Bloco ICB4 - Caixa Postal - 131 CEP 74001-970 - Goiânia - Goiás - Brasil.

² Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais Instituto de Ciências Biológicas, Terceiro Andar, sala 318, bloco L3, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, Pampulha, CEP 31270-910 - Belo Horizonte - MG - Brasil.

*E-mail para correspondência: barretobruno@gmail.com

Resumo

Cada vez mais a biodiversidade tem perdido diversidade ao redor do planeta em razão do modo como a população humana têm utilizado os recursos naturais. Para reduzir os impactos causados pela atividade humana, unidades de conservação (UC) têm sido criadas para garantir a manutenção da biodiversidade. Contudo, muitas unidades de conservação criadas não seguem critérios científicos e sua eficiência pode ser, portanto, questionada. No presente trabalho buscou-se avaliar a eficiência das unidades de conservação do Cerrado com base na riqueza de espécies e a diversidade beta dos mamíferos atualmente e em consonância com as mudanças climáticas esperadas para 2080. Nós mostramos por meio de análises de lacunas, as espécies estão representadas no atual sistema tanto no clima atual quanto no futuro. Contudo, elas tornaram-se mais raras dentro das UC's com as mudanças climáticas. Mostramos que as UC's não capturam uma diversidade maior que o esperado ao acaso. Espera-se um número maior de espécies dentro das UC's em 2080, contudo, o número de espécies fora delas será também maior. Quanto a diversidade beta, haverá uma redução do índice em 2080 e tanto fora das UC's quanto dentro espera-se, em média o mesmo valor. As mudanças climáticas tornaram as UC's do Cerrado mais ineficientes, haverá um aumento do número de espécies ameaçadas em razão das mudanças climáticas interferirem no arranjo espacial das espécies sobre o Cerrado. Isto chama a atenção para a avaliação de sistemas de unidades de conservação considerem a dinâmica espaço-temporal das espécies.

Palavras-chaves: Modelagem de nicho, riqueza, diversidade beta, mudanças climáticas.

Abstract

Increasingly biodiversity has lost diversity around the globe because of the way the human population have used natural resources. To reduce the impacts caused by human activity, conservation units (CU) have been created to ensure the maintenance of biodiversity. However, many conservation units were not established following scientific criteria and its efficiency can therefore be questioned. In this study we tried to evaluate the efficiency of conservation of the Cerrado based on species richness and beta diversity of mammals currently and in accord to climate change expected for 2080. We show through gap analyzes that species are represented in the current system both in the current climate and in the future. However, they have become rarer within CUs with climate change. We show that CUs do not capture a greater diversity than expected by chance. It is expected a larger number of species within the CUs in 2080, however, the number of species outside them will also be greater. As for beta diversity, there will be a reduction of the index in 2080 and both outside and within the UCs expected on average the same value. Climate change became UC's Cerrado more inefficient, there will be an increase in the number of threatened species because of climate change interfering in the spatial arrangement of species on the Cerrado. This draws attention to the evaluation of systems of protected areas consider the spatial-temporal dynamics of the species.

Keywords: modeling niche, richness, beta diversity, climate change

Introdução

Os graves impactos causados pelo desenvolvimento de atividades humanas sobre a biodiversidade é um tema já muito discutido e motivador de ações que buscam a preservação da diversidade biológica e dos processos ecológicos (Vitousek et al., 1997, Sala et al., 2000, Singh, 2002). Nas últimas décadas, muito se avançou na organização de esquemas que tem como objetivo a identificação e alojamento de áreas cuja finalidade é a manutenção da biodiversidade (ver Sarkar et al., 2006). Com a alocação de áreas para fins conservacionistas, um local de terra possivelmente produtiva é convertido em um sistema sem premissa de ganho de capital e, desta forma, há uma depreciação da vontade de criação de áreas cujo único destino é conservação. No geral, o panorama acima induz a criação de áreas conservacionistas em locais inapropriados para atividades econômicas muito menos do que em áreas onde a eficiência da meta de conservação seja máxima (Possingham et al., 2000, Margules e Pressey, 2000; Scott et al., 2001; Noss et al., 2002; Diniz-Filho et al., 2004; Anacleto et al., 2005). Evidentemente, o conflito entre aspectos econômicos e a implantação de unidades de conservação é ainda mais amplo já que o sucesso dessas unidades depende da alocação apropriada de recursos, não apenas para a sua aquisição, mas para manutenção de sua funcionalidade como unidade de conservação (Margules e Pressey, 2000, Naidoo et al., 2006).

O recorrente conflito entre conservação da natureza e desenvolvimento socioeconômico é minimizado quando se busca um programa planejado de identificação de áreas para conservação ao invés de arranjos que desconsideram tanto processos naturais quanto processos socioeconômicos.

Adequadamente, podemos lançar mão da ideia de planejamentos sistemáticos de conservação (Margules e Pressey, 2000) para criação de unidades de conservação mais eficientes e menos dispendiosas. A criação de sistemas planejados reduz os custos envolvidos na criação de unidades de conservação e dão um ganho considerável na preservação da biodiversidade já que processos ecológicos são considerados. A eficiência das unidades de conservação tem como bases teóricas o balanço entre dois processos de otimização que envolve minimização e maximização (Csuti et al, 1997; Ando et al, 1998; Sarkar et al, 2006). A minimização envolve a escolha de poucas áreas quanto possível capazes de assegurar habitat suficiente para sobrevivência das espécies inseridas nas áreas selecionadas. Esse critério ajuda a assegurar que o prejuízo pela perda de áreas originalmente dedicadas à atividade econômica tenderá a ser mínimo. O objetivo da maximização é proteger o máximo de espécies possível de forma que o custo total das áreas selecionadas como unidades de conservação seja inferior a um limite orçamental ou, no máximo, igual.

A seleção de unidades de conservação via processos de otimização é apenas um passo de muitos envolvido em conservação (Margules e Pressey, 2000). Outra parte importante está vinculada a distribuição das espécies no espaço bem como a dinâmica das mesmas. Sistemas de unidades de conservação podem reconhecer que as distribuições das espécies são dinamicamente alteradas de acordo com o manejo das unidades de conservação e alterações antrópicas além de determinarem quais unidades deve ter sua meta de conservação reavaliada ao longo do tempo (ver Bojórquez-Tapia et al., 2003, Bojórquez-Tapia et al., 2004, Fuller et al., 2007).

Se tais alterações ocorrem, é esperado que as espécies fossem forçadas a mudarem sua área de distribuição em decorrência de, por exemplo, mudanças climáticas (Davis et al., 2000, Peterson et al., 2002, Burns et al., 2003), desmatamentos (Fisher, 2000, Benning et al., 2002, Koh et al., 2006) ou pelo aumento de áreas de agricultura (Bomhard et al., 2005). Alguns habitats adequados seriam perdidos e outros deixariam de ser adequados para sobrevivência das espécies se tais alterações incidem sobre unidades de conservação a consequência disso seria a redução da eficiência dessas unidades (Hannah et al., 2002; Midgley et al., 2003), o que torna obsoletas as unidades de conservação no tempo futuro. Por isso a premissa de que as distribuições das espécies obedecem a um processo dinâmico é relevante. Paralelamente, os gestores também devem ter em mente que o processo de conservação deve ser um processo adaptativo e dinâmico.

De fato, hoje já é bem compreendido que o clima da Terra tem sofrido alterações que ocorrem em escalas de tempo que variam de décadas a milênios (Broecker, 1999, Zachos et al., 2001), que as espécies têm sua distribuição modificada em decorrência de alterações climáticas (Parmesan, 1996, Parmesan et al., 1999, Peterson et al., 2002) e que a resposta das espécies as alterações climáticas pode ser individual (p. ex., Warren et al, 2001). Segundo essa perspectiva, é plausível imaginarmos que os atuais sistemas de unidades de conservação não terão mais a função de preservação. De fato, alguns autores tem mostrado como a eficiência de redes de unidades de conservação é reduzida quando há alterações no clima (p. ex. Araújo, 2004, Hannah et al., 2007) ao passo que outras anteriormente não protegidas tornam-se chave para conservação no futuro (Barry e Elith, 2006).

Deste modo é importante pensar como as unidades de conservação devem incorporar tais informações de dinâmica espacial para que elas sejam robustas às mudanças climáticas (ver Hannah et al., 2002) ou mesmo para avaliar a eficiência de sistemas de unidades de conservação.

No Cerrado brasileiro, existem poucos estudos sobre eficiência de suas unidades de conservação. Rangel et al. (2004), Diniz-Filho et al. (2008) e Barreto (2008) utilizaram testes de aleatorização para verificar se as redes de unidades de conservação geradas nesses trabalhos são mais eficientes que redes geradas ao acaso, pouca atenção foi dada ao sistema de unidades de conservação já existente. Contudo, esse panorama tem se transformado. Nobrega e De Marco Jr. (2011) mostraram a ineficiência das reservas em áreas de Cerrado e com base em remanescentes de vegetação já alertam sobre áreas que seriam adequadas para implementação de novas unidades de conservação. Outros autores têm explorado diretamente eficiência das unidades de conservação do Brasil frente cenários de mudanças climáticas (Zimbres et al 2012).

No bioma Cerrado há uma alta taxa de conversão de habitats naturais em uso antrópico bem como uma diversidade elevada e alta taxa de endemismo de plantas (Myers et al., 2000), o que gera alerta quanto a necessidade de conservação. A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) traça a meta de que no mínimo 10% de cada ecoregião do mundo devam estar efetivamente conservados. Esta convenção garantiria um refúgio mínimo para proteção da biodiversidade. O Cerrado, sendo uma grande região biogeográfica, não tem 10% de seu território convertido em unidades de conservação. Dobrovolski et al. (2011) afirmam que 15.4% do bioma está

protegido, contudo esse percentual não é de área efetivamente conservada, pois os autores usaram 10km de área de amortecimento em torno das unidades de conservação do bioma, que elevou o percentual para o afirmado. Cruzando as informações de área oficial do Cerrado brasileiro com a área calculada das unidades de conservação fornecidas pelo *World Database on Protected Areas* (WDPA, 2012), pouco mais de 7% da área do Cerrado está efetivamente conservada, um valor inferior ao traçado pela CDB. Em outras palavras, há uma necessidade eminente de estabelecimento de novas unidades de conservação no Cerrado no que concerne as metas traçadas pela CDB.

Novas questões surgem com a necessidade de novas unidades de conservação no Cerrado. O atual sistema de conservação pode falhar em representar adequadamente as espécies que, de alguma forma, se distribuem pelo bioma. Recentemente, Nobrega e De Marco Jr. (2011) mostraram que as unidades de conservação do Estado de Goiás (inserido totalmente no Cerrado) não contemplam todas as espécies de Odonata estudadas e que muitas delas são raras ou de distribuição restrita. É importante ressaltar que as oportunidades de conservação no bioma estão reduzindo cada vez mais. Com o avanço do agronegócio moderno, as áreas para conservação limitam-se cada vez mais às montanhosas, de pouco interesse socioeconômico (Carvalho et al. 2009), que não necessariamente são representativas de todos os ambientes e de todas as espécies existentes. Considerando esse cenário de crise e para auxiliar como a terra deve ser explorada bem como deve ser feita a conservação da biodiversidade, nesse trabalho nós avaliamos a eficiência das unidades de conservação já existentes no Cerrado com relação à proteção de mamíferos e com a devida preocupação de avaliar o mesmo sistema de

unidades de conservação segundo perspectivas de mudanças climáticas. Além disso, outro aspecto analisado foi a dinâmica espacial das espécies ao longo desses cenários de mudanças climáticas.

Metodologia

- **Dados de ocorrência**

Foram utilizados para este estudo dados sobre os 113 mamíferos terrestres não voadores que ocorrem no Cerrado (ver Marinho-Filho et al., 2002). A taxonomia das espécies foi revisada de acordo com Wilson & Reeder (2005) e Weksler et al. (2006) para o gênero *Oryzomys*, o que resultou na alteração da nomenclatura de algumas espécies da lista original. As presenças das espécies foram derivadas dos registros de ocorrência (coordenadas geográficas) que por sua vez foram compilados de coleções de museus do CRIA (<http://www.cria.gov.br>) e do GBIF (<http://www.gbif.org>) e revisões bibliográficas dos portais Institute for Scientific Information – Web of Science (<http://apps.isiknowledge.com>) e Scientific Electronic Library Online (<http://www.scielo.org/php/index.php>), além dos registros de Einsenberg (1989), Redford & Einsenberg (1992) e Einsenberg & Redford (1999).

- **Dados Ambientais**

Os dados ambientais utilizados para a modelagem da distribuição das espécies foram de natureza climática e topográfica, ambas com resolução espacial de 0.04° (aproximadamente 4,5km). As variáveis climáticas utilizadas – temperatura média anual, sazonalidade da temperatura, média da

temperatura dos quatro meses mais secos, precipitação anual, sazonalidade da precipitação e precipitação durante os quatro meses mais quentes – foram derivadas da base de dados do WORLDCLIM (www.worldclim.org, Hijmans et al., 2005). As variáveis topográficas – Altitude e Inclinação do terreno – foram derivadas do Hidro-1 k. Essas variáveis foram escolhidas previamente por diminuir o efeito da colinearidade entre variáveis no modelo e já utilizadas em estudos semelhantes (Nobrega e De Marco Jr., 2011). A condição de clima futuro de 2080 (média entre 2070 e 2099) foi baseada no Modelo de Circulação Geral entre Atmosfera e o Oceano do CCCma (em português, Centro Canadense de Análise de Modelagem Climática) do cenário A2 de emissão de Carbono. O cenário A2 é um cenário pessimista em prevê 15 bilhões de pessoas na Terra até 2100 sem que haja redução das formas de crescimento econômico e tecnológico, prevendo assim uma maior emissão carbono na atmosfera. As mesmas variáveis climáticas usadas para modelagem no clima atual, contudo projetadas para 2080, foram escolhidas para gerar as projeções das espécies bem como a resolução espacial foi mantida em 0,04° (todos extraídos da base de dados do WORLDCLIM). A América do Sul foi utilizada como recorte para a modelagem da ocorrência das espécies (Figura 1).

- **Modelo de distribuição das espécies**

Os modelos de distribuição de espécies foram ajustados utilizando os dados de distribuição de espécies e do clima atual e, então foram projetados de acordo com os dados climáticos futuro para estimar os nichos climáticos, isto é, a distribuição geográfica das condições climáticas adequadas para estas espécies. As predições das distribuições das espécies foram geradas através

do *Maximum Entropy Software* (Maxent), v.3.2.1 (Phillips et al., 2006). Existem muitos algoritmos para a modelagem de distribuição de espécies (e.g. Guisan e Zimmermann 2000), no entanto, o método adotado pelo Maxent tem se mostrado mais confiável para a predição de distribuição das espécies (Phillips et al., 2006) e tem sido avaliado como um método eficiente dentre muitos métodos de modelagem de distribuição (Elith et al., 2006, Hernandez et al., 2006; Pearson et al., 2007; Wisz et al., 2008).

Os modelos gerados pelo Maxent são baseados no ajuste de uma função com a distribuição o mais próximo possível de uma distribuição uniforme (distribuição com o máximo de entropia) limitada por informações ambientais associadas aos pontos de ocorrência (Phillips et al., 2006). Os modelos foram gerados usando 1000 iterações, o formato do resultado foi acumulativo e a regularização foi igual a 1.

O desempenho dos modelos foi avaliado em um gráfico de curva ROC (*receiver operating characteristic curve*), que relaciona a sensibilidade com a especificidade do modelo, para diferentes níveis de truncamento (i.e., níveis de adequabilidade utilizados para estabelecer a presença ou ausência da espécie). A sensibilidade é a medida que descreve a probabilidade de uma área de ocorrência verdadeira ser corretamente classificada como uma ocorrência e a especificidade é a probabilidade que descreve onde a espécie está ausente. A área sob a curva ROC, denominada AUC (*area under curve*), varia de 0 a 1 e é usada para avaliar o desempenho do modelo, onde 1 indica desempenho perfeito, 0,5 um desempenho tão bom quanto o de um modelo gerado aleatoriamente, e valores menores que 0,5 indicam um desempenho

pior que o de um modelo gerado aleatoriamente. Apesar da escolha prática de valores superiores a 0,7 indicar predições aceitáveis (Girardello et al., 2009).

- **Unidades de conservação, riqueza de espécies e diversidade beta**

As unidades de conservação do Cerrado foram obtidas do *World Database Protected Area* (WDPA, 2010). Foram selecionadas as unidades classificadas pela IUCN como de proteção integral (categorias de I-IV) e de uso sustentável (V-VI) dentro dos limites do bioma Cerrado e as unidades de conservação fora dessa classificação foram excluídas (Figura 1). Essas unidades de conservação foram então representadas na escala de 0,2° (Figura 2).

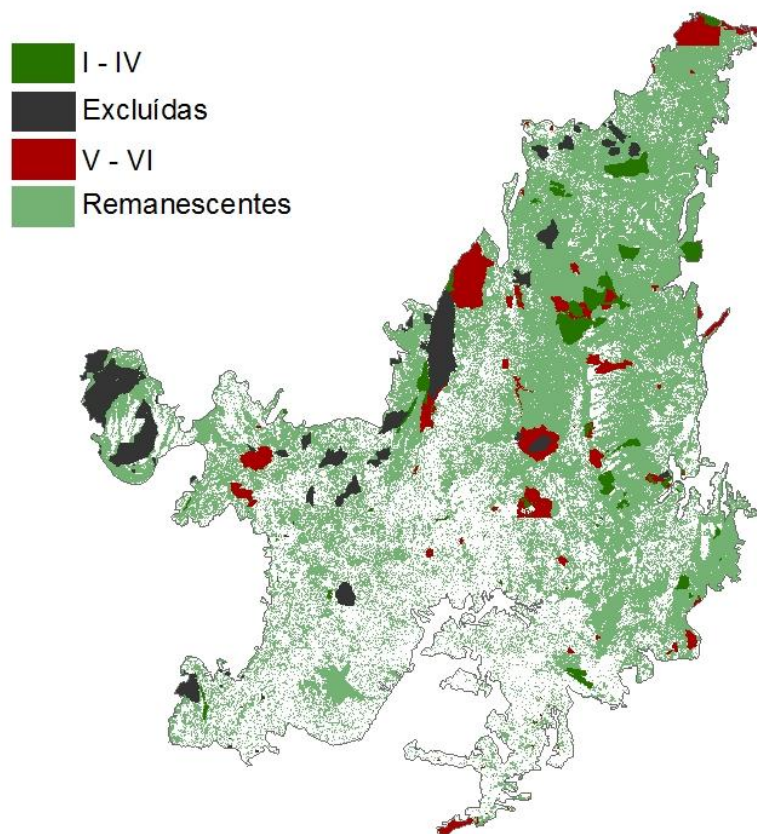


Figura 1 - Bioma Cerrado e suas unidades de conservação classificadas de acordo com os critérios da IUCN (WDPA, 2010). As unidades em verde escuro são de proteção integral, as áreas em vermelho são de uso sustentável, as áreas em preto são as unidades de conservação excluídas não enquadradas nessas classificações e as áreas em verde claro é a vegetação remanescente.

Uma malha regular de 0,2° de resolução espacial foi criada sobre a América do Sul (Figura 2). A mesma malha foi recortada respeitando os limites oficiais do bioma Cerrado (Figura 2). Outro corte na malha foi realizado, respeitando os limites das unidades de conservação do bioma (Figura 2). Nas três escalas de corte da malha (América, Cerrado e unidades de conservação) foram obtidas matrizes de ocorrência a partir das distribuições binárias das espécies por meio da sobreposição dos mapas de distribuição reclassificados a partir do limiar calculado pelo Maxent. Pôde-se, a partir disso, estimar quantas espécies (riqueza de espécies) ocorrem por célula das malhas, considerando o modelo. Além da riqueza de espécies, o número de células ocupadas por cada espécie nas malhas representa a extensão de ocorrência das espécies na América, no Cerrado e nas unidades de conservação. Esta abordagem foi aplicada tanto aos modelos de distribuição de espécies no clima atual como nos modelos de distribuição do clima futuro.

Foram avaliados também os padrões de diversidade beta, medindo quanto uma dada região difere, em termos de composição de espécies, das células vizinhas. Diversos coeficientes têm sido propostos para avaliar os padrões de diversidade-beta (ver Melo et al. 2008). Neste trabalho, optou-se por calcular o coeficiente β_{SIM} (Lennon et al. 2001) médio para cada uma das

células, dado pela comparação da célula (focal) com as células adjacentes e dado por:

$$\beta_{SIM} = \frac{a}{a + \min(b, c)}$$

Onde a é o número de espécies compartilhado pelas duas células, b é o número de espécies presentes apenas na célula focal e c é o número de espécies apenas na célula adjacente. Uma vantagem desse índice é sua baixa correlação com a riqueza de espécies. Uma vantagem dessa abordagem é a espacialização da diversidade beta.

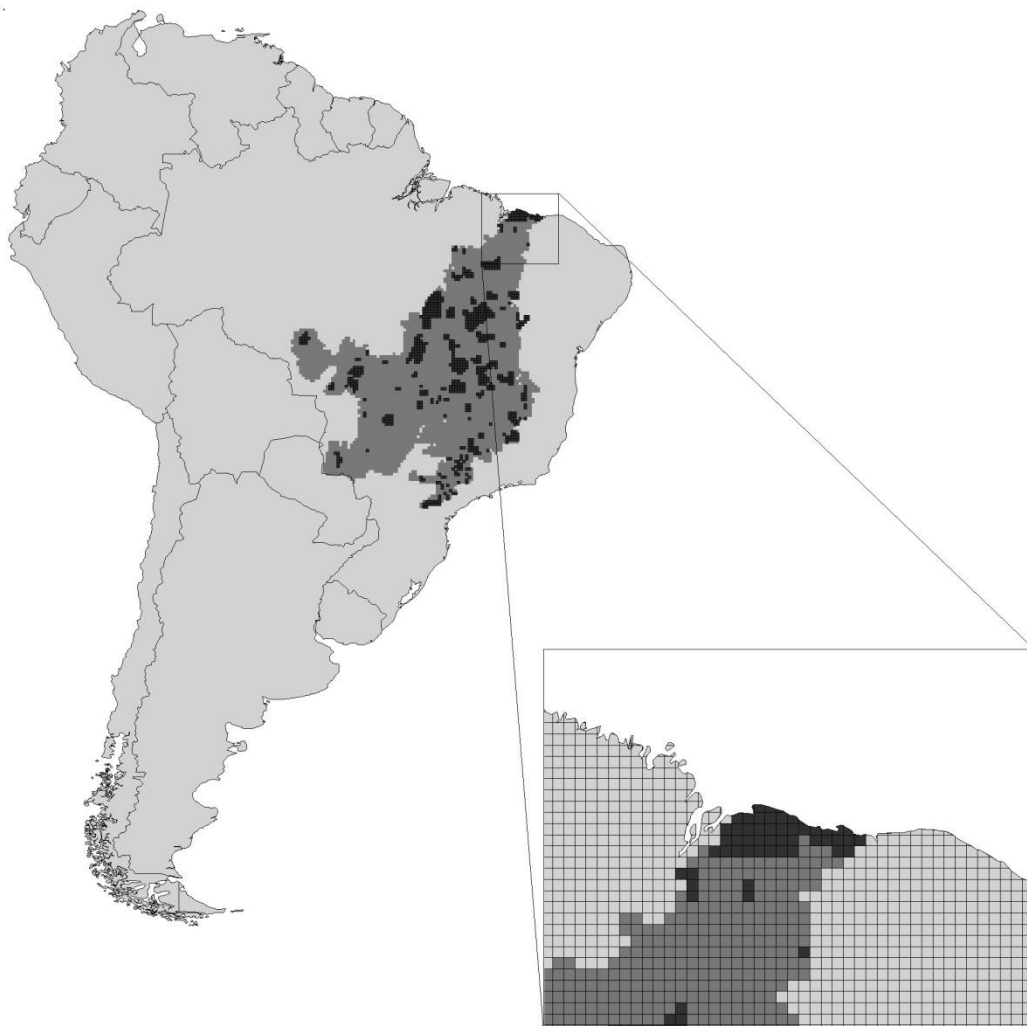


Figura 2 - América do Sul (cinza claro), limite oficial do bioma Cerrado (cinza escuro) e unidades de conservação do Cerrado segundo o *World Database*

Protected Area (preto). No detalhe, as três malhas de 0,2° de resolução espacial utilizadas nas análises.

- **Análise de lacunas simples, raridade das espécies e testes de aleatorização:**

Os mapas de ocorrência das espécies sobre a malha das unidades de conservação serviram de base para avaliarmos a representatividades das espécies de mamíferos no atual sistema de unidades de conservação por meio de uma análise de lacuna simples. Foi avaliado o número e quais são as espécies que ocorrem em cada unidade de conservação. A mesma abordagem foi replicada para a distribuição das espécies no futuro. Desta forma, pensando na simples ocorrência das espécies nas unidades, pôde-se verificar se alguma espécie não está representada no atual sistema de unidades de conservação, o que a classifica como espécie lacuna, e se o sistema atual perderá eficiência de representatividade no futuro.

Foi avaliado se a riqueza média e a diversidade beta média das unidades de conservação são amostras casuais de uma distribuição nula. Esperava-se que a riqueza média e a diversidade beta média dentro das unidades de conservação fossem maiores que valores tomados ao acaso. Para tal, foram contadas quantas células da malha do Cerrado tem unidades de conservação bem como a ocorrência das espécies dentro dessas células. Posteriormente, a mesma quantidade de células foi selecionada ao acaso dentre todas as células do Cerrado e riqueza média e diversidade beta média dessas células foram anotadas. Todo esse processo foi reproduzido dez mil vezes, gerando uma distribuição nula de riqueza média e de diversidade beta

média. Caso a quantidade de espécies do atual sistema tenha uma chance pequena de ocorrer simplesmente ao acaso, conclui-se que o atual sistema, em termos de representatividade é eficiente. O mesmo raciocínio foi aplicado à diversidade beta, caso a diversidade beta observada das unidades for maior que o esperado ao acaso, conclui-se que o atual sistema é eficiente. Tal eficiência foi medida tanto para o clima atual quanto para o clima futuro.

- **Riqueza de espécies, diversidade beta e perda/ganho das unidades de conservação do Cerrado**

Outro aspecto avaliado foi o das mudanças no clima como fator que reduziria a eficiência das redes de reservas do Cerrado, pois tais mudanças levariam a um deslocamento da adequabilidade climática de cada espécie e neste sentido, o padrão de distribuição das espécies se deslocaria. Se as alterações climáticas promovem mudanças no padrão de distribuição das espécies, é de se esperar que tanto os padrões espaciais de diversidade alfa, medida pela riqueza de espécie, quanto de diversidade beta, media pelo coeficiente β_{SIM} se modifiquem. A partir dessa premissa, foi analisado se as unidades de conservação estão em áreas de maior riqueza de espécies e em áreas de elevada diversidade beta por meio de teste t (para amostras independentes e com variância heterocedásticas) entre a riqueza e div. Beta dentro e fora das unidades de conservação. A hipótese é que dentro das unidades de conservação a riqueza e a diversidade beta sejam maiores que fora delas. Ainda de acordo com a premissa de mudanças de adequabilidade do clima atual para o futuro, foi calculado o quanto e onde as unidades de conservação tendem reduzir a diversidade alfa e beta bem como elas tendem a

ganhar com as alterações no clima. Assim, foi analisado se as unidades de conservação vão ter ganho ou perda de diversidade maior comparativamente com o ganho ou perda fora delas através do teste t para amostras independentes e com variância heterocedásticas.

Outro teste t, contudo, para amostras dependentes, foi aplicado para medir se a riqueza de espécie é diferente entre o clima atual e o clima futuro. Foi utilizado a estimativa de Dutilleul (1993) para garantirmos graus de liberdade efetivos controlando a autocorrelação espacial do sistema e, assim, controlar o efeito de pseudo-réplicas na estimativa da estatística t. Contudo, em termos de composição específica, a riqueza de espécies pode ser redundante entre as unidades de conservação. A avaliação da diversidade beta ajuda a resolver esse problema por causa da própria natureza do coeficiente, que é de medir diferenças entre áreas. Assim, outro teste t para amostras dependentes foi aplicado para compararmos a diversidade beta dentro das unidades de conservação do clima atual e do clima futuro. Ainda de acordo com a premissa de mudanças de adequabilidade do clima atual para o futuro, foi calculado o quanto e onde as unidades de conservação tendem reduzir a diversidade alfa e beta bem como elas tendem a ganhar com as alterações no clima.

- **Distribuição das espécies dentro das unidades de conservação e a relação com a raridade**

Foi assumido que a distribuição das espécies dentro das unidades de conservação está associada à raridade das espécies no Cerrado. Assim, é esperado que a distribuição das espécies dentro das unidades de conservação varie de acordo com a ocorrência das espécies no Cerrado. Portanto, o número

de células ocupadas pela distribuição das espécies dentro das unidades de conservação foi correlacionado com a distribuição no Cerrado. A expectativa foi uma relação positiva onde quanto mais rara é a espécie no Cerrado, menor é a distribuição dela dentro das unidades. A distribuição no clima atual e futuro foram analisados. Nós assumimos que aquelas espécies com a extensão de ocorrência dentro das unidades de conservação do Cerrado menores que 20.000 km² estão ameaçadas. Esse limiar foi adotado em consonância com IUCN, que o emprega na construção da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas (IUCN, 2001).

Resultados

- **Modelos de distribuição das espécies e impactos potenciais da mudança climática**

Das 113 espécies da lista de mamíferos com ocorrências no Cerrado, aquelas com menos de cinco pontos de ocorrência registrados foram excluídas das análises. Do total, 97 espécies tiveram sua distribuição modelada pelo Maxent. Os modelos gerados para as 97 espécies restantes apresentaram distribuição potencial sobre o bioma Cerrado. Tanto no clima atual como no clima futuro os modelos tiveram tal comportamento. Sob esse panorama, a eficiência dos modelos em prever a distribuição das espécies (AUC) esteve acima da expectativa aleatória de AUC igual a 0,5, em média o valor do AUC foi de 0,884 com baixo desvio padrão de 0.08.

A combinação dos mapas binários de distribuição potencial dos mamíferos do Cerrado indica que as áreas adequadas para se ter maiores

quantidade de espécies (Figura 3). De acordo com o clima atual, a riqueza de espécies é maior na região sudoeste do bioma, com algumas manchas de alta riqueza nas regiões sul e leste (Figura 3a). No clima futuro, a riqueza de espécies tende a homogeneizar-se mais ao longo do bioma, contudo, a região sudoeste continua sendo mais rica, entretanto com uma menor área e perda de espécies na região leste (Figura 3b).

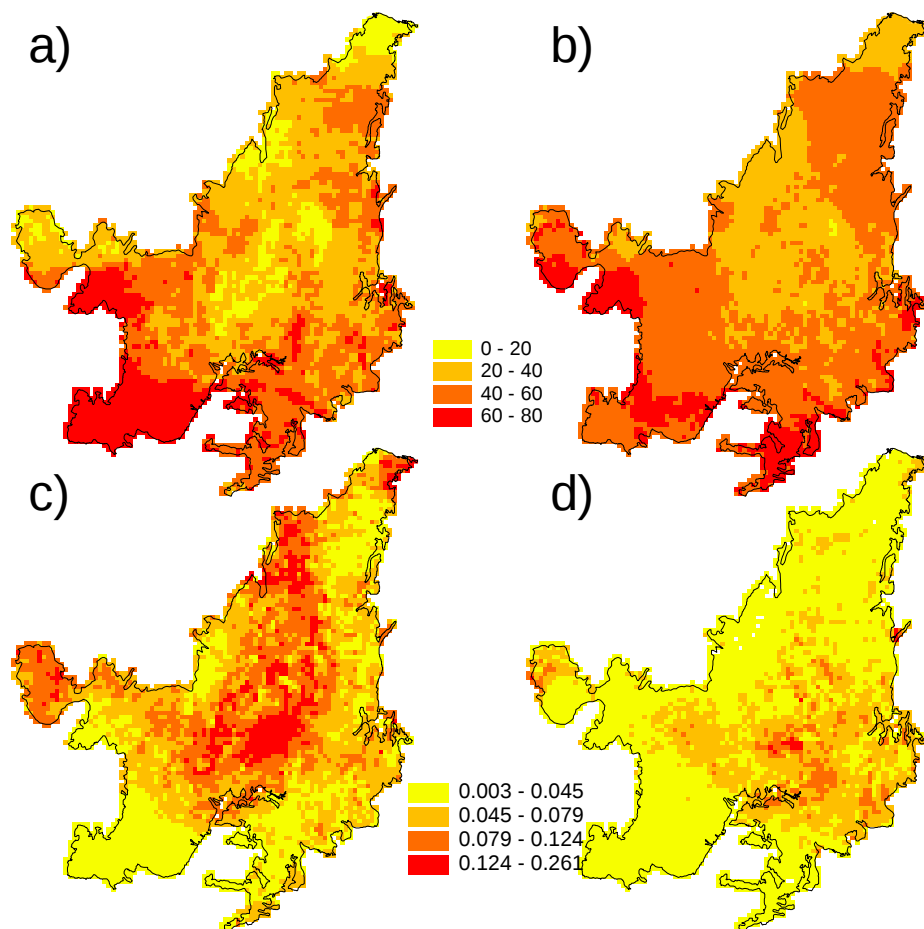


Figura 3 - Padrão espacial da riqueza de espécies de mamíferos atual (a) e na projeção climática de 2080 (b) e padrão espacial da diversidade beta de mamíferos atual (c) e na projeção climática de 2090 (d) no Cerrado brasileiro.

Quanto ao padrão de diversidade beta, depreende-se da Figura 3c,d a taxa de mudanças, em termos de composição, das espécies de mamíferos do Cerrado. No geral, o bioma apresenta uma diversidade de mamífero muito similar e os baixos valores de β_{SIM} tanto no presente quanto no futuro descrevem espacialmente este padrão (Figura 3c,d). Segundo o clima atual nota-se que uma mudança maior na composição de espécies nas regiões central e norte (Figura 3c). Esse padrão sofrerá alteração quando analisamos a diversidade beta para a projeção das espécies no clima futuro. O padrão espacial tende a se uniformizar ao longo do Cerrado e valores do índice são inferiores ao do clima presente (Figura 3d). Esperam-se índices de diversidade beta semelhantes os do clima atual na região central do bioma (Figura 3c,d). No geral, a diversidade beta ao longo do Cerrado é baixa, a taxa com que a composição de espécie muda em relação a células vizinhas adjacentes não chega a 30% (Figura 3c,d), demonstrando uma sobreposição elevada das distribuições de mamíferos no Cerrado.

A perda e ganho de diversidade é uma informação útil para conservação. Nota-se que na Figura 4a a maior perda de espécies ocorrerá nas regiões sul e sudeste com algumas manchas de perda mais acentuada no leste do bioma. O ganho mais intenso de espécies ocorre principalmente no extremo oeste do Cerrado. Quanto à diversidade beta, há uma maior perda nas regiões central e norte e um ganho localizado na região sudeste (Figura 4b).

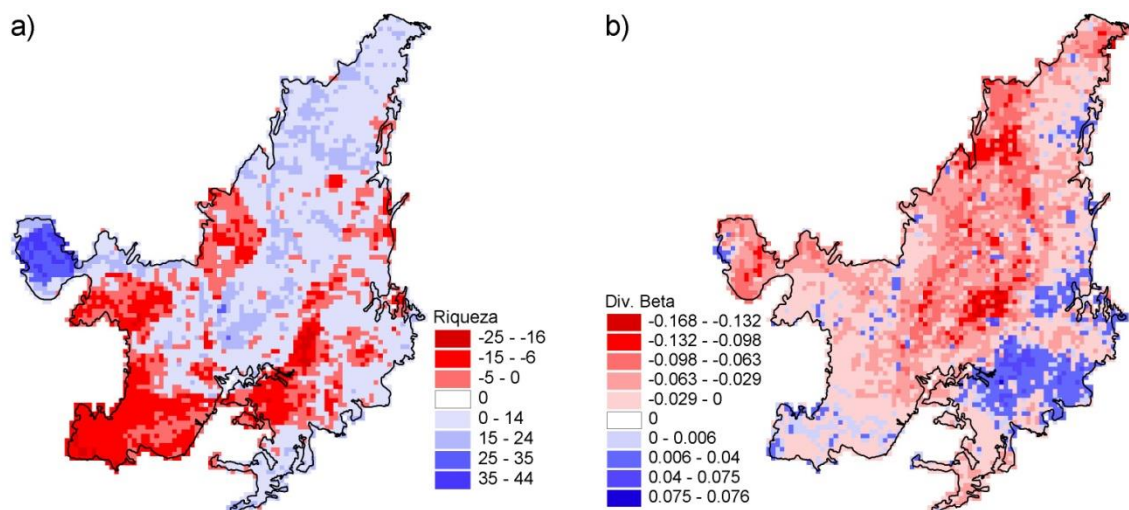


Figura 4 - Padrão espacial da perda e ganho de riqueza de espécies (a) e de diversidade beta (b) dos mamíferos no Cerrado. A cor vermelha indica onde há perda de diversidade e a cor azul indica áreas onde há ganho de diversidade.

- **Análise de lacunas, raridade e testes de aleatorização**

Os gráficos da Figura 5 são representativos da raridade das espécies no clima atual e no futuro. Mudanças no clima levarão ao aumento de espécies com rara distribuição e aumentará o número de espécies com ampla distribuição (Figura 5a). Em termos de ocorrência no Cerrado, é esperada a redução no número de espécies com distribuição intermediária acompanhada do aumento de espécies com uma ampla distribuição juntamente com o aumento de espécies raras (Figura 5a). É esperado um aumento da raridade de espécies dentro das unidades de conservação em decorrência das mudanças climáticas (Figura 5b).

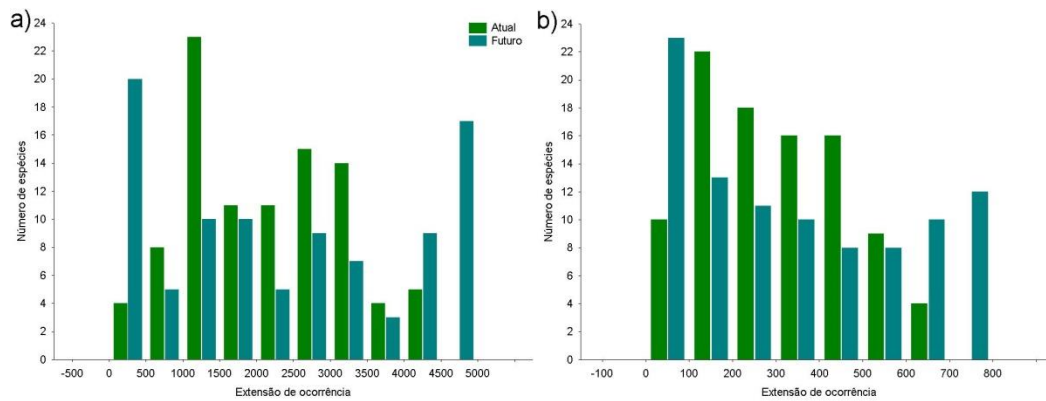


Figura 5 - Histograma do número de espécies em relação à extensão de ocorrência no Cerrado (a) e nas unidades de conservação (b). As barras em verde estão de acordo com o clima atual e as barras em azul estão de acordo com a projeção do clima em 2080.

Na análise de lacunas as unidades de conservação foram sobrepostas aos mapas binários das espécies, este procedimento indicou se as unidades de conservação do Cerrado são eficientes na preservação ambientes adequados para a ocorrência de todos mamíferos, tanto no clima atual quanto no clima futuro. No Cerrado não foi encontrada nenhuma espécie lacuna e a rede de unidade de conservação do bioma é eficiente no clima atual bem como segundo cenários de mudanças climáticas.

Os testes de aleatorização aplicados verificam se a média da riqueza e da diversidade beta nas UCs são maiores que o esperado por uma distribuição nula. Tanto no clima atual como no clima futuro, as unidades de conservação do Cerrado não capturam um maior número de espécies (riqueza) do que seria esperado ao acaso ($p > 0.05$), indicando ineficiência na proteção de áreas que são mais ricas em quantidade de espécies. Quanto à diversidade beta, atualmente as unidades de conservação capturam mais diversidade beta do que seria esperado ao acaso ($p < 0.001$). Este resultado indica que, atualmente,

o arranjo espacial das unidades de conservação permite capturar uma composição de espécies complementar entre elas. Com mudanças no clima, o arranjo espacial das espécies no Cerrado será alterado e isto influenciará a diversidade beta de forma que as unidades perderão eficiência já que a diversidade beta no futuro tende a seguir um padrão aleatório ($p > 0.05$).

- **Riqueza de espécies, diversidade beta e perda/ganho das unidades de conservação do Cerrado**

As unidades de conservação do Cerrado foram instaladas em regiões cuja riqueza de espécies é menor do que a média das regiões fora delas (Tabela 1). Em média, as unidades de conservação têm 6 espécies a menos que fora delas (Tabela 1). No clima futuro, é esperado um menor número de espécies dentro das unidades de conservação quando comparada com as regiões fora delas. Contudo, é esperado que ela apresente em média 4 espécies a menos. Tais resultados demonstram que as unidades de conservação do Cerrado não abrigam e não abrigarão regiões cuja adequabilidade climática não é e não será maior que fora delas. Quanto à diversidade beta, uma diferença de quase 1% ($0,008 \times 100$) entre o valor de β_{SIM} dentro e fora das unidades de conservação foi suficiente para revelar que no Cerrado existe composição de espécies mais diferenciada dentro das unidades do que fora delas (Tabela 1). Com as mudanças climáticas essa diferença deixa de ser significativa e o Cerrado tende a ter composições dentro das unidades iguais aquela fora delas (Tabela 1). Nas unidades de conservação do Cerrado é esperado maior ganho de espécies e, neste cenário, as unidades de conservação tenderão a abrigar mais espécies que fora delas (Tabela 1).

Inversamente, as unidades de conservação tendem reduzir a diversidade beta quando as compara com a diversidade beta fora das unidades de conservação. Contudo, a significância dos testes da Tabela 1 deve ser interpretada com cautela em função dos graus de liberdade adotados estarem superestimados em consequência de autocorrelação espacial na riqueza e diversidade beta (ver Legendre 1993).

Tabela 1 - Resultados dos testes t para amostras independentes e variâncias heterocedásticas aplicados para comparação da riqueza de espécies, diversidade beta e perda e ganho de diversidade dentro e fora das unidades de conservação no Cerrado. M_{Fora} - média fora das unidades de conservação, M_{Dentro} - média dentro das unidades de conservação, D - tamanho do efeito, t - estatística t estimada, GL - Graus de liberdade, p - probabilidade de erro tipo I.

	M_{Fora}	M_{Dentro}	D	t	GL	p*
Riqueza						
Atual	43,352	37,230	6,121	9,455	1043	<0,001
Futuro	47,673	43,159	4,514	9,369	957	<0,001
Ganho/ Perda	4,321	5,929	1,608	-4,490	1194	<0,001
Diversidade Beta						
Atual	0,066	0,074	0,008	-4,767	987	<0,001
Futuro	0,039	0,040	0,001	-0,967	952	0,334
Ganho/Perda	-0,028	-0,034	0,007	4,558	1013	<0,001

*O nível de significância adotado foi de $\alpha = 0,05$.

As mudanças no clima do Cerrado levarão a uma mudança nos padrões de diversidade do bioma. Pode ser visto que existirá uma diferença significativa entre os padrões de diversidade tanto alfa (riqueza) quanto beta. Com relação

a riqueza de espécies, as unidades de conservação tenderão a ganhar espécies, o que aumenta a riqueza (Tabela 2) ao passo que elas perderão diversidade beta, o que indica que elas serão mais homogêneas em relação a composição de espécies. (Tabela 2).

Tabela 2 - Resultados dos testes t para amostras dependentes comparando a riqueza e diversidade beta das unidades de conservação no clima atual com o clima futuro. M_{Atual} - média no clima atual, M_{Futuro} - média no clima futuro, D - diferença média, t - estatística t estimada, GL - graus de liberdade, p - probabilidade de erro tipo I.

	M_{Atual}	M_{Futuro}	D	t	GL*	p**
Riqueza	37.230	43.159	-5.929	-18.602	12	p<0.001
Diversidade Beta	0.074	0.040	0.034	25.570	36	p<0.001

*Graus de liberdade corrigidos pela estimativa de Dutilleul (1993).

**O nível de significância adotado foi de $\alpha = 0,05$.

A mudança climática deslocará as adequabilidades climáticas de cada espécie de acordo com os requerimentos climáticos delas atualmente. Portanto as distribuições das espécies dentro das unidades de conservação do bioma serão alteradas, logo o padrão espacial tanto da riqueza de espécies quanto da diversidade beta se alterarão. A Figura 6 ilustra as regiões dentro das unidades de conservação do Cerrado onde haverá a perda de diversidade e onde haverá o ganho bem como o quanto cada espécie ganha ou perde de extensão de ocorrência. Notamos que no Cerrado uma mudança climática levará a um aumento da riqueza de espécies dentro das unidades de conservação, contudo, esse aumento é acompanhado de uma redução da diversidade beta.

Esse resultado demonstra que o aumento do número de espécies é acompanhado da redução da taxa de mudanças de espécies (Figura 6 a,b). Isto é em decorrência de nós termos um numero maior de espécies ampliando sua extensão de ocorrência em função das alterações climáticas (Figura 6c).

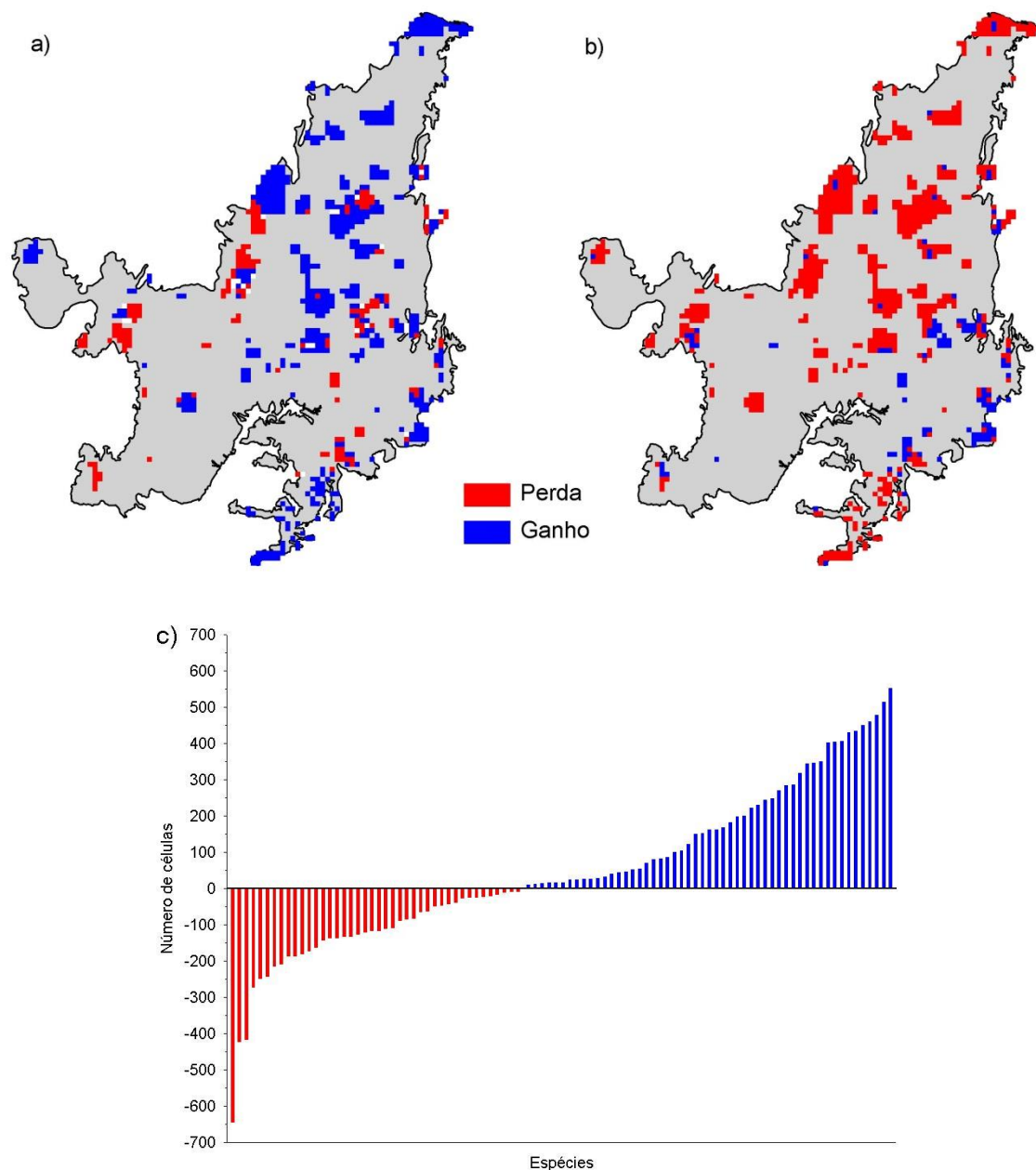


Figura 6 - Padrão espacial da perda e ganho de riqueza de espécies (a), perda e ganho de diversidade beta (b) e o ganho e perda de extensão de ocorrência das espécies dentro das unidades de conservação do Cerrado (c).

- **Distribuição das espécies dentro das unidades de conservação e a relação com a raridade**

Com o aumento da distribuição das espécies há o aumento concomitante do tamanho das distribuições nas unidades de conservação, tanto para o clima atual quanto para o futuro (Figura 7). Essa relação revela que espécies com menor distribuição dentro do bioma tendem a ter uma pequena parte da sua distribuição preservada pelas unidades de conservação, principalmente no futuro (Figura 7). Podemos perceber que haverá uma piora do cenário de conservação dos mamíferos no Cerrado. Adotando o critério de 20.000 km² como extensão mínima para considerarmos uma espécie ameaçada, atualmente duas espécies estão ameaçadas e esse número tende a aumentar para nove quando projetamos a distribuição das espécies no futuro (Figura 7). As espécies *Lutreolina crassicaudata*, da ordem Didelphimorphia, *Cebus apella*, da ordem Primata, são as duas únicas espécies de não roedores classificadas como ameaçadas, todas as outras pertencem à ordem Rodentia.

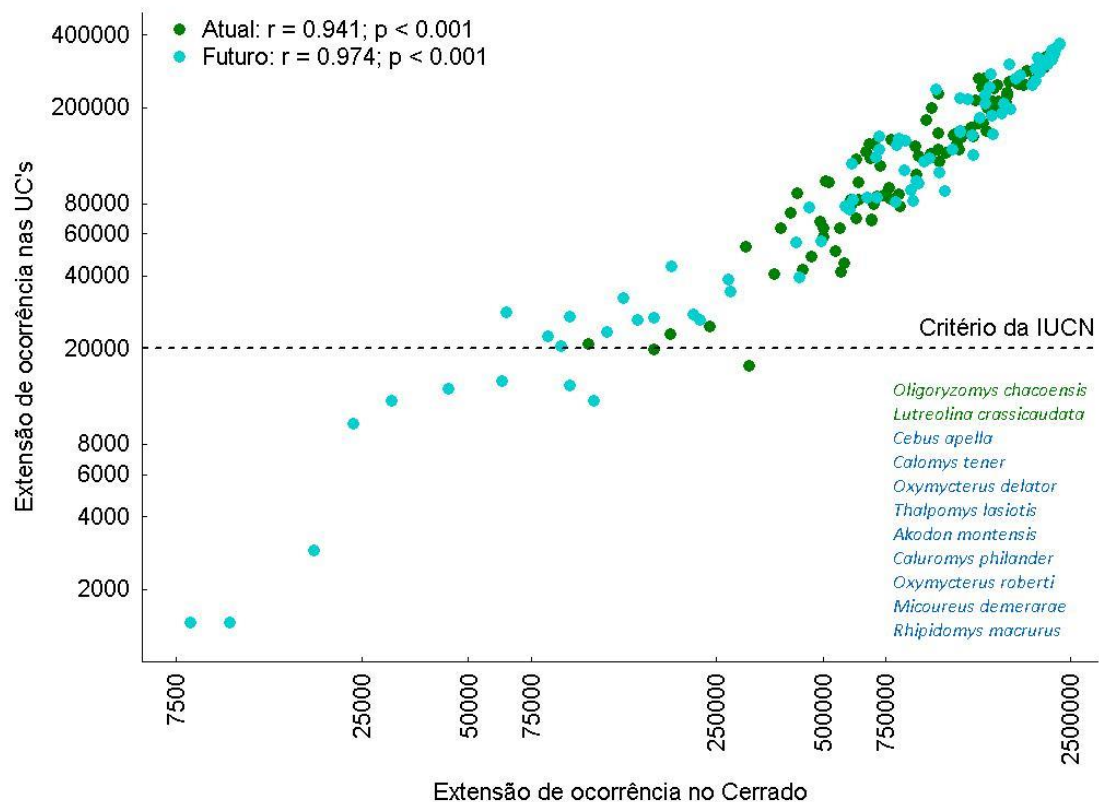


Figura 7 - Relação entre a extensão de ocorrência (em quilômetros) das espécies no Cerrado e a extensão de ocorrência (em quilômetros) das espécies dentro das unidades de conservação do Cerrado. Os pontos verdes indicam a relação no clima atual e os pontos em azul indicam a relação no clima futuro. Os eixos foram logaritmizados para melhor visualização da relação. A linha tracejada representa a extensão de ocorrência limite para que as espécies sejam classificadas como ameaçadas de acordo com as categorias e critérios da Lista Vermelha da IUCN (IUCN 2001) e as espécies ameaçadas estão listadas.

Discussão

- Modelagem da distribuição

Todos os modelos de distribuição de espécies indicam, basicamente, áreas de distribuição potencial baseados em variáveis bioclimáticas. A restrição dessa potencialidade por interação entre as espécies e, mais importante, por limitação de dispersão resulta na atual distribuição das espécies (Soberon e Peterson, 2005, Araújo e Luoto, 2007, Heikkinen et al, 2007, Soberon, 2007). Os modelos de distribuição gerados neste trabalho não são diferentes. Para um melhor esclarecimento, as distribuições geradas neste trabalho tratam de áreas com melhor adequabilidade climática para ocorrência da espécie. O limiar de corte das distribuições capturou as áreas projetadas com maior adequabilidade climática de maneira que os erros de omissão e de sobreprevisão dos modelos fossem minimizados. Sendo assim, os mapas apresentados se referem às regiões de maior probabilidade de ocorrência dos mamíferos no Cerrado, ou seja, as regiões de maior adequabilidade bioclimática para ocorrência das espécies.

Como os modelos de distribuição das espécies partem de informações ambientais para caracterizar o nicho em um espaço n-dimensional climático e usa essa informação para projetar quais são as regiões climaticamente semelhantes àsquelas dos registros de ocorrência, os modelos são representações do nicho fundamental das espécies e, portanto, não consideram restrições como capacidade de dispersão, relações entre as espécies, que estão envolvidas no delineamento do nicho realizado (Araujo e Luoto, 2007, Heikkinen et al., 2007, Soberon e Nakamura 2009). Tal característica seria problemática se os padrões estudados aqui não estivessem estruturados em grandes escalas espaciais, pois estes padrões são principalmente dirigidos por determinantes climáticos (Hawkins et al.,2003).

Nesse sentido, para os mamíferos pode-se considerar que as distribuições aqui geradas, que indicam as adequabilidades climáticas, representam bem a área de ocorrência das espécies em decorrência da quantidade de informações geográficas das espécies bem como pelos padrões de diversidade estar estruturados de acordo com variáveis ligadas ao clima. Assim, podemos usar os resultados da modelagem de distribuição como uma aproximação do padrão de distribuição real dessas espécies.

Os mamíferos são, consensualmente, o grupo biológico mais largamente estudado. Problemas de taxonomia estão relativamente resolvidos, o que fornece uma maior qualidade de informação acerca das espécies do grupo. Dados biogeográficos das espécies estão bem disponibilizados, o que nos ajuda a evitar problemas de ajuste dos modelos de distribuição dos mamíferos. Hoje é reconhecido que a limitação de informações sobre a ocorrência das espécies, e principalmente os vícios implícitos nesses bancos de dados (Hortal et al., 2008), influencia nos resultados dos modelos de forma que sua aceitação como válido fica comprometida pelo valor de AUC ser perturbado pelo número de registros das espécies (Phillips e Dudik, 2008, Marine et al, 2010, Nobrega e De Marco Jr., 2011). Os modelos gerados neste trabalho não devem ter tido problemas com número de registros já que os valores de AUC indicaram um ajuste adequado (ver Resultados).

- **Mudanças climáticas e representatividade das unidades de conservação no Cerrado**

As mudanças no clima da Terra têm sido apontadas como umas das forças dirigentes da perda de diversidade biológica (Sala et al., 2000) com

impactos na distribuição das espécies, fenologia e fisiologia (Parmesan, 2006). Ao mostrarmos a eficiência das unidades de conservação do Cerrado em representar todos os mamíferos com ocorrência no Cerrado tanto no clima atual quanto no cenário de mudanças climáticas aponta-se que os mamíferos no Cerrado estarão protegidos, sem que haja perda de representatividade. Nesses termos, pode-se contar com as unidades de conservação já existentes como refúgios das espécies caso haja uma expansão severa do uso antrópico do solo apenas em termos de representatividade. Em muitos estudos conservacionistas, a representatividade tem sido uma metodologia muito adotada (e.g., Diniz-Filho et al., 2008) e pode servir como base para indicar a direção de ações reativas de conservação. Estudos direcionados dentro das unidades de conservação ou mesmo na escala do domínio Cerrado como, por exemplo, análises de viabilidade populacional ou risco de extinção são ações reativas que podem ser tomadas a partir dos resultados de análise de lacunas que utilizam somente a representatividade como métrica, mesmo que ela não indique espécies lacunas.

Todavia, a simples representatividade das espécies em um sistema de unidades de conservação não garante efetivamente a preservação já que a simples ocorrência das espécies não revelam processos ecológicos importantes para persistência delas. Acerca disso, a aplicação de dados que envolvem a análise do padrão de distribuição das espécies em análise de lacunas melhora a avaliação da eficiência das unidades de conservação. Esse tipo de informação é tão fundamental que a IUCN tem utilizado a extensão de ocorrência das espécies, juntamente com outras características, como critério para inclusão ou não de espécies na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas

(IUCN, 2001). Confiar na eficiência das unidades de conservação somente por representatividade é perigoso. Nós mostramos que as unidades de conservação do Cerrado capturam toda diversidade de mamíferos, mesmo com a influência de mudanças climáticas. Contudo, ao analisarmos a distribuição das espécies dentro das unidades de conservação vimos que adotar a representatividade como critério de eficiência não garante que as espécies não estejam ameaçadas. Prestando atenção somente a distribuição das espécies no clima atual, a extensão de ocorrência de duas espécies de roedores é menor que aquela adotada com limite pela IUCN para enquadrar as espécies pelo menos como vulnerável ($<20.000\text{km}^2$, IUCN 2001), ou seja, mesmo representada na unidade, sua distribuição nas unidades a classifica como ameaçada. A piora desse cenário no ano de 2080 demonstra que a simples análise lacunas deve ser complementada. Maior atenção deve ser dada ao fato das espécies elevarem seu risco de extinção caso não as conservem adequadamente bem como é recomendado que uma atenção fosse dada a dinâmica das espécies com foco na persistência delas (Margules e Pressey, 2000). Consequentemente, a análise de espécies lacunas aliada com a distribuição das espécies dentro das unidades de conservação e o fato de analisarmos a diversidade perante cenários de mudanças climáticas podem ser apresentadas como complemento para a análise das espécies lacunas.

- **Unidades de conservação do Cerrado e a diversidade de mamíferos**

Unidades de conservação são a principal estratégia adotada para garantirmos a manutenção da biodiversidade (Margules e Pressey, 2000) em

um mundo de mudanças severas da paisagem. Paralelamente, nós podemos entender as unidades de conservação como um tipo de uso do solo e igualmente como áreas de vegetação convertidas para pastagem, agricultura ou área urbana dificilmente retornam ao estado anterior, a condição de unidade de conservação dificilmente retorna a cadeia produtiva, quando se trata de áreas proteção integral. É em razão desta fixidez que as unidades de conservação devem efetivamente ser funcionais na conservação da diversidade biológica, principalmente em um cenário de ameaça ligadas ao desenvolvimento socioeconômico (Mittermeier et al, 2005).

Avaliar o atual sistema de unidades de conservação significou revelar como a diversidade de mamíferos está conservada atualmente e o que se espera para as próximas décadas. Níveis diferentes de conservação foram reconhecidos já que decompomos a diversidade biológica nos seus dois elementos básicos, a riqueza de espécies e a diversidade beta. Certamente, a conservação da riqueza de espécies e diversidade beta tem padrões distintos e trazem questionamentos diferentes ligados à qualidade das unidades de conservação. Nossos testes de aleatorização indicam que se os gestores tivessem escolhido ao acaso o local dessas unidades, a riqueza de espécies capturada seria maior que o que se observa atualmente. Entretanto, a escolha dos locais onde as unidades de conservação são instaladas depende de áreas disponíveis para esse fim. Mesmo que uma escolha aleatória eleve o número de espécies, essa não seria uma ação sensata uma vez que as áreas mais ricas em espécies estão associadas a regiões de paisagem altamente fragmentada (Figura 1). No Cerrado, em termos de composição de espécies, as áreas mais importantes para conservar a riqueza não estão dentro das

unidades de conservação. Alguns estudos envolvem a identificação de áreas importantes para conservação como os *hotspots* de biodiversidade (Brooks et al., 2006), áreas específicas de riqueza biológica como as áreas importantes para aves (*Important Bird Areas*, IBA) (Bennun e Fishpool, 2000), como áreas com espécies ameaçadas ou mesmo representações de ecossistemas (ecoregiões) (Olson e Dinerstein, 1998) e todos eles medem, em algum nível, a riqueza de espécies. Portanto, no Cerrado ainda há oportunidades de conservação de ambientes de alta diversidade alfa (riqueza de espécies) já que ambientes como aos citados acima não coincidem com as unidades de conservação do Cerrado.

Uma vez que as unidades de conservação têm sido escolhidas baseadas em critérios muito mais políticos e econômicos e não científicos (Diniz-Filho et al., 2004) é de se esperar que as unidades não sejam totalmente eficientes. Contudo, inversamente com o que acontece com a riqueza de espécies, a diversidade beta dentro das unidades de conservação é maior que em regiões fora delas. A falta de critério científico na escolha das unidades de conservação pode não ser favorável à riqueza de espécies, mas a diversidade beta foi favorecida, pois as unidades foram escolhidas tendo como critério a beleza cênica, a diversidade de espécies local ou o fato das áreas serem habitat de espécies bandeiras ou de espécies com algum grau de ameaça (Pimm et al., 2001; Anacleto et al., 2005). Assim, uma diversidade de ambientes foi representada, logo houve uma representação diferenciada da composição de espécies, o que eleva o valor da diversidade beta. Infelizmente esse é um panorama atual que tende a mudar, mesmo que no futuro não haja

maior diversidade fora das unidades, esse padrão foi gerado pelo fato de haver mais perda de diversidade beta dentro das unidades de conservação.

- **Biodiversidade e conservação**

Neste trabalho foram apresentadas duas medidas de diversidade biológica largamente utilizadas em estudos ecológicos, a riqueza de espécies e a diversidade beta e como mostrado nos resultados, essas duas medidas mostraram padrões de conservação diferentes. A riqueza e a diversidade beta são maneiras bastante utilizadas para estimar a biodiversidade. Entretanto, Ricotta (2005) discute que a biodiversidade tem sido estimada através de uma variedade de métodos que variam de acordo com as necessidades específicas dos pesquisadores, levando a conclusão que os índices que capturam características diferentes da estrutura da comunidade como se fossem resultados de estimativas multivariadas, não tendo uma medida única. Nesses termos a riqueza e diversidade beta utilizadas seriam artefatos e não medidas de verdadeiras da biodiversidade. Mesmo que não haja uma medida única de diversidade, tal discussão pode ser questionada quando se busca conservação da natureza. Muitos dos índices de diversidade questionados por Ricotta (2005) estão relacionados à diversidade alfa, i.e., a riqueza de espécies, e para conservação essa medida pode ser redundante, não agregando valor de conservação. Uma vez que áreas cujas riquezas de espécies são igualmente altas e com composição de espécies igual haverá redundância, paralelamente, áreas de baixa riqueza podem apresentar endemismo. Portanto, ao avaliar sistemas de unidades de conservação é importante considerar as medidas que

descrevem a quantidade de espécies conservadas ao mesmo tempo em que se avaliam quais espécies estão incluídas nesse sistema. A riqueza de espécies exprime quantitativamente como os organismos estão conservados e diversidade beta, mesmo sendo um índice quantitativo revela características qualitativas, pois ela mede a taxa de mudanças de espécies entre ambientes. A diversidade beta tem sido muito mais importante para conservação que índices ligados a riqueza de espécies. A diversidade beta tem um papel chave para conservação, pois é um índice capaz de medir o quanto as espécies de um ambiente é complementar a de outro. No Cerrado a diversidade beta tende a ficar mais homogênea entre as células, ou seja, as unidades de conservação passaram a ter composições de espécies mais semelhantes entre si. Por fim, isso não seria um problema se o fato de não existir diferença entre diversidade beta dentro e fora das unidades não tivesse sido causado por uma perda na taxa de mudança na composição dos ambientes.

Literatura citada

- Anacleto, T.C.S., Ferreira, A.A., Diniz-Filho, J.A.F. 2005. Selection of areas of ecological importance through remote sensing and mathematics optimization: a case study in the municipality of Cocalinho, Mato Grosso. *Acta Amaz*, 35, 4.
- Ando, A., J. Camm, S. Polasky, and A. Solow. 1998. Species Distributions, Land Values, and Efficient Conservation. *Science* 279:2126–28.

- Araújo, M.B. e Luoto, M. 2007. The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16, 743-753
- Araújo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L. & Williams, P.H. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10: 1618-1626
- Barreto, B. S. 2008. Biogeografia Da Conservação De Morcegos No Cerrado Brasileiro. Dissertação de Mestrado (Pós-Graduação em Ecologia e Evolução). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil.
- Barry, S.C. e Elith, J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43, 413-423
- Benning, T.L., LaPointe, D., Atkinson, C.T., Vitousek, P.M., 2002. Interactions of climate change with biological invasions and land use in the Hawaiian islands: modeling the fate of endemic birds using a geographic information system. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99, 14246–14249
- Bennun, L. & Fishpool, L. (2000) The important bird areas programme in Africa: an outline. *Ostrich* 71, 150–153.
- Bojórquez-Tapia, L.A., Brower, L.P., Castilleja, G., Sánchez-Colón, S., Hernández, M., Calvert, W., Díaz, S., Gómez-Priego, P., Alcantar, G., Melgarejo, E.D., Solares, M.J., Gutiérrez, L., del Lourdes Juárez, M. 2003.

- Mapping expert knowledge: redesigning the monarch butterfly biosphere reserve. *Conservation Biology* 17, 367–379.
- Bojórquez-Tapia, L.A., de la Cueva, H., Díaz, S., Melgarejo, D., Alcantar, G., Solares, M.J., Grobet, G., Cruz-Bello, G. 2004. Environmental conflicts and nature reserves: redesigning Sierra San Pedro Mártir National Park, Mexico. *Biological Conservation* 117, 111–126.
- Bomhard, B., Richardson, D.M., Donaldson, J.S., Hughes, G.O., Midgley, G.F., Raimondo, D.C., Rebelo, A.G., Rouget, M., Thuiller, W., 2005. Potential impacts of future land use and climate change on the Red List status of the Proteaceae in the Cape Floristic Region, South Africa. *Global Change Biology* 11, 1452–1468.
- Broecker, W., 1999, Climate change prediction. *Science*, No. 283, 179.
- Brooks TM, Mittermeier MA, d. Fonseca GAB, Gerlach J, Hoffmann M, et al. (2006) Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science* 313: 58–61.
- Buisson, L., Thuiller, W., Casajus, N., Lek, S. and Grenouillet, G. 2010. Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology*, 16, 1147-1157.
- Burns, C.E., Johnston, K.M., Schmitz, O.J., 2003. Global climate change and mammalian species diversity in US national parks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100, 11474–11477.

- Carvalho, F.M.V., De Marco, P. & Ferreira, L.G. (2009) The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142, 1392–1403.
- Csuti, B., Polasky, S., Williams, P.H., Pressey, R.L., Camm, J.D., Kershaw, M., Kiester, A.R., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M. & Sahr, K. 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80:83-97.
- Davis, M., Douglas, C., Calcote, R., Cole, K.L., Winkler, M.G., Flakne, R., 2000. Holocene climate in the Western Great Lakes national parks and lakeshores: implications for future climate change. *Conservation Biology* 14, 968–983
- Diniz, J.A.F., Bini, L.M., Pinto, M.P., Terribile, L.C., de Oliveira, G., Vieira, C.M., Blamires, D., Barreto, B.D., Carvalho, P., Rangel, T.F.L.V., Torres, N.M. & Bastos, R.P. 2008. Conservation planning: a macroecological approach using the endemic terrestrial vertebrates of the Brazilian Cerrado. *Oryx*, 42, 567–577.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Vieira, C. M., Souza, M. C., Bastos, R. P., Oliveira, L. G. 2004. Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. *Amphibia – Reptilia* 25: 63-75.
- Dobrovolski, R., Loyola, R. D., De Marco Jr., P., Diniz-Filho, J. A .F. 2011. Agricultural Expansion Can Menace Brazilian Protected Areas During the 21st Century. *Natureza & Conservação* 9(2):208-213.

- Durilleul, P. 1993. Modifying the t-test for assessing the correlation between two spatial processes. *Biometrics*, 49: 305–314.
- Eisenberg, J.F. 1989. *Mammals of Neotropics - The Northern Neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana*. Vol. 1, Published by the University Chicago Press.
- Eisenberg, J.F. and Redford, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics - The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. Vol. 3, Published by the University of Chicago Press.
- Elith, J. et al. 2006. Novel methods improve prediction of species' distribution from occurrence data. *Ecography*, vol.29, pp. 129-151.
- Fisher, D.O., 2000. Effects of vegetation structure, food and shelter on the home range and habitat use of an endangered wallaby. *Journal of Applied Ecology* 37, 660–671.
- Fuller, T., Sanchez–Cordero, V., Illoldi–Rangel, P., Linaje, M., and Sarkar, S. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation*, 134:593–600, 2007.
- Girardello, M., Griggio, M., Whittingham, M.J. & Rushton, S.P. 2009. Identifying important areas for butterfly conservation in Italy. *Animal Conservation*, 12, 20–28.
- Guisan, A., Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147-186.

- Hannah, L., Midgley, G.F., Andelman, S., Araújo, M.B., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. & Williams, P.H. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and Environment* 5: 131-138.
- Hannah, L., Midgley, G.F., Lovejoy, T., Bond, W.J., Bush, M., Lovett, J.C., Scott, D., Woodward, F.I., 2002. Conservation of biodiversity in a changing climate. *Conservation Biology* 16, 264–268.
- Hawkins, B.A., Field, R., Cornell, H.V., Currie, D.J., Guégan, J.F., Kaufman, D.M., Kerr, J.T., Mittelbach, G.G., Oberdorff, T., O'brien, E.M., Porter, E.E., Turner, J.R.G. 2003. Energy, Water, And Broad-Scale Geographic Patterns Of Species Richness. *Ecology*, 84: 3105-3117.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R., Pearson, R.G. Korber, J.H. 2007. Biotic interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 754–763.
- Hernandez, P.A. et al. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, vol.29, pp. 773-785.
- Hijmans, R.J. et al. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, vol. 25, pp. 1965-1978.
- IUCN 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

- Koh, M.C.K., Sodhi, N.S., Lim, S.L.H., 2006. High sensitivity of montane bird communities to habitat disturbance in Peninsular Malaysia. *Biological Conservation* 129, 149–166.
- Legendre, P. e Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam. 853p.
- Lennon, J.J.; Koleff, P; Greenwood, J.J.D. e Gaston, K.J. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *The Journal of Animal Ecology*, 70: 966-979.
- Margules, C., Pressey, R., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253.
- Marinho-Filho, J.S., Rodrigues, F.H.G. and Juarez, K.M. 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In: Oliveira, P.S. and Marquis, R.J. 2002. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, EUA, pp. 266-284.
- Marini, M.A., Barbet-Massin, M., Martinez, J., Prestes, N.P., Jiguet, F. 2010. Applying ecological niche modeling to plan conservation actions for the Red-spectacled Amazon (*Amazona pretrei*). *Biological Conservation*, 143, 102–112.
- Melo, A.S; Rangel, T.F.L.V.B., Diniz-Filho, J.A.F. 2008. Environmental drivers of beta-diversity patterns in new World birds and mammals. *Ecography*, 32: 226-236.

- Midgley, G.F., Hannah, L., Millar, D., Thuiller, W., Booth, A., 2003. Developing regional and species-level assessments of climate change impacts on biodiversity in the Cape Floristic Region. *Biological Conservation* 112, 87–97.
- Mittermeier RA, Robles-Gil P, Hoffman M, Pilgrim J, Brooks T, et al. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX. 392 p.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Naidoo R., Balmford A., Ferraro P.J., Polasky S., Ricketts T.H. & Rouget M. 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 681-687
- Nobrega, C. C. e De Marco Jr, P. 2011. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distribution*, v.17(3), 491–505.
- Noss RF, Carroll C, Vance-Borland K, Wuerthner G. 2002. A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Conservation Biology* 16: 895–908.
- Olson DM, Dinerstein E. The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conserv Biol* 1998; 12: 502-15.
- Parmesan, C. 2006 Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 37, 637–669.

- Parmesan, C., 1996. Climate and species' range. *Nature* 382, 765–766.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennet, W.J., Thomas, J.A.,
- Pearson, R.G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., Peterson, A. T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, vol. 34, pp. 102-117.
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sanchez-Cordero, V., Soberon, J., Buddemeier, R., Stockwell, D.R.B., 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416, 626–629.
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sanchez-Cordero, V., Soberon, J., Buddemeier, R.H., Stockwell, D.R., 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416, 626–629
- Phillips, S.J. & Dudik, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Pimm SL, Ayres M, Balmford A, Branch G, Brandon K, et al. 2001. Can We Defy Nature's End? *Science* 293(5538): 2207–2208.

- Possingham, H., Ball, I. e Andelman, S. 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. Quantitative methods for conservation biology (ed. por S. Ferson e M. Burgman), pp. 291-306. Springer-Verlag, Nova York.
- Rangel, T. F. ; Pinto, M. P. ; Diniz-Filho, J. A. F. ; Bini, L. M. 2004. Avaliação da Eficiência de Unidades de Conservação através de Teste de Aleatorização. In: IV Congresso Nacional de Unidades de Conservação. Curitiba - PR. Anais do IV Congresso Nacional de Unidades de Conservação, 2004. v. 1. p. 161-168.
- Redford, K.H. and Eisenberg, J.F. 1992. Mammals of Neotropics – The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. Vol. 2, Published by the University of Chicago Press.
- Ricotta, C. 2005. Through The Jungle of Biological Diversity. *Acta Biotheoretica*, 53: 29–38
- Sala, O.E., Chapin, F.S. III, Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. and Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–74.
- Sarkar, S., Pressey, R.L., Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms, D.M., Moffett, A., Wilson, K., Williams, K.J., Williams, P.H., Andelman, S., 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31, 123–159.

- Scott, J. M., Davis, F. W., Mcghie, R. G., Wright, R.G., Groves, G., Estes, J. 2001 Nature reserves: do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecol. Appl.*, Washington, D.C., v. 11, p. 999-1007.
- Singh, J.S. (2002). The biodiversity crisis: A multifaceted review. *Curr. Sci.*, 82, 638-647.
- Soberón, J. & Nakamura, M. 2009. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106: 19644-19650.
- Soberon, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115–1123.
- Soberon, J. e Peterson, A.T. (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. and Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277, 494–99.
- Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greated-Davies, J.N., Moss, D., Thomas, C.D., 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414, 65–69.
- Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, P., Willis, S.G., Greated-Davies, J.N., Moss, D., Thomas, C.D., 2001. Rapid responses of British

- butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414, 65–69.
- Weksler, M., Percequillo, A.R. and Voss, R.S. 2006. Ten new genera of Oryzomyne rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). *American Museum Novitates*. American Museum of Natural History, nº 3537, pp. 1-29.
- Wilson, D.E. and Reeder, D.M. 2005. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference*. 3rd edition. Johns Hopkins University Press, vol. 2, 142 pp.
- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H. & Guisan, A. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14, 763–773.
- World Database on Protected Areas - WDPA, 2009. World database on protected areas. Cambridge: United Nations Environment Program-World Conservation Monitoring Center. Available from <<http://www.wdpa.org>>. Acessado em 9 mar 2009.
- Zachos, J.C., Pagani, M., Sloan, L., Thomas, E., and Billups, K.. 2001. Trends, rhythms, and aberrations in global climate 65 Ma to present.: *Science*, v. 292, p. 686–693, doi: 10.1126/science.1059412.
- Zimbres, B.Q.C., de Aquino, P.P.U., Machado, R.B., Silveira, L., Jácomo, A.T.A., Sollmann, R., Tôrres, N.M., Furtado, M.M., Marinho-Filho, J. 2012. Range shifts under climate change and the role of protected areas for armadillos and anteaters. *Biological Conservation*, 152, 53–61
- Parmesan C. 1996. Climate and species range. *Nature* 382:765-766.

Parmesan, C, N Ryrholm, C Stefanescu, JK Hill, CD Thomas, H Descimon, B Huntley, L Kaila, J Kullberg, T Tammaru, J Tennent, JA Thomas, M Warren. 1999. Poleward shift of butterfly species' ranges associated with regional warming. *Nature* 399:579-583.

Capítulo 2

O preço da proteção: conflito entre uso da terra e preservação da biodiversidade

O preço da proteção: conflito entre uso da terra e preservação da biodiversidade

Bruno de Souza Barreto^{1*} e Paulo De Marco Júnior¹, Fausto Miziara¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Campus Samambaia - Bloco ICB4 - Caixa Postal - 131 CEP 74001-970 - Goiânia - Goiás - Brasil - (062) 3521-1024.

*E-mail para correspondência: barretobruno@gmail.com

Resumo

As atividades humanas desenvolvidas ao redor do mundo causam um efeito negativo direto ou indireto sobre a biodiversidade. Com essa crise, a biodiversidade compete por espaço com estas atividades humanas, o que resulta no embate entre conservação da natureza e desenvolvimento humano, em geral de ordem socioeconômica, portanto, conflitos de conservação. Assim, as unidades de conservação tornaram-se chave para preservação da biodiversidade, todavia sua implementação envolve custos. A identificação de conflitos de conservação por meio de índices que envolvam custos financeiros pode ser uma abordagem mais convincente para gestores. Nesse sentido, o presente trabalho centrou-se no exercício da identificação de conflitos de conservação em Goiás regredindo a riqueza de mamíferos contra os preços da terra dos municípios do Estado. Investigamos como a dinâmica socioeconômica influencia o preço da terra, procuramos determinar quais as forças que estão por trás do preço da terra em áreas de agricultura e áreas de pastagem em Goiás. Nossos resultados indicaram que o preço não revela conflitos de conservação em Goiás e que o preço da terra relaciona-se de forma variada no espaço com índices ligados a infraestrutura dos municípios e índices demográficos. Além do mais, mesmo com baixos coeficientes de regressão, foi possível indicarmos quais municípios passam por conflitos de conservação, quais não passam, onde há oportunidades de conservação e onde pode haver interesses econômicos diferentes da agricultura e pecuária.

Palavras-chave: Socioeconomia, autocorrelação; conservação, mamíferos, Goiás

Abstract

Human activities developed around the world cause a direct or indirect and negative effect on biodiversity. With this crisis, the biodiversity competes for space with these human activities, resulting in the conflict between nature conservation and human development in general socioeconomic, therefore, conservation conflicts. Thus, protected areas have become key to maintaining biodiversity, but its implementation involves costs. Identifying conflicts conservation through indexes that involve financial costs may be a more convincing to managers. This way, the present work focused on the exercise of identifying conservation conflicts in Goiás regressing mammal species richness against land prices of the municipalities of the state. We investigate how the socioeconomic dynamic influences the land price, we tried to determine what forces are behind the price of land in areas of agriculture and livestock in Goiás. Our results indicated that the price will not reveal conservation conflict in Goiás and the land price relates variously in space with indices related to municipal infrastructure and demographic indices. Moreover, even with low regression coefficients, which could have displaced municipalities with conservation conflicts, which does not have and municipalities with opportunities for conservation and where there may be different economic interests of agriculture and livestock.

.Key-words: Socioeconomic, autocorrelation, conservation, mammals, Goiás.

Introdução

Há um consenso de que os impactos causados sobre a biodiversidade em decorrência das atividades humanas têm sido relacionados à coincidência de pessoas e biodiversidade (Abbitt et al., 2000; Balmford et al., 2001a, b; Araújo, 2003; Luck et al., 2004). No que concerne o assunto, tal coincidência motiva a interpretação de que áreas são requeridas para desenvolvimento humano, do mesmo modo que ações conservacionistas as demandam por serem, de alguma forma, adequadas para manutenção da biodiversidade. No momento que interesses divergentes em relação ao modo de como essas áreas deva ser ocupada surgem, estabelece-se a competição por áreas em razão delas serem adequadas para as partes envolvidas no conflito.

O maior interesse gerador de conflitos de conservação desta natureza está ligado à busca de área para as atividades humanas (Balmford et al. 2001). Ao mesmo tempo em que existe o pleito por áreas destinadas a conservação, existe também o requerimento das mesmas para o desenvolvimento de atividades humanas, como por exemplo, agricultura e pecuária. O embate entre desenvolvimento socioeconômico e conservação ganhou destaque recentemente com a discussão no Legislativo brasileiro de um novo código florestal, fortemente motivado pela busca de setores da sociedade de maior disponibilidade de terra para atividades agrícolas. De um lado o agronegócio afirma que há uma insuficiência de áreas destinadas ao desenvolvimento da atividade agrícola e que novas áreas aumentariam a produção, contudo, a inclusão de tais áreas na matriz de produção seria dada pela redução das áreas protegidas (Nepstad et al., 2009; Metzger et al., 2010). Em contrapartida, visões contrárias ao novo código florestal afirmam que a produção

agrícola poderia aumentar não pela incorporação de novas áreas, que gera desmatamento, mas sim pela apropriação de pastagens pela agricultura e também pela intensificação da produção de gado nas pastagens remanescentes (Nepstad et al., 2009; Metzger et al., 2010). Além do mais, a nova legislação reduziria as áreas legalmente protegidas dentro das propriedades por permitir uma compensação ambiental fora das propriedades e por requererem uma redução, em termos de área, das regiões legalmente protegidas (Sparovek et al., 2010). Mudanças na forma como a agricultura expandirá levaria a uma ampliação do cenário de conflitos entre conservação e desenvolvimento socioeconômico, principalmente em regiões onde a demanda por áreas destinadas aos fins de conservação e agricultura são escassas e onde áreas legalmente preservadas ocupam boa parte do território (Sparovek et al., 2010)

Mckee et al. (2003) sugeriram que as taxas de crescimento populacional seriam a chave para conservação e gestão da biodiversidade e alguns trabalhos demonstraram que a densidade populacional humana seria uma medida indicadora de conflitos de conservação (Balmford et al., 2001; Huston, 2001; Araújo, 2003; Luck et al., 2004) pelo fato dela funcionar como um estimador dos efeitos antrópicos (Balmford et al. 2001). Tendo em vista os efeitos negativos da atividade humana sobre a biodiversidade (Cardillo et al., 2004), a existência de relações positivas entre alguma variável ecológica que estime a biodiversidade de uma determinada região como a riqueza de algum grupo biológico e a densidade populacional humana poderiam então indicar possíveis divergências de interesses, em termos de desenvolvimento socioeconômico e conservação da biodiversidade (Balmford et al., 2001;

Huston, 2001; Araújo, 2003; Luck et al., 2004). Entretanto, Faith (2001a, 2001b) argumentou que isso não é necessariamente verdade já que áreas ricas podem não estar envolvidas necessariamente um sistema otimizado de unidades de conservação em termos de representatividade. Além do mais, a densidade populacional pode não ser um dos melhores indicadores de conflitos em razão de outros fatores ligados ao modo de como a terra é utilizada e podem indicar conflitos de conservação de maneira mais adequada, como acontece, por exemplo, no Cerrado (Barreto et al., 2008).

Atualmente, a biodiversidade tem sofrido grandes ameaças (Sala *et al.*, 2000) devido ao modo como a população humana utiliza os recursos naturais. As atividades humanas causam um efeito negativo nas populações naturais de forma direta ou indireta (Vitousek *et al.*, 1997, Singh, 2002) e a perda de biodiversidade ocorre em vários grupos biológicos e em vários lugares ao redor do mundo (Royal Society, 2003). Cada vez mais a biodiversidade perde espaço para atividades humanas e os remanescentes de áreas naturais e as áreas legalmente preservadas como unidades de conservação se tornam chave para reduzir os efeitos negativos das atividades humanas. Apesar de haver um crescente número de áreas protegidas ao redor do mundo, a biodiversidade ainda se encontra sobre ameaça (Rodrigues et al., 2004) ainda mais pelo fato das atividades humanas ocuparem cada vez mais áreas, como tem ocorrido no Cerrado brasileiro (Jepson, 2005).

Assim, a biodiversidade e as atividades humanas estão envolvidas em uma competição por espaço alimentada pela fragmentação da paisagem que influencia diretamente as populações naturais. Para algumas espécies de mamíferos é possível ver que a redução de habitats, a exploração e a caça têm

reduzido o tamanho da distribuição de algumas espécies (Ceballos e Ehrlich 2002). Além disso, inúmeros fatores têm alterado o ritmo do risco de extinção de espécies de mamíferos ao ponto de Cardillo et al. (2005) sugerirem que, em média, a extinção de espécies de tamanho corpóreo maior será mais rápida em comparação com espécies pequenas espécies com características biológicas similares ou que são expostos a quantidades análogas de impacto humano.

Com relação ao Cerrado brasileiro, o elevado endemismo (onde se destaca o de plantas) e da alta conversão de habitats da região (Myers et al. 2000) têm chamado a atenção para estratégias emergenciais de conservação bem como para a identificação de conflitos de conservação nos seus limites (Barreto et al., 2008; Oliveira et al., 2007; Diniz-Filho et al., 2006). A identificação de conflitos no Cerrado faz-se necessária para que planejamentos sistemáticos de conservação (ver Margules e Pressey, 2000) sejam mais eficientes na escolha de índices que restrinjam os métodos de seleção das unidades de conservação (Barreto et al., 2008). Entretanto, a implantação de novas unidades de conservação envolve um conflito direto com atividades econômicas, às vezes já estabelecidas, e disto emerge uma série de desafios práticos. Um dos mais importantes é o processo de desapropriação e pagamento de indenizações para essa implantação. O custo da criação de novas unidades de conservação poderia, por essa razão, ser parcialmente predito pelo preço da terra na região. No entanto, a variação do preço da terra é afetada por uma série de mecanismos que podem gerar tanto custos quanto oportunidades.

Quanto aos aspectos teóricos do mercado de terras, o valor ou preço da terra pode ser interpretado de um ponto de vista econômico, onde é possível

expressar da terra características de mercado importantes como: a terra é um recurso escasso em termos físicos e econômicos, é imóvel, é durável (já que não é destruída facilmente) e poder ser utilizada de três formas, não necessariamente excludentes, como fator produtivo de bens agropecuários, como ativo de reserva ou fator especulativo, tornando o preço uma síntese das influências de seu uso (Plata, 2006). Reydon (1992), que caracterizou a terra como ativo para a determinação de seu preço, afirmou que a terra pode ser um ativo de capital e um ativo líquido simultaneamente, podendo ter seu preço negociado em um mercado flexível determinado pela estrutura da demanda e da oferta. Contudo, se a área de terras ofertadas é fixa, o preço de mercado da terra é função da dinâmica da demanda por terras e deste modo, as expectativas de ganhos futuros dos compradores é o que determinarão o preço da terra já que os proprietários fixam a quantidade de terra a ser negociada (Reydon, 1992).

A terra é um ativo e que seu preço é determinado pela capitalização de suas rendas futuras obtidas com sua utilização na produção de bens agropecuários e na atividade especulativa como ativo de reserva de valor. Sendo assim, o preço da terra é determinado pelas expectativas de rendas produtivas e especulativas que resultam da propriedade da terra. A compreensão dos fatores causais da dinâmica dessas rendas controla o preço da terra. Portanto, o preço sofre influência da dinâmica entre a oferta e demanda, das rendas derivadas da utilização produtiva da terra, da infraestrutura de produção e comercialização, do grau de fragmentação da cobertura vegetal nativa, de variáveis demográficas, da inflação, da tributação, dos custos de transação e do ambiente socioeconômico e político em que as

transações com terras tomam lugar (Plata, 2006). Paralelamente, o preço da terra pode ser função do montante de crédito rural, do preço real recebido pelos agricultores, pelo índice real de preços pagos aos produtores, pelo hiato do produto, pela taxa de inflação e por um índice de produtividade (Dias et al., 2001).

Mesmo com toda complexidade do mercado de terras e como os preços são guiados, no presente trabalho, nós tentamos explicar o comportamento do preço da terra em Goiás a partir de inferências causais diretas. Deste modo, nós tentamos responder as seguintes questões: O preço da terra é maior em regiões onde o nível de investimento das propriedades rurais é maior? O preço da terra tende a elevar-se onde existe uma maior infra-estrutura de produção e comercialização? A taxa de crescimento populacional relaciona-se positivamente com o preço, por aumentar a demanda por produtos e a demanda por espaço? Onde se arrecada mais em impostos o preço da terra tende a ser mais elevado? Para finalizar, a heterogeneidade do relevo afeta negativamente o preço da terra? Outra hipótese testada foi a de que o preço da terra é função do modo como utilizamos o solo e o modo como o solo é utilizado é um indicador de conflito de conservação, então o preço da terra pode ser um índice útil para revelar conflitos de conservação. Assim, as regiões onde o preço da terra é mais elevado são coincidentes com regiões de maior biodiversidade?

No entanto, nós assumimos que os mecanismos reguladores do preço podem variar entre diferentes regiões do Estado em consequência da variação espacial na atividade econômica dominante. Variáveis ligadas a essa estrutura tende a se comportar como variáveis regionalizadas, ou seja, elas apresentam

um valor definido associado a uma amostra, uma variação direcionada no espaço (anisotropia) e uma continuidade média dos valores estimados, mesmo que haja uma variação entre as amostras. Essa característica exige o uso de estratégias analíticas mais sofisticadas que permitam ajustar as relações considerando as diferenças de fatores regionais, ou seja, técnicas capazes de incorporar a dependência espacial nas análises.

Se os valores mais elevados de um atributo tendem a se agrupar em alguma parte da área de estudo e os menores valores tendem a se agrupar em outra parte, esse atributo exibe uma autocorrelação positiva. Inversamente, se os valores elevados estiverem próximos aos valores baixos, e vice-versa, o atributo exibe uma autocorrelação negativa, assim sendo, apresentam uma dependência ou associação espacial (Fotheringham et al., 2002). A autocorrelação é uma das muitas propriedades das variáveis ecológicas e, certamente, característica de variáveis observadas ao longo de séries temporais, autocorrelação temporal e observadas através do espaço, autocorrelação espacial (Legendre, 1993). Se a autocorrelação espacial é presente, então análises alternativas que incorporam autocorrelação devem ser preferidas. Principalmente porque a não incorporação da estrutura espacial dos dados afeta a eficiência das estimativas das regressões globais (e.g. Ordinary Least Squares – OLS). As análises alternativas são principalmente centradas em modelos espaciais capazes de incorporar em seus cálculos a variação espacial. Esses modelos têm demonstrado um melhor desempenho e os resultados deles são mais confiáveis que os gerados pelo OLS por considerar que os dados estão estruturados espacialmente, autocorrelacionados. Muitos estudos têm exibido tal característica (Diniz-Filho

et al., 2003; Tognelli e Kelt, 2004; Svenning et al., 2006; Kühn, 2007; Hawkins et al., 2007).

Tanto os modelos baseados em OLS quanto os espaciais são formas de regressão que essencialmente tentam entender a distribuição de uma variável em termos da distribuição de outra. Ao analisar dados espaciais, as relações examinadas referem-se a unidades amostrais que são utilizadas para estimar equações de regressão pressupondo-se que essas relações são espacialmente estacionárias e esses modelos são compreendidos como regressões globais (Fotheringham et al., 2002). Isso significa que para cada relação um único parâmetro estimado reflete a natureza da relação de todas as unidades amostrais (que estão espacialmente dispostas na área de estudo). Quando o local onde as medidas das relações são feitas não é importante, as relações são entendidas como estacionárias ao longo do espaço e se, de alguma forma, elas dependerem em parte do local que faz as estimativas, entende-se essas relações como sendo não-estacionárias (Fotheringham, 2002). Contudo, se a relação entre variáveis é espacialmente não-estacionária, ou seja, ela pode variar de um local para outro, os parâmetros estimados que descrevam a relação pode variar largamente no espaço. Se isso acontece, os modelos globais seriam falhos em função de sua capacidade de descrição ou predição serem limitadas.

Alternativamente, técnicas capazes de incorporar informações de localização espacial permitem que as estimativas variem sobre o espaço, permitindo assim que relações não-estacionárias sejam reveladas (Fotheringham, 2002). Técnicas locais como a GWR (Geographically Weighted Regression) se adequariam ao problema, pois elas permitem que os

parâmetros que sejam estimados em função de uma calibração de acordo com a localização espacial, havendo então, variação dos coeficientes ao longo do espaço, dando base para testar a não-estacionaridade espacial (Fotheringham, 2002). A contribuição de cada observação para a análise GWR nas estimativas de um local específico é dependente de sua distância geográfica daquele local, assim, observações mais próximas têm maior peso na estimativa do que observações mais distantes (Foody, 2004).

Além disso, muitas das análises de biodiversidade utilizaram uma abordagem macroecológica que envolve o uso de escalas de resolução definidas em grids regulares de (normalmente) 1° de latitude por 1° de longitude, cerca 110 x110 km nas baixas latitudes (Barreto et al., 2008; Oliveira et al., 2007; Diniz-Filho et al., 2006). As informações econômicas, vitais para a avaliação de conflito entre conservação e economia, estão, normalmente, na escala de municípios. Nós tentamos aqui trabalhar com essa escala tanto para as informações econômicas quanto nas de biodiversidade de forma a aproximar essas linhas de pensamento e produzir uma avaliação que teria maior chance de ser utilizada na prática por tomadores de decisão na escala do Estado e do município.

Métodos

- **Dados básicos e unidades de planejamento (municípios)**

Utilizando a base de dados do NatureServe (www.natureserve.org), dados cartográficos referentes as espécies de mamíferos do continente americano foram sobrepostos a malha municipal do Goiás (ano 2005). Os

dados cartográficos disponibilizados são referentes às distribuições geográficas das espécies de mamíferos da América. A partir das sobreposições desses dados cartográficos à malha, uma matriz de presença e ausência foi construída. A riqueza de espécies foi calculada pela soma do número de espécies presentes em município da malha. Ao trabalhar com essa escala tanto para as informações econômicas quanto nas de biodiversidade buscou-se aproximar produzir uma avaliação que teria maior chance de ser utilizada na prática por tomadores de decisão na escala do Estado e do município.

- **Preço da terra e variáveis socioeconômicas**

Foram utilizados os valores referentes ao preço em Reais (R\$) por hectare da terra dos municípios do Estado de Goiás tendo 2004 como ano base. Valores referentes a pastagens formadas de alto suporte (220 municípios), pastagem formadas de baixo suporte (211 municípios), terra agrícola de alta produtividade de grãos (161 municípios) e terra agrícola de baixa produtividade grão (158 municípios) foram reduzidas à duas dimensões de preço da terra (i.e. duas variáveis). A primeira dimensão, denominada de Agricultura, é a média entre o preço da terra agrícola de alta produtividade de grão e o preço da terra agrícola de baixa produtividade de grãos. A segunda dimensão, denominada de Pastagem, é a média entre preço da terra de pastagens formadas de alto suporte e o preço da terra de pastagem formadas de baixo suporte. Os municípios com falta de informação sobre o preço da terra foram retirados das análises.

Variáveis relacionadas à dinâmica socioeconômica de Goiás foram selecionadas para a compreensão do padrão de preço da terra. As variáveis selecionadas foram: Número de máquinas e implementos agrícolas existentes

nos estabelecimentos agropecuários (MAQ), distância dos municípios da capital Goiânia, em quilômetros (DIST), comprimento da malha viária em cada município em quilômetros (VIARIA), número de estabelecimentos agropecuários com recursos hídricos (RH) (todas extraídas do Censo populacional e agropecuário, IBGE), ICMS recolhido por município (ICMS/1000), taxa de crescimento populacional (%), POP) e desvio padrão da altitude do município (STD) (Base de dados do SIEG, Sistema de Estadual de Informações Geográficas de Goiás, www.sieg.go.gov.br).

As variáveis acima descritas foram selecionadas pela sua relação com o preço da terra. Maquinária expõe as condições de produção dos municípios e isso reflete o nível de investimento que é considerado na valoração da terra. A distância dos municípios à capital, a malha viária e os recursos hídricos relacionam-se com a infra-estrutura de produção e comercialização de modo que tais variáveis afetam as rendas produtivas esperadas da terra. A taxa de crescimento populacional relaciona-se a demanda de produtos e a demanda por espaço para urbanização. O ICMS pode ser compreendido como um estimador da situação tributária dos municípios e, por fim, o desvio padrão da altitude revela a complexidade do relevo dos municípios.

- **Independência entre as variáveis socioeconômicas:**

Utilizamos a análise de componentes principais (PCA) para compreendermos como as variáveis socioeconômicas utilizadas relacionam-se umas com as outras a fim de evitarmos problemas de multicolinearidade, ou seja, evitar relações lineares ou aproximadamente lineares entre as variáveis independentes de um modelo de regressão. A multicolinearidade pode

perturbar as estimativas de parâmetros de análises de regressão resultando em coeficientes de determinação (R^2) elevados mesmo com a não significância dos coeficientes de regressão. Aplicamos a PCA as variáveis socioeconômicas do conjunto de municípios de Agricultura e ao conjunto de municípios de Pastagem.

- **Descritores do preço da terra em Goiás**

As relações entre o preço da terra e seus descritores socioeconômicos foram medidas por meio de regressão múltipla convencional (OLS) e através da análise GWR (*Geographically Weighted Regression*). Esta última utiliza informações de localização de cada observação (unidade amostral) e permite que as estimativas paramétricas variem no espaço, oferecendo um viés para testar e explorar não-estacionaridade nas relações. A GWR é uma técnica estatística de regressão local voltada para exploração de dados espaciais e ela se diferencia de outras técnicas comumente discutidas como sendo locais, tais como regressões baseadas em soma dos quadrados ponderados localmente (locally weighted sum square - LOWESS), que são, em essência, não espaciais.

A contribuição de cada observação para as estimativas da GWR de uma localidade específica depende da distância geográfica dessa localidade para as demais, ao passo que localidades mais distantes têm uma influência menor que aquelas mais próximas. Essa ponderação espacial é alcançada através de uma função *Kernel*, onde a largura da curva função que define a taxa em que a ponderação de uma observação diminui com o distanciamento do local em questão e também determina a escala da análise. Especificamente, com a

GWR, o modelo para prever uma variável dependente “y” em um local “i” pode ser descrito como:

$$Y = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_{j=1}^p X_{ij} \beta_j(u_i, v_i) + \varepsilon_i$$

Onde existem $j=1, p$ variáveis explanatórias, ε_i é o erro associado a estimativa e a localização de cada local é dada pelas coordenadas (u_i, v_i) . $\beta_0 - \beta_1$ são os parâmetros do modelo com $\beta_j(u_i, v_i)$ sendo a realização de um função contínua $\beta(u_i, v_i)$ no local i .

O processo de estimativa da GWR é feito basicamente através de três passos: (i) encontrar um ponto em uma localidade i ; (ii) calcular um peso (w_{ij}) para cada observação k vizinha de acordo com a distância (d_{ip}) entre a localidade p e o ponto i , e; (iii) estimar os coeficientes do modelo através da equação:

$$\hat{\beta}_k = (X^T W_i X)^{-1} X^T W_i y$$

Onde, a matriz peso W_i é:

$$W_i = \begin{pmatrix} w_{i1} & 0 & \dots & 0 \\ 0 & w_{i2} & \dots & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & \dots & w_{in} \end{pmatrix}$$

Se $W_i = 1$, o modelo GWR é equivalente ao OLS. Uma vez que cada w_{ik} tenha sido calculado, a matriz coeficiente β pode ser calculada coluna por coluna através da aplicação da Equação 5. No presente trabalho, para a

estimativa dos elementos da matriz peso W_i foi utilizado uma função *Kernel* de forma que os pesos decaiam de forma Gaussiana seguindo a estrutura abaixo:

$$w_{ik} = \exp \left[-\frac{\left(\frac{d_{ik}}{b} \right)^2}{2} \right], \text{ onde } b \text{ é referente à largura da banda (bandwidth).}$$

As estimativas dos parâmetros pela GWR são altamente dependentes da largura da banda, quanto maior for essa largura, mais próximo de um modelo global ficam os parâmetros estimados (Wang *et al.*, 2005).

- **Conflitos de conservação**

Se o preço da terra é reflexo do modo como as populações humanas utilizam o solo e este uso pode ser utilizado como indicador de conflito de conservação, então é plausível que o preço da terra funcione como um índice capaz de medir a direção e a magnitude de conflitos de conservação. Assim sendo, temos que a riqueza de espécies de mamíferos de Goiás foi modelada em função do preço da terra onde existe agricultura e o preço da terra onde existe pastagem com o objetivo de identificarmos se as regiões com maior quantidade de espécies coincidiam com regiões onde o valor de mercado da terra é elevado. Muitos estudos que investigam a variação da riqueza de espécies em grandes escalas têm utilizado estatísticas clássicas como modelos de regressão linear, principalmente regressão OLS (ordinary least square) (Currie, 1991; Kerr e Packer, 1997; Rahbek e Graves, 2001). Entretanto, tanto o preço da terra quanto a riqueza de espécies pode estar espacialmente autocorrelacionadas (Legendre, 1993, Diniz-Filho *et al.*, 2003) implicando numa interpretação cautelosa dos níveis de significância

encontrados pelas regressões, já que os graus de liberdade podem ser sobreestimados levando ao aumento da probabilidade de erro tipo I (Diniz-Filho et al., 2003).

Para evitarmos a inflação do erro tipo I, nós extraímos a estrutura espacial dos nossos dados através do mapeamento de espacial dos autovetores (Spatial Eigenvectors Mapping, SEVM, Griffith, 2003; Diniz-Filho and Bini, 2005; Griffith and Peres-Neto, 2006; Dormann et al., 2007; Bini et al., 2009). Os autovetores espaciais foram obtidos através de uma PCNM (*principal coordinates of neighbor matrices*) aplicada à uma matriz de distâncias par a par truncada em uma distância “d” de forma que a autocorrelação, medida pelo I de Moran, seja minimizada nos resíduos. São esses autovetores que são compreendidos como filtros espaciais, pois capturam, em múltiplas escalas, a dependência espacial inerente aos dados.

Em seguida, nós utilizamos os filtros espaciais juntamente com o preço da terra como explanadores da riqueza de espécies em regressões parciais. Desta forma nós identificamos qual a proporção da variação da riqueza de espécies que foi explicada apenas pelo preço da terra, a proporção explicada apenas pelos filtros, ou seja, o espaço, a proporção compartilhada pelo preço e pelo espaço e a proporção da variância não explicada por nenhum dos descritores do modelo e, de uma forma geral, nós demonstramos se o valor de terra revelou conflitos de conservação em Goiás.

Resultados

- **Preço da terra**

Depreende-se da Figura 1 o padrão espacial do preço médio da terra entre pastagem formada de alto e pastagem formada de baixo suporte (Pecuária) e o padrão espacial do preço médio entre terra agrícola de alta produtividade de grão e terra agrícola de baixa produtividade de grãos (Agricultura). Os municípios das regiões sudoeste e central de Goiás apresentam as terras mais caras do Estado quando analisamos o valor da terra com pastagem, ao passo que as terras mais baratas estão nos municípios da região nordeste de Goiás (Figura 1a). As terras com agricultura mais caras de Goiás encontram-se na região central do Estado e as terras com agricultura mais barata se concentram no norte de Goiás (Figura 1b).

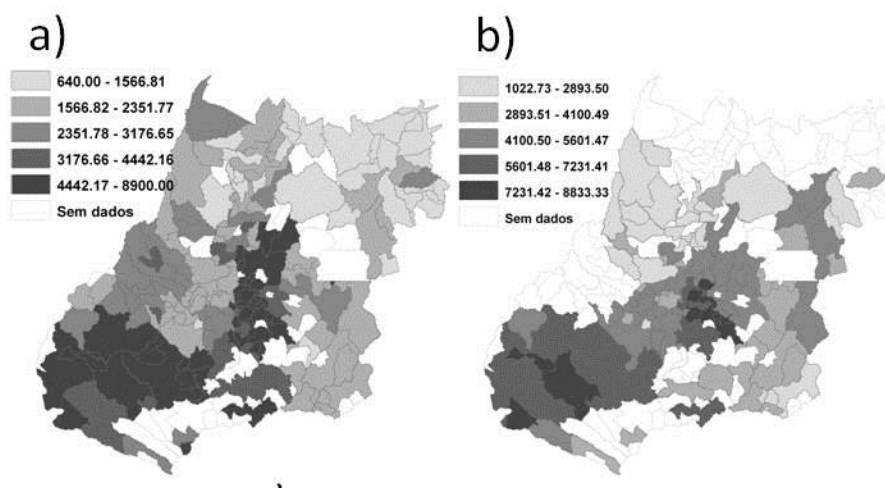


Figura 1- Mapa municipal de Goiás destacando (a) o padrão espacial do preço médio da terra entre pastagem formada de alto e pastagem formada de baixo suporte (Pecuária), (b) o padrão espacial do preço médio da terra entre terra

agrícola de alta produtividade de grão e terra agrícola de baixa produtividade de grãos (Agricultura).

- **Independência das variáveis socioeconômicas**

As variáveis socioeconômicas apresentaram uma baixa relação uma com as outras. Basicamente, uma determinada variável se relaciona fortemente com um determinado eixo de modo que os eixos não resumiram as informações em um número menor de fatores. Assim sendo, as variáveis podem ser usadas em modelos de regressão sem ferir o pressuposto de independência dos descritores (Tabela 1). A única exceção a esse padrão geral é a correlação entre malha viária e Recursos hídricos (RH), observada no primeiro eixo de todas as análises, e mais forte para as áreas de pastagem (Tabela 1).

Tabela 1 - Correlação entre as variáveis socioeconômicas e os escores dos eixos da PCA de acordo com os municípios de Agricultura e Pastagem. Para os códigos das variáveis veja a seção *Preço da terra e variáveis socioeconômicas* nos métodos.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
AGRICULTURA							
MAQ	0.405	-0.052	0.436	-0.441	0.669	0.003	0.001
DIST	0.573	-0.366	-0.495	0.251	0.305	-0.344	-0.137
VIARIA	0.850	0.340	-0.002	0.160	-0.064	-0.248	0.265
RH	0.766	0.433	0.278	0.008	-0.298	0.015	-0.245
ICMS	-0.367	0.240	0.337	0.748	0.365	0.020	-0.025
POP	-0.193	0.707	-0.556	-0.164	0.314	0.167	-0.025
STD	0.650	-0.255	-0.135	0.209	0.048	0.669	0.040
PASTAGEM							
MAQ	0.254	0.388	-0.483	0.646	-0.353	-0.104	0.015
DIST	0.465	-0.623	-0.255	0.239	0.201	0.464	-0.131
VIARIA	0.868	0.207	0.221	-0.063	-0.015	0.259	0.288
RH	0.803	0.346	0.283	-0.182	-0.196	-0.067	-0.283
ICMS	-0.261	-0.206	0.739	0.551	-0.187	0.062	-0.010
POP	-0.124	0.631	0.088	0.259	0.705	0.111	-0.052
STD	0.573	-0.420	0.045	0.178	0.358	-0.576	0.043

- **Descritores do preço da terra em Goiás**

A agricultura e a pecuária são formas de uso do solo com características individuais marcantes. Foi baseado nisso que nós avaliarmos o preço da terra de áreas destinadas à agricultura e o preço da terra em áreas destinadas à pecuária de forma separada, baseados na premissa de que esses diferentes usos do solo podem apresentar diferentes determinantes para o preço da terra.

As relações entre o preço da terra e seus descritores foram estimadas pelos coeficientes padronizados de regressão (daqui por diante definidos como betas), que indicam a magnitude da relação e a direção (betas positivos ou betas negativos).

Os betas de MAQ, variável que representa nossa hipótese de nível de investimento, variaram entre -0,598 e 0,417 em áreas de pastagem e entre -0,921 e 0,926 em áreas de agricultura. Em média, essa relação em ambas as formas de uso foram positivas, porém não significativas (Figura 2). Portanto, independentemente do uso ser agricultura ou pastagem, o preço da terra não é reflexo do nível de investimento das propriedades (Figura 2).

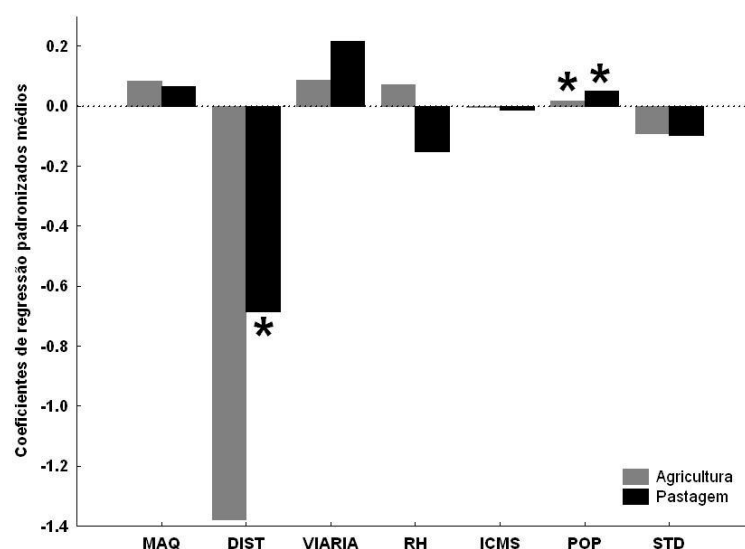


Figura 2 - Coeficientes parciais de regressão padronizados (betas) das relações entre o preço da terra de áreas com agricultura e o preço da terra de áreas com pastagem. Os asteriscos (*) nas barras indicam onde houve significância ($p < 0.05$) de pelo menos um beta estimado. O tamanho das barras indicam a magnitude da relação enquanto que sua direção indicam se as relações são positivas (acima de zero) ou negativas (abaixo de zero).

As variáveis relacionadas à nossa hipótese de infra-estrutura de produção foram DIST, VIARIA e RH. Os betas de DIST foram os mais elevados (Figura 2), eles variaram entre -7.915 e 0.662 em áreas de agricultura e -3,976 e 1,139 em áreas de pastagens. Em média, os betas de DIST foram negativos e aqueles estimados para agricultura foram não significativos ao passo que relações significativas em áreas de pastagem foram encontradas (Figura2). Os betas de VIARIA e RH não têm relação com os preços da terra agricultura e pastagem (Figura 2). Esses valores foram em média positivos (Figura 2), com variação entre -2,794 a 3,262 para agricultura e -0.583 a 1.494 para pastagem. Com esses resultados, concluímos que a nossa hipótese de infra-estrutura de produção e comercialização tem relação com o preço da terra em áreas de agricultura foi parcialmente corroborada. Apenas a DIST relaciona-se de forma negativa com o preço em áreas de pastagem, deste modo a cercania ao centro consumidor tende a aumentar o preço da terra. A variação dos betas de DIST revelou que as relações estabelecidas entre preço e distancia são não-estacionárias de modo que sua magnitude e a direção ao longo de nosso espaço amostral variam sistematicamente (Figura 3). Os dois municípios que tiveram parte do preço de suas terras de pastagens sob influência da DIST foram eles Niquelândia, mais ao norte e Cabeceiras, mais a leste (Figura 3).

Uma de nossas hipóteses foi de que o cenário tributário dos municípios agiria de forma negativa na determinação dos preços da terra. Os betas estimamos para ICMS foram os mais baixos, eles variaram entre -1,294 a 0,6 para pastagem e -1,264 a 3,066. Em média eles foram negativos e não significativos (Figura 2). Com isso, o ICMS arrecadado pelos municípios não exerce nenhuma influência nos preços da terra já que a uma maior

arrecadação significa custos de manutenção das propriedades, incidindo no preço da terra.

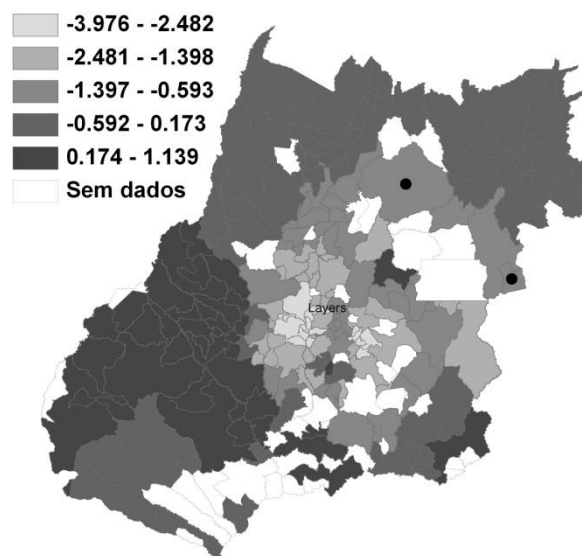


Figura 3 - Variação espacial dos coeficientes de regressão padronizados (betas) do descritor DIST (distância de cada município em relação a Goiânia). Os pontos pretos destacam Niquelândia ao norte e Serranópolis à leste, os dois municípios cujos coeficientes foram significativos ($P < 0.05$).

A única premissa plenamente confirmada com ambos os preços analisados foi a de que a taxa de reprodução da população influencia positivamente o preço (Figura 2). Os betas estimados para POP não tiveram uma variação elevada tanto para pastagem (entre -0,441 e 0.79) quanto para agricultura (entre -0.983 e 0.679). Assim como em DIST, as relações estabelecidas entre preço da terra, seja pastagem ou agricultura, foram não-estacionárias (Figura 4), onde a maioria dos municípios não teve o preço da terra dirigido pela taxa de crescimento populacional humana (POP, Figura 4).

Apenas o preço da terra de pastagens no município de Chapadão do Céu mostrou-se influenciado positivamente por POP (Figura 4). Os municípios de Chapadão do Céu e Aporé têm os preços da terra, em parte, determinados por POP, como pode ser visto na Figura 4. As relações entre os preços e POP não foram muito fortes (figura 4), visto a pequena variação dos betas, entre -1,026 e 1,306 em áreas de pastagem e -0,693 e 0,739. Como resultado, concluímos que o valor de mercado da terra tende ser maior naqueles municípios onde há um aumento da demanda por produtos e por espaço em função da taxa de reprodução desses municípios serem maiores.

Os betas de STD, com uma variação de -1,461 a 0,786 (agricultura) e -1,283 a 1,223 (pastagem), mediram a relação entre o preço da terra e a heterogeneidade do relevo dos ambientes. Essas relações foram em média negativas e não significativas (Figura 4). A heterogeneidade do relevo não foi fator determinante do preço da terra, ou seja, municípios com o relevo heterogêneo ou homogêneos não diminuem ou aumentam o preço da terra, seja em agricultura ou pecuária.

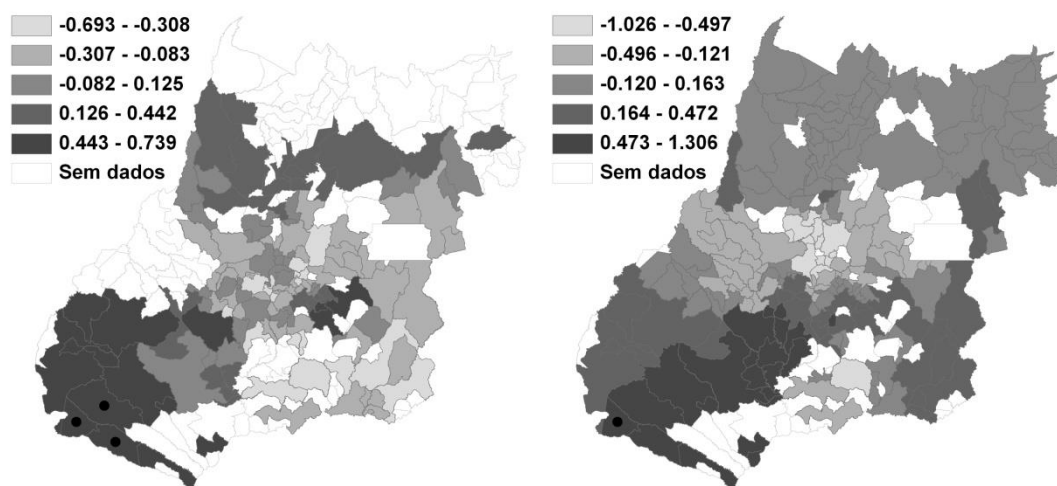


Figura 4 - Coeficientes de regressão padronizados do descritor POP (taxa de crescimento populacional). O mapa da esquerda refere-se a agricultura e o mapa da direita a pecuária. As bolas em preto destacam os municípios cujos coeficientes foram significativos ($P < 0.05$).

Como indicado pelos resultados acima descritos, maioria das variáveis explanatórias tanto do preço da terra de agricultura quanto o preço da terra de pastagem mostram-se ineficazes para compreendermos a dinâmica do preço da terra em Goiás. Mesmo com ajustes relativamente elevados medidos pelo R^2 (Figura 5), apenas duas variáveis relacionaram-se com o preço da terra. Em média, os modelos ajustados para pastagem tiveram R^2 variando entre 0,5 e 0,6 enquanto agricultura obteve melhores ajustes, a maioria entre 0,8 e 0,9. Esses ajustes foram superiores em quando comparado com o OLS (Tabela 2 e Figura 5). Esses resultados demonstram que o GWR teve uma melhor performance em analisar dados espaciais em relação à performance de modelos globais de regressão. A autocorrelação espacial foi bem controlada mesmo sem a utilização de técnicas especialmente desenvolvidas para esse fim. Nossas estimativas não foram perturbadas pela dependência espacial nos

dados e a confiabilidade nos níveis de significância, quanto a esse aspecto, não pode ser questionada.

Tabela 2 - Estatísticas de diagnóstico comparando a performance da GWR em relação a um modelo de regressão baseado em OLS.

	Agricultura		Pastagem	
	GWR	OLS	GWR	OLS
R^2	0.963	0.272	0.867	0.365
R^2 ajustado	0.892	0.24	0.737	0.346
F (r^2)	13.181	7.161	6.541	16.025
P (r^2)	0	<.001	0	<.001

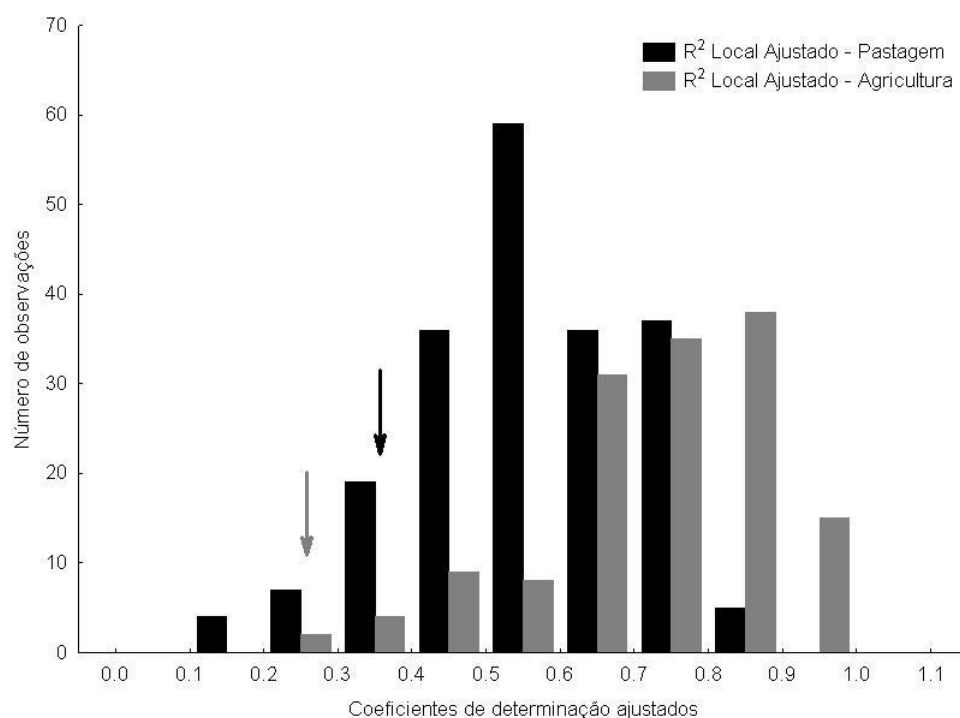


Figura 5 - Histograma dos coeficientes de determinação ajustados dos modelos de preço da terra para agricultura e pastagem. As setas em cinza (agricultura) e em preto (pastagem) indicam o coeficiente de determinação das regressões baseadas em OLS.

- **Conflitos de conservação**

Quando à riqueza de espécies, não há uma variação muito grande entre a quantidade de espécies encontradas nos municípios. Os municípios mais ricos, em termos de número de espécies estão nos limites ao redor do Estado (Figura 1c).

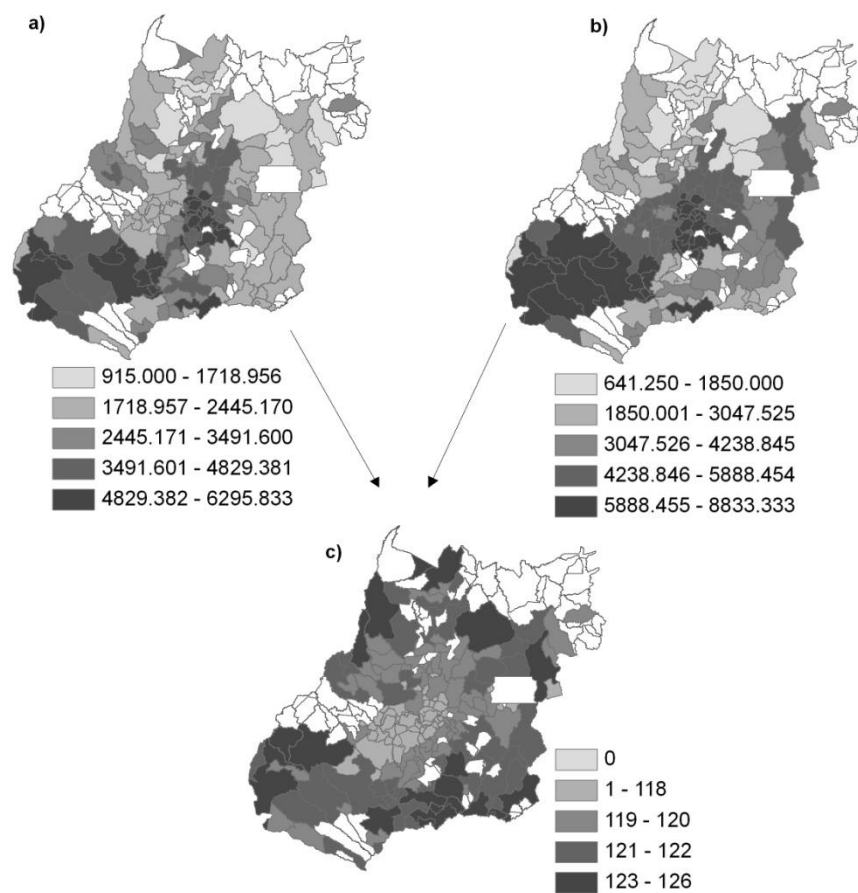


Figura 6 - Padrões espaciais do preço médio da terra de pastagem (a), do preço médio da terra de agricultura (b) e riqueza de espécies de mamíferos em Goiás. As setas representam as relações de causalidade criadas para identificação de conflitos de conservação.

A variação da riqueza de espécies entre os municípios de Goiás não pode ser associada ao preço da terra, seja ela de agricultura ou de pastagem. Os municípios com terras mais caras, independente da matriz de produção, não estão necessariamente em áreas de alta diversidade de mamíferos (Tabela 3).

Tabela 3 - Resultados da regressão entre a riqueza de espécies de mamíferos e o preço da terra de agricultura e o preço da terra de pastagens

Variáveis	Beta	Beta padronizado	t	p*
Intercepto	119.633	0	351.264	0
Agricultura	<.001	0.118	1.418	0.158
Pastagem	<.001	-0.086	-0.988	0.324
Filtro 1	-15.591	-0.534	-8.774	<.001
Filtro 2	4.377	0.15	2.969	0.003
Filtro 3	-12.163	-0.416	-8.08	<.001
Filtro 4	9.988	0.342	7.038	<.001

*Assumimos 0,05 como nível de significância

Mesmo controlando a autocorrelação espacial, o preço da terra não foi um indicador de conflitos de conservação no Estado de Goiás. Ao analisarmos a estrutura espacial da riqueza de espécies e das variáveis de preço da terra, pudemos perceber que nossas unidades amostrais estavam fortemente autocorrelacionadas, visto que o I de Moran nas primeiras classes de distância é bastante elevado (Figura 7).

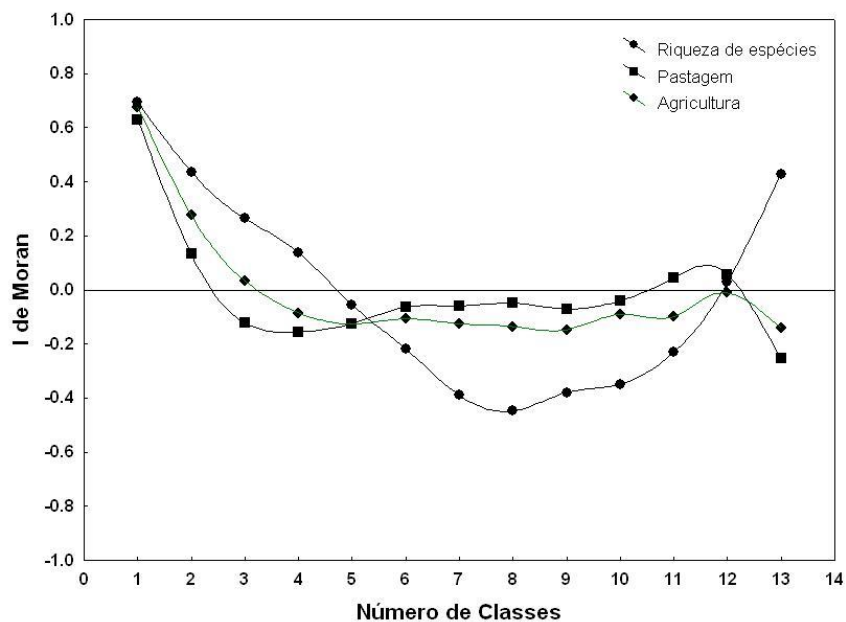


Figura 7 - Correlograma das variáveis envolvidas nas análises de conflito de conservação. Quanto mais próximo de zero é o valor, menos é a autocorrelação espacial entre as unidades amostrais.

Ao utilizarmos os filtros espaciais nossa intenção era de controlar o efeito da autocorrelação espaciais, entretanto, nos percebemos que o espaço estrutura muito mais a variação da riqueza de espécies do que os descritores socioeconômicos. Ao analisarmos os resultados da regressão parcial, nós verificamos que os descritores socioeconômicos (preços da terra) são responsáveis por explicar uma parte muito pequena da variação da riqueza de mamíferos em Goiás, apenas 0,5% (Figura 8). A proporção da variância da riqueza de espécies que ambos, preços da terra e filtros espaciais compartilham na determinação da riqueza de espécies também é baixa, (9,8%, Figura 8). No entanto, o espaço sozinho é responsável por explicar metade da variação encontrada na riqueza de espécies (50,6%) e a quantidade de informação não explicada por nenhum dos descritores, sejam eles espaciais ou socioeconômicos foi elevada (39,1%) (Figura 8). Assim sendo, o preço da terra

não funciona como bom indicador porque a dinâmica dos determinantes do preço da terra variam independentemente da riqueza de espécies, que é fortemente arranjada pelo espaço.

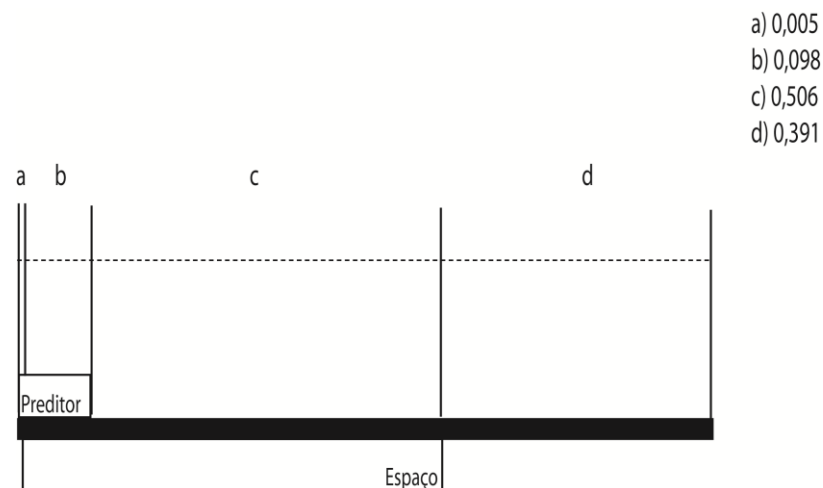


Figura 7 - Resultados da regressão parcial onde a riqueza de espécies de mamíferos foi regredida aos descritores preço da terra de áreas de agricultura, preço da terra de áreas de pastagens e aos filtros espaciais. Em destaque na figura temos a proporção da variância explicada somente pelos descritores socioeconômicos (a); pela proporção compartilhada entre os preços e os filtros (b), somente pelos filtros espaciais (c) e a proporção não explicada (d).

Um estudo mais aprofundado do comportamento da riqueza em relação a partes distintas o preço demonstrou que mesmo não havendo relações conflituosas significativas entre preço e riqueza, partes isoladas dessas relações podem indicar localmente onde conflitos possam existir. Ao analisarmos os quadrantes verdes da Figura 9, percebemos que nessas regiões, igualmente em verde no mapa, apresentam oportunidades de conservação por apresentarem uma alta riqueza em municípios de preço abaixo da média. Contrariamente, os quadrantes assinalados em vermelho

representam municípios com risco de conflitos de conservação, pois são regiões de alta diversidade com elevados valores referentes ao preço da terra (Figura 9). No quadrante azul a riqueza de espécies e o preço da terra estão abaixo da média, indicando regiões que são desinteressantes para conservação (Figura 9). O mesmo padrão pode ser depreendido do quadrante em amarelo, nesses municípios a diversidade é menor que a média e os valores de preço são elevados, o que desfavorece ações de conservação (Figura 9).

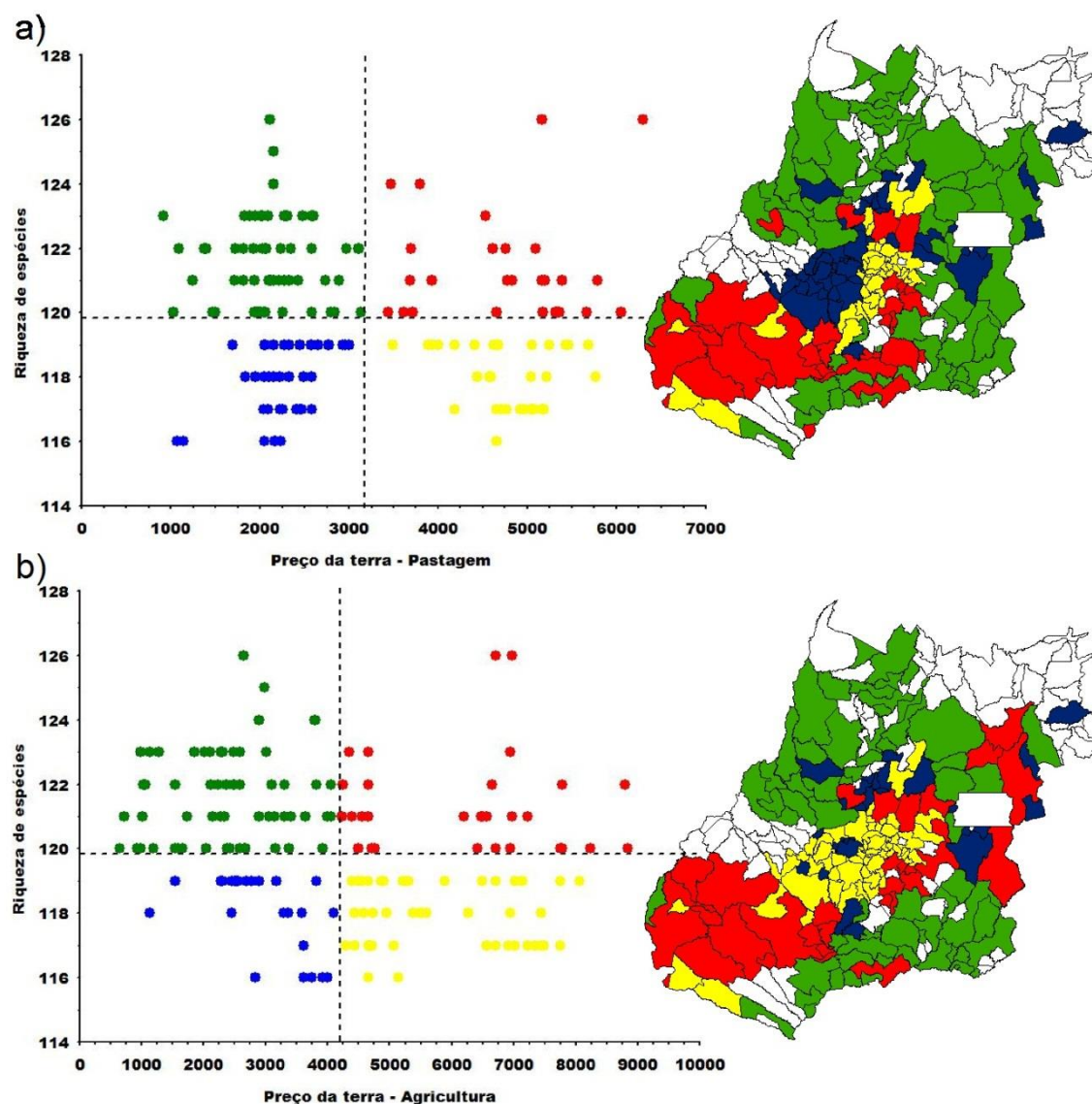


Figura 9 - Relação entre riqueza de espécies de mamíferos e preço da terra em áreas de pastagens (a) e preço da terra em áreas de agricultura (b). Cores verdes representam a coincidência de municípios com alta riqueza de espécies e baixo preço da terra, cores vermelhas representam a coincidência de municípios com alta riqueza de espécies e alto preço da terra, cores amarelas representam a coincidência de municípios com baixa riqueza de espécies e alto preço da terra e cores azuis representam a coincidência de municípios com baixa riqueza de espécies e alto preço da terra.

Discussão

- **Determinantes do preço da terra**

A determinação do valor econômico da terra é um passo na tomada de decisão sobre a compra ou venda da terra. De acordo com Reydon (1992), o mercado de terras, seja para capital próprio ou ganhos especulativos, é consequência das negociações efetuadas entre compradores e vendedores, em que normalmente o comprador tem expectativas mais elevadas sobre os ganhos futuros com a terra do que o seu vendedor. Nesse sentido o preço da terra passa a depender de uma série de condições que vão dirigir a dinâmica como a terra tem seu valor agregado. Uma de nossas hipóteses envolvendo o preço da terra, é que ele podia ser função do nível de investimento feito nas propriedades rurais. O panorama do Estado de Goiás não reflete tal situação já que, de acordo com nossos resultados, o número de máquinas e implementos agrícolas existentes nos estabelecimentos agropecuários não força a alta dos preços de mercado das terras, seja em áreas onde a agricultura se estabelece

ou em áreas onde a pecuária é predominante (Figura 2). É importante notar que nossos resultados não indicam que isso não possa acontecer em situações particulares, mas que essa força não afeta o preço global da terra na escala do Estado. Tais resultados contrariam a idéia de que a realização de investimentos na produção agrega valor à propriedade e por consequência, tende a aumentar o valor da terra. Esse efeito pode resultar em função das expectativas do mercado quanto ao que é produzido não são promissoras e deste modo, tais expectativas podem contrabalancear o investimento, principalmente porque o preço da terra tende a cair se o produto nela produzido tiver uma expectativa de ganho reduzida. Consequentemente, o comprador tende a pagar um preço mais barato pela terra já que as expectativas de ganhos futuros são diminuídas (Plata 2006). Assim, em Goiás, é possível que o investimento não seja significativo ou as rendas dos produtos agropecuários estejam com expectativas de ganho não tão elevadas.

Outra hipótese levantada foi a de que a infra-estrutura agregaria valor a terra. Em áreas de pastagem, a infra-estrutura (medida pela distancia dos municípios em relação ao maior centro consumidor) é um componente importante para determinação do preço da terra, pelo menos nos municípios de Niquelândia e Serranópolis (Figura 2) pelo fato de regiões com maior infra-estrutura diminuir os riscos de seus ganhos produtivos (Plata 2006). Outros fatores ligados a infra-estrutura estariam atuando na definição do preço da terra, como por exemplo, a estrutura de irrigação das propriedades, a disponibilidade de água, e mesmo as estradas de acesso. Nós medimos essas outras variáveis e os municípios de Goiás não apresentaram relações significativas para esses parâmetros. Além do mais, a distância que utilizamos

em nossas análises poderia ser mais refinada visto que os municípios de Goiás não escoam toda sua produção somente em Goiânia. O Sudeste do Brasil é um mercado consumidor e a infra-estrutura utilizada para o escoamento da produção pode descrever melhor o preço da terra em Goiás.

Variáveis ligadas a demografia apresentam dois mecanismos causais importantes na estruturação do preço da terra. O preço da terra pode ter seu valor aumentado se a demanda pelos produtos eleva-se. Por outro lado, a apropriação de áreas, seja de pastagem ou agricultura, para fins não agrários, eleva o preço da terra em função de atividades urbanas agregarem mais valor a terra. Em alguns municípios de Goiás percebemos isso. A taxa de reprodução da população varia positivamente com o preço da terra, em outras palavras, o aumento da taxa de reprodução em Goiás gera uma expectativa de perda de área e de maior demanda por alimento e nesse sentido, o preço da terra tende a subir. Agregada a essa lógica, o aumento no número de pessoas, por exemplo, tem consequências tributárias. Esse aumento gera mais recolhimento de impostos, o que influencia o preço da terra. A tributação da terra gera um aumento nos custos de manutenção diminuindo a renda que se espera arrecadar de modo que há uma perda de capital nas propriedades com redução do valor da terra (Plata 2006). No Estado de Goiás a tributação não teve influência sobre o preço pago pela terra no Estado. A arrecadação tributaria em regiões rurais é um desafio visto que legislar sobre o assunto vai de encontro à vontade de grandes produtores com forte pressão política (Plata 2006).

O relevo do estado de Goiás é bastante diverso e poderia ser um fator preponderante para determinar o valor da terra. Os municípios com maior

irregularidade no terreno teriam preços da terra mais baixos em relação aqueles com terrenos mais planos ou, por outro lado, o preço poderia ser maior em municípios com relevo mais acidentado, já que nesses casos a produção nessas regiões demandaria mais investimentos, agregando maior valor a terra. Contudo, não encontramos nenhuma relação da heterogeneidade do relevo com o preço da terra. Apesar disso, outras características ambientais também influenciam o valor da terra para atividades de agricultura e pecuárias em regiões de Cerrado (Rezende 2002). Um dos mais óbvios é o rigor climático característico da região central do Brasil, com as estações chuvosa e seca bem definidas, que afeta de forma peculiar a produção agropecuária. Os preços da terra nessas regiões são influenciados pela dinâmica da produção que envolve o uso de grandes latifúndios capazes de intensificar a mecanização, capazes de contratar mão-de-obra qualificada, de utilizar de insumos agrícolas capazes de fornecer melhor condição de produção em detrimento de uma agricultura familiar que não consegue renda nos períodos de seca (Rezende, 2002).

Os determinantes do preço da terra são variados e por se tratar de uma variável regionalizada, podemos entender que os mecanismos causais do preço variam ao longo espaço. O emprego da GWR buscou revelar as idiosincrasias das relações entre o preço da terra e os determinantes aqui hipotetizados. Contudo, mesmo que com um resultado melhor do que o esperado por regressões globais, algumas poucas relações mostrara-se não-estacionárias. Como foi o caso dos coeficientes de regressão encontrados na relação entre preço da terra de pastagens, DIST e POP e preço da terra de agricultura e POP. Nesses dois casos o modo como o preço da terra se relaciona com essas variáveis varia sistematicamente ao longo do espaço, ao

ponto de haver significância de alguns poucos coeficientes e outros, mesmo que próximos, não se comportam da mesma forma.

Entretanto, uma atenção especial ao poder de explicação de nossas análises (R^2) revelou uma importante característica da GWR. O alto ajuste nos fez analisar mais profundamente os betas e notamos a violação do pressuposto de independência dos coeficientes estimados pela GWR. Um problema não resolvido com coeficientes que variam espacialmente é a correlação entre os coeficientes estimados, esta última advém da colinearidade entre os descritores de cada modelo local (Wheeler e Tiefelsdorf, 2005; Weeler, 2007). Contudo, mesmo com a colinearidade encontrada, as estimativas do GWR são melhores em comparação com modelos globais por permitir uma variação dos coeficientes ao longo do espaço amostral, isso revela características locais importantes, muitas vezes negligenciadas por OLS, por exemplo. Além do mais, mesmo a GWR não sendo um modelo de regressão espacial, sua capacidade de revelar relações não-estacionárias pela variação espacial dos coeficientes controlam de forma eficiente problemas de autocorrelação espacial.

- **Conflitos de conservação**

Muitas unidades de conservação são estabelecidas em áreas inadequadas ou são definidas segundo critérios culturais ou cênicos (Possingham *et al.*, 2000), sob um ponto de vista mais político e econômico do que necessariamente científico (Margules e Pessey, 2000; Scott *et al.*, 2001; Noss *et al.*, 2002; Diniz-Filho *et al.*, 2004; Anacleto *et al.*, 2005). Entretanto, o critério mais importante para demarcar um sistema de unidades deveria

consistir em representar a máxima biodiversidade de uma área com o menor custo possível. Esta otimização envolve muitos aspectos, incluindo a distribuição espacial e a área total, bem como a forma e a percentagem de habitats disponíveis (Cabeza e Moilanen, 2001). Além disso, fatores socioeconômicos, associados ao desenvolvimento das populações humanas em escalas locais e regionais, inclusive tamanho da população, taxa de crescimento e uso dos recursos naturais, devem ser considerados nas análises (Abbit *et al.*, 2000). A partir dessa problemática que a identificação de conflitos de conservação se faz útil, pois esses conflitos podem melhorar o modo como unidades de conservação são escolhidas (Barreto *et al.*, 2008). Entretanto, para o Cerrado brasileiro a incorporação de densidades populacionais humanas em esquemas de priorização de reservas não evita as coincidências entre atividades humanas e biodiversidade (Barreto *et al.*, 2008; Diniz-Filho *et al.*, 2009). Como Goiás está totalmente inserido no bioma Cerrado, o mesmo panorama pode se formar. Deste modo, ao analisarmos a existência de conflito de conservação em Goiás, nos evitamos índices que expressavam a densidade populacional e preferimos utilizar a informação do preço da terra em razão dessa abordagem analisar de forma monetária se as áreas mais valiosas do Estado são as áreas mais ricas em termos de número de espécies de mamíferos.

O preço da terra não foi um indicador de conflito de conservação. Duas idéias explicariam esse resultado. A primeira agrada tanto aos gestores quanto a opinião de conservacionistas. O fato de não encontrarmos relação entre os preços e a riqueza de mamíferos revela que as regiões mais valiosas de Goiás estão distribuídas de forma independente do arranjo espacial das espécies, ou

seja, áreas que são mais caras, monetariamente, não são coincidentes com as regiões de maior riqueza de espécies. Assim, a área com grande quantidade de espécies custaria menos para ações conservacionistas quando estas estão voltadas apenas para áreas preservação de alta diversidade e não ambientes complementares em termos de representatividade.

Uma segunda explicação seria o padrão espacial do preço e o padrão espacial da riqueza de espécies serem ocasionados pelo nosso método de amostragem. Os trabalhos que estudam conflitos de conservação partem de uma malha regular sobre o espaço para fazerem as análises (Barreto et al., 2008; Oliveira et al., 2007; Diniz-Filho et al., 2006), apesar desse fenômeno ser estudado desde escalas refinadas até escalas mais grosseiras (Gaston e Evans, 2004; Evans e Gaston, 2005). Nossas análises ficaram centradas na escala de município. A área dos municípios varia muito e o padrão de distribuição das espécies pode ser reflexo da natureza da amostragem (ver Rahbek, 2005). A respeito da figura 4c , vemos que a riqueza de espécies de mamíferos não varia muito entre um município e outro, assim, o preço da terra não foi capaz de capturar essa pequena variação (Figura 7). Balmford et al. (2001) anunciou que os conflitos de conservação são esperados uma vez que os padrões de diversidade em grandes escalas e as populações humanas apresentam uma resposta comum à produtividade do sistema. Nós enumeramos uma série de determinantes do preço da terra acima e nenhum deles envolvia a relação da produção agrária com a disponibilidade de energia do sistema. Deste modo, apesar de nós esperarmos uma relação entre preço e biodiversidade, não é surpreendente elas não variarem da mesma forma.

Contudo, mesmo que não haja coincidências entre a biodiversidade e o preço da terra em Goiás, nós podemos perceber que a riqueza de espécies está fortemente estruturada no espaço (Figura 7). A proporção da variação da riqueza de espécies explicada pelo espaço reflete um padrão histórico da riqueza de espécies. As variáveis que dirigem o padrão de diversidade de mamíferos estruturam-na no espaço ao longo do tempo, hoje, esse padrão é reflexo de uma série de interações entre o padrão espacial da distribuição das espécies e o clima (Hawkins, 2004). Nesse sentido, as forças que dirigem o preço da terra e biodiversidade em Goiás são diferentes e isso demonstra que a relação dessas duas variáveis não revela conflito de conservação. Entretanto, a utilidade do preço como variável em análises voltadas para conservação da biodiversidade não pode ser questionada uma vez que na escala trabalhada, os tomadores de decisão sobre o que e onde conservar recebem uma informação em termos de custos financeiros. A partir desse ponto, nossos resultados podem ser úteis para estreitar a relação entre ciência, política e manutenção da biodiversidade, tal qual a ciência da biologia da conservação busca.

Literatura citada

- Abbit, R., Scott, J.M., Wilcove, D.S., 2000. The geography of vulnerability: incorporating species geography and human development patterns into conservation planning. *Biological Conservation*. 96, 169-175.
- Anacleto, T.C.S., Ferreira, A.A., Diniz-Filho, J.A.F., *et al.* 2005. Selection of areas of ecological importance through remote sensing and mathematics

- optimization: a case study in the municipality of Cocalinho, Mato Grosso. *Acta Amazonica*. 35 (4), 437-444.
- Araújo, M. B. 2003. The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology & Biogeography* 12:5-12.
- Balmford, A., Moore, J.L., Brooks, T., *et al.* 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science*. 291, 2616-2619.
- Barreto, B. S., Olivira, G., Pinto, M. P., Bini, L.M., Diniz-Filho, J. A. F. e Blamires, D. 2008. Riqueza de espécies de emberizídeos e conflitos de conservação no Cerrado brasileiro. *Acta Scientiarum*. 30: 67-72.
- Barreto, B.S., Oliveira, G., Pinto, M.P., *et al.* 2008. Riqueza de espécies de emberizídeos e conflito de conservação no Cerrado brasileiro. *Acta Scientiarum*. 30(1), 67-72.
- Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. L. F. V. B., *et al.* 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*. 12, 475- 482.
- Bini, L.M., Diniz-Filho, J.A.F., Rangel, T.F.L.V.B., Akre, T.S.B., Albaladejo, R.G., Albuquerque, F.S., Aparicio, A., Araújo, M.B., Baselga, A., Beck, J., Belloq, I., Böhning-Gaese, K., Borges, P.A.V., Castro-Parga, I., Chey, V.K., Chown, S.L., De Marco, P., Dobkin, D.S., Ferrer-Gastán, D., Field, R., Filloy, J., Fleishman, E., Gómez, J.F., Hortal, J., Iverson, J.B., Kerr, J.T., Kissling, D., Kitching, I.J., León-Cortés, J.L., Lobo, J.M., Montoya, D., Morales-Castilla, I., Moreno, J.C., Oberdorff, T., Olalla-Tárraga, M.Á., Pausas, J.G., Qian, H., Rahbek, C., Rodríguez, M.Á, Rueda, M., Ruggiero, A., Sackmann,

- P., Sanders, N.J., Terribile, L.C., Vetaas, O.R., & Hawkins, B.A. 2009. Coefficients shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. *Ecography*, 32. 193-204.
- Caballos, G. e Ehrlich, P. R. Mammal population losses and the extinction crisis. 2002. *Science*. 296. 904-907.
- Cabeza, M. e Moilanen, A. 2001. Design of reserve network and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*. 16, 242-248.
- Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R. P., Sechrest, W., Orme, C. D. L., Purvis, A. Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science*. 309. 1239-1241.
- Cardillo, M., Purvis, A, Sechrest, W., *et al.* 2004. Human population density and Extinction Risk in the world's carnivores. *Plos biology*. 2, 9-13.
- Dias, G. L. da S., Vieira , C. A., Amaral, C. M. 2001. Comportamento do mercado de terras no Brasil. *Serie Desarrollo Productivo*. Santiago do Chile: CEPAL/Naciones Unidas, enero de 2001. 91 p.
- Diniz-Filho, J. A. F. e Bini, L. M. 2005. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvectorbased spatial filters. *Global Ecology and Biogeography*. 14. 177-185.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Pinto, M.P., *et al.* 2006. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. *Acta Oecologica*. 29, 9-15.

- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Vieira, C.M., *et al.* 2004. Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 25, 63–75
- Diniz-filho, J.A.F.; Bini, L.M; Hawkins, B.A. 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 53-64.
- Dormann, C.F., McPherson, J.M., Araújo, M.B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R.G., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, D., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, P.R., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, F.M., Wilson, R., 2007. Methods and to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*. 30. 609-628.
- Evans, K.L.; Gaston, K.J. 2005. People, energy and avian species richness. *Global Ecology and Biogeography*. 14: 187-196.
- Faith, D. P. 2001a. Overlap of species richness and development-opportunity does not imply conflict. *Science* 293:1591-1592.
- Faith, D. P. 2001b. Those complementarity analyses do not reveal extent of conservation conflict in Africa. *Science* 293:1591-1592.
- Foody, G.M. 2004. Spatial nonstationarity and scale-dependency in the relationships between species richness and environmental determinants for the sub-Saharan endemic avifauna. *Global Ecology and Biogeography*, 13: 315-320.
- Fotheringham, A.S.; Charlton, M.; Brunsdon, C. 2002. Geographically Weighted Regression: the analysis of spatially varying relationships. Ed. Wiley.

- Gaston, K.J.; Evans, K.L. 2004. Birds and people in Europa. Proceedings of the Royal of London series B-Biological Science, 271: 1649-1655.
- Griffith, D. A. 2003. Spatial autocorrelation and spatial filtering - Gaining understanding through theory and scientific visualization. Berlin: Springer-Verlag.
- Griffith, D. A., e Peres-Neto, P.R. 2006. Spatial modeling in ecology: the flexibility of eigenfunction spatial analysis. Ecology. 87. 2603-2613.
- Hawkins, B. A.; Diniz-Filho, J.A.F.; Bini, L.M.; De Marco, P.; Blackburn, T.M. 2007. Red herrings revisited: spatial autocorrelation and parameter estimation in geographical ecology. Ecography, 30(3): 375-384.
- Huston, M. A. 2001. People and biodiversity in Africa. Science. 293, 1591-1592.
- Jepson, W. 2005. A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. The Geographical Journal. 171. 99-111.
- Kerr, J.T.; Packer, L. 1997. Habitat heterogeneity as a determinant of mammals species richness in high-energy regions. Nature, 385: 252-254.
- Kühn, I. 2007. Incorporating autocorrelation may invert observed patterns. Diversity and Distribution, 13: 66-69.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? Ecology, 74: 1659-1673.
- Luck, G. W., Ricketts, T.H., Daily, G.C, *et al.* 2004. Alleviating spatial conflicts between people and biodiversity. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 101:182-186.

- Margules, C. R., Nicholls, A. O., Pressey, R. L. 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation*. 43, 63-76.
- McKee, J. K., Sciulli, P. W., Foose, C.D., *et al.* 2003. Forecasting global biodiversity threats associated with human population growth. *Biological Conservation*. 115, 161-164.
- Metzger, J. P. 2010. O Código Florestal Tem Base Científica? *Natureza & Conservação*. 8(1), 92-99.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., *et al.* 2000. Biodiversity hotspot for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Nepstad, D., Soares-Filho, B. S., Merry, F., Lima, A., Moutinho, P., Carter, J., Bowman, M., Cattaneo, A., Rodrigues, H., Schwartzman, S., McGrath, D. G., Stickler, C., Lubowski, R., Piris-Cabezas, P., Rivero, S., Alencar, A., Almeida, O., Stella, O. 2009. The End of Deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*. 326. 1350-1351.
- Oliveira, G, Barreto, B.S., Pinto, M.P., *et al.* 2007. Padrões espaciais de diversidade da Família Emberizidae (Aves: Passeriformes) e seleção de áreas prioritárias para conservação no Cerrado. *Lundiana*. 8(2), 97-106.
- Plata, L. E. A. 2006. Dinâmica do preço da terra rural no Brasil. *Mercado de Terras no Brasil, Estrutura e Dinâmica* (Ed por B. P. Reydon e Cornélio F. N. M.), pp. 125-283. Núcleo de Estudos Agrários e Desenvolvimento Rural - NEAD, Brasília.
- Possingham, H., Ball, I. e Andelman, S. 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. *Quantitative methods for*

- conservation biology (ed. por S. Ferson e M. Burgman), pp. 291-306. Springer-Verlag, Nova York.
- Rahbek, C. 2005. Role of spatial scale and large-scale species richness. *Ecology Letters*. 8. 224-239.
- Rahbek, C.; Graves, G.R. 2001. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. *Proceedings of the National Academy of Science*, 98: 4534-4539.
- Reydon, B. P. 1992. Mercados de terras agrícolas e determinantes de seus preços no Brasil: um estudo de casos (Tese de Doutorado, IE/Unicamp), Campinas.
- Rezende, G. C. 2002. Ocupação agrícola e estrutura agrária no Cerrado: O papel do preço da terra, dos recursos naturais e da tecnologia. Texto para discussão, 913. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada-IPEA.
- Rodrigues, A. S. L., Akçakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I. , Boitani, L., Brooks, T. M., Chanson, J. S., Fischpool, L. D. C., Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Secherest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., Watts, M. E. J. e Yan, X. 2004. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience*. 54: 1092-1100.
- Royal Society. 2003. Measuring biodiversity for conservation. Document 11/03.
- Sala, O. E. Chapin III, F.S. Armesto J.J., *et al.* 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 287,1770-1774.

- Scott, M. Davis F. W., McGhie, R. G., Wright, R. G., Gorves, G., Estes, J. 2001. Nature reserves: do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications*. 11. 999-1007.
- Sparovek, G., Bernders, G, Klug, I. L. F., Barreto, A. G. O. P. 2010. Brazilian Agriculture and Environmental Legislation: Status and Future Challenges. *Environmental Science & Technology*. 44, 6046-6053.
- Svenning, J.; Engelbrecht, B.M.J.; Kinner, D.A.; Kursar, T.A.; Stallard, R.F.; Wright, S.J. 2006. The relative roles of environment, history and local dispersal in controlling the distribution of common tree and shrub species in a tropical forest landscape, Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 22: 575-586.
- Tognelli, M.F; Kelt, D.A. 2004. Analysis of determinants of mammalian species richness in South America using spatial autoregressive models. *Ecography*, 27: 427-436.
- Wang, Q.; Ni, J.; Tenhunen, J. 2005. Application of a geographically-weighted regression analysis to estimate net primary production of Chinese forest ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 14(4): 379-393.
- Wheeler, D. C. 2007. Diagnostic tools and a remedial method for collinearity in geographically weighted regression. *Environmental and Planning A*. 39. 2464-2481.
- Wheeler, D. e Tiefelsdorf, M. 2005. Multicollinearity and correlation among local regression coefficients in geographically weighted regression. *Journal of Geographical Systems*. 7. 161-187.

Capítulo 3

**Integrando custo monetário, custo socioeconômico e uso do solo na
identificação de áreas importantes para conservação de mamíferos no
Brasil Central**

Integrando custo monetário, custo socioeconômico e uso do solo na identificação de áreas importantes para conservação de mamíferos no Brasil Central

Bruno de Souza Barreto^{1*} e Paulo De Marco Júnior¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Campus Samambaia - Bloco ICB4 - Caixa Postal - 131 CEP 74001-970 - Goiânia - Goiás - Brasil - (062) 3521-1024.

*E-mail para correspondência: barretobruno@gmail.com

Resumo

A principal função de planejamentos de conservação da natureza é garantir que a biodiversidade tenha suas características representadas ao máximo em um número limitado de áreas disponibilizadas para esse fim, isto é, unidades de conservação. Em razão dos recursos destinados para esse fim serem escassos, há uma preocupação em escolher áreas importantes para conservação em regiões minimamente sobrepostas à locais de intensa atividade humana. Além disso, o valor monetário da terra tem se mostrado importante na alocação dos recursos para conservação. Por isso, objetivamos indicar áreas importantes para conservação de mamíferos em Goiás esclarecendo como a ocupação humana em Goiás e o valor monetário da terra tornam a terra mais ou menos atrativa para conservação. A paisagem classificada como alterada e vegetação foi determinante no padrão fragmentado das áreas indicadas como importantes. Desde modo, as áreas adequadas para conservação concentraram-se nas regiões norte, leste e oeste de Goiás. Mostramos que uma solução combinada entre ocupação humana e valor monetário da terra evitam áreas de alto valor monetário e de alta ocupação, alocando eficientemente os recursos. Soluções socioeconômicas e econômicas são financeiramente mais baratas, elevando, assim, as chances de efetivamente implantar reservas biológicas.

Palavras-chaves: Priorização, Zonation, Socioeconomia, Preço da terra, Goiás.

Abstract

The main function of conservation planning is to ensure that biodiversity has its characteristics represented the most in a limited number of areas available for this purpose, ie conservation units. Because of the resources allocated to this purpose are scarce, there is concern in choosing important areas for conservation in regions minimally overlapping the sites of intense human activity. Moreover, the monetary land value has been important in the allocation of resources for conservation. Therefore, we aimed to indicate important areas for conservation of mammals in Goiás clarifying how human occupation in Goiás and the monetary land value make the land more or less attractive for conservation. The landscape classified as changed landscape and vegetation was decisive in fragmented pattern of the areas indicated as important. In this way, areas suitable for conservation concentrated in the north, east and west of Goiás. We show that a combined solution between human occupation and the monetary value of the land avoid areas of high monetary value, high occupancy, allocating resources efficiently. Socioeconomic and economic solutions are financially cheaper, thereby increasing the chances of effectively implement biological reserves.

Keywords: Prioritization, zonation, Socioeconomics, Land prices, Goiás

Introdução

O principal foco do planejamento de projetos de áreas destinadas a conservação é representar toda biodiversidade em algumas áreas de acordo com sua disponibilidade (Kingsland, 2002, Sarkar et al., 2004). Esta proposta, amplamente estudada, procura otimizar o balanço entre a máxima representatividade da biodiversidade e a minimização dos custos envolvidos na criação de áreas para conservação (Cabeza e Moilanen, 2001) uma vez que os recursos financeiros destinados a esse fim são escassos (Margules e Pressey, 2000, Margules e Sarkar, 2007). A partir desse balanço é feita a indicação de áreas apropriadas para conservação da biodiversidade e a escolha delas consiste em garantir adequadamente a representatividade de algum aspecto que estime a biodiversidade (e.g. espécies, ecossistemas, habitats, etc.). Essa representação adequada é medida pelo cumprimento de uma meta clara de representatividade quantitativa da biodiversidade (Sarkar et al, 2004), que poderia ser, por exemplo, a representatividade de 100% das espécies ameaçadas de extinção ou um percentual da área de vegetação remanescente. Através de uma série de práticas, Margules e Pressey (2000) sistematizaram a problemática em torno da criação eficiente das unidades de conservação. Em resumo, Margules e Pressey (2000) discutem seis etapas: (i) Compilação de dados da biodiversidade da região a ser conservada, (ii) identificação de características que a unidade de conservação deve apresentar (e.g., mínimo de área de urbanização contígua à área conservada), (iii) revisão das unidades de conservação já existentes, (iv) seleção de áreas que complementem aquelas pré-existentes, (v)

implementação de ações em prol da conservação (e.g., designar formas, práticas e prazos de implementação) e (vi) garantir a manutenção através de governança com posteriores avaliações de eficiência (para detalhes, ver Margules e Pressey, 2000). Essas etapas são, portanto, um guia de como adequadamente podemos conservar a diversidade biológica, contudo, os caminhos a serem seguidos através dessas etapas são diversos. Existe uma variedade de métodos que visam a soluções otimizadas.

A motivação para o desenvolvimento de planejamentos sistemáticos de conservação está relacionada à crescente perda de diversidade já noticiada ao redor do mundo para diferentes grupos biológicos (ver Royal Society, 2003). Essa perda é efeito da apropriação de recursos naturais por parte de atividades humanas diretamente impactando negativamente as populações naturais (Singh, 2002). A perda de diversidade acontece uma vez que as atividades humanas têm ocupado cada vez mais áreas, a exemplo do que acontece no Brasil (Mittermeier et al., 2005). Assim, a terra (um recurso limitado) passa a ser igualmente requerida tanto para conservação quanto para o desenvolvimento socioeconômico, sem que uma ou outra parte tenha mais direito de requerê-la. Deste modo, quando as atividades humanas e a conservação da biodiversidade demandam as mesmas áreas adequadas às pretensões de cada atividade há o estabelecimento de conflito de interesse, ou seja, conflitos de conservação (sensu Balmford et al., 2001). Neste contexto, métodos de otimização podem utilizar índices que expressam a grandeza desses conflitos para gerar redes de reservas que não esbarrem no desenvolvimento socioeconômico, pois uma vez criadas, as unidades de conservação

indisponibiliza áreas interessantes para atividades como a agricultura, pecuária, indústria e urbanização (Main et al., 1999, Faith et al., 2003).

O planejamento de conservação é responsável por dizer onde e como investir os recursos limitados destinados à redução da perda de biodiversidade (Pimm et al., 2001, Kareiva e Marvica, 2003, Brooks et al., 2006, Ceballos e Ehrlich, 2006). No geral, essa limitação de recursos é considerada dentro dos processos de otimização através de pesos dados a escolha de uma área, em outras palavras, é dado um custo de seleção às áreas e a escolha de uma ou outra área pode deixar o sistema menos ou mais oneroso. Nestes casos, é recorrente o emprego da área ou de índices ligados à ocupação humana como uma medida, não monetária, do custo associado das áreas de conservação (Balmford et al. 2001, Araujo et al., 2002, Cowling et al. 2003, Rangel et al., 2007). No entanto, houve um avanço na incorporação de custos monetários em priorização de áreas para conservação nos últimos anos (Naidoo et al., 2006, Carwardine et al., 2008, Underwood et al., 2008, Loyola et al., 2009). Alguns pesquisadores argumentam que seria mais adequado medir a eficiência da priorização de acordo com o retorno que o investimento financeiro em conservação pode render (ver Underwood et al., 2008). Já tendo sido evidenciado que a inclusão de custos monetários na priorização de áreas pode levar a ganhos reais de eficiência (Naidoo et al., 2006, Underwood et al., 2008). Logo, a otimização da conservação auxiliada por uma restrição monetária pode dirigir mais eficientemente como os fundos para conservação podem ser empregados em aquisição de terras para criação de reservas naturais.

A priorização de áreas para conservação pode usar os custos monetários como restrição do processo de seleção de diversas maneiras. Por exemplo, podemos usa-lo para indicar áreas para aquisição de terra (Ando et al., 1998, Polasky et al., 2001), para minimizar os impactos sobre a pesca (Stewart e Possingham, 2005, Richardson et al., 2006 Klein et al., 2008) ou para estimar relações de custo-benefício na gestão de áreas para conservação (Balmford et al. 2003, Moore et al. 2004). A grande questão é a ideia de que podemos conservar a biodiversidade mais eficientemente se resolvemos explicitamente mostrar os custos financeiros de conservação. Talvez os custos monetários sejam negligenciados em planejamentos sistemáticos de conservação pela dificuldade de obtenção de dados monetários, contudo, eles são extremamente necessários para a conservação ao alocar os recursos eficientemente (Ando et al., 1998, Polasky et al., 2001, Naidoo et al., 2006).

Assim, neste estudo, nós utilizamos modelos de distribuição das espécies de mamíferos com ocorrência no Cerrado para avaliarmos o padrão espacial da diversidade em Goiás. Nós avaliamos como esse padrão pode ser representado de forma eficiente por uma plataforma que produz uma priorização espacial hierárquica da paisagem com base nos níveis de ocorrência das características da paisagem, o programa Zonation (Moilanen e Kujala, 2006). O Zonation identifica as áreas importantes para a manutenção da qualidade do habitat e conectividade para múltiplas espécies, indiretamente, com o objetivo de persistência das espécies. O ponto central, no entanto, é que demonstramos como priorizar áreas para conservação avaliando o custo monetário inerente às áreas importantes

escolhidas de forma integrada com o uso da terra. Desta forma, a identificação de áreas importantes alia interesses conflitantes e vai ao encontro da mesma meta: desenvolvimento socioeconômico com conservação da natureza. Optamos pela escala de unidade federativa em razão da disponibilidade de informações acerca valor monetário da terra da região. No entanto, o uso dessa unidade adiciona como o benefício a possibilidade do exercício de sua autonomia (com governo, legislação e arrecadação próprios), que aumenta a chance de ações conservacionistas serem efetivamente implementadas.

Metodologia

Unidade de planejamento (UP)

Goiás é o único Estado brasileiro totalmente inserido no bioma Cerrado. A região que o compreende foi dividida em unidades de planejamento regulares de 0,08° de resolução espacial (9 km x 9 km, aproximadamente) (Figura 1). Cada unidade de planejamento (célula) foi assumida como base para as análises subsequente.

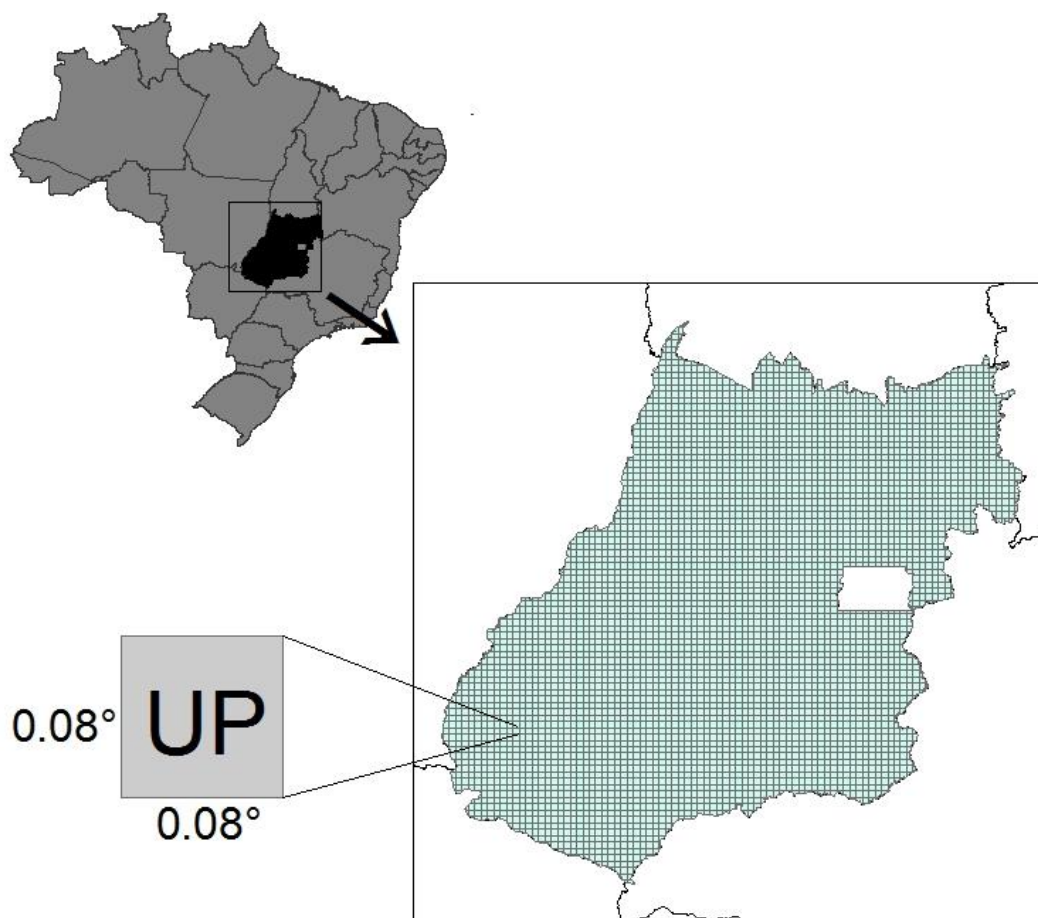


Figura 1 - Mapa destacando o Estado de Goiás e as unidades de planejamento (UP) com 0,08° de resolução espacial.

Modelos de distribuição das espécies

Foram utilizados para este estudo dados sobre os 113 mamíferos terrestres não voadores que ocorrem no Cerrado (ver Marinho-Filho et al., 2002). A taxonomia das espécies foi revisada de acordo com Wilson & Reeder (2005) e Weksler et al. (2006) para o gênero *Oryzomys*, o que resultou na alteração da nomenclatura de algumas espécies da lista original. As presenças das espécies foram derivadas dos registros de ocorrência (coordenadas

geográficas) que por sua vez foram compilados de coleções de museus do CRIA (<http://www.cria.gov.br>) e do GBIF (<http://www.gbif.org>) e revisões bibliográficas dos portais Institut for Scientific Information – Web of Science (<http://apps.isiknowledge.com>) e Scientific Electronic Library Online (<http://www.scielo.org/php/index.php>), além dos registros de Einsenberg (1989), Redford & Einsenberg (1992) e Einsenberg & Redford (1999).

Modelos de distribuição de espécies foram ajustados utilizando os dados de ocorrência das espécies na América do Sul, cujas predições das distribuições das espécies foram geradas através do *Maximum Entropy Software* (Maxent), v.3.2.1 (Phillips et al., 2006). Existem muitos algoritmos para a modelagem de distribuição de espécies (e.g. Guisan e Zimmermann 2000), no entanto, o método adotado pelo Maxent tem se mostrado mais confiável para a predição de distribuição das espécies (Phillips et al., 2006) e tem sido avaliado como um método eficiente dentre muitos métodos de modelagem de distribuição (Elith et al., 2006, Hernandez et al., 2006; Pearson et al., 2007; Wisz et al., 2008). Os modelos gerados pelo Maxent são baseados no ajuste de uma função com a distribuição o mais próximo possível de uma distribuição uniforme (distribuição com o máximo de entropia) limitada por informações ambientais associadas aos pontos de ocorrência (Phillips et al., 2006). Os modelos foram gerados usando 1000 iterações, o formato do resultado foi acumulativo e a regularização foi igual a 1.

O desempenho dos modelos foi avaliado em um gráfico de curva ROC (*receiver operating characteristic curve*), que relaciona a sensibilidade com a especificidade do modelo, para diferentes níveis de truncamento (i.e., níveis de adequabilidade utilizados para estabelecer a presença ou ausência da

espécie). A sensibilidade é a medida que descreve a probabilidade de uma área de ocorrência verdadeira ser corretamente classificada como uma ocorrência e a especificidade é a probabilidade que descreve onde a espécie está ausente. A área sob a curva ROC, denominada AUC (*area under curve*), varia de 0 a 1 e é usada para avaliar o desempenho do modelo, onde 1 indica desempenho perfeito, 0,5 um desempenho tão bom quanto o de um modelo gerado aleatoriamente, e valores menores que 0,5 indicam um desempenho pior que o de um modelo gerado aleatoriamente. Apesar da escolha prática de valores superiores a 0,7 indicar predições aceitáveis (Girardello et al., 2009).

Valor monetário da terra

Foram utilizados os valores referentes ao preço em Reais (R\$) por hectare da terra dos municípios do Estado de Goiás tendo 2004 como ano base. Valores referentes a pastagens formadas de alto suporte (220 municípios), pastagem formadas de baixo suporte (211 municípios), terra agrícola de alta produtividade de grãos (161 municípios) e terra agrícola de baixa produtividade grão (158 municípios) foram reduzidas à uma dimensão de preço da terra (i.e. uma variável). Esta dimensão é a média entre o preço da terra agrícola de alta produtividade de grão, preço da terra agrícola de baixa produtividade de grãos, preço da terra de pastagens formadas de alto suporte e o preço da terra de pastagem formadas de baixo suporte. O valor monetário referente ao preço da terra em Goiás foi cedido pela Secretaria da Fazenda do Estado de Goiás (SEFAZ)

Em seguida, a localização espacial (latitude e longitude) da sede municipal referente aos valores de preço da terra foi utilizada para interpolarmos o preço da terra na resolução espacial das unidades de planejamento (0.08°) por meio da Interpolação pelo Inverso da Distância (IDW, *inverse distance weight*). Para tal, o modelo baseia-se na dependência espacial, ou seja, supõe que quanto mais próximo estiver um indivíduo do outro, maior será a correlação desse indivíduo com seus vizinhos. Dessa forma atribui maior peso para os indivíduos mais próximos do que para os mais distantes do ponto a ser interpolado. A IDW utiliza da teoria de autocorrelação espacial, onde a dependência ou associação espacial entre as unidades amostrais pode se apresentar na forma de autocorrelação espacial positiva, quando os valores mais elevados de um atributo tendem a se agrupar em alguma parte da área de estudo e os menores valores tendem a se agrupar em outra parte, ou na forma de autocorrelação espacial negativa, quando os valores elevados estão próximos aos valores baixos e vice-versa (Fotheringham et al., 2002).

Ocupação humana

Elaboramos um banco de dados com variáveis socioeconômicas das sedes municipais de Goiás, compilado da base de dados digital disponível pelo Sistema Estadual de Estatística e de Informações Geográficas de Goiás (SIEG, www.sieg.go.gov.br). Assim, obtivemos uma matriz de dados com 10 variáveis socioeconômicas. A descrição das variáveis se encontra na Tabela 1. As variáveis selecionadas utilizando o ano de referência de

2004. Dados do ano mais próximo foi utilizado quando a informação para 2004 não estava disponível.

Tabela 1 - Variáveis socioeconômicas ligadas à ocupação humana no Estado de Goiás.

Variáveis socioeconômicas		
Sigla	Descrição da Variável	Ano Ref.
TXPOP	Taxa de Crescimento Geométrico Populacional	2005
POP	População Estimada - Total	2004
DIST	Distância da Sede Municipal à Capital	2009
BOV	Efetivo do Rebanho Bovinos	2004
AGRI	Produção de grãos - Quantidade Produzida	2004
ENER	Energia Elétrica - Consumo - Total	2005
PIB	Produto Interno Bruto per Capita	2004
DESP	Despesas Municipais - Total	2004
ICMS	Arrecadação do ICMS	2004
GINI	Índice de Gini	2000

Uma análise fatorial (Manly, 1994) foi utilizada para descrever a estrutura espacial da variação da ocupação humana expressa pelas dez variáveis em um número menor de fatores. Os autovalores e autovetores foram extraídos da matriz de correlação entre as variáveis, em seguida, os escores foram rotacionados utilizando o critério de Varimax, que objetiva maximizar os coeficientes a correlação entre as variáveis originais e os eixos fatoriais. Assim, reduzimos a dimensionalidade dos dados socioeconômicos em um número menor de fatores. Os eixos passíveis de interpretação (com base no modelo de Broken-Stick, Jackson, 1993), foram selecionados, somados e padronizados de zero a um, gerando um índice de ocupação humana (HUM). O índice HUM resume o modo de ocupação do Estado de Goiás onde valores próximos a zero mostram baixa ocupação humana e valores próximos a um mostram uma intensa ocupação. A

localização das sedes municipais serviram de base para interpolarmos o HUM na escala de nossas unidades de planejamento, i.e., 0.08° de latitude por 0.08° de longitude.

Uso do Solo

A partir do dado vetorial de uso do solo em Goiás disponibilizado pelo Sistema Estadual de Estatística e de Informações Geográficas de Goiás (SIEG, www.sieg.go.gov.br) nós geramos um dado matricial de uso do solo com duas classificações: Região Alterada (Área urbana, Agricultura, Pastagens e Mineração) e Região de Vegetação (Cerrado, Floresta e Formação Pioneira) com 0.08° de resolução espacial. Nós utilizamos esse dado nas análises para direcionar as áreas importantes para conservação de mamíferos para regiões de vegetação remanescente.

Priorização espacial: Indicação de áreas importantes para conservação

Nós utilizamos o programa Zonation v.2 (Moilanen et al., 2005) para identificarmos no Estado de Goiás quais são as regiões onde esforços de conservação podem ser investidos para assegurar a preservação das espécies de mamíferos. Basicamente, o Zonation ordena hierarquicamente as regiões de maior ocorrência das espécies (no nosso caso, regiões de maior adequabilidade climática para ocorrência de mamíferos) ponderadas pelo custo inerente a cada região considerando o quanto as regiões são complementares umas as outras em termos de composição de espécies

(Moilanen et al. 2009). Para a priorização, o programa usa um algoritmo heurístico inverso para calcular a perda marginal das áreas sob seleção, ou seja, através da regra de remoção baseado em núcleo de distribuição (*Core-area Cell Removal rule*), o Zonation calcula a importância relativa de cada região para atingir a meta de conservação. Nós buscamos priorizar aquelas áreas cuja implantação de ações conservacionistas sejam financeiramente mais baratas em sistemas que não se considera o uso solo e em sistemas que o considera. Nós buscamos comparar priorizações restritas pelo valor econômico (Cenário Econ) à priorizações restrita pelo custo que expressa a ocupação humana (Cenário Hum) e à priorizações sem custo associado as áreas (Cenário Bio). Assim, três diferentes cenários de conservação foram criados (Figura 2). Nos três cenários nós utilizamos duas abordagens: Nós priorizamos as áreas sem considerar o uso do solo e, em seguida, outro processo de priorização utilizou o uso do solo para que as áreas alteradas fossem as primeiras a serem retiradas da simulação, forçando a priorização de áreas com vegetação (Figura 2). Os cenários de conservação foram os seguintes:

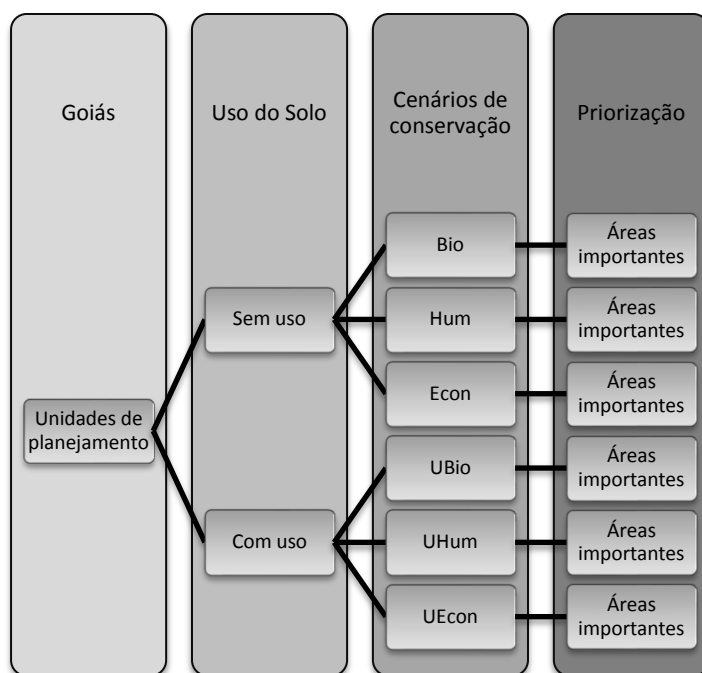


Figura 2 - Estrutura conceitual do processo de indicação de áreas importantes para conservação de mamíferos em Goiás.

Cenários Bio: Priorização de áreas biologicamente importantes

Neste cenário a priorização buscou áreas com base apenas na maximização da representatividade das espécies no mínimo de áreas quanto possível. Para tal, nós utilizamos apenas o arranjo espacial da distribuição das adequabilidades climáticas como alvo de conservação. Deste modo, priorizamos apenas áreas de importância para conservação com base apenas na diversidade biológica.

Cenário Hum: Priorização de áreas restringidas pela ocupação humana

Neste cenário nós priorizamos áreas da mesma forma que o cenário Bio, contudo, nós decidimos inserir um custo inerente as áreas. Esse custo foi o custo de ocupação humana, o índice HUM. Neste cenário, o programa

ordena as áreas resolvendo o problema de máxima representatividade no mínimo de áreas tentando reduzir ao máximo a escolha de áreas com alta ocupação humana.

Cenário Econ: Priorização de áreas restringidas pelo valor monetário

Neste último cenário nós priorizamos áreas da mesma forma que o cenário bio, contudo, nós decidimos inserir o custo monetário das áreas. Para tal, o custo Econ, que mede o preço da terra, foi utilizado na priorização como custo monetário. Neste cenário, o programa ordena as áreas resolvendo o problema de máxima representatividade no mínimo de áreas, contudo, a priorização atenderá a meta de conservação exigida tentando escolher aquelas áreas que sejam as mais econômicas.

Resultados

Das 113 espécies da lista de mamíferos com ocorrências no Cerrado, aquelas com menos de cinco pontos de ocorrência registrados foram excluídas das análises. Do total, 97 espécies tiveram sua distribuição modelada pelo Maxent com distribuição potencial incluindo o Estado de Goiás. A eficiência dos modelos em predizer a distribuição das espécies (AUC) esteve acima da expectativa aleatória de AUC igual a 0,5, em média o valor do AUC foi de 0,884 com um baixo desvio padrão (0.08).

Da análise fatorial extraímos três eixos passíveis de interpretação, os quais explicam 70% da variação total das variáveis socioeconômicas. Cada eixo está diferentemente associado às variáveis originais (Tabela 2) e a soma

desses eixos e posterior padronização de zero a um resumem em apenas uma dimensão o padrão de ocupação humana no Estado de Goiás (Figura 3B).

Tabela 2 - Correlação entre as variáveis originais e os eixos extraídos da análise fatorial.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
TXPOP	0.078	0.440	0.585
POP	0.971	0.022	0.065
DIST	-0.132	0.073	-0.718
BOV	0.048	0.398	-0.581
AGRI	0.066	0.831	-0.101
ENER	0.981	0.081	0.007
PIB	0.037	0.730	0.003
DESP	0.993	0.028	0.010
ICMS	0.944	-0.014	0.058
GINI	-0.055	0.194	-0.516

O valor monetário medido pelo preço da terra municipal interpolado é maior nas regiões central e sudoeste. Esse padrão foi influenciado principalmente pela proximidade à capital Goiânia, na região central e pelas atividades agrícola e pecuária, intensas na região sudoeste de Goiás (Figura 3A). Já o padrão de ocupação humana em Goiás revelou-se ser bem marcado. Há maior ocupação nas regiões central e sul do Estado enquanto na região norte ela é menor (Figura 3B). Quanto ao uso do solo, podemos perceber que a paisagem de Goiás está bem fragmentada, com uma maior concentração de vegetação remanescente na região nordeste do bioma ao passo que existem grandes áreas alteradas nas outras regiões do Estado (Figura 3C).

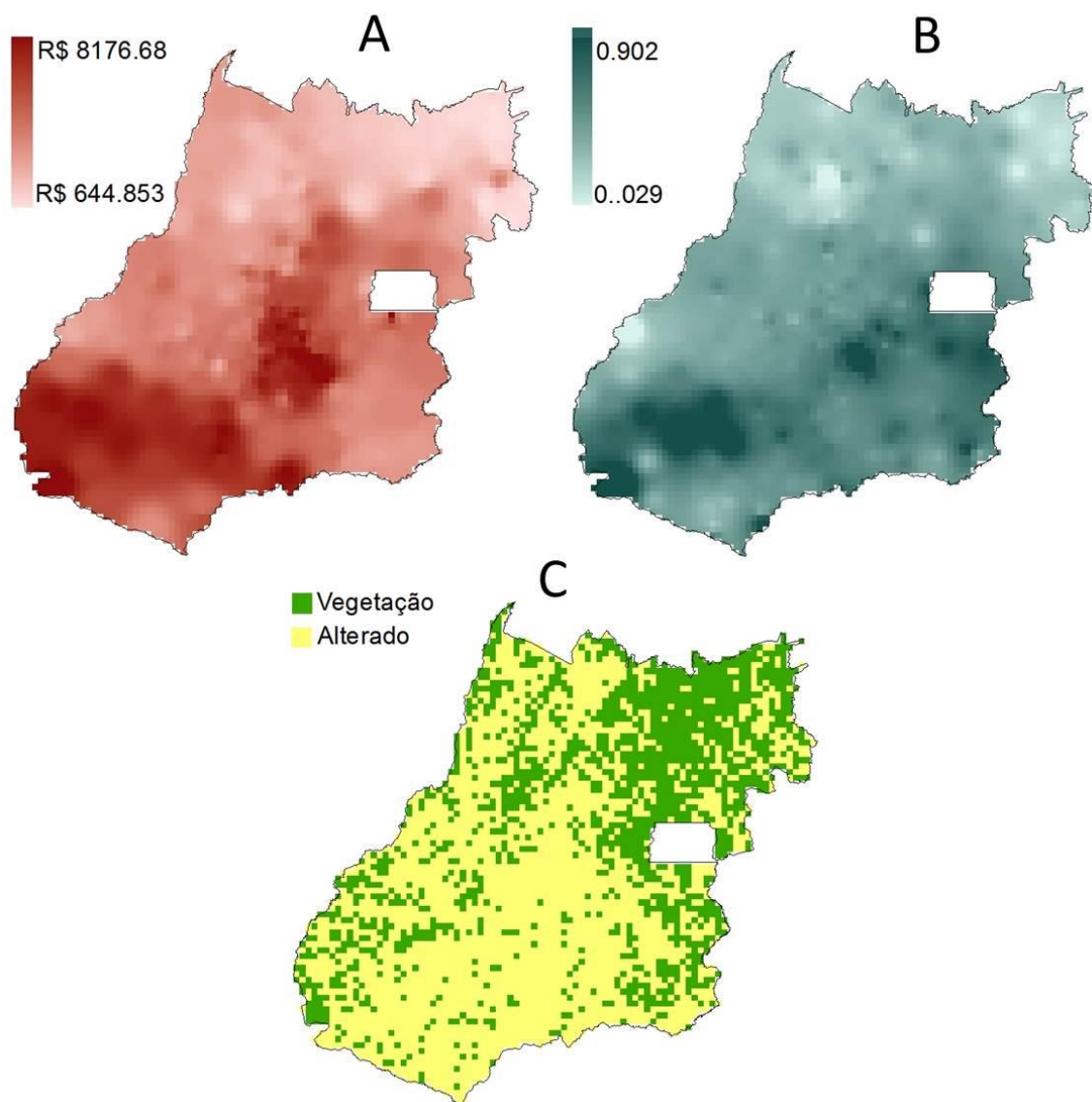


Figura 3 - Padrão espacial do valor monetário interpolado a partir dos valores municipais do preço da terra (A). Padrão espacial do índice de ocupação humana em Goiás interpolado a partir dos valores municipais (B). Uso do Solo em Goiás discriminado em duas classes (C).

Depreende-se da Figura 4, o padrão espacial das áreas importantes para conservação de mamíferos em Goiás segundo os cenários de conservação Bio, Hum e Econ. A paisagem fragmentada do Estado de Goiás foi chave na identificação de áreas importantes. A inclusão do uso no processo

de priorização levou a uma priorização espalhada das unidades de planejamento (Figura 4B,D,E). Ao compararmos com os cenários onde não incluímos o uso do solo isso fica mais evidente (Figura 4). As áreas importantes no cenário sem uso do solo estão mais agrupadas, formando manchas mais destacadas. Este era um padrão esperado, visto que a vegetação de Goiás está bastante fragmentada (Figura 3C) e a rotina implementada no Zonotaiion força a escolha de áreas com vegetação. A gradação de cores da Figura 4 indica o percentual da paisagem com as mais adequadas áreas para conservação dos mamíferos, esse percentual é o quanto da paisagem se almeja conservar.

No cenário Bio e Hum, as áreas ficaram agrupadas ao redor do Estado e a inclusão do uso do solo, cenários Ubio e UHum, indica áreas de maior importância no interior de Goiás, porém ainda é possível ver uma marginalização do processo de priorização (Figura 4A-D). Diferentemente dos cenários anteriores, os cenários Econ e UEcon indicaram áreas mais adequadas nas regiões norte e extremo leste do Estado de Goiás, claramente evitando as áreas cujo valor monetário tende a ser maior (Figura 4E-F).

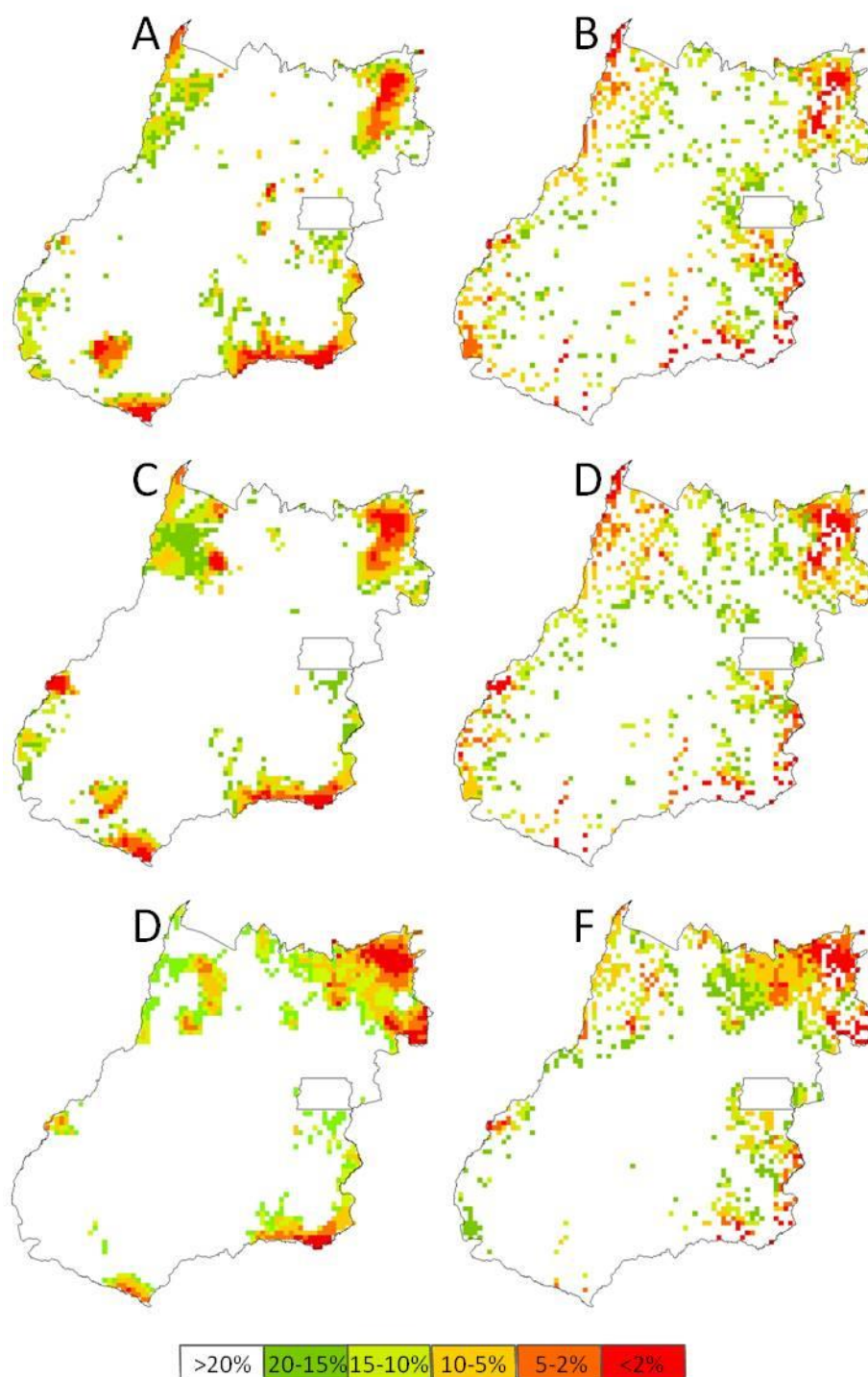


Figura 4 - Áreas prioritárias para conservação de mamíferos do Estado de Goiás. Os mapas representam o padrão espacial das áreas importantes para conservação das espécies gerados pelo procedimento Zonation e segundo os cenários de conservação Bio (A-B), Hum (C-D) e Econ (E-F). Os mapas A, C e E são as prioritizações desconsiderando o uso do solo e os mapas B,D e F

buscam minimizar os efeitos do uso do solo na conservação dos mamíferos. A cor vermelha indica os melhores dois por cento da paisagem de Goiás ideais para conservação, a cor laranja refere-se aos melhores cinco por cento, a cor amarela abrange os melhores dez por cento da paisagem, o verde claro aos melhores quinze por cento, o verde escuro aos melhores vinte por cento.

A inclusão do uso do solo nos planejamentos altera o desempenho da priorização. A comparação entre os cenários que consideram o uso do solo e os que não consideram mostra que o desempenho dos cenários com uso é menor, porém a diferença não é grande (Figura 5). Há um pequeno desvio na taxa com que o desempenho reduz nos cenários onde o uso é considerado (Figura 5). Nas priorizações onde mais de 80% das unidades de planejamento já foram perdidas, percebe-se melhor que os cenários desconsiderando o uso do solo têm desempenho superior e que o cenário que une valor monetário e uso do solo é o de pior desempenho (Figura 5).

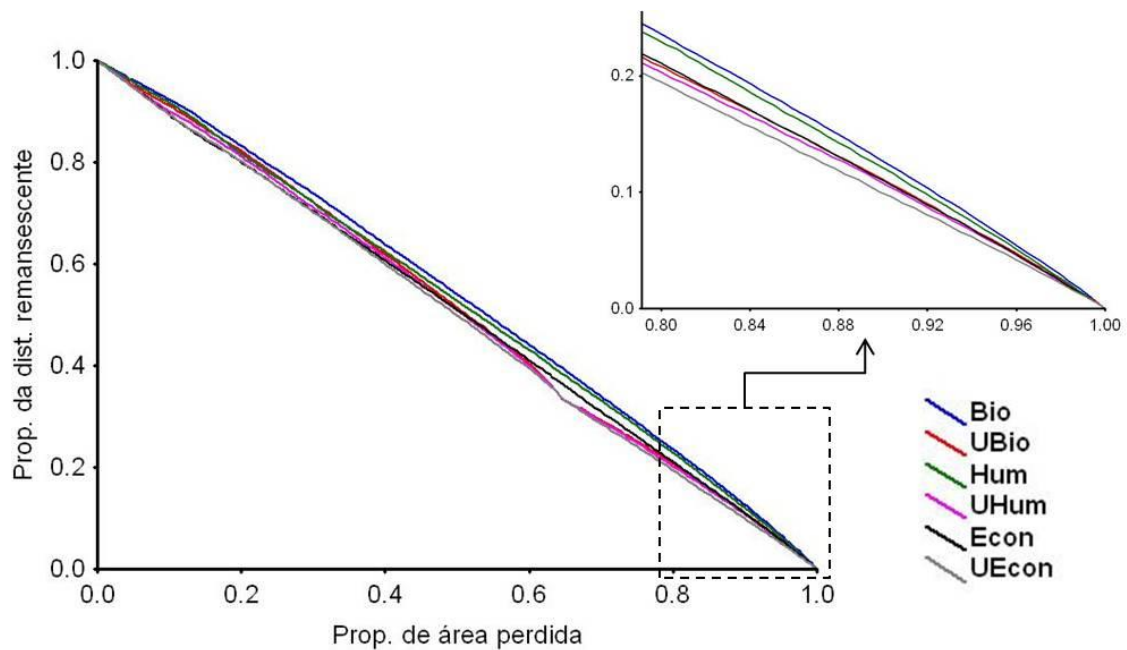


Figura 5 - Conjunto de curvas demonstrando o desempenho da priorização para os cenários de conservação quando o uso do solo não está incluído (Bio, Hum e Econ) e quando o uso do solo está incluído (UBio, UHum e UEcon). No detalhe está demonstrado o desempenho dos modelos quando 80% ou mais da paisagem do Estado de Goiás é perdida no processo de priorização. Bio: Priorização de áreas biologicamente importantes. Hum: Priorização de áreas restringidas pela ocupação humana. Econ: Priorização de áreas restringidas pelo valor monetário das unidades de planejamento.

Os custos envolvidos no planejamento de áreas para conservação foram acessados de formas distintas de acordo com o cenário de conservação. Pudemos observar que, independente do tipo de custo, a conservação é mais dispendiosa nos sistemas que consideraram o uso do solo (Figura 6). Tal fenômeno ocorre em função da escolhas das áreas no processo de priorização estar tendenciado para as áreas de vegetação remanescentes. No processo de escolha, o algoritmo de seleção parte de

todo rol de áreas disponíveis e hierarquicamente vai retirando as áreas de modo que as primeiras áreas a serem excluídas do sistema sejam aquelas com o uso do solo assinalado como paisagem alterada (Figura 2C). Deste modo, as últimas unidades de planejamento retiradas do sistema são aquelas que apresentam vegetação remanescente.

A diferença relativa entre o custo das priorizações dos cenários de conservação permite compreendermos como a inclusão do uso do solo pode influenciar a indicação de áreas importantes, principalmente quando métricas diferentes são utilizadas como custo das áreas (neste trabalho, Hum e Econ). Quando comparamos os cenários sem inclusão de uso do solo com a priorização com uso, percebemos que foi preciso incluir áreas com ocupação humana mais intensa (custo Hum) ou áreas de maior valor monetário (Econ) para que as espécies perdessem menos de sua área de distribuição (Figura 6).

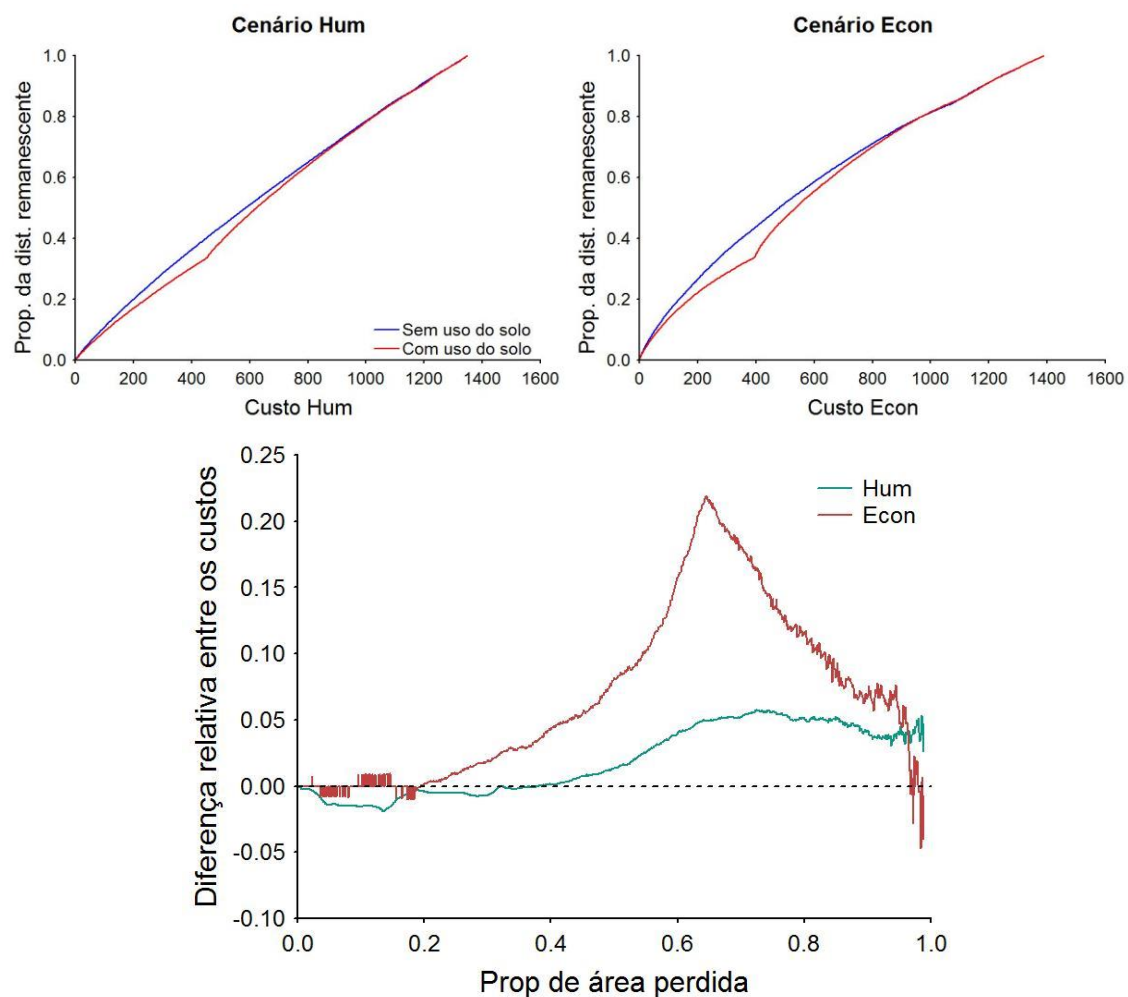


Figura 6 - Curvas de custo associado ao processo de priorização nos cenário de conservação Hum e Econ (A e B). A linha vermelha indica priorização de áreas com uso do solo e a linha azul indica priorização de áreas sem o uso do solo. Em C temos a relação entre a quantidade de área perdida no processo de priorização e a diferença relativa entre os custos das priorizações com uso e sem uso do solo para os cenários Hum (Linha vermelha) e Econ (Linha verde).

Ao combinarmos áreas importantes dos cenários Hum e Econ, ambos com uso do solo, pudemos perceber o quanto estas duas soluções sobrepõe-se uma a outra. Utilizando até 20% das melhores áreas para conservação em ambos cenários, nos criamos uma solução combinada que

agrega tanto custo socioeconômico como também o custo monetário da terra (Figura 7). Com esse consenso, pudemos identificar as áreas que tentam reduzir tanto o impacto da ocupação humana no Estado quanto o custo de conservação.

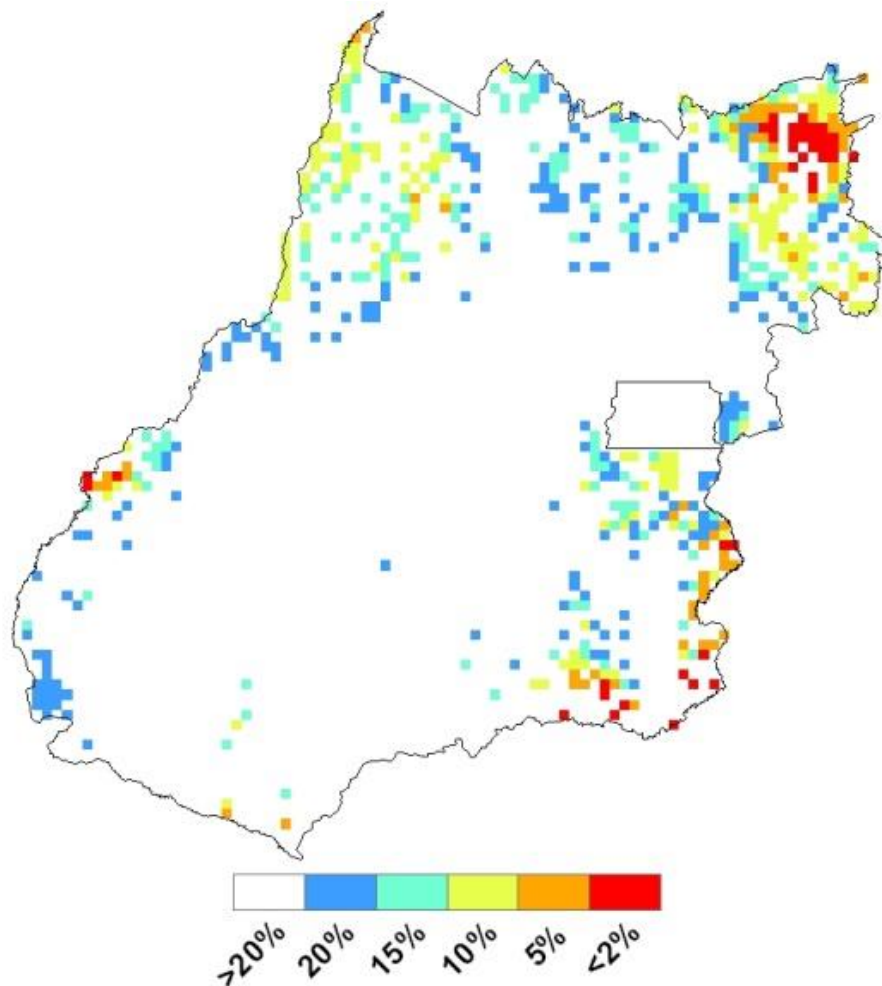


Figura 7 - Mapa consensual das áreas importantes para conservação de mamíferos em Goiás segundo a priorização de áreas restringidas pela ocupação humana (Hum) e a priorização de áreas restringidas pelo valor monetário das unidades de planejamento (Econ). Nos dois cenários as priorizações foram feitas considerando o uso do solo. A cor azul representa a coincidência de 20% das melhores áreas em ambas as soluções, a cor azul

clara representa a coincidência de 15% das melhores áreas, a cor amarela refere-se a coincidência de 10% das melhores áreas, a cor laranja refere-se a coincidência de 5% das melhores áreas e a cor vermelha representa a sobreposição de 2% das melhores áreas para conservação de mamíferos em ambas soluções.

As áreas mais importantes para conservação de mamíferos em Goiás indicadas pelos diferentes cenários tem custo médio diferente (Figura 8). O preço médio do cenário cuja priorização foi apenas dado pelo padrão espacial da distribuição das espécies (Ubio) é mais caro que a priorização feita pelo cenário que considera a ocupação humana (Uhum), além do mais, ambos cenários são mais caros que a priorização do cenário onde o preço da terra é considerado (Uecon,) (Figura 8).

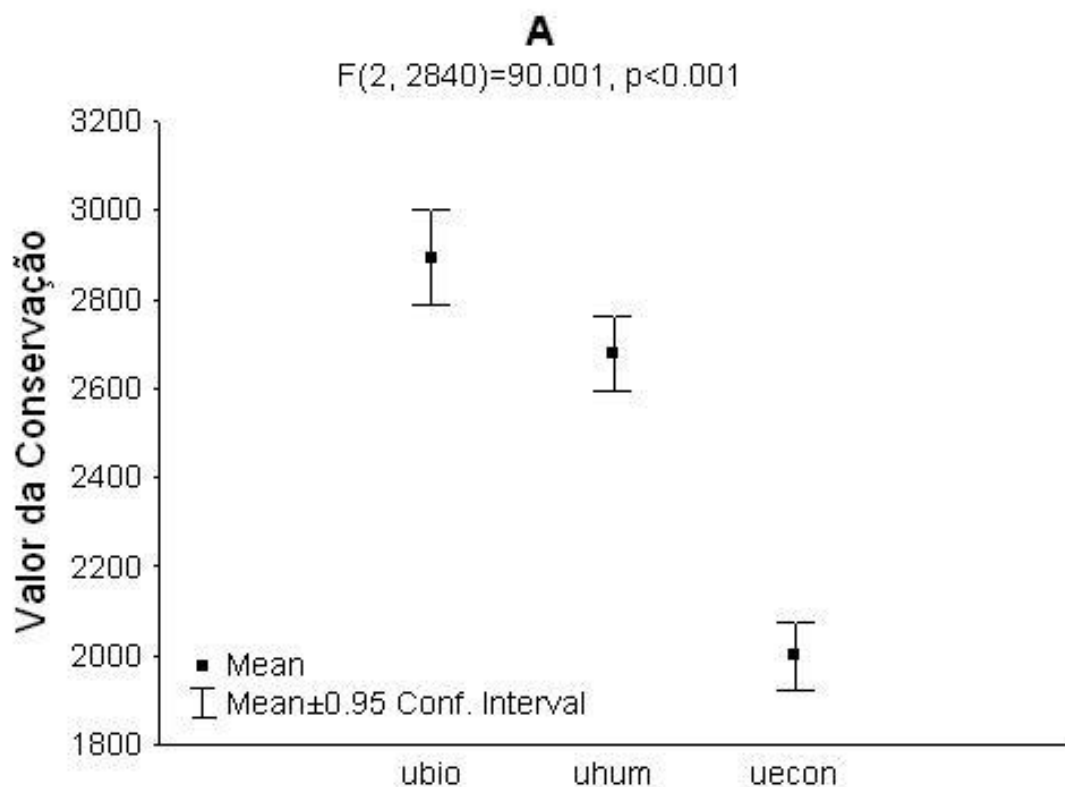


Figura 8 - Análise de variância entre os cenários de conservação Ubio, Uhum e Uecon (cenários incluindo o uso do solo) comparando o preço dos 20% da paisagem de Goiás que mais são adequadas para conservação dos mamíferos. A estatística F foi calculada com base nos dados logaritmizados para evitarmos heterogeneidade entre as variâncias dos cenários.

Discussão

Nossos resultados indicam como estimativas socioeconômicas aliadas ao modo como a população humana usa o solo podem ser úteis para que metodologias de planejamento sistemático de conservação possam indicar como alocar eficientemente os recursos destinados à conservação da natureza. Em volta disto, há a intenção de minimização de conflitos de conservação (ver Balmford et al., 2001) porque a indicação parte da ideia de que áreas adequadas para conservação não podem ser coincidentes com áreas importantes para o desenvolvimento humano, ou que esta coincidência seja reduzida ao máximo. Tal minimização faz parte da estratégia de manejo de toda uma paisagem para que a produção e a proteção não se sobreponham assegurando, deste modo, que o desenvolvimento socioeconômico não ameace a persistência da biodiversidade (Margules e Pressey, 2000)

Neste sentido, associar um valor de conservação da paisagem de Goiás para conservação dos mamíferos via processos de otimização demonstrou como integrar o padrão de distribuição das espécies, socioeconômica e custo financeiro na indicação áreas adequadas para

conservação. Nossa pretensão é de melhores resultados na alocação dos recursos para que o custo monetário da conservação seja otimizado em razão da escassez de recursos destinados a conservação. Além disso, usar o valor monetário nas análises aumenta o sinergismo entre aqueles que efetivamente querem conservar a biodiversidade e o desenvolvimento socioeconômico, sobretudo quando as prioridades apresentadas satisfazem a vontade de frentes conflitantes.

Neste sentido, o custo monetário da terra, ou seja, o preço da terra é reflexo da relação oferta/demanda, dos rendimentos, da infraestrutura e de uma série de outras variáveis ligadas a dinâmica política e socioeconômica (ver Dias et al., 2001 e Plata, 2006). Deste modo, o uso do custo monetário como restrição das prioridades de conservação é importante para que mostremos como despendar, pelo menos em parte, os recursos, facilitando uma solução planejada para o conflito emergente entre conservação e desenvolvimento econômico. Além disso, uma vez que as paisagens naturais têm sido convertidas para diferentes fins (agricultura, pecuária, urbanização, etc), não é politicamente prudente e nem mesmo ético negligenciar tal informação em planejamentos de conservação (Margules e Sarkar, 2007). Por fim, essa estratégia também é mais efetiva no sentido que os recursos limitados para este fim não sejam desperdiçados (Pressey et al., 1993).

O que visamos discutir é que tanto o preço da terra como índices socioeconômicos aperfeiçoam planos de conservação. Em função disso que o resultado do consenso da priorização entre socioeconomia e custo monetário (Figura 7) que sugere áreas prioritárias principalmente na região

nordeste do estado, onde atividades econômicas são principalmente de subsistência e grandes áreas de Cerrado ainda não estão convertidas, pode ser uma alternativa plausível. A principal razão das áreas indicadas ainda estarem com grande quantidade de remanescentes é seu relevo inclinado, como demonstrado por Carvalho et al (2009). No entanto, essa é uma área com condições ambientais muito peculiares, representando também um subconjunto da fauna geral do estado. Outra peculiaridade são as áreas sugeridas como prioridade na região noroeste do estado, próximas ao rio Araguaia. Essa região é considerada de grande importância como corredor de biodiversidade entre o Cerrado e a Amazônia e já foi reconhecida em outros estudos de priorização para outros grupos como importante (Odonata: Nobrega e De Marco (2011)). Nessa região, se espera a ocorrência de espécies também da fauna amazônica o que pode inflar sua importância como conservação de espécies periféricas.

Pudemos perceber que as decisões tomadas pelo processo de priorização utilizado são influenciadas muito pela inclusão do uso do solo e pelo custo inerente a cada área (seja ele de que natureza for), contudo, quem define essencialmente as áreas mais importantes é o arranjo espacial da distribuição das espécies, visto que as áreas destacadas como importantes são praticamente as mesmas comparando nosso consenso e os outros cenários. O que é importante perceber é que, para planejamentos de conservação, o custo inerente a cada unidade de planejamento é o que refletirá a natureza do conflito de conservação que se espera evitar. Nós utilizamos a ocupação humana e o preço da terra como métricas de custo. A inclusão do custo de ocupação humana (HUM) na priorização nos indicou

áreas para oportunidades de conservação de mamíferos cuja competência destas áreas para o desenvolvimento socioeconômico é a menor possível, ou seja, o conflito de conservação evitado está relacionado às pretensões do desenvolvimento humano. Rangel et al. (2007) utilizou abordagem semelhante para compor cenários de conservação no Cerrado. Em contrapartida, o custo monetário (ECON) teve como foco a redução do conflito de aquisição e alocação de recursos para conservação, ou seja, a prioridade foi para as áreas menos dispendiosas financeiramente. É neste sentido que o mapa consensual das prioridades destes custos é uma alternativa interessante no que concerne conservar os mamíferos em áreas que agradam financeiramente aos implementadores e com baixos índices de desenvolvimento humano.

Várias plataformas já foram desenvolvidas para o estabelecimento mais eficaz de unidades de conservação e, em geral, todas elas focam na solução de máxima representatividade da meta de conservação no mínimo de área. Optamos por utilizar o Zonation, uma plataforma que produz uma classificação da paisagem ponderando a riqueza de espécies ou raridade das espécies, para apontarmos áreas adequadas para conservação de mamíferos (Moilanen e Kujala, 2006). Neste sentido, os resultados apresentados demonstraram que em nossa paisagem de estudo (Goiás) pode-se criar diferentes arranjos espaciais para conservação de mamíferos de acordo com o quanto das unidades de planejamento se deseja conservar. Mesmo tendo certeza do tipo de problemática que se pretende evitar em termos de conflitos de conservação, a tomada de decisão a cerca das áreas mais adequadas para conservação envolve a escolha do quanto

se pretende preservar da paisagem e como essa escolha fragmenta a distribuição das espécies. Esta é uma característica do método de priorização que utilizamos, que relaciona quantidade de área perdida na priorização e a proporção da distribuição das espécies que é também perdida. O desafio é balancear o quanto da paisagem pode-se conservar e como isso afeta o padrão de distribuição das espécies.

Essa discussão torna-se fundamental em razão do conflito entre conservação da biodiversidade e o desenvolvimento econômico no Cerrado estarem crescendo em função de uma série de eventos importantes na última década, com uma escalada no último ano em função das discussões relacionadas ao código florestal. O avanço das áreas de cana-de-açúcar (Castro et al., 2010, Ribeiro et al., 2010), inicialmente sobre áreas de pastagem, mas também incluindo a conversão de matas nativas, gerou um interesse crescente de disponibilizar terras originalmente ligadas à conservação (regiões ripárias e de reserva legal). O embate relativo ao código florestal (Nepstad et al., 2009; Metzger et al., 2010) pode ser considerado emblemático, com grupos ligados ao agronegócio buscando estratégias de não recuperar áreas de preservação permanente e reserva legal que haviam sido convertidas ilegalmente. A vitória, pelo menos parcial desse grupo, levou a um aumento evidente da vulnerabilidade de espécies, principalmente aquelas que estão associadas às matas ripárias. Se por um lado nossos modelos mostram que é possível encontrar um modelo eficiente para proteger comunidades de mamíferos em uma paisagem com ocupação humana, o modelo não inclui uma análise sobre a persistência futura dessas populações em relação à queda de variabilidade genética em

função do isolamento. As áreas ripárias são consideradas importantes para oferecer corredores de dispersão, minimizando os efeitos do isolamento (Martensen et al. 2008, Galleti et al., 2010) e o panorama atual sugere que efeitos dessa natureza podem ser importantes, devendo ser melhores analisados em propostas futuras.

O arranjo espacial das espécies que definiu o padrão geral de importância da paisagem e, em função disso, devemos ser cautelosos na escolha da métrica usada para estimar a biodiversidade. Considerando que nosso conhecimento a cerca da biodiversidade biológica global bem como da distribuição das espécies já descritas é limitado (Lomolino, 2004, Whittaker et al., 2005), qualquer medida da biodiversidade estará sempre subestimada. A questão chave em torno disso é que apesar do padrão geral de escolha de áreas para conservação estar associado à diversidade, o grupo taxonômico utilizado como medida dessa diversidade seria menos importante que o nível de ameaça ao qual as espécies estão sujeitas. Bode et al. (2008) demonstrou que há uma elevada congruência de áreas selecionadas para receber investimento independentemente do grupo taxonômico tido como métrica de biodiversidade. Eles mostraram ainda que as áreas mais adequadas para receber financiamento estão associadas ao nível de ameaça, não importando o grupo taxonômico utilizado. Em razão disso que, basicamente, a conservação da natureza deve envolver a identificação de ameaças a diversidade e os esforços devem se concentrar nos custos que envolvem a implementação de ações dessa natureza (Polasky, 2008). Mesmo que não tenhamos dado atenção específica ao grau de ameaça da biodiversidade, nós indiretamente tentamos minimizar

essa problemática criando cenários de conservação que tendencia a escolha à áreas com remanescentes de vegetação via o uso do solo nas priorizações. Ademais, restringir a escolha de áreas pelo custo monetário se mostrou bastante eficaz na redução do dinheiro que deve ser investido na aquisição de terras, alocando mais eficientemente os recursos. Quando nós geramos cenários de conservação sem custo inerente as áreas, nós mostramos que a aquisição destas áreas para fins de conservação seria uma solução financeiramente cara quando comparado com cenários com custo. Por esta razão, é fundamental que seja incluído no processo de indicação de áreas voltadas à conservação índices capazes de restringir essas escolhas a regiões de pouco impacto socioeconômico, visto que isso leva a uma redução do valor de aquisição de terras (Figura 8). Ainda que a meta primordial da biologia da conservação seja biológica (por exemplo, maximizar o número de espécies conservadas), o caminho a ser percorrido envolvem soluções socioeconômicas (Polasky, 2008). O desafio maior de estudos que traçam planos de conservação envolve a identificação de formas de redução das ameaças a biodiversidade concomitantemente com a compreensão dos sistemas sociais, políticos e econômicos em que atua a conservação.

Literatura citada

Ando A, Camm J, Polasky S, Solow A (1998) Species distributions, land values and efficient conservation. *Science* 279: 2126–2128

- Araújo, M.B., Williams, P.H. & Turner, A. 2002b. A sequential approach to minimize threats within selected conservation areas. *Biodiversity and Conservation* 11: 1011-1024
- Balmford A, Gaston KJ, Blyth S, James A, Kapos V (2003) Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 100: 1046–1050.
- Balmford, A., Moore, J.L., Brooks, T., *et al.* 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science*. 291, 2616-2619.
- Bode, M., Wilson, K. A., Brooks, T. M., Turner, W. R., Mittermeier, R. A. McBride, M. F., Underwood, E. C., Possingham, H. P. 2008. Cost-effective global conservation spending is robust to taxonomic group. *Proc Natl Acad Sci USA* 105:6498–6501.
- Brooks TM, Mittermeier MA, d. Fonseca GAB, Gerlach J, Hoffmann M, *et al.* 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science* 313: 58–61.
- Cabeza, M. ja A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 16:242-247.
- Carvalho, F.M.V., De Marco, P. & Ferreira, L.G. (2009) The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142, 1392–1403.
- Carwardine J, Wilson KA, Watts M, Etter A, Klein CJ, *et al.* (2008) Avoiding Costly Conservation Mistakes: The Importance of Defining Actions and

- Costs in Spatial Priority Setting. PLoS ONE 3(7): e2586.
doi:10.1371/journal.pone.0002586
- Castro, S. S., Abdala, K., Silva, A. A. 2010. A Expansão Da Cana-De-Açúcar No Cerrado E No Estado De Goiás: Elementos Para Uma Análise Espacial Do Processo. B.goiano.geogr. Goiânia, v. 30, n. 1, p. 171-191
- Ceballos G, Ehrlich PR (2006) Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 103: 19374–19379.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Rouget, M., Lombard, A.T., 2003a. A conservation plan for a global biodiversity hotspot—the Cape Floristic Region, South Africa. Biological Conservation 112, 191–216.
- Dias, G. L. da S., Vieira , C. A., Amaral, C. M. 2001. Comportamento do mercado de terras no Brasil. Serie Desarrollo Productivo. Santiago do Chile: CEPAL/Naciones Unidas, enero de 2001. 91 p.
- Eisenberg, J.F. 1989. Mammals of Neotropics - The Northern Neotropics: Panama, Colombia, Vanezuela, Guyana, Suriname, French Guiana. Vol. 1, Published by the University Chicago Press.
- Eisenberg, J.F. and Redford, K.H. 1999. Mammals of the Neotropics - The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. Vol. 3, Published by the University of Chicago Press.
- Elith, J. et al. 2006. Novel methods improve prediction of species' distribution from occurrence data. Ecography, vol.29, pp. 129-151.

- Faith D.P., Carter G., Cassis G., Ferrier, S. and Wilkie, L.. 2003. Complementarity, biodiversity viability analysis, and policy-based algorithms for conservation *Environmental Science and Policy*. 6. 311–328.
- Fotheringham, A.S.; Charlton, M.; Brunson, C. 2002. *Geographically Weighted Regression: the analysis of spatially varying relationships*. Ed. Wiley.
- Galetti, M., Pardini, R., Duarte J. M. B. et al. 2010 Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. In *Biota Neotropica* 10 (4).
- Girardello, M., Griggio, M., Whittingham, M.J. & Rushton, S.P. 2009. Identifying important areas for butterfly conservation in Italy. *Animal Conservation*, 12, 20–28.
- Guisan, A., Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147-186.
- Hernandez, P.A. et al. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, vol.29, pp. 773-785.
- JACKSON, D.A. Stopping rules in principal components analysis: A comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, Washington, D.C., v. 74, p. 2204-2214, 1993.
- Kareiva P, Marvier M (2003) Conserving biodiversity coldspots. *American Scientist* 91: 344–351.

- Kingsland, S. (2002). Creating a science of nature reserve design: Perspectives from history. *Environmental Modeling and Assessment* 7: 61–69.
- Klein C, Chan A, Kircher L, Cundiff A, Hrovat Y, et al. (2008) Striking a balance between biodiversity conservation and socioeconomic viability in the design of marine protected areas. *Conservation Biology*. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00896.x.
- Lomolino, M.V. (2004) Conservation biogeography. *Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature* (ed.by M.V. Lomolino and L.R. Heaney), pp. 293–296. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Loyola RD, Kubota U, Lewinsohn TM (2007) Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Divers Distrib* 13: 389–396.
- Loyola RD, Oliveira G, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn TM (2008) Conservation of Neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. *Divers Distrib* 14: 949–960.
- Loyola RD, Oliveira-Santos LGR, Almeida-Neto M, Nogueira DM, Kubota U, et al. (2009) Integrating Economic Costs and Biological Traits into Global Conservation Priorities for Carnivores. *PLoS ONE* 4(8): e6807. doi:10.1371/journal.pone.0006807
- Main, M. B., Roka, F. M., Noss, R. F. 1999. Evaluating costs of conservation. *Conservation Biology*, 13 (6), 1262-1272.

- MANLY, B.F.J. Multivariate statistical methods: a primer. London: Chapman and Hall, 1994.
- Margules CR, Sarkar S (2007) Systematic conservation planning. Cambridge: Cambridge University Press. 278 p.
- Margules, C., Pressey, R., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253.
- Marinho-Filho, J.S., Rodrigues, F.H.G. and Juarez, K.M. 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In: Oliveira, P.S. and Marquis, R.J. 2002. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, EUA, pp. 266-284.
- Martensen, Ac., Pimentel, Rg. And Metzger, Jp., 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 141, no. 9, p. 2184-2192.
- Metzger, J. P. 2010. O Código Florestal Tem Base Científica? *Natureza & Conservação*. 8(1), 92-99.
- Mittermeier RA, Robles-Gil P, Hoffman M, Pilgrim J, Brooks T, et al. (2004) Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX. 392 p.
- Moilanen, A., Franco, A. M. A., Early, R., Fox, R., Wintle, B., and C. D. Thomas. 2005. Prioritising multiple-use landscapes for conservation: methods for

- large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences* 272: 1885-1891.
- Moilanen, A., Kujala, H., 2006. *Zonation Spatial Conservation Planning Framework and Software v. 2.0, User Manual*. Edita, Helsinki, Finland.
- Moilanen, A., Kujala, H., Leathwick, J.R., 2009. The Zonation framework and software for conservation prioritization, in: Moilanen, A., Wilson, K.H., Possingham, H.P. (Eds.), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford, pp. 196-210.
- Moore J, Balmford A, Allnutt T, Burgess N (2004) Integrating costs into conservation planning across Africa. *Biological Conservation* 117: 343–350.
- Naidoo R, Ricketts TH (2006) Mapping the Economic Costs and Benefits of Conservation. *PLoS Biol* 4(11): e360. doi:10.1371/journal.pbio.0040360
- Nepstad, D., Soares-Filho, B. S., Merry, F., Lima, A., Moutinho, P, Carter, J., Bowman, M., Cattaneo, A., Rodrigues, H., Schwartzman, S., McGrath, D. G., Stickler, C., Lubowski, R., Piris-Cabezas, P., Rivero, S, Alencar, A., Almeida, O., Stella, O. 2009. The End of Deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*. 326. 1350-1351.
- Nobrega, C. C. e De Marco Jr, P. 2011. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distribution*, v.17(3), 491–505.

- Pearson, R.G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., Peterson, A. T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, vol. 34, pp. 102-117.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Pimm SL, Ayres M, Balmford A, Branch G, Brandon K, et al. (2001) Can We Defy Nature's End? *Science* 293(5538): 2207–2208.
- Plata, L. E. A. 2006. Dinâmica do preço da terra rural no Brasil. *Mercado de Terras no Brasil, Estrutura e Dinâmica* (Ed por B. P. Reydon e Cornélio F. N. M.), pp. 125-283. Núcleo de Estudos Agrários e Desenvolvimento Rural - NEAD, Brasília.
- Polasky S, Camm JD, Garber-Yonts B (2001) Selecting biological reserves cost effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon. *Land Economics* 77(1): 68–78.
- Polasky, S. 2008. Why conservation planning needs socioeconomic data. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.105, no.18, 6505-6506.
- Pressey, R. L., Humphries, C. J., Margules, C. R., Vane- Wright, R. I. Williams, P. H. (1993). Beyond opportunism: key principles or systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evol.* 8, 124-8.

- Rangel, T., Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Pinto, M. P., Carvalho, P., Bastos, R. P. Human Development And Biodiversity Conservation In Brazilian Cerrado. *Applied Geography* (Sevenoaks), V. 27, P. 14-27,
- Redford, K.H. and Eisenberg, J.F. 1992. *Mammals of Neotropics – The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay*. Vol. 2, Published by the University of Chicago Press.
- Ribeiro, N.; Ferreira, L. G.; Ferreira, N. C. 2010. Expansão Sucroalcooleira No Estado De Goiás: Uma Análise Exploratória A Partir De Dados Sócio-Econômicos e Cartográficos. *Revista Geografia*, Rio Claro, SP, v.35, n. 2, p. 331-344.
- Richardson EA, Kaiser MJ, Edwards-Jones G, Possingham HP (2006) Sensitivity of marine-reserve design to the spatial resolution of socioeconomic data. *Conservation Biology* 20: 1191–1202.
- Royal Society. 2003. Measuring biodiversity for conservation. Document 11/03.
- Sarkar, S. (2004). Conservation Biology. In: E.N. Zalta (Ed) *Stanford Encyclopedia of Philosophy*. Winter 2004 ed. Available at: <<http://plato.stanford.edu/archives/win2004/entries/conservation-biology/>>.
- Singh, J.S. (2002). The biodiversity crisis: A multifaceted review. *Curr. Sci.*, 82, 638-647.
- Stewart RR, Possingham HP (2005) Efficiency, costs and trade-offs in marine reserve system design. *Environmental Modeling and Assessment* 10: 203–213.

- Underwood EC, Shaw MR, Wilson KA, Kareiva P, Klausmeyer KR, et al. (2008) Protecting Biodiversity when Money Matters: Maximizing Return on Investment. PLoS ONE 3(1): e1515. doi:10.1371/journal.pone.0001515
- Weksler, M., Percequillo, A.R. and Voss, R.S. 2006. Ten new genera of Oryzomyne rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). American Museum Novitates. American Museum of Natural History, nº 3537, pp. 1-29.
- Whittaker, R.J., Araújo, M.B., Paul, J., Ladle, R.J., Watson, J.E.M. & Willis, K.J. (2005) Conservation biogeography: assessment and prospect. Diversity and Distributions, 11, 3–23.
- Wilson, D.E. and Reeder, D.M. 2005. Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference. 3rd edition. Johns Hopkins University Press, vol. 2, 142 pp.
- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H. & Guisan, A. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. Diversity and Distributions, 14, 763–773.

Considerações finais

Ao analisarmos a conservação no bioma Cerrado, nós buscamos metodologias para prevermos como as espécies, em termos de distribuição espacial, respondem à mudança no clima. Uma vez que as projeções de alterações climáticas para o Cerrado no ano de 2080 levarão a redução e ampliação das distribuições espaciais das espécies dos mamíferos, questionar a eficiência das ações conservacionistas do bioma foi um modo de iniciarmos no Cerrado uma discussão importante quanto a ações proativas de ordem mitigatória com relação à perda de biodiversidade. São esperadas mudanças no arranjo espacial das espécies tanto dentro quanto fora das unidades de conservação do Cerrado, neste sentido ao mostramos a redução da eficiência das reservas ambientais do bioma, nós pudemos concluir que a escolha das unidades de conservação deve estar atenta à dinâmica espacial das espécies, principalmente quando a diversidade é medida pela riqueza de espécie e pela diversidade beta. Chegamos à conclusão que mesmo o sistema representando adequadamente as espécies, é importante notar a ameaça à qualidade das unidades de conservação está associada ao quanto da distribuição das espécies estará protegida. Isto ocorre porque há uma redução de área, não de áreas conservadas, mas sim de área de distribuição das espécies dentro das unidades de conservação, o que altera a persistência dentro delas.

Foi importante notar que ainda há oportunidades de conservação no Cerrado, principalmente em áreas ainda não alteradas por atividades humanas, como no norte do estado de Goiás. Nestas áreas seria indicada a instalação de novas unidades de conservação. Em primeiro lugar, essas áreas tentem a ter uma alta riqueza de espécies, ou seja, são áreas com um número elevado de

espécies de mamíferos. Em segundo lugar, essas áreas são áreas de uma grande variedade de ambientes, com um relevo mais acidentados, o que a torna desinteressante para a agricultura moderna e pecuária extensiva. E em terceiro, essas regiões são as que reduzem conflitos de conservação porque elas têm alto valor para conservação e um baixo valor para atividade socioeconômica. Todos estes fatores tornam a região Norte de Goiás mais atraente para ações conservacionistas. Nós concluímos que o preço da terra por município não é uma boa variável para generalizar conflitos de conservação em Goiás, contudo, isso não indicou que conflitos dessa natureza não puderam ser indicados. Nossa conclusão é que municípios com preço mais elevado da terra e com maior riqueza de espécies indicam conflitos de conservação. Em contrapartida, municípios com terras mais baratos e pouca riqueza podem ser interessantes tanto para a conservação quanto para atividade econômica, que se pode voltar para exploração, por exemplo, do ecoturismo. Chegamos a conclusão que as forças que dirigem o preço da terra em Goiás são diversas e de grande complexidade de mensuração. Nós tentamos criar mecanismos metodológicos de exploração das relações entre o preço da terra e as teorias que explicam o que o define. Contudo, nos percebemos que mesmo com análises mais elaboradas das relações espaciais entre os municípios, existe uma dificuldade de achar um padrão generalizado capaz de explicar com força como o preço da terra em Goiás pode ser ajustado.

Apesar disso, o preço da terra em Goiás foi um dado extremamente importante para acessarmos as áreas mais adequadas para conservação dos mamíferos. O valor monetário da terra permite elucidarmos, pelo menos em parte, a quantia de dinheiro necessária para aquisição de terras cujo destino é

a criação de unidades de conservação. Nós concluímos que o arranjo espacial das espécies é o fator mais preponderante para indicação de áreas importantes, contudo, direcionar a escolha das áreas para as regiões de remanescentes de vegetação reduz o desempenho de nossa priorização espacial e isto se reflete na fragmentação das regiões adequadas. Além do custo monetário da terra, nós concluímos que integrar processos socioeconômicos a priorização de áreas para conservação pode levar a um gasto menor de dinheiro em relação a priorizações de ordem apenas biológica. Além do mais, priorizações com custo monetário como restrição sobrepostas a priorizações cujo índice socioeconômico é tido como custo pode ser usada como uma solução consensual. Solução adequada para que haja um direcionamento melhor de dinheiro e adequada para que a conservação da natureza não possa ser acusada de frear desenvolvimento socioeconômico.

Para finalizar, é importante ressaltar que a conservação da biodiversidade deve estar preparada para lidar com questões que extrapolam o conhecimento biológico, ou seja, com conhecimentos teóricos de outras áreas para que efetivamente possamos reduzir os impactos causados pelas atividades humanas sobre as populações naturais. Portanto, ininterruptamente devemos lembrar que a Biologia da Conservação estabeleceu-se como disciplina permeando vários arcabouços teóricos para, em um cenário de crise, levantar e resolver questões envolvendo a ameaça à persistência da diversidade biológica.