

MACROECOLOGIA, BIOGEOGRAFIA E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO NO CERRADO

José Alexandre Felizola Diniz-Filho^{1}, Luis Mauricio Bini^{1*}, Guilherme de Oliveira^{2*}, Bruno de Souza Barreto^{2*}, Marcel Müller Fernandes Pereira da Silva^{2*}, Levi Carina Terribile³, Thiago Fernando L.V.B. Rangel⁴, Miriam Plaza Pinto⁵, Nayara Pereira Rezende de Sousa⁶, Ludgero Cardoso Galli Vieira⁷, Adriano S. Melo¹, Paulo De Marco Júnior¹, Cleiber Marques Vieira⁸, Daniel Blamires⁹, Rogério P. Bastos¹, Priscilla de Carvalho¹⁰, Laerte G. Ferreira¹¹, Mariana Pires de Campos Telles¹², Flávia Melo Rodrigues¹³, Daniela Melo e Silva¹⁴, Nelson Jorge da Silva Jr.¹³, Thannya Nascimento Soares¹²*

¹ Departamento de Ecologia, Inst. de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás (UFG). Caixa Postal: 131. Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74001-970.

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia & Evolução, Inst. de Ciências Biológicas, UFG. Caixa Postal: 131. Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74001-970.

³ Universidade Federal de Goiás, Campus Jataí, BR 364, Km 192, Campus II, Jataí, Goiás Brasil, CEP: 75801-615.

⁴ Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, 75 North Eagleville Road, Unit 3043, Storrs, CT 062693043, U.S.A.

⁵ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Inst. De Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Ilha do Fundão. Caixa.Postal: 68020. Rio de Janeiro, Brasil. CEP: 21941-590.

⁶ Graduação em Ciências Biológicas, Inst. de Ciências Biológicas, UFG. Caixa Postal: 131. Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74001-970.

⁷ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UFG. Caixa Postal: 131. Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74001-970.

⁸ Laboratório de Biodiversidade do Cerrado, Unidade Universitária de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual de Goiás (UEG). Campus Henrique Santillo. , Caixa Postal: 459. Anápolis, Goiás, Brasil. CEP: 75001-970.

⁹ Unidade Universitária de Quirinópolis, UEG. Conjunto Hélio Leão. Quirinópolis, Goiás, Brasil. CEP: 75860-000.

¹⁰ Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecossistemas Aquáticos, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (NUPELIA/UEM). Maringá, Paraná, Brasil. CEP: 870202-900.

¹¹ Laboratório de Processamento de Imagem e Geoprocessamento (LAPIG), Inst. de Estudos Sócio-Ambientais, UFG. Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74001-970.

¹² Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás (UFG), Caixa Postal 131, Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74001-970.

¹³ Mestrado em Ciências Ambientais e Saúde, Universidade Católica de Goiás (UCG), Avenida Universitária 1440, Setor Universitário, Caixa Postal 86, Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74605-010.

¹⁴ Mestrado em Genética & Departamento de Biologia, Universidade Católica de Goiás (UCG), Avenida Universitária 1440, Setor Universitário, Caixa Postal 86, Goiânia, Goiás, Brasil. CEP: 74605-010.

E-mails: diniz@icb.ufg.br, bini@icb.ufg.br, guilhermeoliveirabio@yahoo.com.br, barretobruno@gmail.com, marcel_miler@yahoo.com.br

RESUMO

Há consenso entre os cientistas de que há atualmente uma “crise da biodiversidade”, resultado da constante e intensa perda de habitat natural causada pela expansão da ocupação. Como a biologia da conservação tem sido muitas vezes reconhecida como uma ciência da crise, ela deve fornecer informações capazes de mediar, de forma mais científica possível, as tomadas de decisão que são necessárias. Dentre estas, uma das mais importantes é indicar regiões prioritárias para a conservação, já que por motivos óbvios não é possível preservar todos os ecossistemas por inteiro. Nesse contexto, recentemente sugeriu-se que a aplicação de princípios, teorias e análises provenientes da biogeografia e da macroecologia seriam importantes na Biologia da Conservação, formalizando uma abordagem que tem sido denominada “Biogeografia da Conservação”. Assim, o objetivo deste artigo é discutir e revisar esses componentes da biogeografia da conservação, utilizando uma abordagem macroecológica para desenvolver e aplicar métodos de planejamento sistemático em conservação, utilizando o bioma Cerrado como um modelo de estudo. Foram discutidos inicialmente os padrões de riqueza e diversidade beta e, em um segundo momento, como esses padrões podem ser correlacionados à ocupação humana do Bioma. Essa relação é fundamental para subsidiar a aplicação de modelos de planejamento sistemático de conservação em escala regional (análises de insubstituibilidade, complementaridade e de lacunas). É preciso considerar também que há sérias falhas de conhecimento sobre os padrões de biodiversidade na região e que a escolha de

grupos indicadores pode ser importante para minimizar problemas gerados pela falta de conhecimento. Assim, essa abordagem é interessante em um cenário de grandes incertezas (ausência de dados detalhados) e de rápida transformação da paisagem, possibilitando a otimização de estudos em grandes escalas e depois transferir os resultados para escalas espaciais mais locais e realmente relevantes para a conservação. Nessas regiões, podem ser realizados, em um segundo momento, estudos mais detalhados a fim de avaliar padrões de viabilidade populacional, fragmentação de habitat e regiões potenciais de manutenção da diversidade genética.

Palavras-Chave: Planejamento sistemático, insubstituibilidade, complementaridade, lacunas, distribuição geográficas.

ABSTRACT

MACROECOLOGY, BIOGEOGRAPHY AND PRIORITARY AREAS FOR CONSERVATION IN THE BRAZILIAN CERRADO. Worldwide scientists claim there is an ongoing crisis in biodiversity associated with increased human occupation. The field of conservation biology, is known as a crisis science / field, as it basically aims at obtaining useful information for better dealing with the ongoing crisis, thus supporting the decisions made by scientists to reduce biodiversity losses. Among these actions, of paramount importance is the suggestion of priority regions for conservation, given that conservation of entire ecosystems or biomes is impracticable. In this context, it has been suggested that the application of biogeography and macroecology principles, theorems, and methods could be of great help to conservation biology, which formalizes a new approach named conservation biogeography. The present paper discusses the use of macroecology to build and implement systematic conservation programs using the Cerrado of Central Brazil as model system. We start by discussing species richness and beta diversity, and how human occupation of Cerrado relates with it. This is important because the nature of this relationship is incorporated into regional systematic conservation plans, also including species complementarity, irreplaceability and gap analyses. It is also important taking into consideration that obtained results can be biased by poor knowledge of local biodiversity; For example ‘Wallacean and Linnean shortfalls’ may allow choosing a best set of indicator groups for analyses. Thus, conservation biogeography is a useful approach when there are broad uncertainties associated with poor data quality in greatly threatened regions, allowing for a first glance at the region, which might suggest areas deserving greater attention for detailed studies to evaluate population viability, habitat fragmentation, genetic diversity, and any other aspects needed for effective implementation of conservation actions.

Keywords: Biogeography, macroecology, systematic conservation planning, irreplaceability, complementarity, gap analysis, geographic ranges.

RESUMEN

MACROECOLOGIA, BIOGEOGRAFIA Y ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVACIÓN EN EL CERRADO. Actualmente hay consenso entre los científicos sobre la existencia de una “crisis de la biodiversidad”, producto de la constante e intensa pérdida de hábitat natural causada por la expansión de la ocupación humana. Debido a que la Biología de la Conservación ha sido muchas veces reconocida como una ciencia de crisis, ésta debe proporcionar información capaz de mediar, de la forma más científica posible, la toma de decisiones necesarias. Dentro de éstas, una de las más importantes es indicar regiones prioritarias para la conservación, ya que por motivos obvios, no es posible preservar todos los ecosistemas por completo. En este contexto, recientemente se sugirió que la aplicación de principios, teorías y análisis provenientes de la biogeografía y de la macroecología serían importantes en la Biología de la Conservación, formalizando un abordaje que también ha sido denominado “Biogeografía de la Conservación”. De este modo, el objetivo de este artículo es discutir y revisar dichos componentes de la Biogeografía de la conservación, utilizando un abordaje macroecológico, para desarrollar y aplicar métodos de planeamiento sistemático en conservación, utilizando el bioma Cerrado como modelo de estudio. Inicialmente se discutieron los patrones de riqueza y diversidad beta, y posteriormente cómo estos patrones pueden ser correlacionados con la ocupación humana del Bioma. Dicha relación es fundamental para subsidiar la aplicación de modelos de planeamiento sistemático de conservación a

escala regional (análisis de insostenibilidad, complementariedad y de lagunas). También es preciso considerar que existen serias fallas en el conocimiento sobre los patrones de biodiversidad en la región y que la elección de grupos indicadores puede ser importante para minimizar problemas generados por la falta de conocimiento. De este modo, este abordaje es interesante en un escenario de grandes incertidumbres (ausencia de datos detallados) y de la rápida transformación del paisaje, posibilitando la optimización de estudios a gran escala para luego transferir los resultados a escalas espaciales locales y realmente relevantes para la conservación. Posteriormente, en estas regiones, pueden ser realizados estudios más detallados, a fin de evaluar patrones de viabilidad poblacional, fragmentación de hábitat y regiones potenciales de mantenimiento de diversidad genética.

Palabras-Clave: Biogeografía, macroecología, planeamiento sistemático, conservación, insostenibilidad, complementariedad, lagunas, distribuciones geográficas

INTRODUÇÃO

Há consenso entre os cientistas de que há atualmente uma “crise da biodiversidade”, resultado da constante e intensa perda de habitat natural causada pela expansão da ocupação humana (Hoekstra *et al.* 2005, Davies *et al.* 2006, Gorenflo & Brandon 2006). Assim, a biologia da conservação tem sido muitas vezes reconhecida como uma ciência da crise, devendo fornecer informações capazes de mediar, de forma mais científica possível, as tomadas de decisão que são necessárias. Por exemplo, como não é possível preservar integralmente todos os ecossistemas devido a notórios conflitos com outros interesses socioeconômicos, a indicação de regiões prioritárias para a conservação se faz necessária. Margules & Pressey (2000) propuseram um roteiro, que contém práticas de planejamento sistemático de conservação e que adotam prioridades de acordo com critérios que relevam a preservação da diversidade biológica. Essa agenda é dividida em: i) compilação dos dados da biodiversidade da região a ser conservada; ii) identificação de características que a unidade de conservação em questão deve apresentar; iii) revisão de unidades de conservação já existentes; iv) seleção de áreas que complementem as regiões preservadas pré-existentes; v) implementação de ações em prol da conservação, e vi) garantir a manutenção das unidades que foram criadas com posteriores averiguações da funcionalidade dessas unidades por meio de políticas públicas adequadas.

As ações descritas acima dificilmente poderiam ser tomadas a partir de um conhecimento local da diversidade, de modo que compilações de dados e sua análise em escalas geográficas mais amplas são necessárias. De fato, essa necessidade de mudança na escala de percepção dos padrões de diversidade faz parte de uma tendência mais geral na Ecologia, com a conso-

lidação da Macroecologia a partir do início dos anos 90 (Brown & Maurer 1989, Brown 1995). A Macroecologia objetiva investigar padrões e processos em amplas escalas de tempo e de espaço, de modo que ela se sobrepõe à Biogeografia no que diz respeito a descrever e explicar padrões de distribuições geográficas das espécies. Entretanto, pode-se dizer que, ao integrar diferentes campos do conhecimento, tais como Ecologia, Biogeografia, Evolução, Fisiologia, para desenvolver seus modelos, pode-se dizer que a Macroecologia vai além ao tentar entender relações fundamentais entre as distribuições geográficas das espécies, abundância, diversidade, tamanho corpóreo e variáveis ambientais (e.g. temperatura, índices de vegetação, energia disponível no ambiente) em escalas globais de tempo e de espaço (Kent 2005).

Entretanto, os princípios macroecológicos e biogeográficos tem sido raramente aplicados em problemas de conservação (Arita *et al.* 1990, Gaston 2003). Nesse contexto, em um artigo recente, Whittaker *et al.* (2005) revisaram o conceito de “Biogeografia da Conservação” para destacar que a aplicação de princípios, teorias e análises provenientes da biogeografia (e da macroecologia), desenvolvidas para entender a dinâmicas das distribuições das espécies, poderia contribuir significativamente para a conservação da biodiversidade. Assim, o objetivo deste artigo é utilizar uma abordagem macroecológica para desenvolver e aplicar métodos de planejamento sistemático em conservação, utilizando o bioma Cerrado como um modelo de estudo. Serão investigados inicialmente os padrões de riqueza de espécies e diversidade beta. Posteriormente, esses padrões serão correlacionados à ocupação humana do bioma, o que pode ser de fundamental importância para subsidiar a aplicação de modelos de planejamento sistemático de conservação em escala regional (análises de insubstituibilidade,

complementaridade e de lacunas). É preciso considerar também que há sérias falhas de conhecimento sobre os padrões de biodiversidade na região e que a escolha de grupos indicadores pode ser importante para minimizar problemas gerados pela falta de conhecimento.

Finalmente, é importante ressaltar que, em um contexto de Biogeografia da Conservação, apenas diretrizes gerais serão apresentadas (e.g. quais são as regiões do bioma que devem ser priorizadas). No entanto, esta abordagem é interessante em um cenário de grandes incertezas (ausência de dados detalhados) e de rápida transformação da paisagem. Parte-se do princípio de que análises em escalas espaciais amplas e baseadas em dados relativamente grosseiros podem ser úteis em um sistema hierárquico de tomada de decisões (Diniz-Filho *et al.* 2004, Diniz-Filho *et al.* 2007), onde os resultados obtidos poderiam ser transferidos para escalas espaciais mais restritas e diretamente relevantes para a conservação. Assim, as análises nessas escalas amplas permitem avaliar regiões potencialmente importantes nas quais poderiam ser realizados, em um segundo momento, estudos mais detalhados para avaliar padrões de viabilidade populacional, fragmentação de habitat e regiões potenciais de manutenção da diversidade genética.

DADOS BÁSICOS

A região do Cerrado cobre de 15 a 25 milhões de quilômetros quadrados (Silva & Bates 2002) e possui a maior parte da sua região localizada no Brasil. Este bioma apresenta um elevado nível de endemismo, principalmente de plantas (Myers *et al.* 2000) e mais de 1200 espécies de vertebrados terrestres. Apesar da amplitude, da riqueza de espécies e do número de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (Oliveira & Marquis 2002), os esforços de conservação no Cerrado ainda são insuficientes (Marris 2005). A alteração da paisagem do Cerrado, com início na década de 50, pode ser atribuída preponderantemente à transformação de áreas naturais em pastagens para pecuária e em áreas de cultivos, altamente tecnológicas, de soja e milho. A vinda da capital federal para a região Centro-Oeste, na década de 1970, acelerou esse processo de conversão de áreas naturais (Klink & Moreira 2002, Klink & Machado 2005).

Os dados utilizados neste estudo consistem nas extensões de ocorrência (polígonos descrevendo as

distribuições geográficas) de um total de 1213 espécies de vertebrados terrestres (138 mamíferos terrestres, 751 aves, 193 répteis da ordem Squamata e 131 anfíbios anuros), obtidas a partir da literatura (ver Diniz-Filho *et al.* 2008a, para uma listagem detalhada das espécies e das fontes utilizadas para mapear as extensões de ocorrência). Deste total, 127 são endêmicas ao Bioma (Diniz-Filho *et al.* 2008b). Em alguns casos, dados detalhados de ocorrência (coordenadas geográficas dos pontos de ocorrência das espécies) foram obtidos e utilizados para a definição de polígonos mínimos convexos e em procedimentos de modelagem de nicho (ver Elith *et al.* 2006), que representam as áreas potenciais de ocorrência das espécies.

A Figura 1 apresenta a rede que foi utilizada nesse estudo e que consiste de 181 células de 1° de latitude x 1° de longitude de resolução espacial que sobrepõe a maior parte da área contínua do bioma. A riqueza de espécies foi definida pelo número de espécies cujas distribuições se sobreponham a uma dada célula. A escolha de uma resolução (*grain size*) (ver Rahbek & Graves 2000, Rahbek 2005) em trabalhos de macroecologia e ecologia geográfica é, em geral, arbitrária, dependente dos objetivos do estudo e do balanço entre os erros de omissão e comissão (Rondinini *et al.* 2006). A resolução utilizada para esse estudo é inadequada para fins práticos de conservação (seleção de unidades de conservação), mas por outro lado a utilização de uma resolução muito fina geraria taxas de erros de comissão muito elevadas em função da falta de dados básicos sobre a distribuição das espécies no Cerrado.

Para cada uma das células foram obtidas variáveis climáticas e ambientais frequentemente utilizadas em macroecologia com o objetivo de tentar avaliar os mecanismos ecológicos subjacentes à variação na riqueza ou diversidade beta (e.g. Rodriguez *et al.* 2005, Diniz-Filho *et al.* 2008a). Foram escolhidas variáveis relacionadas a diferentes hipóteses desenvolvidas para explicar os gradientes de diversidade, incluindo o balanço “energia-água” (AET), a “energia ambiental”, avaliada pela evapotranspiração potencial (PET) e pela temperatura média anual (TEMP), a “produtividade”, medida pelo Índice de Vegetação “Enhanced” (EVI, obtido aqui pelos valores médios dos anos 2004-2005), “variabilidade climática” (coeficiente de variação da temperatura, CVAR) e “heterogeneidade de habitats” (medida pela variação de elevação dentro da célula, ou TOPOG).



Figura 1. Região do bioma Cerrado sobreposta pela rede de 181 células de 1° de longitude x 1° de latitude de resolução espacial, utilizada nas análises revisada por esse trabalho.

Figure 1. Geographical distribution of Cerrado biome over a lattice of 181 cells (spatial resolution: 1° longitude x 1° latitude) as the used in the analyses presented.

Dados de 23 variáveis sócio-econômicas (ver Rangel *et al.* 2007, Couto *et al.* 2007) foram obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (<http://www.ibge.gov.br>) e do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) (<http://www.ipea.gov.br>), referentes principalmente ao censo agropecuário de 1995/1996 e ao censo demográfico de 2000 (Rangel *et al.* 2007). Essas variáveis foram utilizadas como indicadoras da intensidade de ocupação humana em escala regional, tendo sido obtidas originalmente para um total de 1054 municípios que se encontram dentro da região analisada. Valores médios ou somas,

dependendo da variável, foram obtidos para cada uma das 181 células, que foram transformadas em logaritmos naturais para normalizar as distribuições e homogeneizar suas variâncias. Além disso, o nível de conhecimento da biodiversidade foi estimado pelo número de inventários realizados em cada uma das células da rede (ver Bini *et al.* 2006).

Os métodos de análise desses dados foram variados e, portanto, serão apresentados nas seções específicas. Em geral, as análises estatísticas foram realizadas no programa SAM 3.0 (*Spatial Analysis in Macroecology*, Rangel *et al.* 2006, disponível

em <http://www.ecoevol.ufg.br/sam>). As análises de complementaridade/insubstituibilidade foram realizadas no programa SITES v. 1.0 (Andelman *et al.* 1999, Possingham *et al.* 2000).

PADRÕES DE RIQUEZA E DIVERSIDADE BETA DE ESPÉCIES

O interesse sobre os padrões espaciais de riqueza de espécies remonta do século XVIII, quando grandes naturalistas, preponderantemente Robert Foster e Alexander Von Humboldt, descreveram o padrão pela primeira vez (Hawkins 2001). Um grande número de hipóteses ecológicas e evolutivas foram propostas

nos últimos 200 anos para explicar os chamados “gradientes latitudinais de diversidade” (ver Willig *et al.* 2003, Hawkins *et al.* 2003, Mittelbach *et al.* 2007). Apesar do ressurgimento do interesse por esses padrões nos últimos anos, em função dos avanços teóricos e metodológicos na macroecologia, ainda não há consenso entre ecólogos e biogeógrafos sobre os principais determinantes desses gradientes.

Os padrões de riqueza de espécies para os quatro grupos de vertebrados terrestres no Cerrado são similares, com correlações maiores do que $r = 0,45$ ($r = 0.86$ entre aves e mamíferos), conforme apresentado na Figura 2. Existem gradientes claros de redução da riqueza de espécies nos sentidos norte-sul, mas há

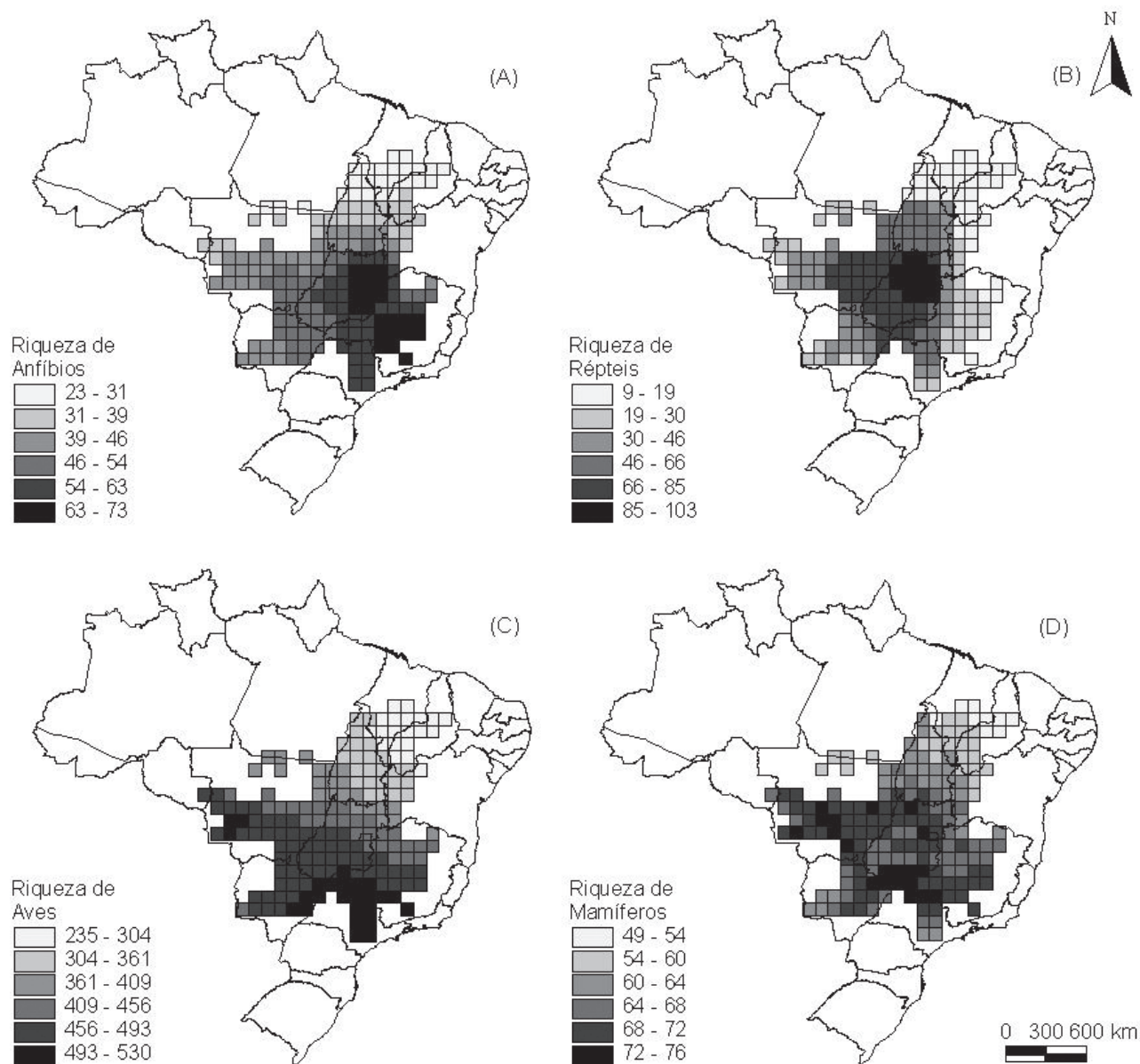


Figura 2. Padrões espaciais na riqueza de espécies de anfíbios (a), répteis squamata (b), aves (c) e mamíferos (d).

Figure 2. Spatial patterns of species richness of (a) amphibia, (b) squamata reptiles, (c) birds, and (d) mammals in the Brazilian Cerrado.

variações nesses gradientes entre os grupos principalmente no sentido leste-oeste. Para aves e mamíferos, há valores mais elevados de riqueza na região oeste, de modo que os valores máximos de riqueza encontram-se nas regiões mais a sudoeste do bioma, enquanto que para anuros há uma maior concentração de espécies no sudeste. Para répteis, há uma maior concentração de espécies no centro do bioma.

Entretanto, como é freqüente em dados macroecológicos, os resíduos dos modelos de regressão múltipla, aplicados para explicar a riqueza de espécies em função das variáveis ambientais descritas acima, apresentam uma forte estrutura espacial (i.e. os resíduos não são independentes). Portanto, testes de significância dos coeficientes não são válidos e os estimadores não possuem variância mínima (Diniz-Filho *et al.* 2003, Hawkins *et al.* 2007). Assim, é preciso considerar que a covariância entre os resíduos do modelo é função da relação espacial entre as células (ver Rangel *et al.* 2006). Para tanto, uma das estratégias recentes é extrair autovetores de uma matriz de distâncias geográficas ou conexões entre as

unidades espaciais e utiliza-los como “filtros” a fim de reduzir a variação residual (Borcard & Legendre 2002, Diniz-Filho & Bini 2005). Nesse estudo, os autovetores (filtros) foram obtidos a partir de uma matriz binária derivada de uma rede de conexão de Gabriel ligando os centróides das células, que é a configuração espacial que permite melhor ajuste de modelos espaciais (Vieira *et al.* 2008). Os 25 primeiros filtros (autovetores) foram utilizados simultaneamente com as variáveis ambientais e climáticas nos modelos de regressão múltipla, eliminando os problemas gerados pela autocorrelação residual.

As variáveis mais importantes para explicar a variação espacial da riqueza de espécies variam entre os grupos. Apenas o coeficiente parcial associado com AET foi significativo para todos os grupos (apesar do menor valor para répteis). Em geral, esses resultados sugerem que a hipótese de balanço energia-água (Hawkins *et al.* 2003) para explicar os padrões de riqueza de espécies é a mais verossímil (Tabela 1). Coeficientes significativos de TEMP ou PET também foram encontrados nos modelos de

Tabela 1. Coeficientes parciais padronizados da regressão múltipla, com 8 variáveis explanatórias e 25 filtros espaciais (coeficientes não apresentados) modelando a riqueza e diversidade beta de mamíferos, aves, répteis squamata e anuros no Cerrado. Os filtros espaciais são autovetores extraídos de uma matriz de conexão obtida a partir de uma rede de Gabriel ligando os centróides das células. Os coeficientes de determinação (R^2) apenas para um modelo com as variáveis explanatórias e para o modelo total, acrescentando-se os filtros espaciais, encontram-se no final da tabela.

Após a adição dos filtros, não há autocorrelação espacial significativa (I de Moran $> 0,1$) nos resíduos.

Table 1. Partial standardized coefficients used in the multiple regression analyses, with eight explanatory variables and 25 spatial filters (coefficients not shown) modeling the species richness and beta diversity of mammals, birds, squamata reptiles and anurans in the Brazilian Cerrado. The spatial filters are eigenvectors extracted from a connection matrix obtained from a Gabriel net linking the cell centroids. Coefficients of determination (R^2) of only one model with the explanatory variables and for the total model, adding the spatial filters, are located at the end of the table. After adding the filters, no significant spatial autocorrelation is obtained (Moran $I > 0,1$) in the residuals.

Variáveis explanatórias	Mamíferos		Aves		Répteis		Anuros	
	Riqueza	Beta	Riqueza	Beta	Riqueza	Beta	Riqueza	Beta
AET	0,321**	-0,062	0,289**	0,246*	0,125*	-0,102	0,079*	0,132
PET	-0,084	0,181	-0,119*	-0,085	-0,074	-0,215	0,036	-0,101
EVI	-0,076	0,125	-0,044	0,155*	-0,099*	-0,326**	-0,108	-0,173*
TEMP	-0,045	-0,107	0,377**	0,006	0,064	0,293	-0,373**	0,115
CVAR	-0,039	0,067	0,003	-0,030	0,016	0,002	0,023	-0,022
RELEV	0,146*	0,275*	-0,010	0,136	0,075	0,041	0,026	0,277*
POP2000	0,031	-0,059	0,018	-0,05	0,014	0,081	0,037	-0,003
INV	-0,049	-0,005	-0,016	-0,028	0,046	0,034	-0,031	-0,094
R^2 (OLS + Filters)	0,837	0,383	0,960	0,640	0,914	0,456	0,948	0,521
R^2 (OLS)	0,583	0,137	0,803	0,212	0,376	0,135	0,756	0,323

* - $P < 0,05$; ** - $P < 0,01$

aves e anfíbios, e de EVI no modelo de répteis. De acordo com o coeficiente de determinação (R^2), essas variáveis explicam mais de 50% da variação espacial na riqueza, com exceção de répteis. A incorporação dos filtros eleva essa explicação para mais de 80% em todos os casos e, portanto, outros efeitos espaciais em diferentes escalas devem estar atuando sobre a riqueza de espécies.

A riqueza de espécies endêmicas, apresentada na Figura 3a, segue um padrão espacial diferente, com maior riqueza na região mais central do bioma. Apenas 37% da variação na riqueza foi explicada pelas variáveis ambientais utilizadas. A variação espacial em espécies endêmicas, entretanto, pode ser explicada por um novo modelo teórico, denominado “efeito do domínio médio” (*mid-domain effect*, ou *MDE*)

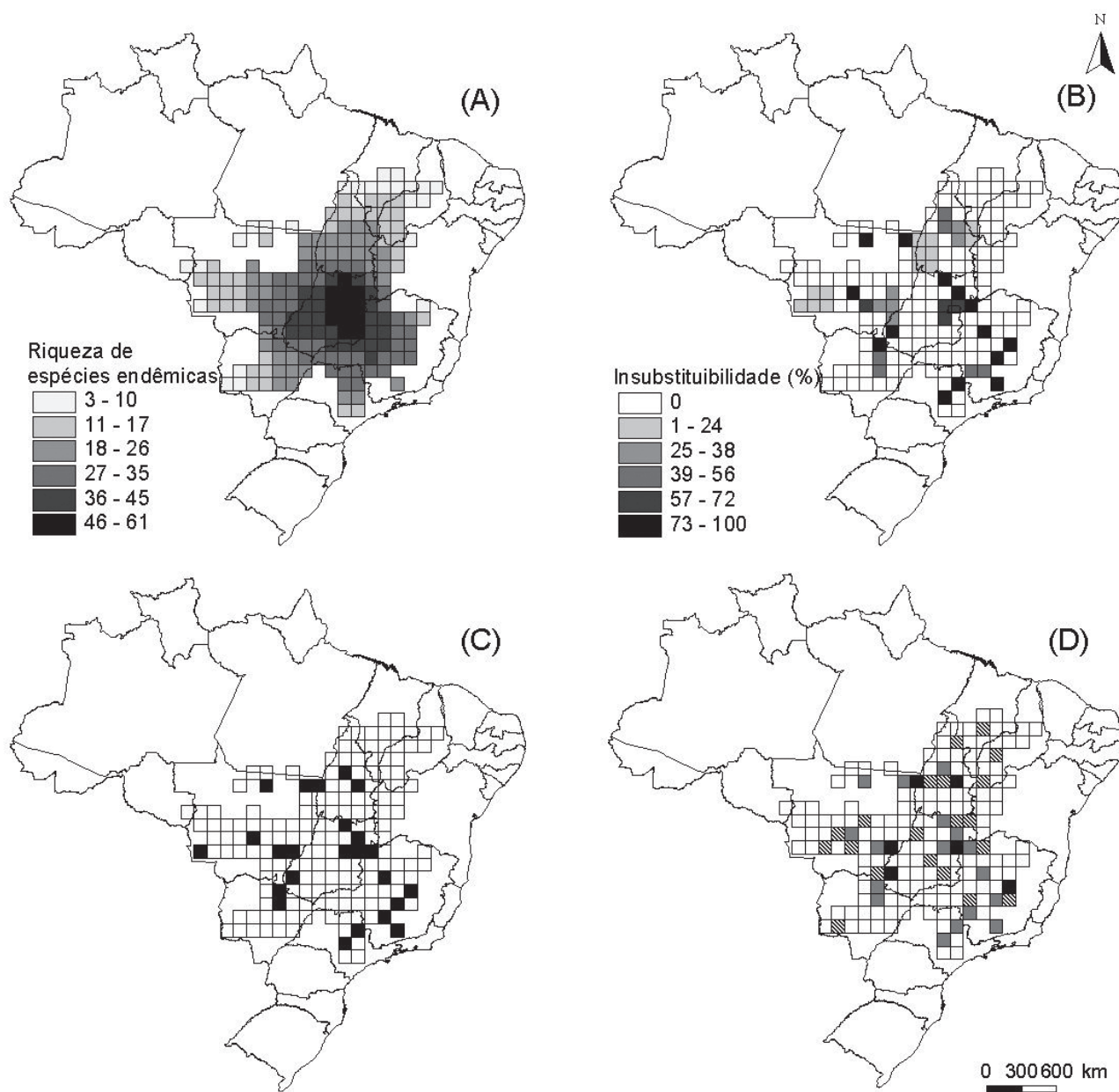


Figura 3. Padrão espacial na riqueza de espécies endêmicas (a), insubstituibilidade com base nas espécies endêmicas (b), solução de complementaridade minimizando a ocupação humana (c) e solução de complementaridade fixando as unidades de conservação. Na Figura 3d, as células em preto indicam novas células sugeridas pelo simulated annealing, as células em cinza são aquelas que foram selecionadas pelo algoritmo e que já continham unidades de conservação, enquanto que as células com tracejado são aquelas que possuem unidades de conservação mas que não foram selecionadas pelo algoritmo como importantes para representar as espécies endêmicas.

Figure 3. Spatial pattern in the Brazilian Cerrado of (a) richness of endemic species, (b) irreplaceability based on endemic species, and (c) complementary solution fixing conservation units. Black cells on figure 3d indicate new cells suggested by the simulated annealing; gray cells are those selected by the algorithm already containing conservation units; dashed cells are those with conservation units, but that were not selected by the algorithm as representative of endemic species.

(Colwell & Lees 2000). De acordo com esse modelo, a sobreposição ao acaso das áreas de distribuição das espécies endêmicas em um dado domínio geraria um padrão curvilíneo de riqueza, com um valor máximo na região central desse domínio. Assim, o MDE pode ser interpretado como um modelo nulo que expressa o padrão esperado de riqueza na ausência de efeitos dos fatores ambientais. Apesar das muitas controvérsias envolvendo o MDE (Hawkins & Diniz-Filho 2002, Zapata *et al.* 2003, Hawkins *et al.* 2005, Colwell *et al.* 2004), existe atualmente certo consenso de que o MDE poderia ser tratado não como um modelo nulo, mas sim como um reflexo macroecológico de processos estocásticos gerando coesão de áreas de distribuição geográfica e que estariam distribuídas de forma parcialmente aleatória no domínio (Rangel & Diniz-Filho 2005a,b, Cowell *et al.* 2004, Storch *et al.* 2006, Rahbek *et al.* 2007).

Para avaliar o MDE é preciso gerar uma expectativa da riqueza sob esse modelo, assumindo que as distribuições das espécies estão alocadas aleatoriamente no bioma. Para tal, Jetz & Rahbek (2001) desenvolveram o algoritmo “*spreading dye*”, que é a base do modelo GCM (*Geometric Constraint Model*). A idéia é utilizar a distribuição estatística observada das distribuições geográficas das espécies endêmicas, de modo que cada espécie “coloniza” o bioma a partir de uma célula escolhida aleatoriamente até que ela atinja o número observado de células de sua distribuição geográfica. Esse processo é repetido para cada espécie endêmica e, após o cálculo da riqueza esperada, toda a simulação é repetida diversas vezes. Para as 127 espécies do Cerrado, a aplicação do GCM resulta em um padrão esperado de riqueza no qual há um pico no centro do bioma, e que está altamente correlacionado com a riqueza de espécies endêmicas ($r = 0.826$, $P = 0.006$ com sete graus de liberdade calculados pelo método de Dutilleul 1993, levando em consideração a autocorrelação espacial).

A fim de avaliar o GCM simultaneamente com as demais variáveis ambientais, foram também utilizados modelos de regressão múltipla. É possível perceber que, em um modelo OLS convencional, a adição da riqueza esperada pelo GCM aumenta o R^2 de 36,7% para 87%, e esse modelo possui pouca autocorrelação residual. Assim, em um primeiro momento, o MDE seria um fator de grande poder explicativo para a riqueza de espécies endêmicas no Cerrado.

Além da riqueza de espécies, é possível avaliar 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 B_{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.

Pode-se perceber que as maiores diversidades beta encontram-se nas regiões mais centrais do Bioma, conforme apresentado na Figura 4, e que as variáveis ambientais explicam uma proporção menor na variação da diversidade beta (em geral menor do que 50%, com exceção de aves, com coeficientes relativamente baixos – ver Tabela I). De qualquer modo, para aves e mamíferos, os principais efeitos sobre a diversidade beta são RELEV e produtividade (medida tanto por EVI quanto por AET), respectivamente. Por outro lado, para anfíbios e répteis há um efeito negativo de EVI.

CONFLITOS DE CONSERVAÇÃO

Em 2001, Allan Balmford e colaboradores encontraram relações entre riqueza de espécies e a intensidade da densidade da população humana na África sub-sahariana. (Balmford *et al.* 2001) e propuseram que essa relação seria consequência de uma resposta comum dessas duas variáveis à produtividade primária. Essa correlação é esperada de acordo com as hipóteses energéticas para os padrões de diversidade em grandes escalas, pois a energia, atuando nos ecossistemas via cadeia trófica ou via metabólica individual, aumenta o número de indivíduos (Brown 1995, Hawkins *et al.* 2003). Esse aumento, por sua vez, levaria a um aumento no número de espécies por meio de outros mecanismos ecológicos e evolutivos (i.e., “tamponamento” de

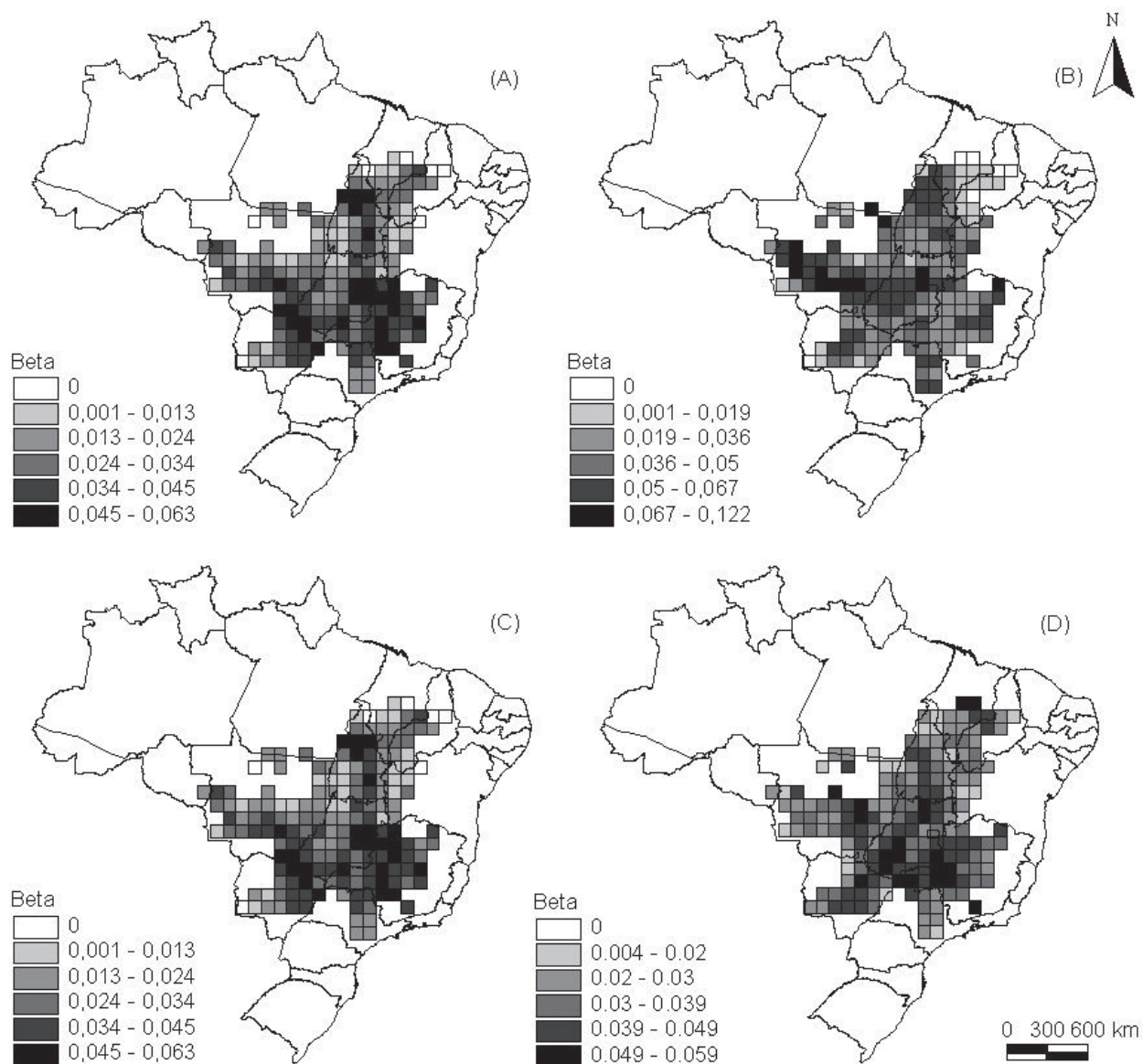


Figura 4. Padrões espaciais na diversidade beta (B_{sim}) de espécies de anfíbios (a), répteis squamata (b), aves (c) e mamíferos (d).
Figure 4. Spatial pattern in the Brazilian Cerrado of beta (B_{sim}) species diversity of (a) amphibian, (b) squamata reptiles, (c) birds, and (d) mammals.

extinção, por exemplo). Outra possibilidade levantada por Balmford *et al.* (2001) é que essa correlação pode ser explicada por efeitos de conhecimento humano sobre a biodiversidade, mas foi descartada para os dados da África já que ela existe tanto para os grupos melhores conhecidos (i.e., aves e mamíferos) quanto para os menos conhecidos (répteis e anfíbios). Essas relações foram avaliadas posteriormente para outras regiões do mundo, com resultados variados (Araújo 2003, Luck *et al.* 2004, Diniz-Filho *et al.* 2006).

Além da interpretação ecológica da relação entre a riqueza de espécies, ocupação humana e produtividade primária, Balmford *et al.* (2001) discutiram a possibilidade de que a maior riqueza de espécies concentrada em áreas mais populosas implica

em “conflitos de conservação”. Faith (2001a, 2001b), entretanto, argumentou que isso não é necessariamente verdade já que áreas ricas podem não estar envolvidas necessariamente em redes ótimas de conservação (ver nas próximas seções).

Para o Cerrado, há uma correlação significativa entre riqueza e densidade da população humana ($r = 0,471$; $P = 0,029$ pelo método de Dutilleul 1993) apenas para anfíbios, o que reforça a hipótese de que essas relações sejam causadas por efeitos de conhecimento da biodiversidade. Entretanto, é importante notar que a população humana pode não ser um bom indicador de conflitos de conservação. Balmford *et al.* (2001) discutem que a população humana seria um bom indicador (*surrogate*) de efeitos antrópicos

na África por causa da agricultura em pequena escala. No Cerrado, entretanto, a população humana está altamente agregada em grandes centros urbanos (principalmente no centro do bioma, em Goiânia, na região do Distrito Federal e entorno, e nas regiões mais a noroeste do Estado de São Paulo). Portanto, é necessário lembrar que os impactos seriam gerados por uma ocupação agrícola recente, com elevado componente tecnológico, o que foi evidenciado para as espécies de aves da família Emberizidae que ocorrem na região do bioma (Barreto *et al.* 2008).

As variáveis sócio-econômicas foram submetidas a uma análise fatorial por componentes principais com rotação VARIMAX (Legendre & Legendre 1998) e os três primeiros eixos foram selecionados para esse estudo (mapas apresentados na Figura 5).

O primeiro eixo pode ser interpretado como a variação espacial da agricultura moderna (Figura 5a), enquanto que o segundo eixo indica a variação espacial das atividades de pecuária na região (Figura 5b). O terceiro eixo (Figura 5c) possui coeficientes elevados para as variáveis relacionadas com demo-

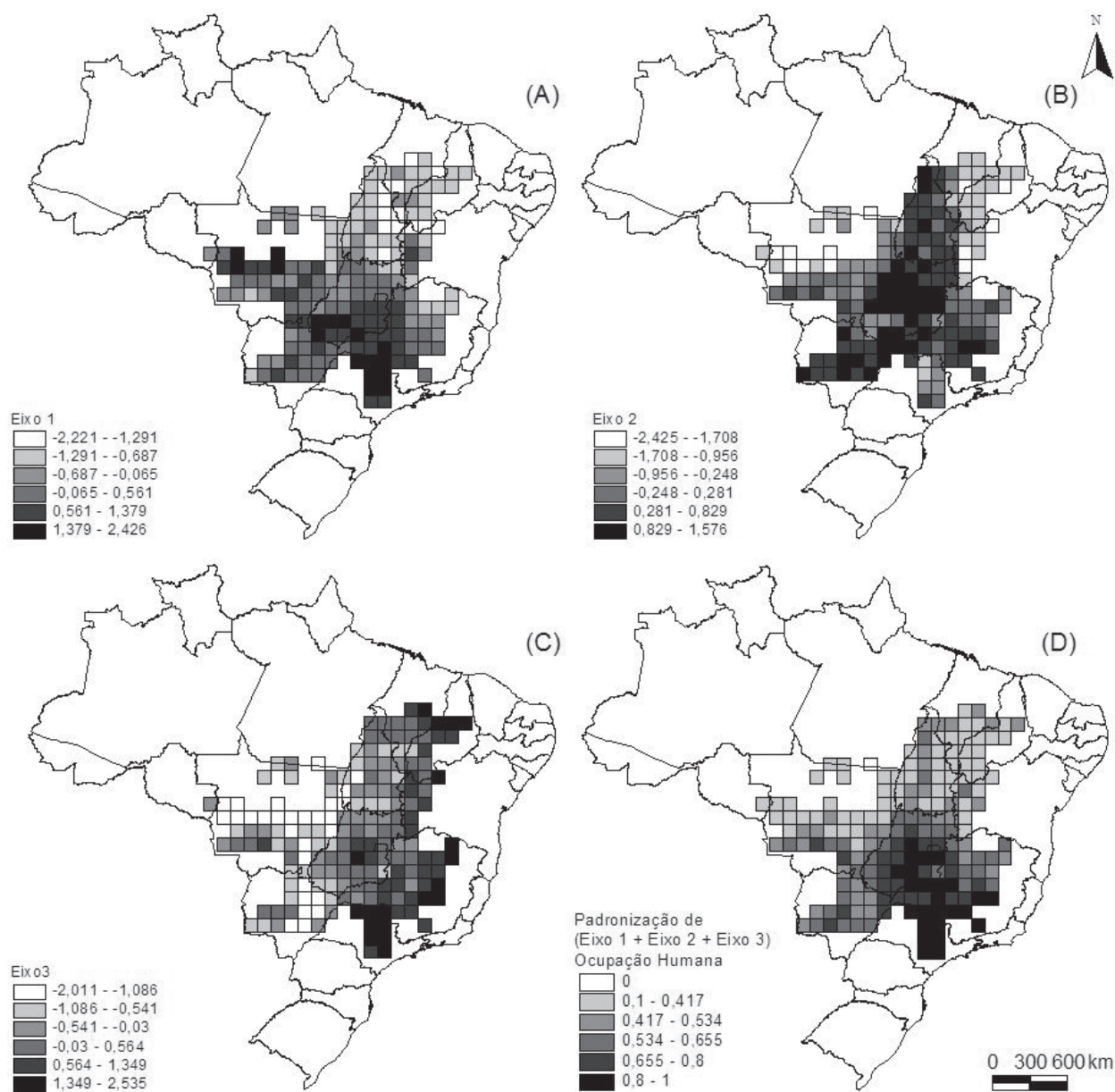


Figura 5. Variação espacial dos escores dos três principais componentes de análises, expressando: estrutura da agricultura moderna (A), da pecuária (B) e do desenvolvimento humano (C) (adaptado de Rangel *et al.* 2007) e, por conseguinte, a padronização da soma dos três eixos (D) expressando o nível de ocupação humana do Cerrado.

Figure 5. Spatial variation of the three principal component scores in the Brazilian Cerrado, expressing: (A) structure of modern agriculture, (B) structure of cattle ranching, and (C) structure of human development (the latter adapted from Rangel *et al.* 2007), and, consequently, of (D) the pattern of the sum of the three axes, expressing human occupation of the Cerrado.

grafia humana. Esses eixos representam então a variação espacial na intensidade de diferentes aspectos de ocupação humana no Cerrado, sendo possível combiná-los em um único escore que indique a magnitude geral dessa ocupação. Assim, os três eixos foram somados e padronizados de modo a variar entre zero (ocupação mínima) e 1 (ocupação máxima). Esse novo eixo (Figura 5d), possui uma relação mais intensa com a riqueza de anfíbios do que somente a densidade da população humana ($r = 0,749$; $P = 0,011$ pelo método de Dutilleul 1993).

Outro aspecto interessante é que esse eixo combinado está forte e negativamente correlacionado com a proporção de remanescentes naturais de vegetação do Cerrado (ver www.lapig.iesa.ufg.br) nas células ($r = -0,753$; $P = 0,004$). Isso indica que o eixo combinado de ocupação humana expressa bem os efeitos antrópicos que seriam causados na diversidade biológica pela conversão de habitats naturais em antropizados.

Se a correlação entre riqueza de espécies de anfíbios e ocupação humana reflete tanto conhecimento como oportunidades de ocupação simultânea de ambientes naturais, deve-se levar em consideração esse aspecto para selecionar uma rede de unidades de conservação. Entretanto, a relação somente com riqueza deve restringir as oportunidades de conservação em assembléias estruturadas hierarquicamente, já que os procedimentos de complementaridade de áreas, de acordo com a composição de espécies, nem sempre geram áreas prioritárias para conservação em regiões de alta riqueza (ver na seção seguinte).

COMPLEMENTARIDADE E INSUBSTITUIBILIDADE

Diversos métodos de seleção de unidades de conservação procuram estabelecer que conjuntos de áreas devem ser selecionados com o objetivo de representar todos os alvos de conservação com o menor custo (Cabeza & Moilanen 2001, Williams *et al.* 2004). O princípio geral subjacente a esse processo é o da “complementaridade”, ou seja, diferentes unidades de conservação devem, ao máximo, conter diferentes alvos de modo que a sua sobreposição e redundância sejam mínimas (Margules *et al.* 1988, Vane-Wright *et al.* 1991). A meta de conservação, por exemplo, seria representar cada espécie (alvo) pelo

menos uma vez. Embora em um conjunto pequeno de dados (poucas espécies e poucas localidades a serem selecionadas) a “solução mínima” possa ser óbvia e intuitiva, é preciso considerar que é complicado lidar com matrizes muito grandes, envolvendo um grande número de áreas e espécies, com diferentes pesos ou custos para espécies ou localidades. Desta forma, essa complexidade se torna um problema de pesquisa operacional (Possingham *et al.* 2000).

Na forma mais simples, o custo de um sistema de reservas pode ser definido por sua área total, ou pelo número de unidades que a compõe (se elas possuem o mesmo tamanho). Entretanto, é possível gerar um custo para cada unidade de planejamento, expressando, por exemplo, padrões de ocupação humana, preço da terra, ou mesmo a posição geográfica relativa de cada unidade (e.g., unidades mais afastadas possuem custo de manejo mais elevado) (Briers 2002, Chown *et al.* 2003). Ao mesmo tempo, os alvos de conservação podem ser de diferentes tipos, incluindo espécies (e.g. conjunto total de um determinado grupo biológico, espécies ameaçadas e espécies endêmicas), tipos de vegetação, ou mesmo outras variáveis ecológicas e evolutivas complexas que possam ser avaliadas nas diferentes unidades estabelecidas (Sechrest *et al.* 2002, Diniz-Filho 2004).

Há várias abordagens para resolver esse problema mas as melhores delas são procedimentos de otimização linear não-sequenciais, como o do algoritmo *simulated annealing*, disponível no programa SITES v.1.0 (Possingham *et al.* 2000). Basicamente, o procedimento inicia com um conjunto aleatório de áreas e, iterativamente, são adicionadas ou retiradas células de maneira que o conjunto final seja o menos redundante possível, em termos de composição de espécies (Andelman *et al.* 1999, Possingham *et al.* 2000). Note-se que, especialmente com base em dados biogeográficos e utilizando modelos simples de representação, é possível encontrar várias combinações de áreas que representem todas as espécies em um mesmo número mínimo de áreas diferentes. Desta forma, um mapa das frequências relativas das células nas múltiplas soluções indica a importância relativa das células para alcançar as metas de conservação pré-estabelecidas. Essa frequência seria um estimador da ‘insubstituíbilidade’ das áreas (Meir *et al.* 2004; ver também Ferrier *et al.* 2000, para outros estimadores).

A Figura 6 representa padrões espaciais de insubstituibilidade para os 4 grupos de vertebrados terrestres que ocorrem na região do Cerrado. De acordo com esse padrão, as regiões centro e sul do bioma são importantes para a conservação de anfíbios anuros (Figura 6a) e as regiões ao leste, norte e sul do Cerrado possuem maior nível de importância para a conservação de répteis Squamata (Figura 6b). Por outro lado, as células mais insubstituíveis para a conservação de aves e mamíferos estão distribuídas por toda a região do Cerrado (Figuras 6c e 6d). Os

padrões insubstituibilidade de espécies endêmicas estão mais concentrados na região central do Bioma (Figura 3b).

O mapa de insubstituibilidade possui a vantagem de demonstrar o grau de flexibilidade das áreas no sistema de conservação (Pressey *et al.* 1994). Entretanto, é possível achar soluções únicas ao tornar os modelos de complementaridade mais complexos. Pode-se acrescentar 'custo' às diferentes áreas (células) a serem escolhidas, sendo possível representar todas as espécies uma única vez, mas

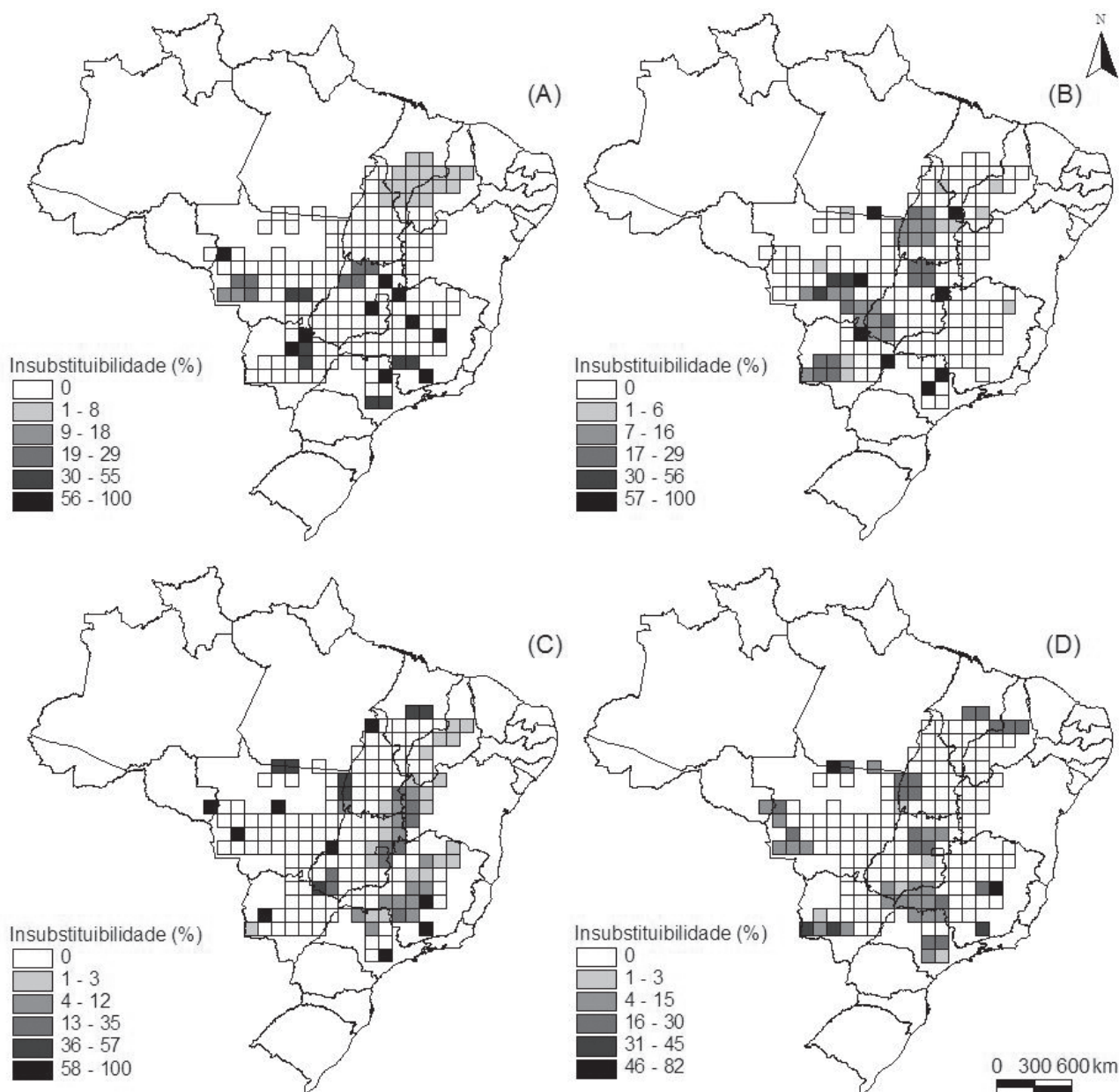


Figura 6. Padrão espacial da insubstituibilidade na região do Cerrado para os grupos biológicos de: (A) anfíbios anuros; (B) répteis squamata; (C) aves e (D) mamíferos terrestres.

Figure 6. Spatial pattern in the Brazilian Cerrado of the irreplaceability of: (A) anuran amphibians, (B) squamata reptiles, (C) birds, and (D) terrestrial mammals.

localizando áreas que possuam pouca ocupação humana (minimizando conflitos de conservação), ou encontrando a combinação de áreas que seja mais barata (viabilizando processos de aquisição de terras ou desapropriação das mesmas) ou mais agregada (facilitando o manejo e diminuindo o custo de criar corredores ecológicos) (ver Chown *et al.* 2003). Como o problema de otimização envolve uma variável contínua de custos, é bem mais provável que uma única solução possa ser estabelecida.

Para os 4 grupos de vertebrados terrestres no Cerrado, pode-se utilizar, por exemplo, a soma dos escores padronizados dos eixos da análise fatorial (ver Figura 5d) para estabelecer uma combinação de células que permita representar todas as espécies e, ao mesmo tempo, minimizar a soma dos valores de custo nas células (minimizando assim o nível de ocupação humana), conforme apresentado na Figura 7 (e na Figura 3c para as espécies endêmicas).

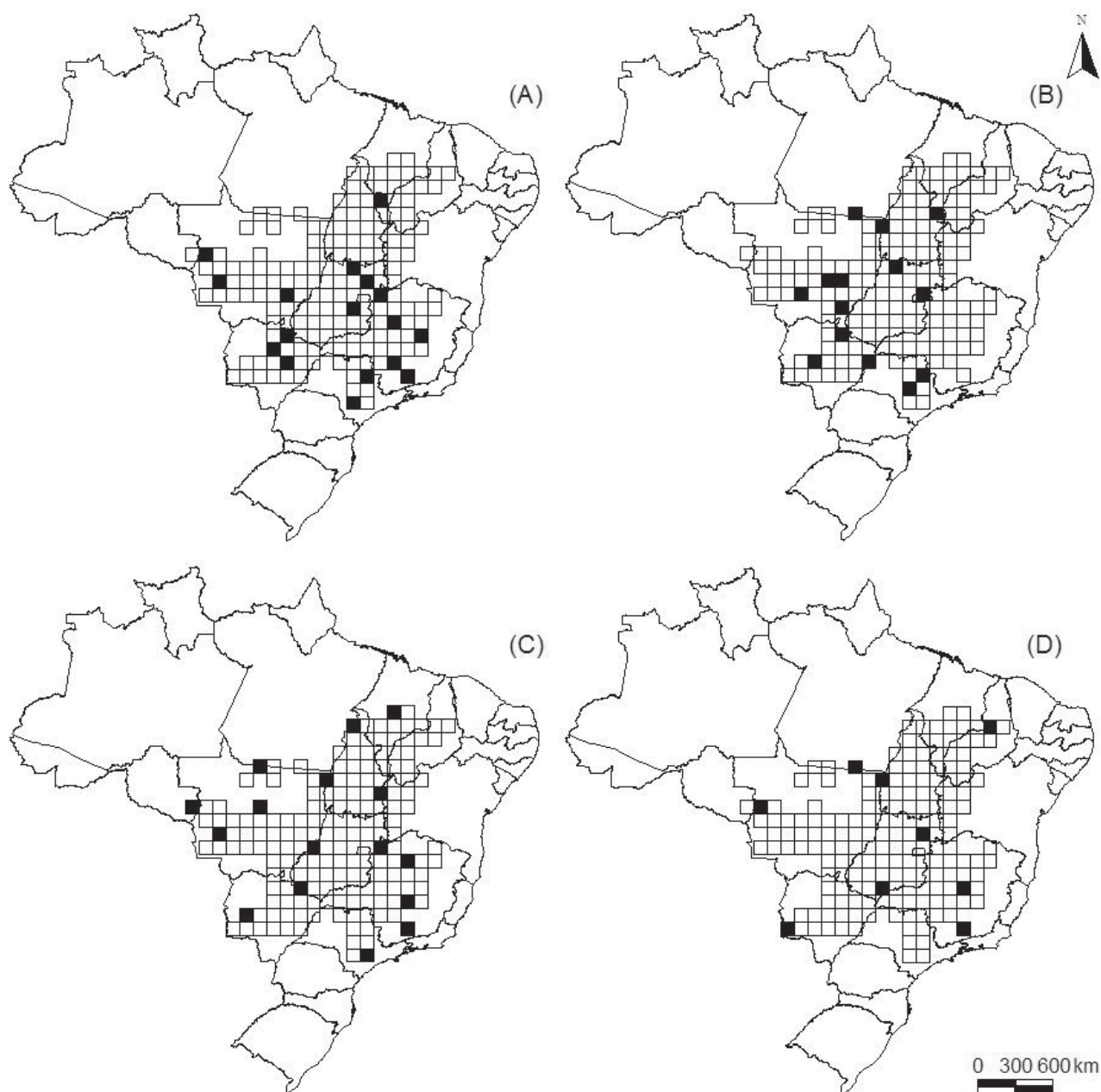


Figura 7. Células (em preto) selecionadas como portfólio mínimo, ponderado pelo nível de ocupação humana na região do Cerrado com os grupos biológicos: (A) anfíbios anuros; (B) répteis squamata; (C) aves e (D) mamíferos terrestres.

Figure 7. Areas (black cells) selected as a minimum portfolio that minimize the human occupation level taking into account the spatial patterns of distribution of (A) anuran amphibians, (B) squamate reptiles, (C) birds and (D) terrestrial mammals.

ANÁLISE DE LACUNAS

Margules & Pressey (2000) sugerem que os métodos de planejamento sistemático para a conservação considerem a existência de unidades de conservação pré-existentes. Essas unidades, na maioria das vezes, não foram estabelecidas de acordo com critérios objetivos, mas considerando a escassez de recursos destinados à conservação da diversidade biológica, as áreas já existentes não podem ser simplesmente descartadas. A análise de lacunas (*gap analysis*) tem como objetivo avaliar a eficiência de unidades de conservação já existentes em termos de representação dos alvos de conservação e, como base nos resultados, selecionar áreas que as complementem (Kierster *et al.* 1996). A aplicação da análise de lacunas é dificultada pelo problema da resolução das unidades de planejamento e é preciso lembrar que, em geral, as áreas destinadas à conservação possuem dimensões reduzidas e não asseguram a manutenção de populações mínimas viáveis de determinadas espécies (Rodrigues *et al.* 2004a, 2004b). Desta forma, o tamanho das áreas necessárias para conservar a biodiversidade aumenta em função do número de espécies que são consideradas “alvos” para conservação e principalmente com o nível de endemismo de espécies de cada região (Rodrigues & Gaston 2001).

Neste contexto, algumas análises foram aplicadas por Diniz-Filho *et al.* (2008b), tendo como alvo as 127 espécies endêmicas de vertebrados terrestres do Cerrado. Foram consideradas apenas as 33 unidades de conservação de proteção integral do bioma com áreas maiores que 10.000 hectares, que estão alocadas em 26 células da malha do Cerrado. Assim, assumiu-se que uma célula estaria “protegida” se ela contivesse pelo menos uma dessas unidades, sendo portanto incluída “a priori” nas soluções de complementaridade. Das 127 espécies endêmicas ao Cerrado, cerca de 20% (26 espécies) não estão representadas nessas células.

É possível também testar a eficiência da distribuição espacial das unidades de conservação já existentes em relação à distribuição das espécies analisadas. A questão a ser colocada inicialmente é: como um conjunto de 26 células do Cerrado, alocadas ao acaso, representaria as 127 espécies endêmicas?

Assim, foram realizadas simulações no programa RRS (*Random Reserve Simulation*) (ver Diniz-Filho *et al.* 2008b) que seleciona aleatoriamente um dado número de células em uma região, formando um sistema simulado de reservas ao acaso e contando a proporção de espécies que estariam representadas nesse sistema. Esse procedimento foi repetido 10000 vezes e os resultados demonstraram que em apenas 1,9% das simulações o número de espécies representadas foi maior ou igual ao observado. Isso permite concluir que o sistema pré-existente de unidades de conservação no Cerrado é significativamente mais eficiente do que um sistema do mesmo tamanho estabelecido ao acaso. No entanto, o fato de uma espécie estar representada em uma unidade de conservação (neste caso, em um “célula”) não implica que a espécie esteja de fato protegida. Conforme já discutido em termos de hierarquia de análise, é preciso avaliar se há, em escalas espaciais mais finas, habitats adequados que mantenham populações mínimas viáveis das espécies e garantam sua persistência a médio/longo prazo.

GRUPOS INDICADORES E SISTEMAS DE CLASSIFICAÇÃO

Apesar da objetividade na seleção de áreas para a conservação proporcionada pelos métodos descritos acima, a escolha do grupo biológico alvo para essas análises ainda possui muitos aspectos subjetivos. Geralmente a quantidade de dados (no caso em grandes escalas geográficas) disponíveis é o fator principal para a escolha desses grupos (Andelman & Fagan 2000, Moreno *et al.* 2007). Porém, nem sempre o grupo com maior quantidade de dados disponíveis é um bom “representante” de toda a biodiversidade da região.

Uma tentativa para solucionar essa questão é determinar que grupos biológicos são bons indicadores (*surrogates*) da biodiversidade como um todo. Para tal, o grupo indicador deve, ao máximo, representar a biodiversidade dos grupos que não foram analisados pelos métodos de planejamento sistemático de conservação. A maneira mais usual de determinar esse nível de representação é verificar a relação entre os padrões espaciais de riqueza de espécies e as respectivas raridades para diferentes tipos de grupos biológicos (Lamoreux *et al.* 2006,

Moreno *et al.* 2007). No entanto, essa relação não necessariamente indica o quão efetivo o grupo é na representação, em termos de conservação, de outros grupos de organismos (Su *et al.* 2004). Para avaliar essa questão, Pinto *et al.* (2008) analisaram 29 grupos taxonômicos de aves e testaram como uma rede determinada para um grupo focal (i.e. um dos 29 grupos pré-estabelecidos) representou os demais grupos de aves e verificaram que características ecológicas desses grupos estariam correlacionadas com a capacidade de representação.

Os resultados indicaram uma maior relação entre a riqueza de espécies totais e a riqueza de tiranídeos ($r = 0,97$). Os melhores modelos que explicam a variação espacial da eficiência dos grupos estão associados às seguintes características (em ordem decrescente): i) riqueza das espécies que dependem de habitats florestais; ii) riqueza de espécies, diversidade beta e proporção de espécies dependentes de habitats florestais e iii) riqueza de espécies, distribuição geográfica média das espécies e proporção das espécies dependentes de habitats florestais. Em função disso, o grupo de aves da família *Thamnophilidae* foi considerado o melhor indicador de todas as aves que ocorrem no bioma, pelo seu nível de representação (representando 93% do conjunto total de aves) e pela sua menor quantidade de espécies (54 espécies). A família *Tyrannidae*, por exemplo, representou 94% do conjunto total de espécies, porém possui um número de espécies muito mais elevado, o que dificultaria sua utilização como grupo-indicador.

Outro aspecto relacionado à escolha do grupo refere-se à correspondência entre os padrões de diversidade e outros indicadores ambientais, como, por exemplo, na classificação da paisagem (Heino & Mykra 2006). Silva *et al.* (2006) apresentaram uma classificação do Cerrado com base em características fitofisiográficas, e dividiram o bioma em cinco grandes unidades de paisagens, que seriam: i) planícies e os platôs bem-drenados dominados por savanas, e como tipos secundários da vegetação, florestas e gramados; ii) terrenos montanhosos dominados por savanas e, como tipos secundários da vegetação, florestas e gramados; iii) planícies dominadas por florestas, e como tipo secundário da vegetação, savanas densas; iv) planícies semi-decíduas ou totalmente verdes e outras florestas e v) planícies mal drenadas dominadas

sazonalmente por savanas inundadas. Posteriormente, esses grupos foram ainda subdivididos em quinze unidades ecológicas, utilizando, para isso, um conjunto de 41 variáveis (tais como declividade, composição da vegetação, propriedades físicas e químicas do solo, etc).

Uma análise MRPP (*Multiresponse Permutation Procedure*) foi realizada com a ocorrência (presença/ausência) das espécies de Mamíferos, Aves, Répteis Squamata e Anuros no Cerrado para avaliar se a divisão fitofisiográfica de Silva *et al.* (2006) agrupa faunas mais semelhantes do que é esperado ao acaso. Os resultados mostraram que as distribuições dos quatro grupos respondem de maneira significativa à estrutura fitofisiográfica, com um efeito relativamente pequeno para a divisão em 5 grupos (explicando cerca de 7,4% da variação), mas aumentado para cerca de 25% para a classificação em 15 grupos. Assim, a divisão de Silva *et al.* (2006) explica uma boa parte da variação entre assembléias dos diferentes grupos de vertebrados, o que significa que ela pode representar parte dos processos que originaram essa estrutura nas distribuições geográficas dessas espécies.

GRADIENTES DE CONHECIMENTO

Os métodos de planejamento sistemático em conservação necessitam de uma razoável qualidade dos dados. Entretanto, o conhecimento sobre a biodiversidade permanece com algumas “falhas” (*shortfalls*, Lomolino 2004, Whittaker *et al.* 2005), já que a maior parte das espécies que existem no globo terrestre não foi cientificamente descrita, gerando a chamada “Falha Linneana”. Além disso, mesmo para as espécies que já foram descritas existem poucos dados sobre a sua distribuição geográfica, o que constitui a chamada “Falha Wallaceana”. Os padrões da ocupação humana podem expressar também variações espacialmente estruturadas no nível de conhecimento sobre a biodiversidade, o que pode gerar correlações entre riqueza de espécies e o nível de ocupação da população humana (ver seção “Conflitos de Conservação” acima). No caso do Cerrado, essa possibilidade é parcialmente confirmada pela correlação significativa entre riqueza de espécies de anfíbios e população humana.

Uma maneira interessante de avaliar o conhecimento sobre um grupo é por meio de uma análise das datas de descrição das espécies. Para os anfíbios do Cerrado, por exemplo, há correlações significativas entre as datas de descrição e área de distribuição geográfica e tamanho do corpo. Assim, as espécies recentemente descritas apresentam menores tamanhos corpóreos e distribuições geográficas restritas e, em geral, são endêmicas ao Cerrado (para detalhes ver Diniz-Filho *et al.* 2005). Essas análises mostram que os padrões de diversidade dos anfíbios no bioma estão enviesados pelo grau de conhecimento que existe sobre o grupo. A pergunta, portanto, é: como a descoberta de novas espécies poderia afetar em um sistema de unidades de conservação pré-existente (ou idealizado com base nos dados atuais)?

Bini *et al.* (2006) propuseram uma maneira de minimizar os efeitos das falhas de Linnaeus e de Wallace, através da simulação das distribuições geográficas de espécies de anuros. De acordo com a taxa de descrição de novas espécies de anuros, o número de espécies descritas para o bioma se estabilizaria no ano de 2050 com um total de 160 espécies (ver Diniz-Filho *et al.* 2005). Sabendo que já existem 131 espécies de anuros descritas para o Cerrado, existem, pode-se hipotetizar que há 29 espécies desconhecidas. Partiu-se do pressuposto que estas espécies “hipotéticas” deveriam ocorrer em regiões menos estudadas e, por se tratar de espécies ainda não-descritas, estas apresentariam distribuições geográficas restritas (e pequeno tamanho corpóreo). Foram propostos três tipos de modelos para simular a distribuição dessas espécies, levando em consideração (i) apenas o nível de conhecimento sobre a diversidade biológica da região; ii) incorporando, junto ao nível de conhecimento, uma variável que traduz uma medida de adequação da célula para ocupação por anfíbios (ou *suitability*). Nesse modelo ii, definiu-se que essa adequação seria expressa pela disponibilidade de energia (TEMP) ou pela disponibilidade tanto de água quanto energia, indicada pela evapotranspiração anual total (AET). De acordo com o padrão espacial das distribuições das espécies hipotéticas, combinada com o padrão das espécies já descritas, na região do Cerrado, estabeleceram-se áreas que apresentaram regiões de importância para a conser-

vação, em termos de insubstituibilidade (seguindo a mesma metodologia proposta na seção de “Complementaridade e Insubstituibilidade”). Observou-se que a descrição dessas novas espécies deve levar a um aumento no número de regiões prioritárias para conservação no norte do Bioma.

Possingham *et al.* (2007) discutiram recentemente uma série de pontos importantes em relação às análises apresentadas por Bini *et al.* (2006). Em primeiro lugar, eles sugerem que essas indicações de insubstituibilidades de áreas, de acordo com a presença de espécies hipotéticas, podem ser interpretadas de maneiras alternativas, uma delas é que a região Norte do Cerrado (com o menor nível de conhecimento sobre a biodiversidade de anuros) necessita de mais esforços de coleta, ou necessariamente de pesquisa. Outra possível interpretação é que as regiões de menor conhecimento de biodiversidade podem ser, por definição, alvos de ações conservacionistas imediatas definido as falhas de Wallace e Linnaeus.

DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

A aplicação de técnicas de conservação a dados em grandes escalas ainda é bastante recente, de modo que diversos desenvolvimentos futuros são esperados no sentido de corrigir falhas nessas aplicações. Essas falhas referem-se tanto a problemas com os dados em si (por exemplo, falhas de Wallace e Linnaeus) quanto à questão de aplicação dos resultados na solução de problemas “reais” em conservação. A seguir algumas soluções e inovações que podem ser incorporadas em curto prazo às análises apresentadas acima são apresentadas.

MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

As análises apresentadas aqui foram baseadas em mapas de extensão de ocorrência definidos a partir de polígonos que representam a distribuição geográfica das espécies. Essas extensões de ocorrência são usualmente definidas de forma bastante subjetiva, a partir de poucos dados de registro de ocorrência (i.e. coordenadas geográficas). No entanto, modelos de distribuição podem ser aplicados aos dados de presença de espécies. Apesar de diversas discussões

conceituais e metodológicas (Araújo & Guisan 2006), esses modelos têm sido utilizados com o objetivo de definir probabilidades de ocorrências das espécies, com aplicações em estudos macroecológicos (e.g. Rahbek *et al.* 2007) e em trabalhos de conservação (e.g. Rodriguez *et al.* 2007).

Existem diversas técnicas que podem ser utilizadas para modelar registros de ocorrência e projetar as distribuições geográficas potenciais (ver Elith *et al.* 2006). Porém, um problema geral na modelagem de distribuições potenciais é a falta de dados, que é ainda mais crítica em regiões megadiversas e que, ao mesmo tempo, possuem pouca tradição em pesquisa. Esse é exatamente o caso da região Neotropical e do Brasil e, mais especificamente, do Cerrado. Assim, existe uma dificuldade em utilizar métodos mais poderosos que se baseiam em dados de presença-ausência, e, como alternativa, o foco das análises de modelagem está concentrado em métodos que utilizam apenas dados de presença, como os utilizados pelos *softwares* GARP (*Genetic Algorithm for Rule Set Production*) e MAXENT (*Maximum Entropy*).

Para ilustrar a aplicação desses métodos, foram utilizados apenas 8 registros de ocorrência de

Micrurus brasiliensis (Serpentes, Elapidae) na região do Brasil central. Esses dados foram modelados pelo MAXENT utilizando 5 variáveis ambientais. A distribuição potencial apresentada na Figura 8 mostra a probabilidade de ocorrência da espécie, e os mapas mais elaborados obtidos são portanto bem diferentes dos mapas de contorno que em geral são usados em trabalhos macroecológicos. Por outro lado, é importante ressaltar que esses mapas são em geral sobrestimativas da distribuição atual e mostram uma distribuição potencial (reflexo do nicho fundamental da espécie), já que se assume total “equilíbrio” entre distribuição e ambiente (de modo que eventos históricos, tais como falhas de dispersão sobre barreiras, ou tempo insuficiente para colonização, por exemplo, não são considerados) e que interações entre espécies não explicam sua distribuição ou co-distribuição.

PADRÕES DE ABUNDÂNCIA E TEORIA UNIFICADA DA MACROECOLOGIA

O objetivo de sistemas de unidades de conservação é, em teoria, maximizar a persistência dos alvos (i.e. espécies) e os processos que ocorrem nos ecossis-

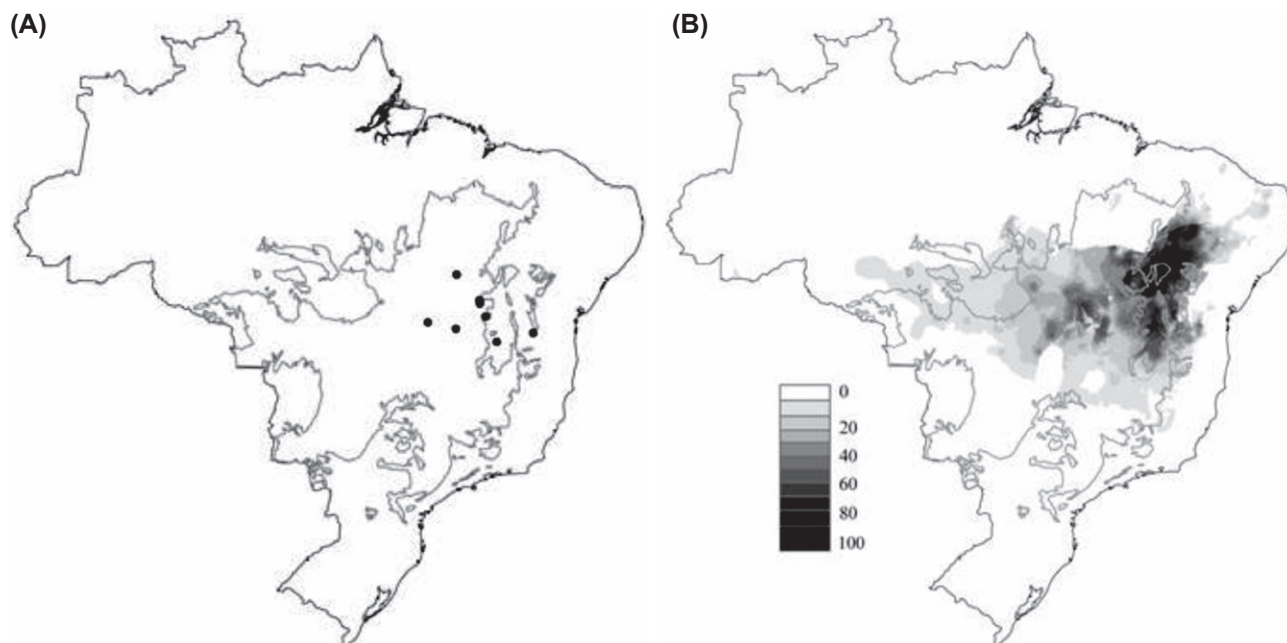


Figura 8. Modelagem da ocorrência de *Micrurus brasiliensis* (Serpentes, Elapidae) com base em 9 pontos de ocorrência (A), e adequabilidade de ocorrência obtida pela MAXENT (B).

Figure 8. Model of the occurrence of *Micrurus brasiliensis* (Serpentes, Elapidae) in the Brazilian Cerrado based on nine recorded occurrences (A) and its suitability of occurrence predicted by MAXENT (B)

temas. Assim, é extremamente importante considerar padrões de abundância, estrutura genética e viabilidade populacional desses alvos. Contudo, principalmente em escalas regionais e continentais como as discutidas em um contexto de biogeografia da conservação, poucos dados de abundância estão disponíveis e, portanto, a maior parte dos estudos tem por objetivo apenas representar as espécies. Em alguns poucos casos, estratégias baseadas em probabilidade de ocorrência e ou correspondência de habitats foram desenvolvidas (Araújo & Williams 2000).

McGill & Collins (2003) propuseram recentemente uma teoria unificada para a macroecologia baseada em padrões espaciais de abundância, integrando as idéias de que: i) a distribuição geográfica de uma determinada espécie está situada em um local independentemente da distribuição geográfica de uma outra espécie; ii) em escalas globais existem muitas espécies com poucos indivíduos e poucas espécies com muitos indivíduos e iii) o centro da distribuição geográfica possui a abundância máxima da espécie e essa abundância diminui gradualmente (de forma Gaussiana) à medida que aumenta a distância ao centro. Portanto, é possível utilizar essas generalizações com o objetivo de delimitar áreas prioritárias para conservação tentando maximizar não somente a representação, mas também a persistências das espécies.

Como exemplo, foram analisadas aqui as espécies de mamíferos não-voadores que ocorrem no Cerrado, estabelecendo-se valores de abundância nos centros da distribuição geográfica das espécies a partir de equações alométricas (Silva & Downing 1995). Assumiu-se que as abundâncias decrescem de forma Gaussiana a partir desse centro até as bordas da distribuição geográfica, sendo assim possível transformar a matriz de presença e ausência das espécies nas 181 células cobrindo o Cerrado em uma matriz de abundâncias relativas. O *software* SITES foi novamente utilizado para estabelecer o menor número de células capaz de preservar populações de 500, 1000, 5000 e 10000 indivíduos de cada espécie, metas estas estabelecidas com o objetivo de minimizar a probabilidade de extinção das espécies (ver Lande, 1999).

O padrão espacial de insubstituibilidade com meta de 500 indivíduos para cada espécie mostra células com grande valor de importância no oeste e no norte de Mato Grosso, centro de Goiás e no

Distrito Federal, como apresentado na Figura 9a. Com a meta de 1000 indivíduos (figura 9b) o padrão permaneceu, porém houve maior variabilidade e maior número de células selecionadas, o que significa que esse padrão é decorrente do número de indivíduos menos abundantes serem maiores no noroeste do bioma. Os padrões de insubstituibilidade com as metas de 5000 e 10000 indivíduos não apresentaram muitas diferenças, com cerca de 88% das células do Cerrado com valores máximos (excetuando apenas células localizadas mais ao sul do bioma) (Figuras 9c e 9d), o que é obviamente inviável em termos práticos. As configurações de insubstituibilidade da Figura 9 seriam mais adequadas para a escolha de áreas prioritárias do que as apresentadas anteriormente na Figura 6, pois otimizariam a persistência dos alvos e não só a sua representação. Mas é preciso manter em mente os pressupostos da teoria de McGill & Collins (2003) e sua realização no mundo real.

VARIABILIDADE GENÉTICA, VÓRTICES DE EXTINÇÃO E VIABILIDADE POPULACIONAL

Além da questão da abundância, a persistência das populações dentro das unidades de conservação também está relacionada ao tamanho e a quantidade destas. Com a acelerada expansão da ocupação humana, essas unidades adquirem cada vez mais um aspecto de “ilha” dentro da distribuição geográfica original das espécies, gerando uma paisagem caracterizada pela ausência de características ambientais e ecológicas originais dos habitats e, portanto, inadequada para a persistência das espécies.

Tanaka (2000) desenvolveu um modelo no qual há diminuição gradual da capacidade de suporte dos locais (no caso de unidades de conservação, devida, por exemplo, a um aumento nos efeitos de borda ou problemas em sua manutenção). Assim, fatores demográficos e genéticos começam a gerar problemas de viabilidade populacional em escala local. Rodrigues & Diniz-Filho (2007) aplicaram esse modelo com o objetivo de avaliar a persistência de populações de duas espécies de canídeos no Parque Nacional das Emas, a partir de dados de variabilidade genética em nível molecular nessas populações. Fica clara a relação entre a probabilidade de persistência e as características de histó-

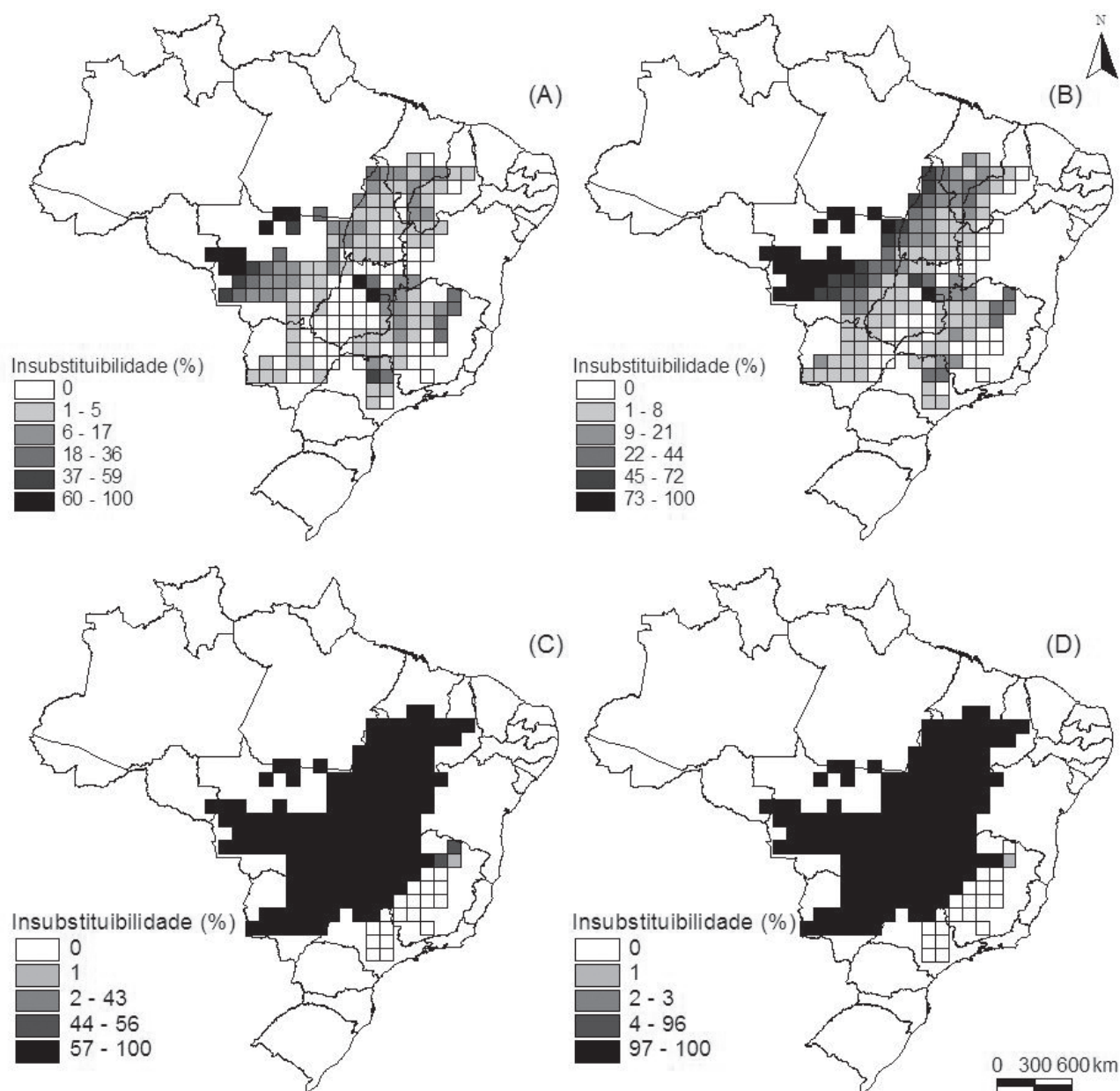


Figura 9. Padrão espacial de insubstituibilidade das células, A) com meta de 500 indivíduos de cada espécie de mamífero; B) com 1000 indivíduos; C) com 5000 indivíduos e D) com 10000 indivíduos de mamíferos que ocorrem na região do Cerrado.

Figure 9. Spatial pattern of irreplaceability in the Brazilian Cerrado's cells (A) with goal of 500 individuals for each mammal species; (B) with goal of to 1,000 individuals; (C) with goal of 5,000 individuals and; (D) with goal of 10,000 mammals occurring in the Cerrado.

ria-de-vida de cada espécie, o que permite definir os fatores ecológicos e genéticos críticos para garantir sua viabilidade. De uma forma ilustrativa, esses mesmos procedimentos foram aplicados a 31 unidades de proteção integral do bioma Cerrado com área maior do que 10,000 hectares, utilizando grupos hipotéticos de espécies de mamíferos com diferentes massas corpóreas (500g, 5000g e 50000g) (Silva & Diniz-Filho, 2008) A partir do modelo foram estabelecidos os tempos necessários para extinção de cada grupo de espécies. De uma

maneira geral, os mamíferos pequenos apresentaram um maior período de tempo até a extinção (geralmente com tempos maiores do que 200 anos), mas há padrões espaciais nesses tempos, ligados à configuração das unidades de conservação, conforme pode ser observado na Figura 10. Uma análise mais detalhada das faunas locais e uma melhor parametrização dos modelos, em termos de dados genéticos, podem fornecer um quadro geral das regiões que possuem mais chance de manter populações viáveis de diferentes espécies.

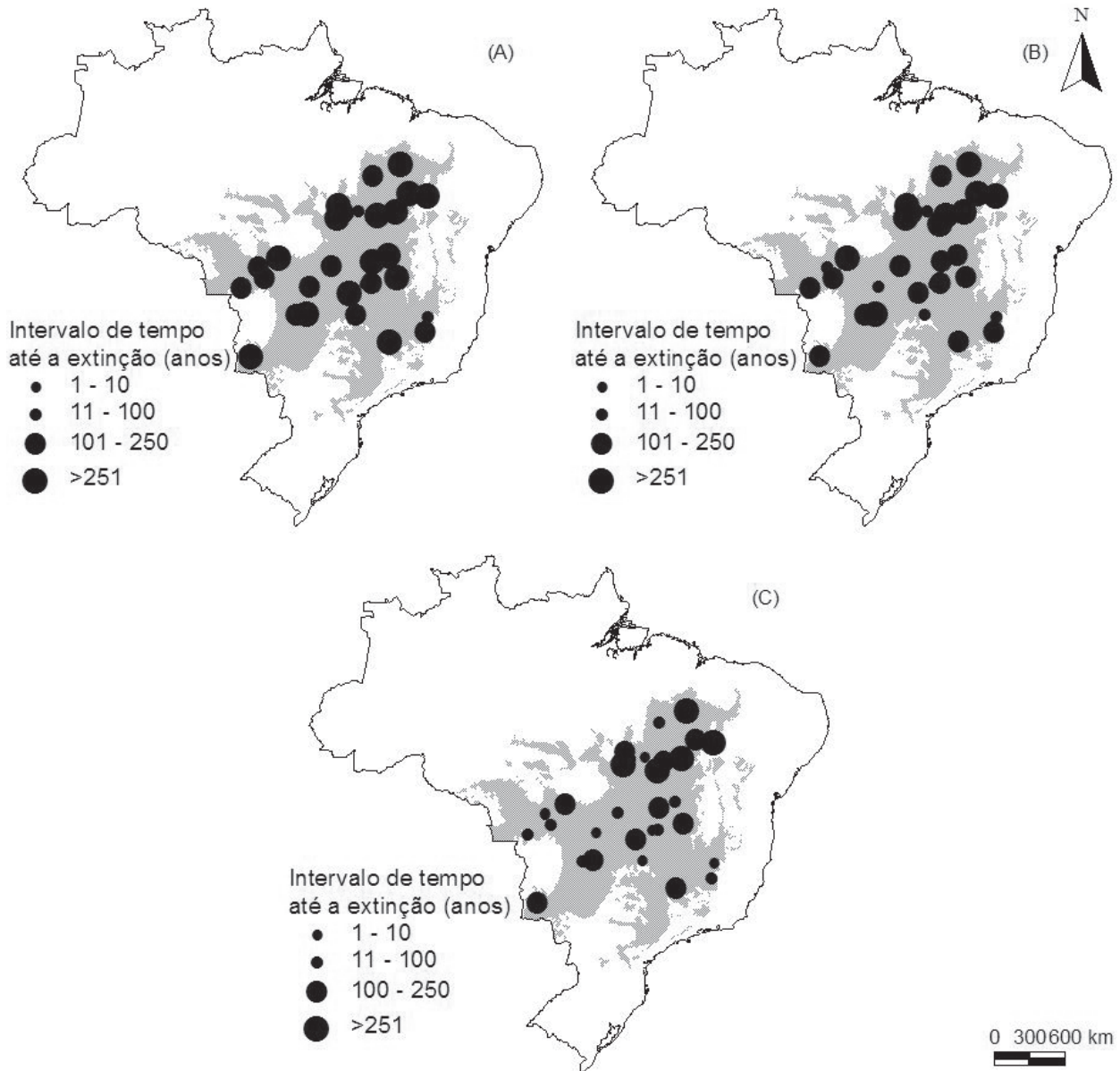


Figura 10. Resultados das simulações nas 31 unidades integrais de conservação no bioma Cerrado, mostrando a variação nos períodos de extinção, medidos em anos, para os diferentes grupos hipotéticos de mamíferos, divididos em: (A) pequenos mamíferos com massa corpórea igual a 500g; (B) mamíferos de médio porte com massa igual a 5000g e (C) grandes mamíferos pesando 50000g (adaptado de Silva & Diniz-Filho, 2008).

Figure 10. Results from the analyses on the 31 conservation units in the Brazilian Cerrado, displaying the variation of the extinction periods (in years) of different hypothetical mammal groups, divided in: (A) mammals weighing 500g; (B) mammals weighing 5000g; (C) mammals weighing 50000g. (Adapted from Silva & Diniz-Filho, 2008).

ESTRUTURA GENÉTICA POPULACIONAL, UNIDADES INTRAESPECÍFICAS DE CONSERVAÇÃO E FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS

O aumento na disponibilidade de bancos de dados georeferenciados em escala regional, aliado aos numerosos marcadores genéticos moleculares disponíveis e às inovações nas análises espaciais, resultou em um enorme avanço na habilidade de estudar a influência das variáveis da paisagem na determinação da

variação/estrutura genética existente nas populações naturais. Como consequência, surgiu uma abordagem que integra ecologia de paisagem, estatística espacial e genética de populações (*Landscape Genetics*) (Manel *et al.* 2003, Guillot *et al.* 2005). De acordo com Holderegger & Wagner (2006), essa nova área de pesquisa permitirá que ecólogos utilizem melhor os métodos moleculares modernos e que geneticistas de populações possam formular e testar de maneira mais adequada suas hipóteses, incorporando explicitamente as características da paisagem.

Em um contexto macroecológico, espécies que são localmente abundantes e/ou têm maior área de distribuição geográfica, embora não ameaçadas de extinção em curto intervalo de tempo, poderiam servir como organismos-modelo para avaliar esses processos de fragmentação da paisagem e da perda de habitats. De fato, uma análise da estrutura genética populacional de *Physalaemus cuvieri* no Estado de Goiás (Telles *et al.* 2006, 2007) mostra que as populações são geneticamente diferentes entre si. Foi encontrado um componente interpopulacional igual a 10%, estimado a partir de uma Análise de Variância Molecular com dados de RAPD comparando 18 populações locais. Esse baixo componente seria esperado em um modelo usual de isolamento-por-distância para espécies abundantes e de ampla distribuição, como *P. cuvieri*. Entretanto, o aspecto mais importante da análise de Telles *et al.* (2007), em um contexto de biogeografia da conservação, é que efeitos antrópicos já podem ser detectados perturbando essa estrutura e explicam parte da variação genética entre as populações. Uma análise de descontinuidades genéticas, realizada selecionando-se 20% dos maiores desvios na relação entre distâncias genéticas

e distâncias geográficas entre as populações locais, mostra que descontinuidades aparecem nas regiões Sudeste e Noroeste do Estado de Goiás, separando inclusive populações muito próximas no espaço geográfico, conforme apresentado na Figura 11. Uma inspeção visual das distâncias genéticas nessas conexões em relação ao mapa de fragmentos naturais remanescentes no Estado de Goiás com área > 100 ha, disponibilizado pela SMARH do Estado de Goiás, sugere que efeitos antrópicos ligados à fragmentação da paisagem podem estar interferindo nos padrões de divergência genética e nas descontinuidades. Efeitos semelhantes foram detectados recentemente para uma espécie de árvore do Cerrado, o Baru (*Dipteryx alata*) (Soares *et al.* 2008).

Assim, apesar do processo de ocupação humana ser relativamente recente, em termos de tempo ecológico-evolutivo, os resultados das análises genéticas já permitiram verificar que, nessa região, algumas espécies já podem estar sofrendo conseqüências em nível de genética e viabilidade populacional, devido ao isolamento. No caso de *P. cuvieri*, especificamente, essas populações viáveis podem ocupar áreas relativamente pequenas e mesmo em regiões nas quais

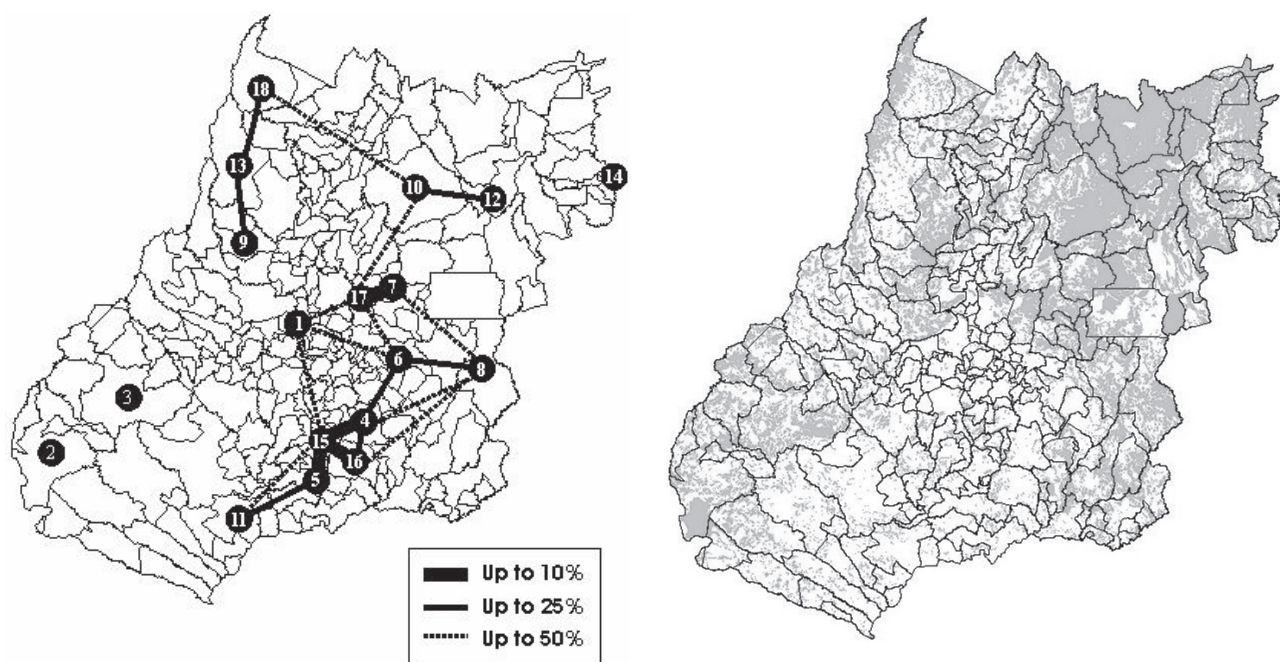


Figura 11. Diferenciação genética entre 18 populações de *Physalaemus cuvieri* (Amphibia, Anura) no Estado de Goiás, estabelecida por um procedimento de wombling a partir das distâncias genéticas (AMOVA com dados de RAPD) (A), sendo que as linhas cheias indicam níveis crescentes de intensidade de isolamento, e (B) remanescentes de vegetação natural no Estado de Goiás.

Figure 11. Genetic differences among 18 populations of *Physalaemus cuvieri* (Amphibia, Anura) in the State of Goiás, Brazil, as established by wombling the genetic distances (AMOVA with RAPD data). Black lines indicate the crescent intensity levels of isolation based on genetic data (A), which can be associated to the remaining original vegetation in the State (B).

praticamente não existem fragmentos representativos da vegetação nativa podem haver habitats adequados para esta espécie. Entretanto, para outras espécies mais raras que estejam sofrendo o mesmo efeito a solução seria aumentar a conectividade entre estas pequenas “ilhas” para permitir o fluxo gênico e, conseqüentemente, aumentar a viabilidade das populações desta espécie a médio e longo prazo.

Em um contexto mais amplo, embora os estudos de genética na escala de paisagem ainda possam ser considerados recentes, espera-se, para um futuro próximo, que um avanço nessa área dependerá do aprimoramento dos novos métodos e sua incorporação nos métodos de planejamento sistemático discutidos acima, conforme discutido por Diniz-Filho & Telles 2006.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A biogeografia da conservação, trabalhando dados relativamente grosseiros em escalas espaciais amplas, é particularmente relevante quando os dados possuem grandes incertezas e quando há uma grande ameaça para a conservação. Nesse caso, é inviável (em um primeiro momento) obter dados que seriam realmente relevantes para otimizar os procedimentos de conservação, dado o grande volume de informações necessárias. Isso deve ser particularmente importante em áreas tropicais, onde há maior diversidade e onde, ao mesmo tempo, existem as maiores taxas de perda de biodiversidade associadas à um maior crescimento populacional humano ou aumento das atividades econômicas, caracterizando os chamados *hotspots* globais de diversidade (sensu Myer *et al.* 2000). Esse é exatamente o caso do Cerrado, que foi utilizado com um modelo para as análises revisadas aqui.

A partir das técnicas aqui aplicadas pode-se perceber, por exemplo, que os esforços de conservação podem ser concentrados em algumas regiões do Cerrado, mas que estas variam entre os diferentes grupos taxonômicos. Reconhecer essas regiões é importante já que existem restrições e dificuldades em criar novas áreas para preservação da biodiversidade, e uma análise em escalas espaciais amplas pode permitir gerenciar essas restrições da melhor forma possível. Assim, esses resultados podem ser importantes para guiar estudos mais detalhados sobre os padrões de viabilidade populacional, fragmentação de

habitat e regiões potenciais de manutenção da diversidade genética. Mas é sempre preciso ressaltar que se parte do princípio de que análises em escalas espaciais amplas são úteis em um sistema hierárquico de tomada de decisões, no qual as regiões potencialmente importantes podem ser detectadas, permitindo otimizar a alocação de esforços de conservação. Esse princípio, embora seja coerente com o conhecimento atual sobre a estrutura hierárquica e evolutiva dos processos biológicos, ainda precisa ser testado e avaliado.

De qualquer modo, a melhoria nas técnicas de análise e processamento de informações, associadas a uma tendência geral de estabelecer padrões em multi-escala, deve diminuir a necessidade de interpolar entre escalas e assumir a validade desse princípio. Por exemplo, a utilização de modelos de distribuição potencial com base no nicho ecológico das espécies, a partir de um número relativamente pequeno de registros de ocorrência, permite obter modelos mais detalhados da distribuição geográfica das espécies. Ainda é preciso estabelecer os melhores modelos para gerar essas distribuições em diferentes situações, mas, de qualquer modo, está claro que eles podem fornecer uma base melhor para as técnicas de insubstituibilidade, complementaridade e análise de lacunas, por exemplo. Além disso, é possível inferir, em grandes escalas, problemas de falta de conhecimento sobre a distribuição e abundância e algumas novas técnicas de simulação têm permitido incorporar essas incertezas ao planejamento sistemático em conservação. De qualquer modo, dada a urgência das ações em conservação, espera-se que qualquer abordagem científica seja importante para minimizar os impactos na biodiversidade, principalmente em regiões de elevada diversidade e altamente ameaçadas, sendo este o objetivo central da própria Biologia da Conservação como ciência. Nesse contexto, espera-se que a Biogeografia da Conservação, ao combinar algumas características como baixo custo de obtenção de informações, alta capacidade de integração de dados e facilidade de incorporar aos seus modelos as teorias gerais e unificadoras em macroecologia, passe a ter um papel cada vez mais importante para alcançar esse objetivo.

AGRADECIMENTOS: Agradecemos a C.E.V. Grelle pelo convite para contribuir com o número especial da *Oecologia Brasiliensis*. Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal

de Nível Superior (CAPES), pelos auxílios através de bolsas de produtividade, de doutorado, de mestrado e de iniciação científica. Nosso programa em Macroecologia e Biogeografia da Conservação vindo sendo continuamente apoiado dentro do programa PRONEX para o projeto de estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação no Cerrado brasileiro e em Goiás, CNPq/SECTEC-GO (proc. no. 23234156).

REFERÊNCIAS

- ANDELMAN, S.; BALL, I.; DAVIS, F. & TOMS, D. 1999. SITES v. 1.0, An analytical toolbox for designing ecoregional conservation portfolios. Technical report, The Nature Conservancy. <http://www.biogeog.ucsb.edu/projects/tnc/toolbox.htm/>.
- ANDELMAN, S.J. & FAGAN, W.F. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97: 5954-5959.
- ARAÚJO, M.B. & WILLIAMS, P.H. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96: 331-345.
- ARAÚJO, M.B. 2003. The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 5-12.
- ARAÚJO, M.B. & GUISAN, S. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33: 1677-1688.
- ARITA, H.T.; ROBINSON, J.G. & REDFORD K.H. 1990. Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology*, 4: 181-192.
- BALMFORD, A.; MOORE, J.L.; BROOKS, T.; BURGESS, N.; HANSEN, L.A.; WILLIAMS, P. & RAHBEK, C. 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science*, 291: 2616-2619.
- BARRETO, B.S.; OLIVEIRA, G.; PINTO, M.P.; BINI, L.M.; DINIZ-FILHO, J.A.F. & BLAMIRE, D. 2008. Riqueza de espécies de emberizídeos e conflitos de conservação no Cerrado brasileiro. *Acta Scientiarum*, 30: 67-72.
- BINI, L.M.; DINIZ-FILHO, J.A.F.; RANGEL, T.F.L.V.B.; BASTOS, R.P. & PINTO, M.P. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, 12: 475-482.
- BORCARD, D. & LEGENDRE, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153: 51-68.
- BRIERS, R.A. 2002. Incorporating connectivity into reserve selection procedures. *Biological Conservation*, 103: 77-83.
- BROWN, J.H. & MAURER, B.A. 1989. Macroecology: the division of food and space among species on continents. *Science*, 243: 1145-1150.
- BROWN, J.H. 1995. *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago. 283p.
- CABEZA, M. & MOILANEN, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 242-248.
- CHOWN, S.L.; VAN RENSBURG, B.J.; GASTON, K.J.; RODRIGUERS, A.S.L. & VAN JAARSVELD, A.S. 2003. Energy, species richness, and human population size: conservation implication at national scale. *Ecological Applications*, 13: 1233-1241.
- COLWELL, R.K. & LEES, D.C. 2000. The mid-domain effect: geometric constraints on the geography of species richness. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 70-76.
- COLWELL, R.K.; RAHBEK, C. & GOTELLI, N.J. 2004. The mid-domain effect and species richness patterns: what have we learned so far? *The American Naturalist*, 163: 1-23.
- COUTO, L.F.; TERRIBILE, L.C. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2007. Padrões espaciais e conservação da diversidade de serpentes do bioma cerrado. *Acta Scientiarum*, 29: 65-73.
- DAVIES, R.G.; ORME, C.D.L.; OLSON, V.; THOMAS, G.H.; ROSS, S.G.; DING, T.; RASMUSSEN, P.C.; STATTERSFIELD, A.J.; BENNET, P.M.; BLACKBURN, T.M.; OWENS, I.P.F. & GASTON, K.J. 2006. Human impacts and the global distribution of extinction risk. *Proceedings of The Royal Society B*, 273: 2127-2133.
- 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.
- DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M.; VIEIRA, C.M.; SOUZA, M.C.; BASTOS, R.P.; BRANDÃO, D. & OLIVEIRA, L.G. 2004. Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 5: 63-75.
- DINIZ-FILHO, J.A.F. 2004. Phylogenetic diversity and conservation priorities under distinct models of phenotypic evolution. *Conservation Biology*, 18: 698-704.
- DINIZ-FILHO, J.A.F. & BINI, L.M. 2005. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 177-185.

- DINIZ-FILHO, J.A.F.; BASTOS, R.P.; RANGEL, T.F.L.V.B.; BINI, L.M.; CARVALHO, P. & SILVA, R.J. 2005. Macroecological correlates and spatial patterns of anuran description dates in the Brazilian Cerrado. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 469-477.
- DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M.; PINTO, M.P.; RANGEL, T.F.L.V.B.; CARVALHO, P. & BASTOS, R.P. 2006. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. *Acta Oecologica*, 29: 9-15.
- DINIZ-FILHO, J.A.F. & TELLES, M.P.C. 2006. Optimization procedures for establishing reserve networks for biodiversity conservation taking into account population genetic structure. *Genetics and Molecular Biology*, 29: 207-214.
- DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M.; PINTO, M.P.; RANGEL, T.F.L.V.B.; CARVALHO, P.; VIEIRA, S.L. & BASTOS, R.P. 2007. Conservation biogeography of anurans in Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation*, 16: 997-1008.
- DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M.; VIEIRA, C.M.; BLAMIRE, D.; TERRIBILE, L.C.; BASTOS, R.P.; OLIVEIRA, G. & BARRETO, B.S. 2008a. Spatial patterns of terrestrial vertebrate species richness in the Brazilian Cerrado. *Zoological Studies*, 47: 146-157.
- DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M.; PINTO, M.P.; TERRIBILE, L.C.; OLIVEIRA, G.; VIEIRA, C.M.; BLAMIRE, D.; BARRETO, B.S.; CARVALHO, P.; RANGEL, T.F.L.V.B.; TÔRRES, N.M. & BASTOS, R.P. 2008b. Conservation planning and endemism of terrestrial vertebrates of the Brazilian Cerrado. *Oryx*, 42: 567-577.
- DUTILLEUL, P. 1993. Modifying the *t*-test for assessing the correlation between two spatial processes. *Biometrics*, 49: 305-314.
- ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; ANDERSON, R.P.; DUDIK, M.; FERRIER, S.; GUISSAN, A.; HIJMANS, R.J.; HUETTSMANN, F.; LEATHWICK, J.R.; LEHMANN, A.; LI, J.; LOHMANN, L.G.; LOISELLE, B.A.; MANION, G.; MORITZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; OVERTON, J.M.C.C.; PETERSON, A.T.; PHILLIPS, S.J.; RICHARDSON, K.S.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; SCHAPIRE, R.E.; SOBERON, J.; WILLIAMS, S.; WISZ, M.S. & ZIMMERMANN, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- 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.
- FERRIER, S.; PRESSEY, R.L. & BARRETT, T.W. 2000. A new predictor of irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation*, 93: 303-325.
- GASTON, K.J. 2003. Implications. Pp 167-189. In: K.J. Gaston, (ed.). The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press, Oxford. 252p.
- GORENFLO, L.J. & BRANDON, K. 2006. Key human dimensions of gaps in global biodiversity conservation. *Bioscience*, 56: 723-730.
- GUILLOT, G.; ESTOUP, A.; MORTIER, F. & COSSON, J.F. 2005. A spatial statistical model for landscape genetics. *Genetics*, 170: 1261-1280.
- HAWKINS, B.A. 2001. Ecology oldest pattern? *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 470.
- HAWKINS, B.A. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2002. The mid-domain effect cannot explain the diversity gradients of Nearctic birds. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 419-126.
- 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.
- HAWKINS, B.A., DINIZ-FILHO, J.A.F. & SOELLER, S.A. 2005. Water links the historical components of the Australian bird diversity gradient. *Journal of Biogeography*, 32: 1035-1042.
- HAWKINS, B.A., DINIZ-FILHO, J.A.F., JARAMILLO, C.A. & SOELLER, S.A. 2007. Climate, Niche Conservatism, and the Global Bird Diversity Gradient. *The American Naturalist*, 170: 16-27.
- HEINO, J. & MYKRA, H. 2006. Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biological Conservation*, 129: 418-426.
- HOEKSTRA, J.M.; BOUCHER, T.M.; RICKETTS, T. H. & ROBERTS, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8: 23-29.
- HOLDEREGGER, R. & WAGNER, H.H. 2006. A brief guide to landscape genetics. *Landscape Ecology*, 21: 793-796.
- JETZ, W. & RAHBEK, C. 2001. Geometric constraints explain much of the species richness pattern in African birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98: 5661-5666.

- KENT, M. 2005. Biogeography and macroecology. *Progress in Physical Geography*, 29: 256-264.
- KIESTER, A.R.; SCOTT, J.M.; CSUTI, B.; NOSS, R.; BUTTERFIELD, B.; SAHR, K. & WHITE, D. 1996. Conservation prioritization using GAP data. *Conservation Biology*, 10: 1332-1342.
- KLINK, C.A. & MOREIRA, A.G. 2002. Past and current human occupation, and land use. Pp 69-88. In: M.S.Oliveira & R.J. Marquis, (eds.). *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York. 398p.
- KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19: 707-713.
- LAMOREUX, J.F.; MORRISON, J.C.; RICKETTS, T.H.; OLSON, D.M.; DINERSTEIN, E.; MCKNIGHT, M.W. & SHUGART, H.H. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440: 212-214.
- LANDE, R. 1999. Extinction risks from anthropogenic, ecological, and genetic factors. Pp 1-22. In: L.F Landweber & A.P. Dobson, (eds.). *Genetics and the extinction of species*. Princeton University Press, Princeton. 212p.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam. 853p.
- LENNON, J.J.; KOLEFF, P.; GREENWOOD, J.J.D. & GASTON, K.J. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *The Journal of Animal Ecology*, 70: 966-979.
- LOMOLINO, M.V. 2004. Conservation biogeography. Pp 293-296. In: M.V. Lomolino & L.R. Heaney, (eds.). *Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 436p.
- LUCK, G.W.; RICKETTS, T.H.; DAILY, G.C. & IMHOFF, M. 2004. Alleviating spatial conflicts between people and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101: 182-186.
- MANEL, S.; SCHWARTZ, M.K.; LUIKART, G. & TABERLET, P. 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends in Ecology and Evolution*, 18:189-197.
- MARGULES, C.R.; NICHOLLS, A.O. & PRESSEY, R. L. 1988. Selecting Networks of Reserves to Maximise Biological Diversity. *Biological Conservation*, 43: 63-76.
- MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- MARRIS, E. 2005. The forgotten ecosystem. *Nature*, 437: 944-945.
- MCGILL, B. & COLLINS, C. 2003. A unified theory for macroecology based on spatial patterns of abundance. *Evolutionary Ecology Research*, 5: 469-492.
- MEIR, E.; ANDELMAN, S. & POSSINGHAM, H.P. 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters*, 7: 615-622.
- 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.
- MITTELBACH, G.G.; SCHEMSKE, D.W.; CORNELL, H.V.; ALLEN, A.P.; BROWN, J.M.; BUSH, M.B.; HARRINSON, S.P.; HURLBERT, A.H.; KNOWLTON, N.; LESSIOS, H.A.; MCCAIN, C.N.; MCCUME, A.R.; MCDADE, L.A.; MCPEEK, M.A.; NEAR, T.J.; PRICE, T.D.; RICKLEFS, R.E.; ROY, K.; SAX, D.F.; SCHLUTER, D.; SOBEL, J.M. & TURELLI, M. 2007. Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography. *Ecology Letters*, 10: 315-331.
- MORENO, C.E.; PINEDA, E.; ESCOBAR, F. & SÁNCHEZ-ROJAS, G. 2007. Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. *International Journal of Environment and Health*, 1: 71-86.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. & KENTS, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. 2002. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York. 398p.
- PINTO, M.P.; DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M.; BLAMIRE, D. & RANGEL, T.F.L.V.B. 2008. Biodiversity surrogates groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions*, 14: 78-86.
- POSSINGHAM, H.P.; BALL, I. & ANDELMAN, S. 2000. Mathematical Methods for Identifying Representative Reserve Networks. Pp 291-305. In: S. Ferson & M. Burgman, (eds.). *Quantitative methods for conservation biology*. Springer-Verlag, New York. 338p.
- POSSINGHAM, H.P.; GRANTHAM, H. & RONDININI, C. 2007. How can you conserve species that haven't been found? *Journal of Biogeography*, 34: 758-759.
- PRESSEY, R.L.; JOHNSON, I.R. & WILSON, P.D. 1994. Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reserve goal. *Biodiversity Conservation*, 3: 242-262.

- RAHBEK, C. & GRAVES, G.R. 2000. Detection of macroecological patterns in South American hummingbirds is affected by spatial scale. *Proceedings of the Royal Society, London B*, 267: 2259-2265.
- RAHBEK, C. 2005. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters*, 8: 224-239.
- RAHBEK, C.; GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K.; ENTSMINGER, G.L.; RANGEL, T.F.L.V.B. & GRAVES, G.R. 2007. Predicting continental-scale patterns of bird species richness with spatially explicit models. *Proceedings of the Royal Society B*, 274: 165-174.
- RANGEL, T.F.L.V.B. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2005a. An evolutionary tolerance model explaining spatial patterns in species richness under environmental gradients and geometrics constraints. *Ecography*, 28: 253-263.
- RANGEL, T.F.L.V.B. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2005b. Neutral community dynamics, the mid-domain effect and spatial patterns in species richness. *Ecology Letters*: 8: 783-790.
- RANGEL, T.F.L.V.B.; DINIZ-FILHO, J.A.F. & BINI, L.M. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 321-327.
- RANGEL, T.F.L.V.B.; BINI, L.M.; DINIZ-FILHO, J.A.F.; PINTO, M.P.; CARVALHO, P. & BASTOS, R.P. 2007. Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrado. *Applied Geography*, 27: 14-27.
- RODRIGUES, A.S.L. & GASTON, K.J. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters*, 4: 602-609.
- RODRIGUES, A.S.L.; ANDELMAN, S.J.; BAKARR, M.I.; BOITANI, L.; BROOKS, T.M.; COWLING, R.M.; FISCHPOOL, L.D.C.; FONSECA, G.A.B.; GASTON, K.J.; HOFFMANN, M.; LONG, J.S.; MARQUET, P.A.; PILGRIM, J.D.; PRESSEY, R.L.; SCHIPPER, J.; SECHREST, W.; STUART, S.N.; UNDERHILL, L.G.; WALLER, R.W.; WATTS, M.E.J. & YAN, X. 2004a. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428: 640-643.
- 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.; SECHREST, W.; STUART, S.N.; UNDERHILL, L.G.; WALLER, R.W.; WATTS, M.E.J. & YAN, X. 2004b. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience*, 54: 1092-1100.
- RODRIGUES, F.M. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2007. Extinction of canid populations by inbreeding depression under stochastic environments in Southwestern Goiás State: a simulation study. *Genetics and Molecular Biology*, 30: 121-126.
- RODRIGUEZ, J.P.; BROTONS, L.; BUSTAMANTE, J. & SEOANE, J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, 13: 243-251.
- RODRIGUEZ, M.A.; BELMONTES, J.A. & HAWKINS, B.A. 2005. Energy, water and large-scale patterns of reptile and amphibian species richness in Europe. *Acta Oecologica*, 28: 65-70.
- RONDININI, C.; WILSON, K.A.; BOITANI, L.; GRANTHAM, H. & POSSINGHAM, H.P. 2006. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters*, 9: 1136-1145.
- SECHREST, W.; BROOKS, T.M.; FONSECA, G.A.B.; KONSTANT, W.R.; MITTERMEIER, R.A.; PURVIS, A.; RYLANDS, A.B. & GITTLEMAN, J.L. 2002. Hotspots and the conservation of evolutionary history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99: 2067-2071.
- SILVA, M. & DOWNING, J.A. 1995. The Allometric Scaling of Density and Body Mass: A Nonlinear Relationship for Terrestrial Mammals. *The American Naturalist*, 145: 704-727.
- SILVA, J.M.C. & BATES, J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *Bioscience*, 52: 225-233.
- SILVA, J. F., FARINAS, M. R.; FELFILI, J.M. & KLINK, C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil, *Journal of Biogeography*, 33: 536-548.
- SILVA, M.M.F.P. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2008. Extinction of mammal populations in conservation units of Brazilian Cerrado by inbreeding depression under stochastic environments. *Genetics and Molecular Biology*, 31: 800-803.
- SOARES, T.N.; CHAVES, L.J.; TELLES, M.P.C.; DINIZ-FILHO, J.A.F. & RESENDE, L.V. 2008. Landscape conservation genetics of *Dipteryx alata*. *Genetica (The Hauge)*, 132: 9-19.
- STORCH, D.; DAVIES, R.G.; ZAJÍČEK, S.; ORME, C.D.L.; OLSON, V.; THOMAS, G.H.; DING, T.; RASMUSSEN, P.C.; RIDGELY, R.S.; BENNET, P.M.; BLACKBURN, T.M.; OWENS, I.P.F. & GASTON, K.J. 2006. Energy, range dynamics and global species richness patterns: reconciling mid-domain effects and environmental determinants of avian diversity. *Ecology Letters*, 9: 1308-1320.

SU, J.C.; DEBINSKI, D.M.; JAKUBAUSKAS, M.E. & KINDSCHER, K. 2004. Beyond species richness: community similarity as a measure of cross-taxon congruence for coarse-filter conservation. *Conservation Biology*, 18: 167-173

TANAKA, Y. 2000. Theoretical Properties of Extinction by Inbreeding Depression Under Stochastic Environments. Pp 274-290. In: S. Ferson & M. Burgman, (eds.). *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer-Verlag, New York. 338p.

TELLES, M.P.C.; BASTOS, R.P.; SOARES, T.N.; RESENDE, L.V. & DINIZ-FILHO. 2006. RAPD variation and population genetic structure of *Physalaemus cuvieri* (Anura: Leptodactylidae) in central Brazil. *Genetica (The Hauge)*, 128: 323-332.

TELLES, M.P.C.; DINIZ-FILHO, J.A.F.; BASTOS, R.P.; SOARES, T.N.; GUIMARÃES, L.D. & LIMA, L.P. 2007. Landscape genetics of *Physalaemus cuvieri* in Brazilian Cerrado: correspondence between population structure and patterns of human occupation and habitat loss. *Biological Conservation*, 139: 37-46.

VANE-WRIGHT, R.I.; HUMPHRIES, C.J. & WILLIAMS, P.H. 1991. What to protect? Systematics and the Agony of Choice. *Biological Conservation*, 55: 235-254.

VIEIRA, C.M.; BLAMIRE, D.; DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M. & RANGEL, T.F.L.V.B. 2008. Autorregressive modeling of species richness in Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 631-637.

WHITTAKER, R.J.; ARAÚJO, M.B.; JEPSON, P.; LADLE, R.J.; WATSON, J.E.M. & WILLIS, K.J. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11: 3-23.

WILLIAMS, J.C.; REVELLE, C.S. & LEVIN, S.A. 2004. Using mathematical optimization models to design nature reserves. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2: 98-105.

WILLIG, M.R.; KAUFMAN, D.M. & STEVENS, R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34: 273-309.

ZAPATA, F.A.; GASTON, K.J. & CHOWN, S.L. 2003. Mid-domain models of species richness gradients: assumptions, methods and evidence. *Journal of Animal Ecology*, 72: 677-690.

Submetido em 08/02/2009.

Aceito em 18/06/2009.