



# Natureza & Conservação

Revista Brasileira de Conservação da Natureza  
*The Brazilian Journal of Nature Conservation*

Outubro, 2009 - vol. 7 - nº2 - October, 2009 - vol. 7 - n.2



FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA







## Conservar a natureza é a nossa missão

A Fundação O Boticário de Proteção à Natureza é uma organização sem fins lucrativos, com sede em Curitiba e atuação em todo o território nacional. Foi criada em 1990, pela empresa O Boticário, para promover e realizar ações de conservação da natureza. Desde então, a Fundação O Boticário produziu resultados efetivos e expressivos não só em favor da proteção e preservação das espécies e patrimônios naturais ameaçados de extinção, mas da natureza como um todo.

### Atuação em todo o Brasil

As ações da Fundação O Boticário são definidas e planejadas de forma integrada. Com isto, são otimizados recursos e obtidos resultados cada vez mais efetivos para a conservação da natureza no Brasil, garantindo condições de vida para esta e para as futuras gerações.

A Fundação cria e mantém **Reservas Naturais** em locais de relevante importância ambiental para proteger amostras dos diferentes biomas brasileiros, com suas características próprias e fundamentais para a manutenção da vida de todas as espécies. Assim, também contribui com o esforço público para a conservação da natureza.

Por acreditar que é fundamental **disseminar conhecimentos, valores e atitudes conservacionistas**, a Fundação realiza o Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, considerado um dos mais relevantes eventos regulares sobre conservação da natureza na América Latina.

A Fundação O Boticário prioriza suas atividades nas regiões onde estão implantadas suas reservas naturais e estações naturezas. Mas, por seu compromisso com a geração de conhecimento e para viabilizar projetos consistentes de proteção à natureza, também fomenta a atividade de outras organizações, por meio do **apoio a projetos de conservação**, que financia iniciativas em todas as regiões do Brasil.





# Natureza & Conservação



FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA

Outubro 2009. Vol.7. nº 2. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza  
Natureza & Conservação. Curitiba-PR. V.7 nº2. pp 1-182. Outubro 2009

ISSN 1679-0073





## Expediente

Revisão de idioma (português)  
Jan Gerd Schöenfelder

Revisão de idioma (inglês)  
Maísa Guapyassú  
Marion Letícia B. Silva

Tradução Português/Inglês e  
Inglês/Português  
Paulo Roberto Maciel Santos

Supervisão gráfica  
Daniëlle Carazzai

Editoração:  
SK Editora Ltda.  
(Saulo Kozel Teixeira)

Fotos capa:



Parque Nacional Serra  
da Canastra  
Haroldo Palo Jr



Peixe-boi-da-amazônia  
(*Trichechus inunguis*)  
Haroldo Palo Jr

Fotos internas:  
Haroldo Palo Jr. e José Paiva

### **Fundação O Boticário de Proteção à Natureza**

Rua Gonçalves Dias, 225. Batel.

Curitiba – Paraná – CEP 80240-340

Fone: +55 41 3340-2636

Fax: +55 41 3340-2635

e-mail: [contato@fundacaoboticario.org.br](mailto:contato@fundacaoboticario.org.br)

<http://www.fundacaoboticario.org.br>





## Corpo Editorial de Natureza & Conservação

### SECRETARIA EXECUTIVA

Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: **Maísa Guapyassú; Maria de Lourdes Nunes; Laurenz Pinder; Marion Letícia B. Silva**

### CONSELHO EDITORIAL

**Leide Yassuco Takahashi** – Editor-Responsável

**Alfred Runte** – Pesquisador Autônomo – EUA; **Carlos Firkowski** – Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brasil; **Fabio Olmos** – Pesquisador Autônomo – Brasil; **Fernando Fernandez** - Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – Brasil; **George Wallace** – Colorado State University – EUA; **Glenn Haas** – Colorado State University – EUA; **Gustavo Fonseca** - Conservation International – EUA; **Ibsen de Gusmão Câmara** – Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação – Brasil; **John Terborgh** – Duke University – EUA; **Katrina Brandon** - Conservation International – EUA; **Kent H. Redford** – The Wildlife Conservation Society – EUA; **Kenton R. Miller** – World Resources Institute – EUA; **Marc Douroujeanni** – Fundação Pro-Natureza – Peru; **Mauro Galetti** – Universidade Estadual Paulista (UNESP-Rio Claro) – Brasil; **Miguel Serediuk Milano** – Fundação Avina – Brasil; **Patrick Tierney** – San Francisco State University – EUA; **Paulo Kageyama** – Universidade de São Paulo (ESALQ) Brasil; **Peter Grandsen Crawshaw Jr** – IBAMA – Brasil; **Richard Primack** – Boston University – EUA

### GRUPO DE REVISORES

**Ademir Reis** – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) – Brasil; **Adriana Maria Zalla Catojo Rodrigues Pires** - Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR) – Brasil; **Anthony Brome Rylands** - Conservation International – EUA; **Antonio Solé Cava** - Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)– Brasil; **Armando Cervi** - Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brasil; **Carlos Peres** – University of East Anglia – Reino Unido; **Carlos Ramón Ruiz-Miranda** – Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF) – Brasil; **Efraim Rodrigues** – Universidade Estadual de Londrina (UEL) – Brasil; **Emygdio Leite de Araújo Monteiro Filho** - Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brasil; **Érica P. Caramaschi** - Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)– Brasil; **Everton Passos** – Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brasil; **Francisco Manuel de Souza Braga** - Universidade Estadual Paulista (UNESP-Rio Claro) – Brasil ; **Frederico Pereira Brandini** – Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brasil; **Gunars Hauff Platais** – Banco Mundial – EUA; **James J. Roper** – Pesquisador autônomo – EUA; **Jane Maria Vasconcellos** – Pesquisadora Autônoma – Brasil; **Jaqueline Maria Goerck** - SaveBrasil – Brasil; **Jean Paul Metzger** – Universidade de São Paulo (USP) – Brasil; **José Marcelo Domingues Torezan** – Universidade Estadual de Londrina (UEL)– Paraná; **José Salatiel Rodrigues Pires** – Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR) – Brasil; **Letícia Peret Antunes Hardt** – Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR); **Luciano M. Verdade** - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ) – USP – Brasil; **Luiz dos Anjos** – Universidade Estadual de Londrina (UEL) – Brasil; **Luiz Carlos de Miranda Joels** – Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) – Brasil; **Marcos Rodrigues** – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) – Brasil; **Marcelo Tabarelli** – Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) – Brasil; **Márcia Cristina Mendes Marques** - Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brasil; **Maria Cecília Martins Kierulff** – Fundação Parque Zoológico de São Paulo – Brasil; **Maria Inez Pagani** – Universidade Estadual Paulista – (UNESP-Rio Claro) – Brasil; **Milton Kanashiro** – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) – Brasil; **Paulo dos Santos Pires** – Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI) – Brasil; **Pedro F. Develey** - SaveBrasil – Brasil; **Sandro Menezes Silva** – Conservation International do Brasil – Brasil; **Sérgio Lucena Mendes** – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) – Brasil; **Sérgius Gandolfi** - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ) – USP – Brasil; **Stuart Marsden** – Manchester Metropolitan University – Inglaterra; **Teresa Cristina Magro** – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ) – USP – Brasil; **Vania Regina Pivelo** – Universidade de São Paulo (USP) – Brasil; **Wesley R. Silva** - Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) – Brasil; **William E. Magnusson** – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) Brasil; **William Laurance** – Smithsonian Tropical Research Institute - EUA



## Objetivos

Em sintonia com sua missão de conservação da natureza, a Fundação O Boticário de Proteção à Natureza publica *Natureza & Conservação*, que apresenta textos de caráter científico, filosófico e técnico, abordando temas relacionados à biologia da conservação, manejo de áreas naturais protegidas e ética ambiental, entre outros. *Natureza & Conservação* é um periódico semestral bilíngüe (português e inglês) que tem por objetivo promover discussões, disseminar idéias e apresentar resultados de pesquisas voltadas à conservação da natureza com enfoques locais, regionais, nacionais e globais. Não existem restrições com relação aos potenciais autores a serem publicados em *Natureza & Conservação*; no entanto, os artigos devem estar diretamente relacionados com a conservação da natureza.

## Envio de artigos

Todas as contribuições, devem ser enviados em meio digital ao novo editor-chefe da revista, pelo e-mail [diniz@icb.ufg.br](mailto:diniz@icb.ufg.br).

O Conselho Editorial se reserva o direito aceitar os artigos para a publicação, após a revisão por especialistas que compõem o Comitê Editorial da Revista. A Fundação O Boticário de Proteção à Natureza detém os direitos do material publicado.

## Direitos autorais

Todas as informações e opiniões expressas nos artigos publicados são de inteira responsabilidade de seus autores. Os artigos aceitos se tornam copyright da Revista (© 2009 Fundação O Boticário de Proteção à Natureza).

A reprodução total ou parcial dos artigos só pode ser feita citada a fonte, não sendo permitido seu uso para fins comerciais, sem autorização expressa da Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.

## Indexações e base de dados

*Natureza & Conservação* está nos seguintes indexadores e bases de dados:

ISI

Periodica

CABI International

Latindex

Qualis B2 na área de Ecologia e Meio Ambiente da CAPES

Qualis B na área de Ciências Agrárias da CAPES

Qualis B na área Multidisciplinar da CAPES



**Ponto de Vista**

- 8** **Biogeografia da conservação e mudanças climáticas no cerrado brasileiro**  
José Alexandre Felizola Diniz-Filho  
Guilherme de Oliveira  
Luis Mauricio Bini & Rafael Dias Loyola  
João Carlos Nabout  
Thiago Fernando L. V. B. Rangel
- 21** **O conceito de “bioma” e a legislação específica para a proteção da Mata Atlântica**  
Cezar Neubert Gonçalves
- 29** **RPPN S.A.: uma estratégia liberal paradoxal**  
Wilson Madeira Filho
- 38** **Zona de amortecimento: criação ou delimitação?**  
Cezar Neubert Gonçalves  
Luanne Helena Augusto Lima  
Bruno Soares Lintomen  
Pablo Lacaze de Camargo Casella  
Christian Niel Berlinck

**Artigos Técnico-Científicos**

- 44** **Estudo da relação entre estradas, relevo, uso da terra e vegetação natural de Ibiúna - SP, com enfoque na ecologia da paisagem**  
Simone R. Freitas  
Ana Maria G. Teixeira  
Jean Paul Metzger
- 57** **Parques nacionais do cerrado e os tipos de formações vegetacionais preservados**  
José Roberto Rodrigues Pinto  
Edson Eyji Sano  
Christiany Marques Reino  
Camila Andréa da Silva Pinto
- 72** **Motivações para o estabelecimento de RPPNs e análise dos incentivos para sua criação e gestão no Mato Grosso do Sul**  
Angela Pellin  
Victor Eduardo Lima Ranieri
- 82** **Desenho da área de um refúgio de vida silvestre para a conservação do peixe-boi-marinho**  
Katherine F. Choi  
Thaís Moura Campos  
Ana Carolina O. de Meirelles  
Alberto Alves Campos  
Márcio Barragana Fernandes

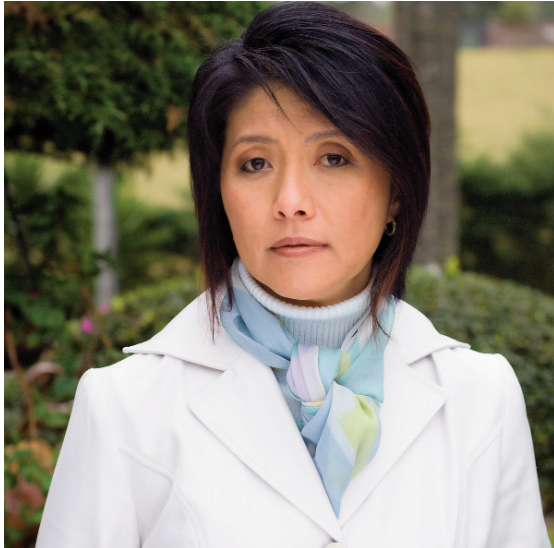
**90 Instruções Gerais para Autores****Point of View**

- 100** **Conservation biogeography and climate change in the Brazilian cerrado**  
José Alexandre Felizola Diniz-Filho  
Guilherme de Oliveira  
Luis Mauricio Bini & Rafael Dias Loyola  
João Carlos Nabout  
Thiago Fernando L. V. B. Rangel
- 113** **The “biome” concept and the specific legislation for Atlantic Forest protection**  
Cezar Neubert Gonçalves
- 121** **RPPN inc.: a paradoxical free market strategy**  
Wilson Madeira Filho
- 130** **Buffer zone: creation or delimitation?**  
Cezar Neubert Gonçalves  
Luanne Helena Augusto Lima  
Bruno Soares Lintomen  
Pablo Lacaze de Camargo Casella  
Christian Niel Berlinck

**Technical – Scientific Articles**

- 136** **Study of the relationship between roads, relief, land use, and natural vegetation in the Ibiúna Plateau - SP, focusing on landscape ecology**  
Simone R. Freitas  
Ana Maria G. Teixeira  
Jean Paul Metzger
- 149** **National parks in the cerrado and the types of preserved vegetation**  
José Roberto Rodrigues Pinto  
Edson Eyji Sano  
Christiany Marques Reino  
Camila Andréa da Silva Pinto
- 164** **Motivations for the establishment of PNHs and analysis of the incentives for their creation and management in Mato Grosso do Sul**  
Angela Pellin  
Victor Eduardo Lima Ranieri
- 174** **Design of a wildlife refuge area for the conservation of the west Indian manatee**  
Katherine F. Choi  
Thaís Moura Campos  
Ana Carolina O. de Meirelles  
Alberto Alves Campos  
Márcio Barragana Fernandes

**182 General Guidelines to Contributors**



Jose D'Ambrosio

Prezados leitores,

É com muita satisfação que trazemos a público o décimo-quarto número de *Natureza & Conservação*, e comemoramos o sucesso do VI Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação e II Simpósio Internacional de Conservação da Natureza, realizados em Curitiba entre os dias 20 e 24 de setembro passado. Confirmam as palestras e resultados deste evento no site [www.fundacaoboticario.org.br/cbuc](http://www.fundacaoboticario.org.br/cbuc).

A revista *Natureza & Conservação*, publicada semestralmente pela Fundação O Boticário de Proteção à Natureza desde 2003, consolidou-se gradativamente como um veículo de informação sobre conservação da natureza e unidades de conservação, conquistando o reconhecimento de importantes indexadores.

Durante esses sete anos, contamos com o apoio de cerca de 80 consultores, que disponibilizaram seu tempo precioso para a avaliação dos artigos, assim como o Conselho Editorial sempre presente, atuante, definindo os rumos da revista.

Esse balanço é essencial neste momento, pois, a partir de 2010 *Natureza & Conservação* será um periódico oficial da Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação (ABECO), com apoio da Fundação O Boticário. Esta parceria, construída e estruturada durante este ano, será fundamental para o futuro e a consolidação dessa revista que,

como outras iniciativas da Fundação O Boticário, partiu de uma visão ousada para preencher uma lacuna: a necessidade de estimular e divulgar os conhecimentos ligados à conservação da natureza.

Sob a direção editorial da ABECO, tendo como presidente o Dr. Thomas Lewinsohn da Universidade de Campinas, e como Editor-Chefe da revista o Dr. José Alexandre Felizola Diniz Filho da Universidade Federal de Goiás, temos certeza de que alavancaremos a publicação para outro patamar, concorrendo com publicações de maior impacto e subsidiando os tomadores de decisão. Embora o histórico profissional destes dois pesquisadores dispensem comentários, vale ressaltar que ambos são referências dentro e fora do Brasil, produzindo artigos e participando dos mais importantes fóruns de discussão sobre ciência ecológica e conservação.

O foco da revista continua voltado à conservação da natureza e a publicação, que já conseguiu indexadores importantes e teve uma história de sucesso pelas mãos da Fundação, passa agora a ser produzida em um ambiente ainda mais promissor: o acadêmico. Visitem o site [www.abecol.org.br](http://www.abecol.org.br) para conhecer as novidades.

Neste décimo-quarto número (vol.7 n.2), temos oito artigos, dos quais quatro são de opinião.

Abrindo a seção de ponto de vista, o próprio José Alexandre Diniz e outros, tratam dos possíveis efeitos das mudanças climáticas na biogeografia do cerrado, com base numa abordagem que envolveu a combinação de métodos de distribuição geográfica da biodiversidade, avaliando as mudanças na distribuição geográfica de 53 espécies de vertebrados para o ano de 2050. O trabalho mostra que há evidências de mudanças na distribuição geográfica das espécies e nas taxas de *turnover* no Cerrado Brasileiro, especialmente em locais de riqueza máxima de espécies.

Os outros três artigos de ponto de vista discutem questões relativas à legislação brasileira li-



gada a unidades de conservação. No primeiro deles, Cezar Neubert Gonçalves avalia o conceito de bioma à luz da legislação específica de proteção da Mata Atlântica, propondo a utilização de um conjunto de normas já existentes para a definição dos limites desse patrimônio nacional. No segundo, Wilson Madeira Filho discute o papel das RPPN como estratégias de conservação e avalia sua eficiência cotejando-a com o que a legislação que as cria e regulamenta permite que seja feito nessas unidades. Acrescenta ainda outras variáveis à discussão: a aparente obsolescência do Estado em manter o patrimônio natural do país, e a possibilidade de criar sociedades anônimas ou por cotas para auxílio na manutenção e implementação das RPPN. E no terceiro, trazendo à tona uma questão que tem permeado as discussões a respeito das unidades de conservação, novamente Cezar Neubert Gonçalves, dessa vez com mais cinco autores, todos analistas ambientais do ICMBIO, discutem a zona de amortecimento das unidades de proteção integral, cuja definição foi posta em cheque quando da criação da zona de amortecimento do Parque Nacional Marinho de Abrolhos. São apresentados argumentos para que se considere que a delimitação dessa zona possa ser feita por meio do plano de manejo e seja oficializada por instrumento legal da competência do órgão gestor das unidades de conservação.

Na seção de trabalhos técnicos, mais uma vez se fala de cerrado: de seus parques nacionais e os tipos de formação vegetal que eles abrigam. Esse é o escopo do trabalho de José Roberto Rodrigues Pinto e outros autores, que retrata uma realidade pouco divulgada: apenas 1,3% do bioma encontram-se protegido na categoria de Parque Nacional e que privilegia a conservação das formações savânicas, seguidas das florestais e campestres.

Simone R. Freitas e outros autores discutem a relação entre estradas, relevo, uso da terra e vegetação natural no planalto de Ibiúna-SP, com enfoque na ecologia da paisagem. Depois de uma análise acurada recomendam que as estradas existentes sejam consideradas no planejamento conservacionista.

E o que motiva proprietários privados a criarem RPPN? Essa questão é respondida no trabalho de Angela Pellin e Victor Ranieri, pelo menos no que se refere ao estado de Mato Grosso do Sul. O que moveu os proprietários sul-mato-grossenses a criar reservas particulares foi principalmente a conservação da natureza. O trabalho também apontou as dificuldades enfrentadas para seu reconhecimento e os incentivos recebidos para sua criação e gestão no Mato Grosso do Sul, discutindo ainda algumas possibilidades de ampliação dos benefícios oferecidos.

E encerrando esse número, Katherine Choi e outros autores sugerem a criação de um refúgio de vida silvestre para a conservação do peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus*) no nordeste do Brasil. Esse refúgio, na divisa do Ceará com o Piauí, contempla áreas terrestres e marinhas, e ainda abriga uma população bem preservada desse mamífero marinho. Além disso, é área de ocorrência de outras espécies ameaçadas de extinção, como a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) e o maçarico-do-papo-vermelho (*Calidris canutus*), além de grande diversidade de aves migratórias ou endêmicas.

Assim, com essa diversidade de assuntos e discussões estimulantes para os rumos da conservação, entregamos os cuidados da revista a ABECO e José Alexandre Diniz Filho, na certeza de que está em mãos competentes o desafio de dar continuidade e consolidar mais ainda a publicação como uma contribuição efetiva para a conservação da natureza no Brasil. Desejamos muito sucesso!

Reconhecemos e agradecemos o inestimável trabalho do Conselho Editorial da revista, dos revisores de artigos e da equipe da Secretaria Executiva e da Fundação O Boticário, que mantiveram o periódico em funcionamento todos estes anos, conquistando espaço e indexações importantes.

Muito obrigada a todos e boa leitura!

**Leide Takahashi**  
Editor-chefe

# Biogeografia da conservação e mudanças climáticas no cerrado brasileiro



## José Alexandre Felizola Diniz-Filho, Dr<sup>1</sup>

- Departamento de Ecologia, ICB, Universidade Federal de Goiás (UFG)  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia & Evolução, ICB, UFG.

## Guilherme de Oliveira

- Programa de Pós-Graduação em Ecologia & Evolução, ICB, UFG.

## Luis Mauricio Bini & Rafael Dias Loyola

- Departamento de Ecologia, ICB, UFG.

## João Carlos Nabout

- Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UFG

## Thiago Fernando L. V. B. Rangel

- Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, Connecticut, USA

**RESUMO.** Vários estudos sobre mudanças climáticas têm sido executados com base em abordagens experimentais feitas em escalas locais, embora se espere que os padrões de biodiversidade sejam afetados em escalas geográficas mais amplas. Dessa forma, para o presente trabalho utilizamos uma abordagem de combinação de métodos de distribuição geográfica potencial para criar um modelo dos efeitos das mudanças climáticas sobre padrões de biodiversidade encontrados no Cerrado Brasileiro. Utilizamos seis diferentes técnicas de modelagem de nicho ecológico e três tipos de modelos de circulação global (AOCCMs) para avaliar mudanças na distribuição geográfica potencial de 753 espécies de vertebrados no ano 2050. Nossas análises fornecem evidências de mudanças na distribuição geográfica das espécies e nas taxas de *turnover* no Cerrado Brasileiro, especialmente em locais de riqueza máxima de espécies. Apesar de ser difícil prever futuros conflitos de conservação, devido a incertezas (e na verdade a falta de dados) sobre a dinâmica espacial da futura expansão das atividades humanas sobre o bioma, nossas análises mostram que a expansão da distribuição das espécies pode englobar regiões onde atualmente há a utilização da área do Cerrado para atividades pecuárias.

**Palavras-chave:** Cerrado, mudanças climáticas, modelagem de nicho ecológico, vertebrados, conflitos de conservação

## INTRODUÇÃO

O impacto severo sobre os ecossistemas da Terra, resultado da intensificação das ativi-

dades humanas, estimulou a criação da biologia da conservação nos últimos 30-40 anos, englobando distintos campos da pesquisa científica. Devido a essa multiplicidade de origens e fontes de impacto, essa nova área de pesquisa inclui diferentes métodos, con-

<sup>1</sup> diniz@icb.ufg.br



ceitos e estratégias para atingir metas de conservação. Mais especificamente, no campo da conservação da biodiversidade, as questões de escala se tornaram muito importantes por suas ligações claras e diretas com a ecologia básica.

Grande parte das pesquisas ecológicas se concentra tradicionalmente na ecologia de populações e de comunidades locais (por exemplo, estudos experimentais). No entanto, a compreensão de que em escalas geográficas mais amplas os processos ecológicos e evolutivos atuam fortemente sobre os padrões de biodiversidade conduziram a uma mudança de paradigma, que explica pelo menos em parte as origens do novo campo da macroecologia (Brown, 1995). Os estudos em maiores escalas geográficas também favoreceram algumas das pesquisas na biologia da conservação e atualmente há um forte enfoque no estabelecimento de programas e estratégias de conservação que não se restrinjam a alvos em particular (e.g., Myers et al., 2000; Brooks et al., 2006; Loyola et al. 2009, Terribile et al., 2009a). Como resultado disso, as iniciativas de conservação mostram uma notável mudança de esforços - antes direcionados a uma ou poucas espécies ou a determinados locais, e agora voltados para a avaliação de biomas inteiros - em escalas geográficas muito maiores (Loyola et al., 2009).

Neste contexto, é interessante enfatizar que a maioria dos estudos sobre mudanças globais, incluindo alterações climáticas, também vem sendo desenvolvida em escalas locais, embora se espere que essas mudanças climáticas afetem padrões de biodiversidade em maiores escalas geográficas (Kerr et al., 2007). De qualquer forma, grande parte dos estudos, em escalas biogeográficas, que consideram os efeitos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade se baseia no impacto dessas mudanças sobre a distribuição geográfica das espécies, sendo normalmente fundamentados em técnicas de modelagem de nicho ecológico (Pearson & Dawson, 2003; Thuiller, 2007). Essas técnicas geram modelos que estão baseados em algoritmos diferentes para estabe-

lecer correlações entre as ocorrências das espécies e as variáveis ambientais.

Atualmente há vários métodos de modelagem de distribuição geográfica das espécies como função das variáveis ambientais (ver Segurado & Araújo, 2004; Elith et al., 2006; Meynard & Quinn, 2007; Tsoar et al., 2007; Allouche et al., 2008 para análises recentes e avaliações comparativas). Esses métodos variam de modelos bastante simples, como envelopes bioclimáticos, utilizando diretamente as ocorrências das espécies para estabelecer a variação de condições ambientais adequadas a uma determinada espécie (por exemplo, o BIOCLIM), até algoritmos complexos baseados em inteligência artificial (por exemplo, algoritmos genéticos, máxima entropia ou redes neurais), que buscam elucidar relações intrincadas entre a distribuição das espécies e o ambiente. Como esperado, esses métodos são baseados em diferentes princípios matemáticos e estatísticos e podem fornecer distintos resultados (Segurado & Araújo, 2004; Elith et al., 2006; Diniz-Filho et al., 2009). Sendo assim, como consequência da controvérsia em torno do método mais apropriado para a modelagem da distribuição das espécies, Araújo & New (2007) propuseram que uma abordagem alternativa para prever essa distribuição deve estar baseada em uma combinação de diferentes métodos de modelagem de nicho ecológico (i.e., *ensemble forecasting*) (ver Marmion et al., 2009; O'Haney, 2009; Roura-Pascal et al., 2009).

As abordagens biogeográficas são normalmente consideradas menos eficazes para estabelecer estratégias eficientes de conservação em escala local. No entanto, elas possibilitam uma visão geral dos padrões de diversidade biológica, e assim podem fornecer diretrizes para estratégias e enfoque para esforços de conservação mais locais e eficientes (Diniz-Filho et al., 2007; Loyola et al. 2007, 2008a, b, 2009). Essa abordagem hierárquica, recentemente denominada "biogeografia da conservação" (Whittaker et al., 2005), pode ser particularmente útil em regiões do mundo cuja biodiversidade é pouco conhecida e muito

ameaçada, que requerem ações urgentes devido a uma combinação de altas taxas de perda de habitat e ocupação humana acelerada, como é o caso do Cerrado Brasileiro (ver Myers et al., 2000; Klink & Machado, 2005; Bini et al., 2006).

Para o presente trabalho aplicamos uma abordagem de combinação de métodos de modelagem de nicho a fim de investigar os efeitos das mudanças climáticas sobre os padrões de diversidade encontrados no Cerrado Brasileiro. Mais especificamente, utilizamos seis diferentes técnicas de modelagem de nicho ecológico para prever as distribuições geográficas potenciais de 753 espécies de vertebrados que ocorrem no bioma Cerrado. Utilizamos cenários futuros de mudanças climáticas baseado em três modelos de circulação global (*coupled Atmospheric-Ocean Global Circulation Models*, ou AOGCMs) para projetar a distribuição geográfica das espécies para o ano 2050. Além disso, relacionamos as mudanças na riqueza e o *turnover* de espécies com os padrões atuais de ocupação humana, com a distribuição de unidades de conservação e com a fragmentação do habitat no bioma.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Dados

Foram gerados modelos da extensão das ocorrências (ver Lawler et al., 2009) de 753 espécies (incluindo anfíbios, répteis, aves e mamíferos) que estão distribuídas pelo Cerrado. As distribuições geográficas dessas espécies foram sobrepostas em uma grade contendo 181 células com 1° de latitude e de longitude. De fato, o banco de dados atualmente consiste em 1213 espécies (ver Diniz-Filho et al., 2008a), mas espécies encontradas por todo o bioma ou com territórios bem restritos (por exemplo, ocorrendo em menos de dez células) foram excluídas desse estudo, devido ao desempenho fraco dos modelos de nicho sob essas circunstâncias em particular.

As extensões de ocorrência foram modeladas

como uma função de sete variáveis ambientais (temperaturas mínimas e máximas, precipitação média, temperatura dos meses mais frios e mais quentes, precipitação nos meses mais secos e mais úmidos) derivadas de três diferentes AOGCMs para o cenário de emissão de carbono A1 no ano 2050: CCSM3, CSIRO e HADCM3. Os dados climáticos foram obtidos do banco de dados WORLDCLIM (<http://www.worldclim.org>) e todas as variáveis selecionadas foram convertidas em uma grade com resolução de 0,0417 graus (aproximadamente 4 km).

### Modelos de Nicho

Seis métodos diferentes de modelagem de nicho ecológico foram utilizados para prever a extensão potencial da ocorrência de cada espécie: um modelo de envelope bioclimático de distribuição baseado em limites ortogonais (BIOCLIM), Distâncias Euclidianas (EUCL), Distâncias de Mahalanobis (MAHAL), regressão logística (GLM), Algoritmo Genético para Produção de Conjunto de Regras (GARP) e Máxima Entropia (MAXENT). Esses métodos têm sido amplamente utilizados e a análise comparativa de seus desempenhos estatísticos pode ser encontrada em diversos estudos (Segurado & Araújo, 2004; Elith et al., 2006; Meynard & Quinn, 2007; Tsoar et al., 2007; Philips & Dudík, 2008; Allouche et al., 2008). Para cada espécie, um total de 38.100 modelos foi gerado e cada um deles projetado nos três AOGCMs (um total de 114.300 projeções por espécie). Esse elevado número de modelos foi obtido da seguinte maneira. Inicialmente, para cada uma das seis técnicas de modelagem de nicho, a extensão de ocorrência de cada espécie foi aleatoriamente dividida em dois subconjuntos: 70% para calibração e 30% para validação, sendo este procedimento repetido 50 vezes. Para cada um desses subconjuntos, obtivemos um total de 127 modelos, após realizar todas as combinações possíveis das sete variáveis ambientais.

Para cada modelo foi gerado um valor de limiar com base na curva ROC (ver Allouche



et al., 2008), transformando previsões quantitativas dos modelos (por exemplo, probabilidades estimadas de ocorrência no GLM ou adequabilidade ambiental do MAXENT) em um vetor binário de 0/1, indicando a ausência ou a presença de cada espécie em cada célula. Para formar a curva ROC, pseudoausências foram obtidas utilizando as células fora da extensão de ocorrência da espécie no Cerrado (ver Lawler et al., 2009 para maiores detalhes). Em seguida, a ocorrência de cada espécie foi expressa pela frequência na qual ela aparece em uma dada célula, sendo que a espécie foi considerada presente somente se a frequência de ocorrência de todas as projeções de todos os modelos ( $n = 114.300$ ) na célula for maior que 50% (*majority consensus*).

Segundo Allouche et al. (2008), o desempenho dos modelos foi avaliado através da *True Skill Statistics* (TSS), obtida através de

$$TSS = \text{sensibilidade} + \text{especificidade} - 1$$

no qual a sensibilidade corresponde à proporção de presenças corretamente identificadas e a especificidade indica a proporção de ausências corretamente identificadas, ambas no conjunto de validação apenas. Atualmente, não há consenso sobre a validade das medidas estatísticas de adequação e transferibilidade (ver Lobo et al., 2008; Peterson et al., 2007, 2008), mas para o presente trabalho conduziu-se a abordagem proposta por Araújo e New (2007), no qual utilizou-se a combinação dos diferentes modelos de nichos desenvolvidos, evitando-se assim discussões sobre seu desempenho relativo. Isso é especialmente importante para finalidades de previsão, à medida que são analisados um grande número de espécies com diferentes características de distribuição geográfica e cujas sensibilidades de modelos de nicho são, em geral, desconhecidas. Todos os modelos de nicho foram implementados na nova plataforma computacional "*Bioensemble*", que está atualmente sendo desenvolvida em nosso laboratório.

A riqueza de espécies (S) foi obtida pelo nú-

mero de presenças de cada espécie que se sobrepõem cada célula enquanto o *turnover* de espécies (T) é dado por

$$T = (G+L)/(S+G)$$

G e L são os números de espécies ganhas ou perdidas em cada célula, respectivamente (Thuiller, 2005). Observe que o *turnover* de espécies foi calculado através da comparação das distribuições geográficas das espécies modeladas no presente (e não as extensões de ocorrência observadas) e em 2050. Também derivamos uma métrica simples de diferença na riqueza modelada entre projeções atuais e o consenso médio (ver abaixo) para 2050 (DS).

Para cada célula da grade no Cerrado fizemos a média da riqueza e do *turnover* de espécies considerando 18 combinações dos métodos de distribuição potencial das espécies (seis métodos de modelagem de nicho) e dos AOGCM, gerando um mapa consensual para essas métricas em 2050 (consenso, *sensu* Marmion et al., 2009). Nós também calculamos ganhos e perdas no tamanho da distribuição geográfica das espécies no Cerrado, baseados nos cenários futuros de mudanças climáticas. O mapa consensual também foi correlacionado com o primeiro componente principal extraído da matriz de correlação entre as 18 projeções, como foi sugerido por Thuiller (2005). Isso também nos permitiu avaliar a similaridade dos vetores no hiperespaço através dos valores dos coeficientes das variáveis nos componentes interpretáveis, cujo número foi definido pelo critério de *Broken-Stick* (ver Legendre & Legendre, 1998). Uma análise de variância (ANOVA) *two-way* (Sokal and Rohlf, 1995) foi utilizada para avaliar a contribuição dos modelos de nicho e dos MCGs para a variação na riqueza e no *turnover*. (Diniz-Filho et. al., 2009)

### Impactos humanos e Unidades de Conservação

O *turnover* de espécies T e DS foi correlacionado com diferentes componentes da atual

ocupação humana no Cerrado. Essa relação permite a identificação de possíveis conflitos de conservação (*sensu* Balmford et al., 2001; ver também Loyola et al., 2008b) e ainda avaliar se regiões cobertas por unidades de conservação têm padrões de *turnover* e riqueza diferentes das outras células.

Baseado nas análises de Rangel et al. (2007), usamos os autovetores derivados dos três componentes principais (ver Legendre & Legendre, 1998) que resumem 23 variáveis socioeconômicas obtidas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), como medidas de custos socioeconômicos. Esses eixos representam, respectivamente, a variação espacial na agricultura moderna, a pecuária e os padrões de população humana. Também utilizamos o Mapa de Vegetação Remanescente do Cerrado do PROBIO/MMA (ver <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio>) para avaliar as interações entre os nossos resultados e os padrões atuais de conversão de habitat no bioma. Esse mapa engloba uma ampla variedade de fisionomias remanescentes e áreas convertidas e foi produzido em uma escala de 1:250.000 (ver Sano et al., 2007 para mais detalhes). Mais especificamente, os limites de cada trecho de vegetação remanescente obtido a partir de dados de sensoriamento remoto foram sobrepostos pela grade de 181 células com resolução de 1°, de forma que um valor percentual de remanescente de vegetação foi adicionado à respectiva célula dessa grade que cobre o bioma Cerrado.

Também foi analisada a relação entre a rede de unidades de conservação já estabelecidas no Cerrado e os padrões de riqueza e *turnover* das espécies, utilizando um teste *t* para avaliar se há diferenças entre essas métricas quando comparado células com e sem unidades de conservação. Incluímos em nossa análise apenas as 33 unidades de conservação maiores de 10.000 hectares, que estavam localizadas em 26 células espalhadas pelo Cerrado (ver Diniz-Filho et al., 2008b).

Devido à autocorrelação espacial afetar as

análises estatísticas, inflando o seu erro tipo I, especialmente quando a riqueza e o *turnover* de espécies são obtidos pela sobreposição da distribuição geográfica das espécies (ver Legendre & Legendre, 1998; Diniz-Filho et al., 2003), todos os testes de significância foram baseados nos graus de liberdade geograficamente efetivos ( $v^*$ ), que foram obtidos através da correção de Dutilleul baseado nos correlogramas espaciais definidos com índices *I* de Moran. Para a análise espacial, usamos o aplicativo SAM (Análise Espacial em Macroecologia), disponível gratuitamente em [www.ecoevol.ufg.br/sam](http://www.ecoevol.ufg.br/sam) (Rangel et al., 2006)

## RESULTADOS

Para a maioria das espécies os valores de TSS foram relativamente altos no modelo de consenso, indicando um bom ajuste (FIGURA 1). Os resultados finais (considerando a riqueza de espécies) para cada um dos seis métodos de modelagem de nicho e três MCG são relativamente similares, sendo o primeiro componente principal responsável por 57% da correlação entre eles (apenas os dois primeiros componentes principais são relevantes de acordo com um critério de *broken-stick* e juntos explicam 73% da variação dos dados). De acordo com as correlações entre valores da riqueza de espécies modeladas (derivados das combinações das técnicas dos modelos de nicho e dos AOGCMs) e os autovetores dos primeiros componentes principais (TABELA 1), BIOCLIM, EUC e MAHAL tenderam a gerar resultados similares. O GLM forneceu as previsões mais diferentes enquanto que o MAXTENT ficou em uma posição intermediária. As diferenças entre os três AOGCMs são aparentemente idiossincráticas e dependem da técnica do modelo de nicho ecológico. No entanto, a correlação entre os autovetores do segundo componente principal e os valores de riqueza de espécies modelada indicam que para todos os métodos (com exceção do GLM e do MAXTENT), o modelo de circulação global CSIRO tende a produzir resultados mais diferentes. Como é difícil interpretar essas diferenças e identificar quais desses AOGCMs

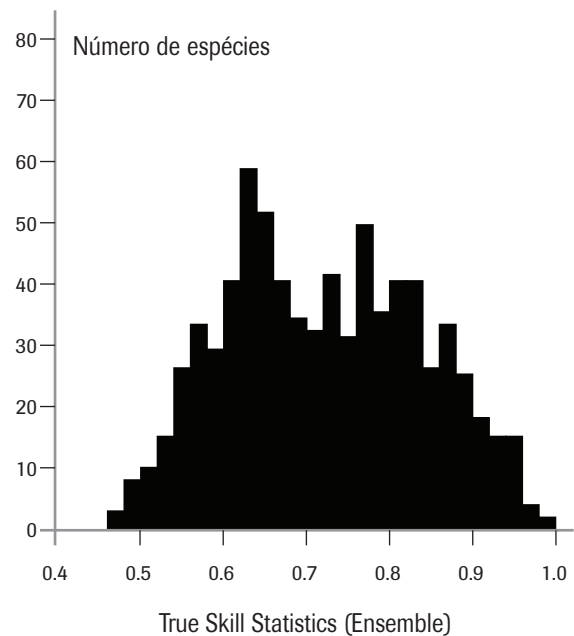


TABELA 1. Coeficientes (*loadings*) de cada combinação das técnicas de modelos de nicho ecológico e dos AOGCMs nos dois primeiros componentes principais, revelando a similaridade das projeções do mapa de riqueza no Cerrado para 2050.

Modelo	AOGCM	PC1	PC2
BIOCLIM	CCSM3	0,91	0,24
	CSIRO	0,69	0,52
	HADCM3	0,79	0,14
EUCLIDIAN	CCSM3	0,95	0,06
	CSIRO	0,79	0,47
	HADCM3	0,89	0,06
MAHALANOBIS	CCSM3	0,73	0,20
	CSIRO	0,56	0,54
	HADCM3	0,55	-0,10
GLM	CCSM3	0,58	-0,63
	CSIRO	0,46	-0,70
	HADCM3	0,51	-0,47
GARP	CCSM3	0,91	0,01
	CSIRO	0,82	0,40
	HADCM3	0,90	0,12
MAXENT	CCSM3	0,70	-0,59
	CSIRO	0,80	-0,50
	HADCM3	0,75	-0,36

são mais confiáveis, presume-se que a combinação dos modelos seja uma abordagem válida para a investigação dos efeitos das mudanças climáticas nos padrões de biodiversidade em diferentes escalas espaciais (Araújo & New, 2007).

Considerando os modelos para cada uma das 753 espécies é possível prever uma mudança na riqueza máxima de espécies a partir do sudeste em direção à região centro-sul do Cerrado (FIGURA 2). As mudanças no padrão de riqueza de espécies não são intensas, tanto em posição quanto em magnitude, mas prevê-se que ganhos em riqueza de espécies ocorram principalmente na região centro-sul do bioma, enquanto se espera que sejam encontradas perdas no número de espécies em todas as regiões do bioma (FIGURA 3A). Além disso, mesmo pequenos ganhos e perdas na riqueza de espécies não indicam estabilidade, e de fato as taxas de *turnover* são altas e variam de 0,46 a 0,84, principalmente na divisa sul-sudoeste do bioma (FIGURA 3B).

FIGURA 1. Distribuição da frequência da *True Skill Statistics* (TSS) baseada na combinação das seis técnicas de modelos de nicho para 753 espécies do Cerrado.

Comparando-se as áreas da distribuição geográfica das espécies do Cerrado entre 2000 e

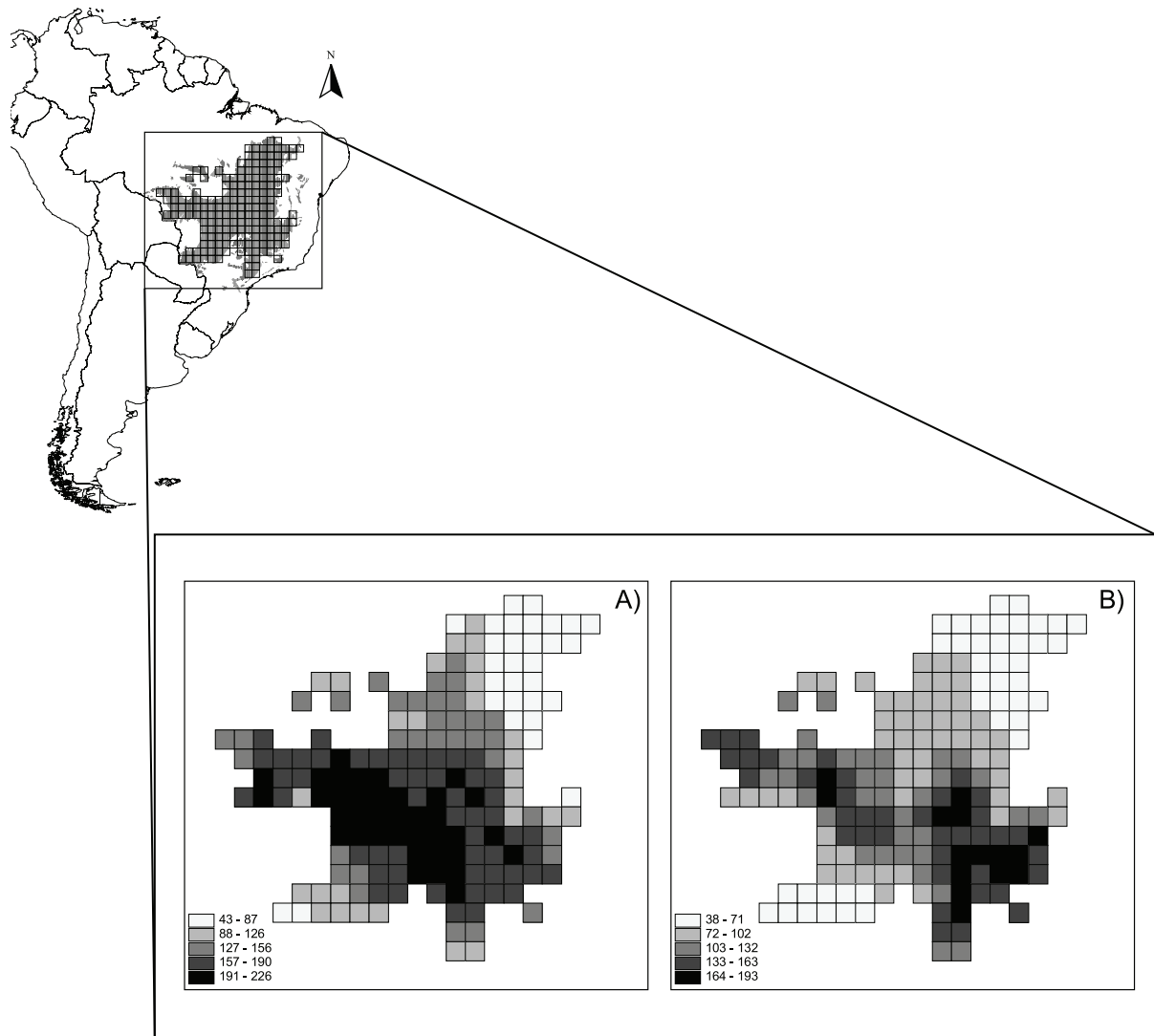


FIGURA 2. Mapas consenso da riqueza de espécies, baseados na sobreposição das distribuições geográficas de 753 espécies, utilizando cenários futuros de mudanças climáticas e projetados para 2050 (A) e para o clima atual (B) em uma grade com 181 células de um grau de latitude e de longitude, cobrindo o bioma Cerrado.

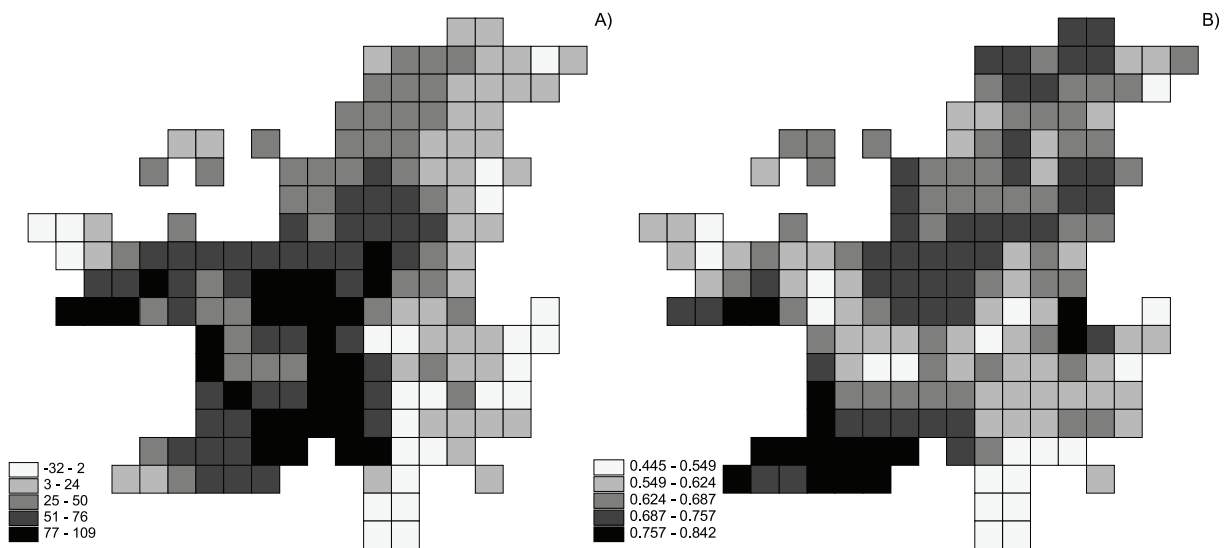


FIGURA 3. Padrões espaciais de DS (A) e de *turnover* de espécies (B) baseados na distribuição geográfica potencial de 753 espécies no Cerrado.



2050, observa-se que deverão ocorrer aumentos da distribuição geográfica para 76% das espécies (FIGURA 4).

DS foi significativamente correlacionada com o segundo e o terceiro eixos derivados da análise do componente principal aplicada a variáveis socioeconômicas, expressando a intensidade da pecuária e da ocupação humana, respectivamente (TABELA 2), porém a primeira com uma relação positiva e a segunda com uma relação negativa. Assim, espera-se que os maiores aumentos na riqueza de espécies ocorram em regiões onde atualmente existem intensas atividades pecuárias e baixa densidade populacional humana. O *turnover* está fracamente correlacionado com os três fatores que expressam a ocupação humana, com resultados similares aos apresentados pelo DS (TABELA 2).

Não foram detectadas diferenças significativas entre o *turnover* médio ( $t = 0.223$ ;  $P = 0.824$ ) e o DS médio ( $t = 0.654$ ;  $P = 0.516$ ) nas

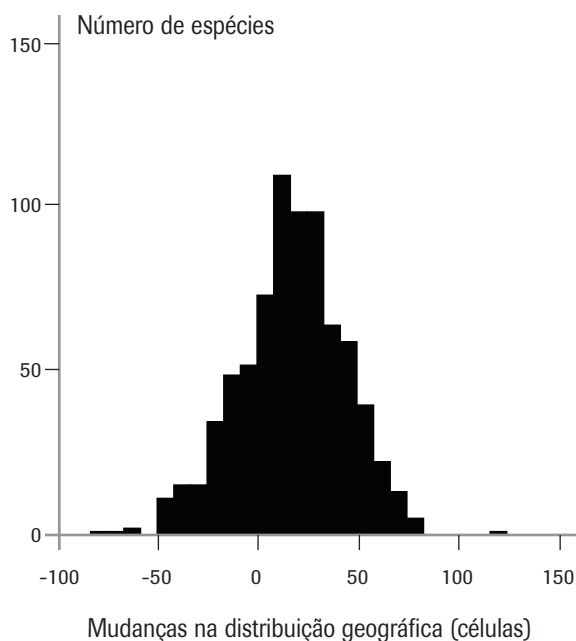


FIGURA 4. Distribuição estatística da mudança do tamanho da distribuição geográfica das 753 espécies no Cerrado do presente até 2050, baseada em um conjunto de seis técnicas de modelagem de nicho e três tipos de AOGCMs. Valores positivos indicam ganhos em tamanho da distribuição geográfica, em número de células ocupadas.

TABELA 2. Correlações entre o *turnover* de espécies (T) e DS e os três vetores extraídos da análise de componentes principais representando a ocupação humana do Cerrado (indicador da agricultura moderna, pecuária e demografia humana em conjunto) e percentagem de remanescentes de vegetação natural em cada célula da malha que cobre o bioma Cerrado. Valores de  $P$  para cada correlação foram obtidos depois do cálculo dos graus de liberdade geograficamente efetivos  $v^*$  (ambos entre parênteses,  $P$ ,  $v^*$ ) os quais levam em conta a autocorrelação espacial.

	Turnover T	DS
Agricultura Moderna	-0,317 (0,079; 30)	0,135 (0,61; 15)
Pecuária	0,305 (0,051; 40)	0,458 (0,025; 22)
Demografia Humana	-0,276 (0,086; 38)	-0,419 (0,048; 21)
% de remanescentes de Habitat	0,014 (0,942; 28)	-0,335 (0,217; 13)

células que contém ou não unidades de conservação maiores que 10.000 hectares.

## DISCUSSÃO

Nossas análises são a primeira abordagem macroecológica a avaliar mudanças na distribuição geográfica das espécies como resultado de mudanças climáticas no bioma do Cerrado, no contexto da biogeografia da conservação. O presente trabalho não está focado em uma espécie em particular ou em grupos de espécies (por exemplo, as endêmicas), mas avaliamos padrões de biodiversidade medidos por variáveis subjacentes a esses padrões, tais como riqueza e *turnover* de espécies, para um grande número de espécies. O mesmo raciocínio foi recentemente utilizado por Lawler et al. (2009) para avaliar os efeitos das mudanças climáticas no Novo Mundo. No entanto, também utilizamos a abordagem de combinação de modelos de nicho ecológico de Araújo & New (2007), na qual a utilização de um modelo único de nicho (normalmente selecionado com base em sua maior capacidade de adaptação de acordo com alguns critérios estatísticos) é substituída por um consenso ob-

tido de um grande número de modelos. Algumas análises recentes mostraram que esse consenso tem um maior poder de previsão do que a utilização de modelos individuais (Marmion et al., 2009; O'Haney, 2009; Roura-Pascal et al., 2009). Portanto, essa abordagem supera as dificuldades no estabelecimento de um critério para selecionar um modelo em particular (Peterson et al., 2007; Peterson et al., 2008; Lobo et al., 2008).

Além disso, o objetivo desse trabalho não é produzir estratégias de conservação a serem adotadas em escala local. Em vez disso, utilizamos uma abordagem biogeográfica para levar em conta as incertezas associadas à distribuição das espécies e os cenários dos AOGCMs. A vantagem principal das abordagens de biogeografia de conservação é que ela fornece uma primeira e rápida avaliação em grandes escalas que pode guiar análises mais refinadas e locais (ver Lowenberg-Neto & Carvalho, 2004; Diniz-Filho et al., 2007, Loyola et al. 2008b).

É importante também observar que a nossa abordagem é baseada na modelagem da distribuição geográfica potencial das espécies no bioma Cerrado e não leva em consideração que a distribuição (tamanho, formato e local) do próprio bioma pode se alterar (Salazar et al., 2007). As mudanças climáticas também podem mudar a distribuição geográfica das espécies presentes em biomas ao seu redor, que não foram incluídas nesta análise e que poderiam invadir os novos limites do bioma Cerrado. Mudanças eventuais nos territórios dessas espécies podem afetar nossas previsões, aumentando ou reduzindo os ecótonos do Cerrado, ou ainda alterando a composição das comunidades nos limites do bioma. Apesar disso, acreditamos que nossas generalizações são válidas por duas razões. Em relação às mudanças no domínio do bioma, isso seria um problema de fato apenas para as espécies com um território limitado que têm um hábitat especializado. O Cerrado Brasileiro tem um nível relativamente baixo de endemismo animal; portanto, a modelagem da distribuição geográfica de um grande número de espécies provavelmente

te forneceria um retrato realista para essa região (apesar dessas espécies poderem expandir para fora do domínio sob análise, como em qualquer exercício de modelagem). Em segundo lugar, o mesmo argumento de baixo endemismo é válido para a tendência da baixa riqueza modelada de espécies, já que não levamos em consideração outras espécies que estão atualmente fora do bioma e que poderiam ocupar o Cerrado sob certas condições de mudanças climáticas. Devido ao baixo endemismo, a maioria das espécies oriundas de outros biomas próximos às fronteiras atuais do Cerrado já foi incluída nas análises (apesar desse valor também poder variar entre grupos taxonômicos – por exemplo, o número de espécies excluídas que não estão atualmente no Cerrado e que poderiam invadi-lo no futuro é maior para anfíbios do que para mamíferos). Além disso, a maioria das espécies que poderiam potencialmente ocupar o bioma Cerrado, e que não foram incluídas em nossas análises, viria da Mata Atlântica, mas nossos resultados mostram que a previsão é que a riqueza máxima de espécies se mova em direção oposta (ou seja, em direção ao Cerrado central).

O baixo endemismo também aponta outra limitação de nossas análises, porque cerca de metade das espécies endêmicas (ou seja, cerca de 60% das 127 espécies – ver Diniz-Filho et al., 2008b) não foram utilizadas nas análises de modelagem de nicho porque elas têm um território muito pequeno, ocupando menos do que dez células. Lidar com o problema de como essas espécies reagiria às mudanças climáticas e à perda de hábitat pode exigir uma análise mais detalhada, baseada em ocorrências locais, apesar da possibilidade de surgir o mesmo problema de limitação de dados da maioria delas (muitas das espécies endêmicas, especialmente de anfíbios anuros, são conhecidas por permanecerem em um único local) (ver Marini et al., 2009). Seria importante avaliar como essas mudanças afetariam os padrões atuais de diversidade disponível para essas espécies e como as prioridades de conservação propostas (ver Lowenberg-Neto & Carvalho, 2004; Diniz-Filho et al., 2006, 2008b) serão afetadas.



Não se espera que as mudanças na riqueza de espécies sejam altas nas regiões tropicais, devido aos gradientes ambientais relativamente pequenos. No entanto, Bush & Hooghiemstra (2005) chamaram a atenção para o fato de que como as espécies tropicais podem ter nichos mais restritos do que espécies de climas temperados, elas podem diminuir suas distribuições geográficas mesmo sob relativamente pequenas mudanças climáticas. Porém não há evidências desses nichos mais restritos no bioma Cerrado, porque, como foi discutido anteriormente, há um baixo endemismo animal (pelo menos para vertebrados).

A abordagem de modelagem utilizada aqui pressupõe que a distribuição geográfica das espécies (e, conseqüentemente, a riqueza de espécies), é influenciada pelas variáveis ambientais utilizadas neste estudo, as quais eram todas variáveis climáticas (Terribile et al., 2009b). De fato, para a maioria das espécies, os modelos apresentaram uma adequação relativamente alta aos dados atuais (segundo a TSS), e estudos anteriores mostram que para todos os grupos analisados aqui, exceto os répteis, os dados climáticos explicaram uma proporção substancial da variabilidade na riqueza de espécies (Diniz-Filho et al., 2007, 2008a). Padrões atuais de riqueza de espécies, como previsto pelos modelos de nicho, indicam que o número máximo de espécies é encontrado na parte sul-sudeste do bioma, um resultado que está de acordo com as descrições anteriores baseadas na extensão real da ocorrência das espécies (Blamires et al., 2008; Diniz-Filho et al., 2008a). A taxa de *turnover* por todo o bioma é relativamente alta, sendo em média 0,65, mas não é observado um padrão espacial claro. A diferença na riqueza de espécies, no entanto, indica claramente que uma mudança na posição do ápice de riqueza de espécies provavelmente ocorrerá como conseqüência de mudanças climáticas. Uma direção semelhante de mudança nos centróides das distribuições geográficas das espécies foi recentemente detectada por Marini et al. (2009) para espécies endêmicas de aves.

O problema principal detectado aqui foi que as

mudanças na riqueza de espécies são correlacionadas a componentes diferentes dos padrões atuais de ocupação humana no Cerrado, que podem ser interpretadas de diferentes maneiras. Espera-se que ocorra um aumento na riqueza de espécies (associado a uma expansão do tamanho da distribuição geográfica da espécie, como mostrado na FIGURA 4) na parte sul-sudeste do bioma, onde as atividades pecuárias são intensas. Presumindo que o padrão da ocupação humana será semelhante durante os próximos 40 anos (não em intensidade, mas em seus padrões espaciais), isso pode levar a possíveis conflitos de conservação (*sensu* Balmford et al., 2001).

Por outro lado, há uma relação negativa entre DS e as medidas de demografia humana, indicando a previsão que o número máximo de espécies se transfira das regiões que atualmente são altamente ocupadas, no sul-sudeste, para as regiões menos ocupadas. Apesar desse resultado parecer interessante em termos de conservação de biodiversidade, ele deve ser interpretado com cautela devido a duas questões importantes. Em primeiro lugar, ondas de migração humana e colonização em direção às regiões norte e oeste do bioma não são inesperadas, podendo levar a conflitos futuros. Em segundo lugar, mesmo se essas ondas forem lentas, pouco intensas e não causarem grandes impactos, a riqueza máxima no sul-sudeste pode ser na verdade um resultado da extensão das ocorrências (em oposição a registros locais de ocorrência) utilizadas no modelo de distribuição das espécies (Hawkins et al., 2008). Em outras palavras, a parte sul-sudeste do bioma, apesar de ser adequada climaticamente, pode já ter perdido a maioria dessas espécies (ou pelo menos populações grandes ou viáveis dessas espécies) devido a ocupação humana mais intensa.

Em conclusão, nossas análises fornecem evidência geral de mudanças na distribuição geográfica das espécies e na localização da riqueza máxima de espécies, assim como altas taxas de *turnover*, no Cerrado Brasileiro. Apesar de ser difícil prever futuros conflitos conservacionistas em virtude das incertezas (e na falta de dados) subjacentes à dinâmica espacial da ex-

pansão das atividades humanas ao longo do bioma, nossas análises mostram que a expansão da distribuição das espécies pode incluir regiões atualmente utilizadas para pecuária.



## REFERÊNCIAS

- Allouche, O.; Tsoar, A.; Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Araújo, M. B. & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Araújo, M. B. & New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42-47.
- Araújo, M. B. & Pearson, R. G. 2005. Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography* 28: 693-695
- 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.
- 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.
- Blamires, D.; de Oliveira, G.; Barreto, B. S.; Diniz-Filho J. A. F. 2008. Habitat use and deconstruction of richness patterns in cerrado birds. *Acta Oecologica* 33: 97-104.
- Brooks, T. M.; Mittermeier, R. A.; Fonseca, G. A. B.; Gerlach, J.; Hoffmann, M.; Lamoreux, J. F.; Mittermeier, C. G.; Pilgrim, J. D.; Rodrigues, A. S. L. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313: 58-61.
- Brown, J. H. 1995. *Macroecology*. Chicago: University of Chicago Press.
- Bush, M. A. & Hooghiemstra, H. 2005. Tropical biotic responses to climate change. In: Lovejoy, T. E. & Hannah, L. (eds.). *Climate change and biodiversity*. Pp.125-156. New Haven & London: Yale University Press.
- 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.; 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.; Bini, L. M.; Pinto, M. P.; Terribile, L. C.; de Oliveira, G.; Vieira, C. M.; Blamires, D.; Barreto, B. S.; Carvalho, P.; Rangel, T. F. L. V. B.; Tôrres, N. M.; Bastos, R. P. 2008b. Conservation planning: a macroecological approach using the endemic terrestrial vertebrates of the Brazilian Cerrado. *Oryx* 42: 567-577.
- Diniz-Filho, J. A. F.; Bini, L. M.; Rangel, T. F. L. V. B.; Carvalho, P.; Pinto, M. 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.; Blamires D.; Terribile, L. C.; Bastos, R. P.; de Oliveira, G., Barreto, B. S. 2008a. Spatial patterns of terrestrial vertebrates species richness in the Brazilian Cerrado. *Zoological Studies* 47: 146-157.
- Diniz-Filho, J. A. F.; Bini, L. M.; Rangel, T. F. L. V. B.; Loyola, R. D.; Hof, C.; Nogués-Bravo, D.; Araújo, M. B. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles forecasts of species turnover under climate changes. *Ecography* (no prelo) doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x.
- Elith, J.; Graham, C. H.; Anderson, R. P.; Dudík,



- M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, R. J.; Huettmann, F.; Leathwick, J. R.; Lehmann, A.; Li, J.; Lohmann, L. G.; Loiselle, B. A.; Manion, G.; Moritz, C.; Nakamura, M.; Nakazawa, Y.; Overton, J. M.; Peterson, A. T.; Phillips, S. J.; Richardson, K.; Scachetti-Pereira, R.; Schapire, R. E.; Soberon, J.; Williams, S.; Wisz, M. S.; Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Hawkins, B. A.; Rueda, M.; Rodríguez, M. Á., 2008. What do range maps and surveys tell us about diversity patterns? *Folia Geobotanica* 43: 345-355.
- Kerr, J. T.; Kharouba, H. M.; Currie, D. J. 2007. The macroecological contribution to global change solutions. *Science* 316: 1581-1584.
- Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. 2005. *Conservation Biology* 19: 707-713.
- Lawler, J. J.; Shafer, S. L.; White, D.; Kareiva, P.; Maurer, E. P.; Blaustein, A. R.; Bartlein, P. G. 2009. Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology* 90: 588-597.
- Legendre, P.; Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier.
- Lobo, J. M.; Jimenez-Valverde, A.; Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
- Löwenberg-Neto, P. & Carvalho, C. J. B. 2004. Análise parcimoniosa de endemicidade (PAE) na delimitação de áreas de endemismos: inferências para conservação da biodiversidade na Região Sul do Brasil. *Natureza & Conservação* 2: 58-65.
- Loyola, R.D.; Becker, C.G.; Kubota, U.; Haddad, C.F.B.; Lewinsohn, T.M. (2008a) Hung out to dry: choice of priority ecoregions for conserving threatened Neotropical anurans depends on life-history traits. *PLoS ONE* 3(5):e2120. DOI:10.1371/journal.pone.0002120.
- Loyola, R.D.; Kubota, U.; Fonseca, G.A.B.; Lewinsohn, T.M. (2009) Key Neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodivers Conser*, in press.
- Loyola, R.D.; Kubota, U.; Lewinsohn, T.M. (2007) Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* 13:389-396.
- Loyola, R. D.; de Oliveira, G.; Diniz-Filho, J. A. F.; Lewinsohn, T. M. 2008. Conservation of Neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. *Diversity and Distributions* 14: 949-960.
- Marini, M. A.; Barbet-Massin, M.; Lopes, L. E.; Jiguet, F. 2009. Predicted Climate-Driven Bird Distribution Changes and Forecasted Conservation Conflicts in a Neotropical Savanna. *Conserv. Biol.* (in press).
- Marmion, M.; Parviainen, M.; Luoto, M.; Heikkinen, R. K.; Thuiller, W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions* 15: 59-69.
- Meynard, C. N. & Quinn, J. F. 2007. Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. *Journal of Biogeography* 34: 1455-1469.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kents, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- O'Haney, J. R. 2009. NeuralEnsembles: a neural network based ensemble forecasting program for habitat and bioclimatic suitability analysis. *Ecography* 32: 89-93.
- Pearson, R. G. & Dawson, T. P. 2003. Predicting the impacts of climate change on

the distribution of species: are bioclimate envelopes useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361-171.

Peterson, A. T.; Papes, M.; Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30: 550-560.

Peterson, A. T.; Papes, M.; Soberón, J. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis: applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling* 213: 63-72.

Phillips, S. J. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.

Phillips, S. J. Anderson, R. P.; Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. - *Ecological Modelling* 190: 231-259.

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. L. F. 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.

Roura-Pascal, N.; Brotons, L.; Peterson, A. T.; Thuiller, W. 2009. Consensual predictions of potential distributional areas for invasive species: a case study of Argentine ants in the Iberian Peninsula. *Biological Invasions* 11: 1017-1031.

Salazar, L. F.; Nobre, C. A.; Oyama, M. D. 2007. Climate change consequences on the distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters* 34: 1-6.

Sano, E. E.; Rosa, R.; Brito, J. L. S.; Ferreira, L. G. 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da

terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43: 153-156.

Segurado, P. & Araújo, M. B. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31: 1555-1568.

Soberon, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10: 1115-1123.

Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*. San Francisco: W.H. Freeman.

Stockwell, D. R. B. & Noble, I. R. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* 33: 385-390.

Terribile, L. C.; de Oliveira, G.; Albuquerque, F.; Rodríguez, M. Á.; Diniz-Filho, J. A. F. 2009a. Global conservation strategies for two clades of snakes: combining taxon-specific goals with general prioritization schemes. *Diversity and Distributions* 15 (in press).

Terribile, L. C.; Diniz-Filho, J. A. F.; Rodríguez, M. Á.; Rangel, T. F. V. L. B. 2009b. Richness patterns, species distributions, and the principle of extreme deconstruction. *Global Ecology and Biogeography* 18: 123-136.

Thuiller, W. 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology* 10: 2020-2027.

Thuiller, W. 2007. Biodiversity - Climate change and the ecologist. *Nature* 448: 550-552.

Tsoar, A.; Allouche, O.; Steinitz, O.; Rotem, D.; Kadmon, R. 2007. A comparative evaluation of presence only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405.

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.

# O conceito de “bioma” e a legislação específica para a proteção da Mata Atlântica



Cezar Neubert Gonçalves, Dr.<sup>1</sup>

- ICMBIO- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**RESUMO,** A publicação da Lei Federal 11.428/06, a Lei da Mata Atlântica, estabeleceu mecanismos para a preservação deste patrimônio nacional, nos termos da constituição brasileira. No entanto, algumas dúvidas persistem quanto à abrangência dos limites da Mata Atlântica. Os questionamentos têm origem na conceituação da Mata Atlântica, que é tratada na literatura como “bioma” ou “domínio”, e na falta de um conceito explícito, na Lei, sobre o que deve ser entendido como Bioma Mata Atlântica. Diversas propostas para conceituar “bioma” são citadas na literatura, incluindo a apresentada por Walter (1986), que tem um caráter eminentemente ecológico. Para fins de conservação da natureza, porém, tem-se adotado um conceito mais amplo, que é sinônimo ou, pelo menos, equivalente ao “domínio” proposto por Watanabe (1987), que é proposto como o conceito que deve balizar a interpretação jurídica sobre o que é o Bioma Mata Atlântica. O regulamento da Lei da Mata Atlântica, em especial o Decreto Federal 6.660/08 e o Mapa da Área de Aplicação da Lei 11.428, estabelece os limites do bioma a serem seguidos. Por outro lado, as Resoluções do CONAMA que estabelecem os critérios específicos de cada estado para definir as formações deste bioma devem ser utilizadas para determinar a inserção ou não de áreas de transição em sua abrangência.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica, Bioma, domínio, legislação

## INTRODUÇÃO

No final de 2006, a proteção da Mata Atlântica ganhou um novo mecanismo para fundamentar as ações dos órgãos ambientais: a Lei Federal 11.428/06, chamada de Lei da Mata Atlântica (Presidência da República, 2006). Essa Lei foi regulamentada pelo decreto 6.660/08 (Presidência da República, 2008). No entanto, embora a Lei e seus regulamentos sejam de vital importância, alguns aspectos precisam ser esclarecidos para que haja um embasamento das ações de licenciamento

e fiscalização por parte dos órgãos federais, notadamente do IBAMA e ICMBIO.

Com o objetivo de esclarecer diferentes pontos de vista sobre a legislação específica para a Mata Atlântica, foi realizada uma reunião em 21 de maio de 2008, na sede do IBAMA, em Salvador, com a presença de servidores daquele órgão e do ICMBIO. Durante a reunião, um ponto gerou discordância e foi o principal foco das discussões: qual a extensão do Bioma Mata Atlântica no estado da Bahia? Ficou evidente que existiam duas interpretações, ambas baseadas no artigo 2º da referida Lei: uma que defendia a adoção do mapa de vegetação do IBGE (1988), onde estão discri-

<sup>1</sup> krisfag@hotmail.com



minadas as formações vegetais citadas no Decreto 750/93 (Presidência da República, 1993) e na própria Lei da Mata Atlântica; e outra que defende a utilização do mapa de biomas, do mesmo instituto (IBGE, 2004), no qual a extensão deste bioma é menor. A publicação do decreto 6660/08 selou a discussão ao determinar que a delimitação do bioma a ser utilizada seja a expressa no “Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428 (MAA, daqui em diante)” (IBGE, 2008), publicado especificamente com o fim de evitar dúvidas sobre o tema. No entanto, o cerne da discussão da reunião citada acima permanece: a Lei não traz em seu escopo o que seria o conceito de “bioma” que serve de base para a legislação. Neste texto, são discutidas as implicações legais da falta desta conceituação e outros problemas existentes na aplicação da Lei da Mata Atlântica e de seus dispositivos complementares. Espera-se que as considerações apresentadas a seguir sejam úteis para os órgãos governamentais de fiscalização e controle ambiental e para entidades que atuam na defesa do meio ambiente.

## ASPECTOS CONCEITUAIS

Um grande número de conceitos tem sido proposto para definir o que seria um bioma. Coutinho (2005) faz uma extensa revisão das diferentes propostas feitas pelos pesquisadores ao longo dos séculos XIX e XX, optando por adotar o conceito de Walter (1986), que diz, textualmente:

*“Bioma é uma área do espaço geográfico, com dimensões até superiores a um milhão de quilômetros quadrados, representada por um tipo uniforme de ambiente, identificado e classificado de acordo com o macroclima, a fitofisionomia (formação), o solo e a altitude, os principais elementos que caracterizam os diversos ambientes continentais.”* (Coutinho, 2005, p. 14)

O próprio Coutinho (op. Cit.) sugere acrescentar a ocorrência de fogo aos itens de classificação de biomas listados no conceito acima, em virtude da recorrência deste fator em diversos tipos de ambientes, notadamente

nos ambientes savânicos, como o Bioma Cerrado.

Outros termos frequentemente usados, e que podem ser conceitualmente confundidos com bioma, incluem formação, fitofisionomia e “domínio”. O que diferencia os conceitos de bioma e formação é que o primeiro diz respeito a toda biota, incluindo animais, enquanto o segundo refere-se apenas a vegetação. Fitofisionomia é entendido como “*a primeira impressão causada pela vegetação*” (Coutinho 2005, p. 14), sendo um dos componentes que deve ser analisado tanto na definição das formações como dos biomas. Já o conceito de “domínio” é mais amplo, podendo incluir diversos biomas e sendo, por isto mesmo, chamado de Domínio Morfoclimático e Fitogeográfico. Normalmente, o “domínio” tem seu nome emprestado do bioma mais extenso encontrado em seus limites. Por exemplo, o Bioma Cerrado é o mais extenso do Domínio Cerrado, o qual também inclui o campo Limpo, o Campo Sujo, o Campo Cerrado e o Cerradão e, em adição aos citados por Coutinho (op. Cit.), o Cerrado Rupestre e os Campos Rupestres (Conceição et al. 2005; Harley et al. 2005).

Note-se que os conceitos acima não levam em consideração a composição florística das diferentes formações envolvidas. Florestas que tenham diferenças importantes nas espécies que as compõem podem estar incluídas num mesmo bioma ou formação. A classificação de uma formação florestal (ou campestre) em um ou outro bioma deve estar condicionada à presença de condições ambientais similares àquelas encontradas em outras formações do bioma. Assim, a Caatinga Arbórea é uma forma de Floresta Estacional Semidecidual, mas não pertence ao Domínio Mata Atlântica porque ocorre em condições climáticas e de solo distintas da Floresta Estacional Semidecidual típica deste último “domínio”.

No exemplo dado no parágrafo anterior, as Florestas Estacionais Semidecíduais pertencem ao Domínio da Mata Atlântica, mas não são parte do Bioma Mata Atlântica senso es-

trito (entendido como Floresta Ombrófila Densa), segundo o conceito de Walter (1986), constituindo-se um bioma à parte, como também o são as Florestas Estacionais Deciduais, Florestas Ombrófilas Abertas, Florestas Ombrófilas Mistas, Manguezais e Restingas. Os Cerradões, por outro lado, têm características florísticas e fitofisionômicas similares às Florestas Estacionais Semideciduais, mas podem ser distinguidos delas pelo clima, solo e tolerância a fogo (Coutinho, 2005).

Apesar do exposto acima, é preciso ter em mente que há uma íntima relação entre certos grupos taxonômicos e as formações ou bioma onde estes ocorrem. O exemplo mais evidente é o da araucária *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, gimnosperma que caracteriza as Florestas Ombrófilas Mistas das Regiões Sul e Sudeste do Brasil. Na fauna, há algumas espécies que são características de formações florestais do Domínio da Mata Atlântica, como o beija-flor-de-fronte-violeta *Thalurania glaucopis*, o surucua-de-barriga-vermelha *Trogon surrucura* e a maria-preta-de-garganta-vermelha *Knipolegus nigerrimus*, citados em Machado (2004). Desta forma, embora não seja o critério primordial na definição do bioma a que pertença determinada formação vegetal, a composição florística e faunística deve entrar como elemento subsidiário na hora de se fazer esta avaliação, especialmente se houver mosaicos entre formações associadas a diferentes biomas.

Mesmo com o arcabouço teórico apresentado justificando o uso do conceito de bioma de uma forma mais restrita, eminentemente ecológica, a literatura frequentemente apresenta um uso do termo de uma forma mais ampla, que coincide com o termo “domínio” adotado por Coutinho (2005). Normalmente, a justificativa para esta posição tem um caráter preservacionista, visando buscar a adoção de políticas públicas comuns a áreas extensas do território nacional, notadamente no caso da Mata Atlântica (Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica et al., 1996).

Para fins deste texto, daqui em diante, esta concepção ampla será tratada como bioma

sensu lato (*s.l.*). Do mesmo modo, quando se tratar de um bioma *s.l.*, o nome deste também será acompanhado de *s.l.*, como por exemplo, Caatinga *s.l.*, Cerrado *s.l.* etc.

Além da Mata Atlântica, discussões sobre outros ambientes brasileiros também usam o conceito de bioma *s.l.* referido acima. Por exemplo, uma série de trabalhos visando à compilação de conhecimentos e à proposição de medidas de preservação da Caatinga *s.l.* adotou uma concepção do bioma *s.l.* que abrangeria 734.478 Km<sup>2</sup>. Esta proposta foi baseada em um mapa elaborado pelo Ministério do Meio Ambiente e engloba áreas com clima quente e semi-árido, com espécies vegetais adaptadas à deficiência hídrica e com a presença de endemismos (Giulietti et al., 2004). O conceito utilizado pelos autores acima é o proposto por Andrade-Lima (1981) para o “Domínio das Caatingas” (Giulietti et al., op.cit., p. 51). Baseados em Silva et al. (1994), Giulietti et al. (op. cit.) relacionam 17 Grandes Unidades de Paisagem neste bioma *s.l.*, que não correspondem necessariamente às formações vegetacionais ou biomas. Outra proposta de limites para a Caatinga *s.l.* foi apresentada por Velloso et al. (2002), onde algumas áreas mais úmidas (como a Chapada Diamantina) foram incluídas e alguns enclaves de Mata Atlântica foram excluídos. Como resultado, essa proposta abrangeria uma área de 844.796 Km<sup>2</sup>. Esses autores dividem este bioma *s.l.* em ecorregiões definidas como “uma área relativamente grande de terra e água delimitada pelos fatores bióticos e abióticos que regulam a estrutura e função das comunidades naturais que lá se encontram” (Velloso et al., 2002, p. 3), sendo esta definição próxima do conceito de bioma *sensu stricto* proposto por Coutinho (2005), discutido anteriormente. As duas propostas de limites são apresentadas em mapas de Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Caatinga (2004), onde são discutidas e sintetizadas as ações a serem desenvolvidas para a preservação ambiental e o desenvolvimento econômico da Reserva da Biosfera da Caatinga e do semiárido brasileiro. Finalmente, Giulietti et al. (2006) apresentam, na contracapa do seu

trabalho, o mesmo mapa adotado por Velloso et al. (2002) como sendo o mapa das “Ecorregiões do Semi-Árido do Nordeste”, informando que “a região do Semi-Árido, corresponde basicamente à delimitação do Bioma das Caatingas...” (Giulietti et al., 2006, p. 5). Resumindo o que foi exposto neste parágrafo, o uso do termo “bioma”, na literatura recente brasileira, tem se confundido com o conceito de “domínio” em função da necessidade de uniformização de esforços para a preservação ambiental dos mesmos.

### O BIOMA MATA ATLÂNTICA S.L.: ASPECTOS LEGAIS E A IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

O entendimento exposto no texto acima representa uma base conceitual estrita para o termo “bioma”, necessário dentro de uma discussão acadêmica. Para a atuação dos órgãos ambientais, no entanto, faz-se necessária uma análise que permita compreender o que deve ser entendido por “bioma”, para que se possa aplicar a legislação existente atualmente no Brasil. Essa discussão é especialmente importante em virtude da proteção especial que é dada às formações existentes em certos biomas *s.l.* A falta de um conceito estabelecido em Lei pode levar a problemas na hora de aplicar a legislação, além de ser passível de questionamentos judiciais, como aconteceu no caso das Zonas de Amortecimento em Unidades de Conservação, embora neste último caso a legislação pertinente seja bem mais clara quanto aos conceitos a serem adotados (Gonçalves et al. 2009).

A constituição brasileira, em seu artigo 225, § 4º, diz:

*“A Floresta Amazônica brasileira, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira são patrimônio nacional, e sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais.”* (Presidência da República, 2008)

O texto da carta magna não define o que se

entende por Floresta Amazônica, Mata Atlântica ou Pantanal Mato-Grossense, e inclui entre os patrimônios nacionais dois “tópicos” cuja definição é eminentemente geográfica ou mesmo geológica: a Serra do Mar e a Zona Costeira. Na falta desta conceituação, as suas definições devem ser dadas pela legislação complementar.

Há uma farta legislação ambiental que trata da proteção destes “tópicos” constitucionais, com disposições sobre a Floresta Amazônica, o Pantanal e a Mata Atlântica. Apenas esta última, porém, é tratada na legislação como “bioma”. O Bioma Mata Atlântica tem, desta forma, um regramento específico que é extensivo a todas as suas formações.

Até o final de 2006, o principal instrumento legal de proteção da Mata Atlântica era o Decreto Federal 750/93, o qual regulamentava o disposto no Art. 14, alíneas “a” e “b”, da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, no Decreto-Lei nº 289, de 28 de fevereiro de 1967, e na Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Naquele instrumento, o conjunto de formações descrito era tratado sobre a denominação de Domínio da Mata Atlântica, nos termos abaixo:

*“Art. 3º Para os efeitos deste Decreto, considera-se Mata Atlântica as formações florestais e ecossistemas associados inseridos no Domínio Mata Atlântica, com as respectivas delimitações estabelecidas pelo Mapa de Vegetação do Brasil, IBGE 1988: Floresta Ombrófila Densa Atlântica, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Manguezais, Restingas, Campos de Altitude, Brejos Interioranos e enclaves florestais do Nordeste.”* (Presidência da República, 1993)

Com esta concepção, o sistema utilizado no referido Decreto estava de acordo com o que foi proposto por Coutinho (2005) para “domínios” e que foi detalhado anteriormente. Após este Decreto, uma série de regulamentos foi expedida para contemplar as formações vegetais existentes em cada estado. Para o estado da Bahia, por exemplo, as definições



e enquadramentos das formações foram dados pela Resolução CONAMA 05/94 (CONAMA, 2006).

No final de 2006, foi editada a Lei Federal 11.428 (Presidência da República, 2006), que estabeleceu as normas para a utilização e proteção do Bioma Mata Atlântica. Em 2008, foi a vez do Decreto Federal 6.660 (Presidência da República, 2008), que substituiu o Decreto 750/93. Novamente, porém, nenhum dos dois instrumentos legais definiu o que deve ser entendido por “bioma”. Ambos, Lei e Decreto, repetem as mesmas formações vegetais que eram citadas no decreto 750/93. Assim, o texto da Lei da Mata Atlântica diz, textualmente:

*“Para os efeitos desta Lei, consideram-se integrantes do Bioma Mata Atlântica **as seguintes formações florestais nativas e ecossistemas associados (grifo nosso)**, com as respectivas delimitações estabelecidas em mapa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, conforme regulamento: Floresta Ombrófila Densa Atlântica, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Manguezais, Restingas, Campos de Altitude, Brejos Interioranos e encraves florestais do Nordeste.”* (Presidência da República, 2006, art. 2º)

O texto desse artigo causou discussões sobre qual a abrangência da Mata Atlântica, nos termos da Lei. Dentre os diversos temas apresentados, a discussão era mais intensa sobre qual o mapa a ser utilizado para delimitar a abrangência do bioma. A discussão foi minimizada pela publicação do MAA, referido anteriormente. No entanto, o próprio IBGE publicou, em 2004, um mapa onde aparecem, na escala de 1:5.000.000, delimitações para os biomas brasileiros. Naquele mapa, o termo “bioma” recebe a seguinte definição:

*“Bioma é conceituado no mapa como um conjunto de vida (vegetal e animal) **constituído pelo agrupamento de tipos de vegetação contíguos (grifo nosso)** e identificáveis em escala regional,*

*com condições geoclimáticas similares e história compartilhada de mudanças, o que resulta em uma diversidade biológica própria.”* (IBGE, 2004)

Esta definição é parcialmente compatível com o conceito de “domínio” descrito por Coutinho (2005) e é peculiar por considerar que os biomas devem constituir blocos regionais contíguos, não prevendo a inclusão de áreas descontínuas. A adoção deste mapa implicaria uma redução na área da Mata Atlântica *s.l.* em cerca de 200.000 km<sup>2</sup> em relação ao MAA, que é na verdade uma versão do mapa de vegetação do IBGE, de 1988, com as formações do bioma em questão destacadas. A adoção do mapa de biomas do IBGE (2004) teria sérias implicações para a conservação das formações não contempladas, mas felizmente o Decreto 6.660 e o MAA esclareceram a questão. Apesar disto, permanece o problema de existir um mapa do IBGE que tem uma definição diferente do que seriam os biomas brasileiros (e aí incluído o Bioma Mata Atlântica) e seus limites. Qualquer um que queira questionar legalmente a validade do MAA pode se valer desse mapa, do mesmo instituto, que continua sendo disponibilizado ao público em seu *site* na internet (IBGE 2009).

Fica evidente a necessidade de revisão desses mapas e do estabelecimento de um conceito mais claro do que seria um bioma, para que se possa efetivamente garantir a proteção da Mata Atlântica *s.l.* Mesmo que não esteja previsto na legislação, o órgão oficial (no caso, o IBGE) deve adotar um conceito único que sirva de embasamento para a interpretação da norma jurídica sobre o tema. Neste artigo, considerando a abrangência que se deseja dar ao conceito, que precisa abarcar todas as formações vegetais da Mata Atlântica *s.l.*, e considerando que frequentemente os termos bioma e “domínio” têm sido usados como equivalentes ou mesmo sinônimos, propõe-se que “bioma” seja entendido como “domínio” e que se adote o conceito por Watanabe (1987). Assim, “bioma”, para fins de interpretação da legislação ambiental pertinente à Mata Atlântica *s.l.*, é “uma grande área do espaço geográfico, no interior de uma área continental, onde

*predominam feições morfológicas e condições ecológicas características*". Note-se que não se espera encerrar aqui a discussão acadêmica sobre biomas e domínios e as diferenças entre eles. Apenas almeja-se apresentar um conceito que seja balizador dos entendimentos jurídicos sobre este tema. O conceito proposto é suficientemente abrangente para atingir tal meta.

Ainda no escopo desta discussão, convém lembrar que a Lei 11.428, em seu Artigo 4º, estabelece quais são os parâmetros para definir as tipologias e estádios sucessionais da vegetação. Os parâmetros citados na Lei foram definidos previamente, para cada estado, em Resoluções do CONAMA específicas, posteriormente convalidadas pela Resolução CONAMA 388 de 23 de fevereiro de 2007 (CONAMA, 2007). Ou seja, os parâmetros utilizados antes da Lei para definir se uma formação pertence a uma das fitofisionomias do Domínio Mata Atlântica, segundo o extinto Decreto 750/93, permanecem os mesmos sob a luz da nova legislação. Essas informações são importantes porque a escala dos mapas do IBGE, usados como referência para definir os limites da Mata Atlântica *s.l.*, pode levar a erros na interpretação em campo do tipo de formação que um órgão ambiental esteja tentando caracterizar, já que, na escala 1:5.000.000, alguns milímetros significam quilômetros em campo. Nessas áreas limítrofes devem prevalecer os parâmetros definidos pelas Resoluções CONAMA, para cada estado da Federação, como meio de decidir que se alguma formação vegetal pertence ou não a Mata Atlântica *s.l.*



#### AGRADECIMENTOS:

O autor agradece aos colegas Pablo L.C. Casella, Bruno S. Lintomen e Luanne H.A. Lima pelo apoio e parceria; a Christian N. Berlinck pela revisão do manuscrito; aos colegas do IBAMA de Salvador pelas discussões sobre a Mata Atlântica, em especial a José Luiz Maria, que organizou a reunião citada na introdução deste artigo; e a Cristiane F.A.

Gonçalves, pelo incentivo.

#### REFERÊNCIAS

Andrade-Lima, D. 1981. The Caatingas Dominion. *Rev. Bras. Bot.* 4: 149-163.

Conceição, A.A., Rapini, A., Pirani, J.R., Giulietti, A.M., Harley, R.M., Silva, T.R.S., Santos, A.K.A., Correia, C., Andrade, I.M., Costa, J.A.S., Souza, L.R.S., Andrade, M.J.G., Funch, R.R., Freitas, T.A., Freitas, A.M.M., Oliveira, A.A. 2005. Campos Rupestres. In: Juncá, F.A., Funch, L., Rocha, W. *Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina*. Biodiversidade 13. Pp. 153-180. Brasília: Ministério do Meio Ambiente

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). 2006. *Resoluções CONAMA. Resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e maio de 2006*. Brasília: CONAMA.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). 2007. Dispõe sobre a convalidação das Resoluções que definem a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica para fins do disposto no art. 4º § 1º da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006. *Resolução 388*, publicada no Diário Oficial da União em 26/02/2007.

Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, Fundação O Boticário de Proteção a Natureza, Fundação Nacional de Ação Ecológica, Fundação SOS Mata Atlântica, Grupo de Trabalho em Biodiversidade, Instituto Sócio Ambiental, Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável-MG, Secretaria de Meio Ambiente-SP, Sociedade Nordestina de Ecologia. 1996. *Mata Atlântica: Ciência, Conservação e Políticas*. Disponível em <http://www.aliancamataatlantica.org.br/limites.html>. Acesso em 07/08/2008.

Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Caatinga. 2004. *Cenários para o Bioma Caatinga*.

Recife: SECTMA.

Coutinho, L.M. 2005. O conceito de Bioma. *Acta Bot. Bras.* 20 (1): 13-23.

Giulietti, A.M., Bocage Neta, A.L. du, Castro, A.A.J.F., Gamarra-Rojas, C.F.L., Sampaio, E.V.S.B., Virgínio, J.F., Queiroz, L.P. de, Figueiredo, M.A., Rodal, M. de J.N., Barbosa, M.R. de V., Harley, R.M. 2004. Diagnóstico da vegetação nativa do Bioma Caatinga. In: Silva, J.M.C., Tabarelli, M., Fonseca, M.T. da, Lins, L.V. (Org.). *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Pp. 48-90. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, UFPE, Fundação de apoio a UFPE, Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, EMBRAPA Semi-Arido.

Giulietti, A.M., Conceição, A.A., Queiroz, L.P. de (Eds.). 2006. *Diversidade e Caracterização das Fanerógamas do Semi-Árido brasileiro*. V. 1, Recife: Associação Plantas do Nordeste, 488 p.

Gonçalves, C.N., Lima, L.H.A., Lintomen, B.S., Casella, P.L.de C., Berlinck, C.N. 2009. Zona de Amortecimento: Criação ou Delimitação? *Natureza & Conservação* 7(X):xx-xx.

Harley, R.M., Giulietti, A.M., Grillo, A.S., Silva, T.R.S., Funch, L., Funch, R.R., Queiroz, L.P. de, França, F., Melo, E., Gonçalves, C.N., Nascimento, F.H.F. do. 2005. Cerrado. In: Juncá, F.A., Funch, L., Rocha, W. *Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina*. Biodiversidade 13. Pp. 122-152. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 1988. *Mapa de Vegetação do Brasil*. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=169](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169). Acesso em 07/08/2008.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. *Mapa de Biomas do Brasil*. Mapa de Biomas e de Vegetação. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia>

[/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=169](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169). Acesso em 07/08/2008.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2009. *Mapas temáticos*. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/mapas\\_ibge/tem.php](http://www.ibge.gov.br/mapas_ibge/tem.php). Acesso em 29/07/2009.

Machado, C.G. Aves. In: Juncá, F.A., Funch, L., Rocha, W. 2004. Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina. Biodiversidade 13. Pp. 359-375. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Presidência da República. 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. *Decreto Federal 750*, publicado no Diário Oficial da União em 11 de fevereiro de 1993.

Presidência da República. 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. *Lei Federal 11.428*, publicada no Diário Oficial da União em 26 de dezembro de 2006.

Presidência da República. 2008. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. *Decreto Federal 6.660*, publicado no Diário Oficial da União em 21 de novembro de 2008.

Presidência da República. 2008. *Constituição da República Federativa do Brasil de 1988*. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Constituicao/Constituicao\\_Compilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao_Compilado.htm). Acesso em 07/08/2008.

Silva, F.B.R., Riché, G.R., Tonneau, J.P., Souza Neto, N.C., Brito, L.T.L., Correia, R.C., Cavalcanti, A.C., Silva, F.H.B.B., Silva, A.B., Araújo Filho, J.C., Leite, A.P. 1994. *Zonamento Agroecológico do Nordeste: diagnósticos do quadro natural e agrossocioeconômico*. Petrolina: Embrapa – CPATSA/CNPS, 2 v.



Velloso, A.L., Sampaio, E.V.S.B., Pareyn, F.G.C. (Ed.). 2002. *Ecorregiões: propostas para o Bioma Caatinga*. Resultados do seminário de planejamento ecorregional da Caatinga/Aldeia – PE, 28 a 30 de novembro de 2001. Recife: Associação Plantas do Nordeste e Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil.

Walter, H. 1986. *Vegetação e Zonas climáticas*. São Paulo: EPU Ltda.

Watanabe, S. (Coord.). 1987. *Glossário de ecologia*. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 251 p. (Publicação ACIESP, n. 57).

# RPPN S.A.: uma estratégia liberal paradoxal



Wilson Madeira Filho, Dr

- Professor Titular da Faculdade de Direito da Universidade Federal Fluminense

*Cesse tudo o que a antiga Musa canta  
Que outro valor mais alto se alevanta*

(Camões, Os Lusíadas, I, 3, 7-8)

O presente trabalho pretende lançar uma questão: seria possível e viável estabelecer uma estratégia de preservação ambiental ligada estritamente à iniciativa privada de uma Sociedade Aberta, seguindo o trâmite tradicional de uma Assembléia Geral de Acionistas, que investiria na criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPNs, apostando na valorização de seu investimento como uma espécie de “moeda verde”? As atividades permitidas às RPPNs, por força da Lei n. 9.985, de 18.07.2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, quais sejam, e de um modo geral, pesquisa científica e ecoturismo, poderiam servir de aporte suplementar para a manutenção da viabilidade econômica dessa sociedade virtual?

Tal indagação, contudo, para além de sua viabilidade, pretende servir como pretexto teórico para discutir-se a obsolescência do Estado brasileiro na manutenção do patrimônio ambiental e a pertinência da sua substituição pela iniciativa privada.

Trata-se, desse modo, de averiguar a possível conjunção entre o modelo conservacionista das Reservas Particulares do Patrimônio

Natural e a formação de uma Sociedade Anônima ou de uma Sociedade de responsabilidade por cotas Limitadas para a aquisição de patrimônio ambiental.

A questão será retomada, passando por alguns de seus aspectos mais salientes: 1) a importância das RPPNs dentro de uma estratégia global de preservação ambiental; 2) a análise dos métodos de compensação econômica aplicados às Unidades de Conservação; e 3) o Desenvolvimento Humano e a pertinência de uma S.A. como parte de uma estratégia liberal paradoxal.

## **A importância das RPPNs dentro de uma estratégia global de preservação ambiental**

A partir de 1981, em especial após a edição da Lei 6.938, que instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente, iniciou-se no Brasil a construção de estratégias políticas visando à preservação ambiental.

O SNUC bem simboliza o confronto de ideários políticos e econômicos diversos, resultando num texto normativo com alguns avanços tímidos e muitos tropeços conceituais. Todavia, a Lei n. 9.985/00, reparte as Unidades de Conservação – principal estratégia adminis-

<sup>1</sup> wilsonmadeirafilho@hotmail.com

trativa de preservação ambiental no país – em duas grandes modalidades: aquelas de Proteção Integral e as de Uso Sustentável. Todas, à exceção das RPPNs, estão afetas à gestão pública.

Justamente este aspecto, a gestão pública, sujeita a práticas pouco satisfatórias, acarretando problemas como falta de pessoal, ausência de verbas, atraso em repasses, falta de maquinário, desinteresse político, corrupção do funcionalismo etc, tem contribuído para que a entrada de verbas internacionais no país seja condicionada a parcerias com ONGs e aprecie a capacitação da população de seus entornos como forma de contribuir economicamente com o sustento das populações tradicionais.

A RPPN talvez represente o patinho feio entre as Unidades de Conservação no país, uma vez que não corresponde ao perfil das demais, que elaboram mecanismos de salvaguarda, sobretudo, dos patrimônios faunístico e florístico, elegendo grandes áreas de interesse ambiental, pelo valor de sua biodiversidade, para baixar sobre esses ecossistemas a chancela da tutela do Estado; o que, muitas vezes, é a única ação efetiva do poder público, que não exerce a fiscalização devida por ausência de verbas e de pessoal, causados pelo desinteresse político. Já nas RPPNs dá-se justamente o inverso, trata-se da intenção de um particular em gravar com perpetuidade o patrimônio ambiental relevante existente em sua propriedade. Teoricamente, através do comando constitucional exigindo o cumprimento da função socioambiental da propriedade,<sup>2</sup> tal patrimônio já estaria garantido, servindo o gravame apenas para sublinhar a relevância especial da área.

O que leva, contudo, um proprietário particular a instituir uma RPPN, gravando com perpetuidade sua propriedade e restringindo por iniciativa própria a sua utilização? Trata-se à primeira vista de uma atitude tomada por ambientalistas apaixonados, com algum poder aquisitivo e que se tornaram proprietários de matas justamente para preservá-las. Porém, se assim é, a perpetuidade da defesa não estaria endereçada ao descumprimento

da função socioambiental pelos proprietários, posto terem sido eles justamente a tomar tal iniciativa; o depredador virtual contra o qual tais proprietários estariam a se defender seriam talvez seus próprios herdeiros, os quais, talvez na figura de bisnetos ainda não nascidos e sequer ainda imaginados, poderiam vir a entregar tal patrimônio à especulação imobiliária ou às devassas da poluição ambiental.

Admitindo-se essa hipótese de índole romântica, a intenção louvável desses proprietários de garantir à Mãe Natureza parte de seus atributos não deixaria de se tornar ação polêmica frente à realidade social formada por uma maioria da população completamente desprovida de acesso à terra, mesmo para preservá-la. Tal defesa ambiental – e adiante veremos que a RPPN, pelo contrário, tem recebido leituras bastante diversas desta ora proposta –, que funcionaria, na prática, como um mecanismo de gerar terras devolutas com status especial de inalienabilidade do patrimônio ambiental, se carrega o mérito de inverter os clássicos direitos de *usar, fruir e abusar*, devolvendo-os ao direito difuso da coletividade por um meio ambiente ecologicamente equilibrado, por outro lado, não se coaduna, necessariamente, com os pressupostos de um desenvolvimento sustentável, o qual não implica apenas o desenvolvimento econômico com garantias do patrimônio ambiental, mas, via de mão dupla, deve compreender também a noção de que não basta a conservação da natureza, se ao homem falta o desenvolvimento necessário para manter-se.

Vive-se, portanto, seja em relação às RPPNs, seja frente à delimitação da realidade fundiária das demais Unidades de Conservação, seja mesmo em qualquer outro apreço que se faça a partir da noção clássica de propriedade e a sublinhada função social, acentuada a partir da CF/88, uma reavaliação desse instituto (OLIVEIRA, 2001)<sup>3</sup>, mormente frente à meta-modelização e contínua interpenetração dos

<sup>2</sup> CF, art. 186, II.

<sup>3</sup> Evidencia-se a discussão em torno do que seja direito privado e direito público, e a interação existente entre eles. Não se verifica uma divisão estanque entre o que seja público e o que seja privado, mesmo porque o reflexo de um sempre gera a imagem do outro" (p. 14).



chamados direitos difusos e coletivos MANCUSO (1997),<sup>4</sup> o que, por sua vez, exige a elaboração de políticas públicas que contemplem essas intercessões.

Ora, o Direito Ambiental, ao surgir como tendência transversal de leitura no Direito como um todo, incita uma reavaliação da noção de propriedade consagrada desde o Código Civil de 1916, e que, mesmo com o Código Civil de 2003, ainda permite exarar uma doutrina que identifica no direito de propriedade um valor sagrado. Contudo, quando a Constituição de 1988 identifica uma função socioambiental da propriedade, superpõe-se a este direito individual um direito considerado fundamental de aspecto comunal: o direito ao patrimônio ambiental ecologicamente equilibrado. Vale dizer, não se questiona a propriedade da terra, mas o seu uso, uma vez que o patrimônio ambiental não é mais – senão garantida sua sustentabilidade – objeto de uso indiscriminado. Ou, para nos valeremos da classificação do constitucionalista José Afonso da Silva (SILVA, 2004), trata-se de um bem de uso comum do povo, objeto de interesse difuso do cidadão e da coletividade, atendendo ao comando do art. 225 da Constituição, em seu duplo aspecto de constituir-se um dever de proteger o bem ambiental e de tornar-se um direito de ter aquele bem protegido.

A RPPN é uma modalidade de Unidade de Conservação que visa estabelecer uma gestão ambiental alternativa, que promova um grau mais avançado nas relações de cidadania do Estado contemporâneo. Trata-se de considerar que, se a soberania é exercida pela dupla face do Poder Público e do Povo, a estrutura democrática não estará apenas na constante provocação, por parte da sociedade civil organizada, pela efetiva e eficiente aplicação das normas, como também na própria iniciativa individual e coletiva para propor ações e tecer intervenções concretas, seja diretamente ou através de parcerias com o Poder constituído. Para ser direto, e em consonância com parte da crítica contemporânea (DEMO, 1985; CARVALHO, 1987.) trata-se de evoluir de uma “estadania” para uma cidadania de fato.

O art. 6 do Código Florestal, Lei 4.771, de 15 de setembro de 1996, já estipulava que o proprietário de floresta não preservada poderá, nos termos da lei, gravá-la com perpetuidade, desde que verificada a existência de interesse público pela autoridade florestal. Regulamentado inicialmente pelo Decreto n. 98.914, de 31 de janeiro de 1990, e em seguida pelo Decreto n. 1.922, de 5 de junho de 1996, permitia-se que a área de domínio privada, por iniciativa de seu proprietário, mediante reconhecimento de seu valor ambiental por parte do Poder Público, seja considerada de relevante importância para preservação. O SNUC, dando novo alento à matéria, em seu art. 21

Apesar das polêmicas em torno de tratar-se ou não de uma servidão administrativa, alguns autores entendem que o reconhecimento da reserva pelo Poder Público limita especificamente o direito do proprietário sobre aquele determinado imóvel (ORLANDI NETO, 1998)<sup>5</sup>. Vale dizer, as atividades no imóvel passam a ser fiscalizadas, monitoradas e orientadas pelo Poder Público, podendo a propriedade desenvolver atividades de cunho científico, cultural, educacional, recreativo e de lazer (Decreto n. 1.922/96, art. 3º., mantido pelo texto do SNUC). Observa-se, portanto, a índole preservacionista do proprietário que invoca a criação de uma RPPN.

Todavia, apesar da gravação com perpetuidade, a RPPN e similares têm se tornado investimento em outros países. Para ficarmos no âmbito das Américas, podemos citar o México, com dez mecanismos para proteção ambiental de terras privadas; a Costa Rica, pioneira na questão; e os Estados Unidos, que estabelecem toda uma questão tributária em paralelo conforme o grau de comprometimento para projetos ambientais de porte. MUJICA e SWIFT (1999) chegam a propor um “modelo” de projetos de lei para a criação de *gravamen ecológico* em países latino-americanos, como parte de uma dinâmica internacional por uma política preservacionista.

<sup>4</sup> está sem no arquivo do doc

<sup>5</sup> p. 187-218.

A RPPN, em seu formato atual, garante a isenção do ITR e apoio técnico do órgão federal. Contudo, é de se notar que nem o primeiro é o real motivo de sua constituição, nem o segundo poderá se tornar uma “camisa de força” para tais iniciativas. O desafio principal está em tornar tal modelo uma efetiva política ambiental. Não basta apenas subsidiar aquele proprietário que, por índole, já toma o equilíbrio ambiental como pressuposto, mas, sobretudo, propor a intensificação de estratégias de uso da terra que compartilhem a sustentabilidade de recursos vitais. Há de se pensar que tal estratégia é por si só multiplicadora e carrega em seu bojo modificações nos valores socioambientais de enorme relevância para a consecução de uma nova postura comportamental, com visíveis possibilidades de transformações nas práticas laborais rurais. Em vários textos introdutórios às políticas de RPPN ou em palestras de apresentação do tema, não será raro ouvir-se a argumentação de que os Poderes Públicos estaduais ainda não se deram conta do excelente instrumento que a lei permite que intensifiquem; no entanto, pode-se ir além e identificar nas RPPNs uma modalidade da cidadania conforme exposta acima: uma reunião da iniciativa individual e coletiva junto às demandas exigíveis do Poder Público legalmente constituído.

### **Análise dos métodos de compensação econômica aplicados às Unidades de Conservação: tentativa de construção de exemplo junto às RPPNs no Estado do Rio de Janeiro**

A valoração econômica do meio ambiente é tema controverso. Afinal, como estabelecer o valor, por exemplo, de um mico-leão dourado ou de um córrego? Como critério valorativo por excelência, tomado como base em muitas análises, o Método de Avaliação Contingente (CVM – *Contingent Valuation Method*) internacionalmente reconhecido, possui como fulcro a existência de recursos naturais e sua preservação. Vale dizer, trata-se de descobrir quanto o cidadão pagaria para manter preservado aquele patrimônio ambiental.

Todavia, a situação de renda *per capita* brasileira não permite levantar essa questão, senão como parâmetro envolto em virtualidades teóricas. Contudo, tomando-se o meio ambiente como objeto de interesse do Direito Internacional Público, é bastante provável que o CVM possibilite a aferição de uma espécie de Compensação Internacional do seguinte tipo: pressionado pelas leis ambientais locais, o poluidor do “Primeiro Mundo”, na impossibilidade de recompor seu meio degradado ou frente ao alto custo que isso representa em seu país, poderia vir a propor financiar ações conservacionistas em outro lugar do planeta.

Na busca de mecanismos compensatórios similares, Wilson Loureiro, do Instituto Ambiental do Paraná (Loureiro, 2000), tornou-se um dos principais incentivadores da aplicação do ICMS ecológico, explicando sua gênese:

“O ICMS ecológico surgiu no Brasil, pioneiramente no Paraná em 1991, a partir da aliança do Poder Público estadual e de municípios, mediatizado pela Assembléia Legislativa do estado. Os municípios sentiam suas economias combalidas pela restrição de uso causada pela necessidade de cuidar dos mananciais de abastecimento para municípios vizinhos e pela existência de unidades de conservação, enquanto o Poder Público estadual sentia a necessidade de modernizar seus instrumentos de ação.

Nascido sob a égide da ‘compensação’, o ICMS Ecológico foi se transformando ao longo do tempo em instrumento de incentivo, direto e indireto à conservação ambiental.”<sup>6</sup>

Em estudo correlato, Mattos, Mattos e Ferreti Filho (2000) esforçam-se na tentativa de apresentar uma fórmula de valoração econômica da biodiversidade, contrastando o crescimento econômico – descrito como um subsistema em crescimento dentro de uma biosfera finita – e a necessidade de se garantir padrões de sustentabilidade, incorporando nos preços dos produtos o custo da recomposição do ambiente. Nesse sentido, esclarecem:

<sup>6</sup> p. 573.

“Caso o subsistema econômico ultrapasse a capacidade de sustentação dos ecossistemas, os processos de manutenção da vida no planeta podem se romper. Como não há possibilidade de internalizar essa externalidade generalizada, representada pela destruição dos ecossistemas básicos do planeta, uma alternativa é a incorporação da destruição (externalidades) nos preços dos produtos e serviços.”<sup>7</sup>

Em seguida, os autores, transpondo fórmula de Munasinghe (1992), apresentam a seguinte fórmula:

$$VET = VU + VNU = (VUD + VUI + VO) + (VE + VL)$$

Em que o Valor Econômico Total (VET) de um ecossistema resultaria do seu Valor de Uso (VU) conjugado ao seu Valor de Não-Uso (VNU). Por sua vez, estes se desdobram em valores internos. O Valor de Uso é composto pelo Valor de Uso Direto (VUD) – a contribuição direta de um recurso natural para o processo de produção e consumo –, pelo Valor de Uso Indireto (VUI) – benefícios derivados pelo usufruto do ambiente em risco durante o processo de produção e consumo – e pelo Valor de Opção (VO) – que se refere à quantia que os consumidores estão dispostos a pagar por um recurso não utilizado na produção para evitar o risco de não tê-lo no futuro. Por sua vez, o Valor de Não-Uso se desdobra em Valor de Existência (VE) – subjetivo, difícil de conceituar, representando o valor atribuído ao meio ambiente, independente de sua utilização – e o Valor de Legado (VL) – relacionado ao usufruto do recurso pelas gerações.

Entretanto, por complexa que pareça tal fórmula, esta não escapa de representar a soma dos vetores econômicos com os princípios da sustentabilidade ou, dito de outra maneira, os aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos ambientais, trazendo para o somatório sua face utilitarista e seu ideário romântico, elementos que, na prática, têm guardado pouca conciliação. Nesse sentido, afirma Paulo Rogério Vargas (1999):

“(…) devemos colocar as coisas nos seguintes termos: não se trata de discutir a sustentabilidade

em termos abstratos, mas sim a sustentabilidade ou não do processo de desenvolvimento capitalista, buscando-se identificar qual é a força essencial que se encontra na base da dinâmica deste modo de produção, para então, aí sim, poder-se discutir sua sustentabilidade ou não.”<sup>8</sup>

Voltar-se-ia, desse modo, o olhar para outra e diferente noção de desenvolvimento, não necessariamente traduzida no tamanho das indústrias e no aporte do progresso tecnológico, porém, antes, no Desenvolvimento Humano, tomando-se como tal a melhoria da qualidade de vida dos cidadãos. Necessário, portanto, inserir tal elemento como divisor comum dos teoremas economicistas, cujo vórtice, pautado na livre circulação do capital, pode importar numa espécie de vírus a comprometer o resultado adequado dos sistemas. Nesse sentido, alerta Joan Martinez Alier (1998):

“A Economia Ecológica é a ciência da gestão da sustentabilidade. Então, deveríamos definir a taxa apropriada de desconto, para uma economia ecológica, como a taxa à qual o investimento aumenta a capacidade de produção sustentável. Sendo assim, definir que parte do investimento em capital produzirá um aumento de produção sustentável, e que parte produzirá um incremento na destruição da natureza, é um problema distributivo.”<sup>9</sup>

Não parece ser outra a objeção de Paulo de Bessa Antunes (2000), que ressalta criticamente:

“Os fisiocratas foram os primeiros a estudar a economia sistematicamente. Eles partiram da concepção de que cada indivíduo deveria ser considerado isoladamente, como se fosse um átomo, e que a sociedade não ultrapassava os limites da soma de todos os átomos; para eles, a ordem social era construída por homens livres que viviam do produto de seu trabalho (...)”<sup>10</sup>

Observando as mesmas questões sob o ponto de vista de sua pertinência para os temas da

<sup>7</sup> p. 596.

<sup>8</sup> p. 226.

<sup>9</sup> p. 217.

<sup>10</sup> pp. 205-206.



cidadania e da identidade nacional, Jürgen Habermas (1997) enfatiza:

“(...) a economia capitalista, do mesmo modo que a instância estatal burocrática, desenvolveu um sentido sistêmico próprio. Os mercados de bens de capital e de trabalho obedecem a uma lógica própria, independente das intenções dos sujeitos. E, ao lado do poder administrativo, incorporado nas burocracias estatais, o dinheiro tornou-se um médium anônimo da integração social, cuja eficácia não depende das idéias dos participantes. Essa integração sistêmica entra em concorrência com a integração social mediada pela consciência dos atores, ou seja, com a integração que se dá através de valores, normas e entendimento. A integração política, que segue o caminho da cidadania democrática, forma um dos aspectos dessa integração social geral. Por esta razão o capitalismo e a democracia se encontram numa tensão – freqüentemente negada pelas teorias liberais.”<sup>11</sup>

No Estado do Rio de Janeiro, a Mata Atlântica original foi reduzida a menos de 20%, colocando o estado em destaque no cenário nacional, com um dos maiores índices de desmatamentos. Dados do Plano de Ação para a Mata Atlântica (IBAMA/DIREC, 1999) revelam que a maior parte das áreas de florestas está nas mãos de particulares, o que as tornam vulneráveis, apesar dos inúmeros títulos jurídicos que protegem hoje a Mata Atlântica. De uma forma geral, apesar de incentivos e benefícios previstos pela lei que criou as RPPNs, não há, na prática, por parte dos órgãos públicos regionais, políticas ou instrumentos jurídicos específicos adicionais aos mecanismos federais que possam tornar estas iniciativas em estratégias públicas voltadas para atenuar o processo de empobrecimento biológico e promover a conservação desses ecossistemas nessas propriedades.

A Secretaria Estadual do Meio Ambiente, através da Diretoria de Conservação da Natureza do Instituto Estadual de Florestas

realizou em 2007 reuniões específicas no sentido de aprimorar propostas para a implementação de RPPNs estaduais, de maneira a ampliar a cobertura vegetal.

Várias ONGs também têm despertado interesse no incentivo às RPPNs nos últimos anos. Podemos destacar, por exemplo, com alguma trajetória na questão da divulgação e implementação de RPPNs no Estado do Rio de Janeiro, a REBRAAF – Rede Brasileira Agroflorestal – que procura, em parceria com a Comunidade Européia, levantar diagnósticos locais; a Associação Mico-Leão-Dourado – que trabalha o tema pelo viés da elucidação de questões pertinentes ao modelo, propondo projetos compatíveis e demonstrando que os imóveis assim gravados terão preferência junto a recursos do FNMA – Fundo Nacional de Meio Ambiente; nesse mesmo sentido, a Fundação Pró-Natura vem intensificando estratégias para melhor aceitação do formato preservacionista das RPPNs, estimulando sua conjugação com técnicas agroflorestais. Além dessas, é de se destacar a Associação do Patrimônio Natural (APN), que busca garantir incentivos aos proprietários já existentes. A associação já possui representação Nacional e realizou em 2007, em Salvador BA, seu II Encontro, na linha de Congressos acadêmicos, com inscrições e apresentações de trabalho.

### **Desenvolvimento humano e pertinência de uma S.A. como parte de uma estratégia liberal paradoxal**

RPPN S.A. representa uma profunda alteração no conceito de propriedade privada. O acionista ordinário de uma S.A. é dono de uma parte sua, em igualdade de condições por ação com os demais acionistas, exercendo um controle mínimo de sua propriedade, sujeito que está às decisões da Assembléia Geral, devendo integralizar as ações subscritas e votar no interesse da sociedade. Em contrapartida, tem o acionista comum o direito de participação nos lucros e, reavaliado o ativo, o direito às bonificações, como ainda, o direito de fiscalizar, de garantias no caso de li-

<sup>11</sup> p. 290.

quidação, de preferência na subscrição de títulos da sociedade etc. Destaque-se, nesse sentido, que a Lei das S.A., Lei nº 6.404, de 15.12.1976, preocupou-se, inclusive, em destacar a defesa do acionista minoritário, ressaltando-lhe, entre outros, o direito de eleger um membro do Conselho Fiscal (art. 161, § 4º, alínea *a*) e o direito de convocar a Assembléia Geral (art. 123, parágrafo único, alínea *c*).

Essa proposta de política ambiental, que, ao que sabemos, nunca foi implementada em lugar nenhum, talvez consista, em última instância, em uma espécie de adaptação de utopias românticas à dinâmica do liberalismo econômico. Mas não se limitará, contudo, a uma espécie de versão *yuppie* das comunidades *hippies*. Trata-se antes de demonstrar a constante comunitarista frente às parábolas da economia liberal.

Talvez, no caso específico do Brasil, a idéia de uma RPPN S.A., pela magnitude do projeto, visando a grandes investimentos, viesse a necessitar do aporte de empresas como o Banco do Brasil S.A., agindo como acionista majoritário, divulgando nacionalmente o produto e mesmo valendo-se de terras tomadas de devedores como forma de pagamento de dívidas, transformando-as eventualmente (aquelas que, obviamente, forem pertinentes a esse fim) em RPPNs. Essa possibilidade mais plausível, ainda que indicasse a permanência no modelo econômico da Sociedade de Economia Mista, não significaria a submersão do ideário liberal frente à necessidade da participação do Estado nas esferas pertinentes ao desenvolvimento social. Mecanismos paralelos poderiam vir a ser criados, como a delimitação da participação societária do Estado, a avaliação do IDH no entorno das reservas como componente essencial de análise do investimento e uma política de diversificação e multiplicação social dos acionistas, além de participação acionária dos trabalhadores da rede de RPPNs da S.A.

Por outro lado, a existência de uma ou várias RPPNs S.A. não obsta o surgimento de modelos menos abrangentes e igualmente perti-

mentos, na linha de RPPNs Ltda., com a elaboração de sociedades por cotas de responsabilidade limitada, mesmo em virtude do artigo 298 da Lei 6.404, que já recomendava esta modalidade às sociedades com capital modesto.

Em todo caso, a possibilidade de intervenção privada para a manutenção do equilíbrio ecológico e do desenvolvimento sustentável, parece-nos, encontraria nesse modelo imenso apelo popular, uma vez que a demanda por resultados empíricos, independente das esferas políticas do governo, seria seu principal motivador. Por valores módicos, suponhamos lotes de ações subscritos a R\$ 1.000,00 (mil reais), poderia concorrer para uma rápida popularização do investimento, fazendo com que a S.A. adquirisse, paulatinamente, série de propriedades para os fins precípuos de uma RPPN.

Paralelo à atuação conservacionista, o estatuto societário deverá prever a ação propriamente preservacionista,<sup>12</sup> investindo em ecoturismo e em educação ambiental, criando centros de visitas e parcerias com as comunidades científicas, o que poderia vir a ampliar enormemente o capital, tornando-se nova fonte de lucros, através da criação de redes hoteleiras ou mesmo de escolas agrícolas e escolas ecológicas.

Outra importante demanda – já arguida pela REBRAAF, pela Pró-Natura e por uma gama imensa de juristas – seria quanto à classificação das RPPNs no SNUC, a qual, embora se encontre listada entre as unidades de conservação de uso sustentável, parece, pela imensa limitação de uso, consistir, na prática, em uma unidade de proteção integral. A técnica agroflorestal, se devidamente identificada e orientada, uma vez garantida a biodiversidade, objeto da RPPN, poderia vir a se transformar em novo e sensacional impulso à produ-

<sup>12</sup> Num uso corriqueiro dessas duas expressões, tem sido atribuída ao preservacionismo a noção de tutela da natureza com a participação humana, e ao conservacionismo a tutela da natureza como ecossistema, preservando flora e fauna sem a presença humana.

ção privada, destacando-se, pela qualidade do produto e conseqüente certificação especial, no mercado agrícola especializado.

Atuando no núcleo da vanguarda do desenvolvimento sustentável, marca da mudança dos ventos no novo milênio, a RPPN S.A. e suas congêneres estabeleceriam um espaço privilegiado em várias instâncias econômicas. Num patamar geral, fariam jus à projetos do Banco Mundial para aperfeiçoamento de seus sistemas e garantia de sua intensificação – linha trabalhada, no Estado do Rio de Janeiro, pelas ONGs acima comentadas. Contariam com a preferência ao FNMA e poderiam vir a lançar projetos reclamando apoio de outros fundos, como o Fundo Estadual de Conservação Ambiental (FECAM) e o Fundo de Defesa dos Direitos Difusos (FDD) – no caso de haver tramitado ação civil pública que implique reparação de danos ao meio ambiente.

Outra modalidade de aporte econômico, ainda que indireto, por via de uma ação coordenada pela política de Estado – e que rendeu excelentes resultados no Paraná – é, como já apontado, o ICMS Ecológico, aprovado no âmbito do Estado do Rio de Janeiro em 2007, o qual, como salientam Torrecilha e Loureiro (2000), deve ser objeto de profundo debate comunitário, ingressando em estratégias de políticas públicas em níveis federal, estadual e municipal e, na esfera dos proprietários privados, na construção de instâncias legítimas de organização, destacando:

Quando se trata da apropriação de espaços sob domínio privado, visando vê-los transformados em áreas protegidas, ou seja, em instrumentos de interesse da coletividade, a compensação (ou paga) pelos serviços ambientais prestados pelas RPPNs, por conseguinte por seus proprietários, deve ser necessariamente discutido, com presença e responsabilidade.<sup>13</sup>

Vê-se, portanto, que a RPPN S.A., além de consistir em um verdadeiro “fundo verde” de

aplicação – o que, mesmo para os mais empedernidos especuladores, demonstra a constante valorização do ambiente ecologicamente equilibrado – permite amplo leque de apoio político e econômico, com linhas de crédito e de fomento em índices especiais.

## CONCLUSÕES

A iniciativa da RPPN S.A. possui como elemento paradoxal valer-se da própria dinâmica do capital para incentivar um investimento em conservação ambiental, o que, frente aos antigos parâmetros de “desenvolvimento a qualquer custo”, constitui uma verdadeira nova face da antiga estética desenvolvimentista. Essa idéia pode ser incorporada ao que Boltanski e Chiapello (2002) chamam de um “novo espírito do capitalismo”. Os valores de responsabilidade e de solidariedade foram capturados da “crítica artística” produzida nos anos 1960, e o atual capitalismo passou a adotar o empreendedorismo criativo por meio de uma proposição mais relacional na sociedade. Desta forma, contribui para justificar a ordem e legitimar os modos de ação e disposições coerentes com o capitalismo. Este “novo espírito do capitalismo”, ainda que não generalizado, é uma tentativa para construir uma justificativa ideológica que venha a garantir sua legitimidade e o compromisso social dos indivíduos.

No que tange ao patrocínio de um novo ideário liberal, este, pela própria dinâmica da ação, está comprometido com seu fundamento societário, que forçosamente levará a soluções com base comunitaristas.

Não será a solução dos grandes problemas ambientais contemporâneos – mesmo por pressupor como “cidadão” aquele capaz de investir, o que leva à constatação de uma maioria da população alijada dessa “cidadania” –, mas aponta para importantes condições, que merecem maiores estudos.



<sup>13</sup> p. 607.



## REFERÊNCIAS

ALIER, Joan Martinez. **Da economia ecológica ao ecologismo popular**. Blumenau: Da FURB, 1998.

ANTUNES, Paulo de Bessa. **Dano ambiental: uma abordagem conceitual**. Rio de Janeiro: Lúmen Júris, 2000

BOLTANSKI, Luc; CHIAPELLO, Ève. **El nuevo espíritu del capitalismo**. Madri: Akai, 2002

CARVALHO, José Murilo de. **Os bestializados: o Rio de Janeiro e a república que não foi**. São Paulo: Companhia das Letras, 1987

DEMO, Pedro. **Cidadania tutelada e cidadania assistida**. Campinas: Autores Associados, 1985; e

IBAMA/DIREC. **Manual informativo: Programa Reservas Particulares do Patrimônio Natural**. Brasília, 1999.

LOUREIRO, Wilson. ICMS ecológico na biodiversidade. In: **Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, V. II**. Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000

MANCUSO, Rodolfo Camargo. **Interesses difusos: conceito e legitimação para agir**. São Paulo: RT, 1997

MATTOS, Katty Maria da Costa; MATTOS, Arthur e FERRETI FILHO, Neuclair João. Valor econômico da biodiversidade: uma abordagem teórica. In: **Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, V. II**. Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000

MUJICA, Sérgio e SWIFT, Byron. El "Gravamen ecológico" – um gravamen real para assegurar la conservacion de tierras privadas em países de latinoamerica. In BENJAMIN, Antônio Herman (org.). **A proteção ju-**

**rídica de florestas tropicais**. São Paulo: IME-SP, 1999

MUNASINGUE, M. **Environmental economics and valuations in development decision-making**. Washington D.C.: The World Bank – Sector Policy and Research Staff, Environmental Department, 1992

OLIVEIRA, Artur Vidigal de. Função social da propriedade rural na democracia. In **Revista Jurídica Consulex**. Brasília: Consulex. N. 97, ano V, 31 de janeiro de 2001

ORLANDI NETO, Narciso. As Reservas Particulares e Legais do Código Florestal e sua averbação no Registro de Imóveis. In FREITAS, Vladimir Passos de (org.). **Direito ambiental em evolução**. Curitiba: Juruá, 1998

SILVA, José Afonso **Direito ambiental constitucional**. São Paulo: RT, 2004

TORRECILHA, Sylvia e LOUREIRO, Wilson. A contribuição das RPPNs na construção das políticas públicas de conservação da biodiversidade. In: **Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, V. II**. Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000

VARGAS, Paulo Rogério. O insustentável discurso da sustentabilidade. In: BECKER, Dinizar Fermiano (org.). **Desenvolvimento sustentável: necessidade e/ou possibilidade?** Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 1999

# Zona de amortecimento: criação ou delimitação?



**Cezar Neubert Gonçalves, Dr**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**Luanne Helena Augusto Lima, Dr.**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**Bruno Soares Lintomen**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**Pablo Lacaze de Camargo Casella**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**Christian Niel Berlinck, Dr.**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**RESUMO.** No ano de 2007, a justiça federal anulou a portaria de criação da zona de amortecimento (ZA) do Parque Nacional Marinho de Abrolhos (PNMA). A alegação que levou a justiça a tomar esta posição, também adotada pela Advocacia Geral da União, é de que o instrumento que cria a ZA deve ter o mesmo nível hierárquico que aquele que criou a UC. Neste artigo, os autores mostram que a proteção de “áreas tampão” de UC, no Brasil, é regida por dois instrumentos legais distintos: a Resolução Conama 13/90, válida para todas as categorias previstas no SNUC, e que define uma área circundante de 10 km para fins de licenciamento ambiental; e o Artigo 25 da Lei Federal nº 9985/00 (SNUC), que determina que as UC, exceto APA e RPPN, devem ter uma ZA. A Lei não fala em criação de ZA, mas sim em sua delimitação, a qual pode ser realizada por ocasião da elaboração do Plano de Manejo de cada UC, entendimento que é explícito no caso das Reservas de Desenvolvimento Sustentável (Artigo 20 do SNUC) e que pode ser inferido para as demais categorias de UC. São apresentados argumentos em favor deste entendimento e da necessidade que a delimitação da ZA seja feita por instrumento legal da competência do órgão gestor das UC.

**Palavras chave:** Zona de amortecimento, delimitação, área circundante, unidades de conservação.

## INTRODUÇÃO

A fragmentação ambiental é considerada uma das maiores responsáveis pela perda de biodiversidade. Este cenário torna a gestão continuada de áreas protegidas, como as

Unidades de Conservação (UC), fundamental para reduzir o seu processo de insularização.

A cobertura e o uso da terra no entorno de UC exercem uma pressão direta sobre sua capacidade de gestão, seu grau de isolamento e a perda de biodiversidade em seu interior. A delimitação de uma área de entorno, onde se normatizem os tipos de uso, tem sido uma

<sup>1</sup> [parnadiamantina@yahoo.com.br](mailto:parnadiamantina@yahoo.com.br)

saída para se reduzir a influência das ações humanas sobre essas Áreas Protegidas no mundo todo (Kintz et al., 2006). Diversos autores, dentre eles Li et al. (1999), demonstram que as funções ambientais desempenhadas pelas “zonas tampão” são a base para que a Unidade atinja seu objetivo, ou seja, conservação da biodiversidade.

O estabelecimento de Zonas de Amortecimento (ZA) em UC foi previsto na Lei Federal nº 9985/00, em seu Artigo 25. Recentemente, a ZA do Parque Nacional Marinho de Abrolhos (PNMA) foi anulada pela Justiça Federal porque, conforme alegado em juízo pelos autores da ação judicial, a criação de uma ZA somente poderia ser feita por instrumento legal de mesma natureza daquele que criou a UC. Este processo, deflagrado por prefeituras da região sul do estado da Bahia, foi centrado na suposta falta de competência legal do órgão gestor em delimitar as ZA, uma vez que o instrumento de criação do PNMA foi um Decreto Federal (Pinto, 2009). Extraoficialmente, alguns órgãos da imprensa e grupos ambientalistas apontaram como motivos para a deflagração do processo interesses de empreendedores na região englobada pela ZA do PNMA, que poderia limitar ou dificultar a implantação de projetos empresariais naquela área (Alegria, 2009; Conservation International, 2009).

O entendimento sobre as competências para demarcação de ZA, citado acima, foi firmado, também, pela Advocacia Geral da União (AGU), através do parecer de Nº AGU/MC – 07/2006, de 16/08/2006 (Ferreira, 2009), o que levou o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) a suspender todos os processos demarcatórios e os procedimentos para publicação de Planos de Manejo (PM) onde constassem delimitações de ZA, como no caso do Plano de Manejo do Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD).

Durante o levantamento de informações para a elaboração deste texto, foram encontradas

referências ao fato de que a ZA de Abrolhos deveria ser de 10 km (Pinto, 2009), numa clara confusão com a Área Circundante das Unidades de Conservação prevista no Decreto Federal nº 99.274/00, que foi regulamentada pela Resolução nº 13/90 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Em algumas consultas informais a procuradores do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), realizadas pelos servidores do PNCD, houve manifestação de que esta visão é equivocada e que a delimitação da ZA poderia ser feita por documentos de nível hierárquico inferior ao que criou a UC. Este entendimento é de crucial importância para o PNCD, cujo PM está aprovado, mas as deliberações e a delimitação de sua ZA aguardam a definição deste tema para entrarem em vigor. Na busca de formalizar estes procedimentos e direcionar as próximas elaborações de PM, a equipe do PNCD enviou o Memorando Nº 028/2008 PNCD, de 18 de junho de 2008, para a Coordenação do Bioma Caatinga, explicitando esta discussão.

Neste sentido, este artigo procura fazer uma revisão dos aspectos legais da delimitação das ZA, previstas na Lei Federal nº 9985/00 e outras legislações cabíveis, além de analisar as diferenças entre ZA e Área Circundante, de modo a instrumentalizar futuras discussões sobre o tema.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Buscou-se, inicialmente, compreender a legislação ambiental brasileira, especificamente aquela referente a Zonas de Amortecimento e Áreas Circundantes de Unidades de Conservação (UC). Esta análise da legislação forneceu as informações necessárias para desenvolver os conceitos que são relatados nos resultados.

Em um segundo momento levantaram-se informações referentes à discussão da delimitação da Zona de Amortecimento do Parque



Nacional Marinho de Abrolhos, bem como se fizeram consultas informais a procuradores do ICMBio.

Tais dados foram cruzados com os levantamentos realizados por ocasião da elaboração do Plano de Manejo do Parque Nacional da Chapada Diamantina. A tabulação dos dados forneceu a base para a discussão que é apresentada em seguida.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Áreas Circundantes

Até onde foi possível apurar, não havia, na legislação brasileira, nenhum dispositivo anterior a 1990 que regulasse o uso das áreas situadas no entorno das UC Brasileiras (exceto a Lei Federal nº 6.902/81, que não estava regulamentada até o ano referido). Tanto os instrumentos legais que criavam as UC, como os respectivos planos de manejo, faziam referência apenas à gestão interna da unidade, como no caso dos Parques Nacionais da Serra da Canastra, do Caparaó, do Araguaia, do Iguaçu e de Ubajara (IBDF, 1981a; IBDF, 1981b; IBDF, 1981c; IBDF, 1981d; IBDF, 1981e). No meio acadêmico, a inclusão do conceito de zona tampão nas ações conservacionistas passou a ser frequente no intuito de minimizar os efeitos da mudança abrupta do ambiente natural para o antrópico (Berlinck, 2008; Ferreira, 2009).

Dentro destas preocupações, foi editado o Decreto Federal nº 99.274, de 06 de junho de 1990, que regulamentou aspectos da Política Nacional de Meio Ambiente (Lei Federal nº 6938/81) e da Lei Federal nº 6.902/81, a qual, em seu Artigo 3º, estabeleceu que *“...Nas áreas vizinhas às Estações Ecológicas serão observados, para a proteção da biota local, os cuidados a serem estabelecidos em regulamentação...”*. Embora a Lei citada se referisse especificamente às Estações Ecológicas, o Artigo 27 do Decreto nº 99.274/90 diz, textualmente: *“...Nas áreas circundantes das Unidades de Conservação, num raio de dez quilômetros, qualquer atividade que possa afetar a biota ficará subordinada*

*às normas editadas pelo CONAMA...”*. Desta forma, o Decreto estendeu para todas as categorias de UC a proteção das Áreas Circundantes. No mesmo ano, foi editada a Resolução CONAMA nº 13/90, cujo artigo 2º estabelece que: *“...Nas áreas circundantes das Unidades de Conservação, num raio de dez quilômetros, qualquer atividade que possa afetar a biota, deverá ser obrigatoriamente licenciada pelo órgão ambiental competente”*. *Parágrafo Único: “...O licenciamento a que se refere o caput deste artigo só será concedido mediante autorização do responsável pela administração da Unidade de Conservação...”*.

Este foi o primeiro arcabouço legal que fundamentou a proteção das Áreas Circundantes de UC. É interessante lembrar que esta legislação está em vigor, não tendo sido alterada até o momento. Convém, ainda, lembrar que não há discriminação quanto ao tipo de UC envolvida, não havendo exceções para a validade de seus preceitos.

Até a edição da Lei nº 9985/00, que estabeleceu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), não havia previsão da existência de Zonas de Amortecimento em UC, embora alguns PM trouxessem a figura da Zona Tampão ou similar, como no caso do PM do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (IBAMA, 2009b). Em outros casos, como no PM do Parque Nacional Marinho de Abrolhos, não há referência alguma ao entorno da UC (IBAMA / Fundação Pró-Natureza, 1991). Foi a Lei citada que estabeleceu a necessidade das UC disporem de uma ZA.

Deve-se frisar, mais uma vez, que a entrada em vigor do SNUC não revogou a resolução CONAMA nº 13/90, tampouco o Decreto nº 99274/90. Assim, as Unidades de Conservação dispõem tanto de ZA como de Áreas Circundantes, exceto no caso das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e Áreas de Proteção Ambiental (APA), como referido abaixo, para as quais vale apenas a Área Circundante de 10 km.

## Zonas de Amortecimento e sua Definição Através de Planos de Manejo

O Artigo 25 do SNUC diz, textualmente: “...as unidades de conservação, exceto Área de Proteção Ambiental e Reserva Particular do Patrimônio Natural, devem possuir uma zona de amortecimento e, quando conveniente, corredores ecológicos...”.

Portanto, a Lei afirma, explicitamente, que quando uma UC for criada, ressalvadas as exceções citadas, ela terá uma ZA. Ou, dito de outra forma, ao se criar uma UC, automaticamente se entende que ela terá uma ZA. No Parágrafo 2º deste Artigo, está dito que “...Os limites da zona de amortecimento e as respectivas normas de que trata o Parágrafo 1º poderão ser definidas (grifo nosso) no ato de criação da unidade ou posteriormente...”. Nota-se que não se trata da criação da ZA, mas sim da definição tanto de seus limites como das normas pertinentes.

A Lei prevê ainda que “...As Unidades de Conservação são criadas por ato do Poder Público...” (Art. 2º), sem definir o grau hierárquico deste ato. A criação de UC federais tem sido feita através de decretos do poder executivo embora, eventualmente, possam ser criadas através de lei, como no caso do Parque Nacional Saint Hilaire – Lange, criado pela Lei Federal nº 10.227/01, ou de portarias, como no caso da Floresta Nacional de Açú, criada pela Portaria MMA 245, de 18 de julho de 2001 (IBAMA, 2009a), entre outros instrumentos legais. No entanto, o Parágrafo 1º do Artigo 25 diz que: “...O órgão responsável pela administração da unidade estabelecerá (grifos nossos) normas específicas regulamentando a ocupação e o uso dos recursos da zona de amortecimento e dos corredores ecológicos de uma unidade de conservação...”. A Lei também não define o tipo de ato que deve estabelecer estes instrumentos, mas deve ser um ato da competência do órgão gestor, não de uma instância superior, o que estaria em desacordo com esta Lei.

O mesmo entendimento acima vale para o PM, cuja elaboração está prevista pelo

Artigo 27, que diz, em seu Parágrafo 1º: “...O plano de manejo deve abranger a área da unidade de conservação, sua zona de amortecimento (grifo nosso) e os corredores ecológicos, incluindo medidas com o fim de promover a integração à vida econômica e social das comunidades vizinhas...”.

Ainda, o Artigo 27, em seu Parágrafo 4º, estabelece que: “...O plano de manejo poderá dispor sobre a liberação e cultivo de organismos geneticamente modificados nas áreas de proteção ambiental e nas zonas de amortecimento (grifo nosso) das demais categorias de unidades de conservação, ...” O que se vê é que este Artigo complementa os dispositivos do Artigo 25, dando ao PM a competência para o estabelecimento de normas da ZA. Portanto, o momento posterior previsto no Artigo 25 para delimitação da ZA, e para o estabelecimento de suas normas, pode ser o Plano de Manejo. Se a Lei não o diz explicitamente, ela dá elementos que podem apoiar esse entendimento e, salvo melhor juízo, não estabelece ressalvas em contrário. Em ambos os casos, a competência para estabelecer as normas e delimitar os espaços deve ser do órgão encarregado da gestão da unidade.

Finalmente, é preciso lembrar que, no caso específico das Reservas de Desenvolvimento Sustentável, o Artigo 20 do SNUC, em seu Parágrafo 6º, diz que: “...O Plano de Manejo da Reserva de Desenvolvimento Sustentável definirá as zonas de proteção integral, de uso sustentável e de amortecimento (grifos nossos) e corredores ecológicos, e será aprovado pelo Conselho Deliberativo da unidade...”. Portanto, ao menos nessa categoria, a Lei estabelece explicitamente que é o PM que deve delimitar a ZA (Ferreira, 2009).

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O arrazoado apresentado na discussão acima mostra que as Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação são intrínsecas à natureza desses espaços naturais protegidos, ressalvadas as exceções que o SNUC preconiza. Mesmo nesses casos (APA e RPPN), valem as determinações das Áreas Circundantes da

Resolução CONAMA nº 13/90 e respectivos instrumentos legais que a subsidiam, que não fazem exceções quanto à natureza da UC para a sua abrangência.

Além do exposto, demonstrou-se que é possível inferir, a partir da legislação ambiental atualmente existente, que o órgão gestor das UC (ICMBio, no caso daquelas de responsabilidade da União) tem competência tanto para definir os limites das ZA, como para fazê-las entrarem em vigor utilizando instrumento legal de sua competência, sem precisar que isto seja feito através de instrumentos legais de natureza equivalente àquele que criou a UC. Conclusões semelhantes também haviam sido apontadas por Ferreira (2009), que mostrou as diversas incongruências entre o entendimento adotado pela AGU, que diz que as ZA devem ser criadas por instrumento de nível hierárquico igual ao que criou a UC.

Espera-se que estas considerações ajudem a dirimir as dúvidas existentes sobre o tema. Espera-se, ainda, que seja possível obter a aprovação das ZAs daquelas UCs que não as previram, por diversos motivos, na elaboração dos respectivos Planos de Manejo, como no caso do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, ou daquelas cujos Planos de Manejo incluíram a ZA, ainda que como anexo, como no caso do Parque Nacional da Chapada Diamantina.



## REFERÊNCIAS

Alegria, M. *Parque Nacional de Abrolhos ameaçado por derrubada de zona de amortecimento*. Disponível em: <http://www.revistameioambiente.com.br/2007/06/26/parque-nacional-de-abrolhos-ameacado-por-derrubada-da-zona-de-amortecimento/>. Acesso em 09/02/2009.

Berlinck, C. N. 2008. *Diagnóstico Sócio-Ambiental do Entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas (DF)*. Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 160p.

Conservation International. *Processo movido por prefeituras derruba proteção a Abrolhos*. Disponível em: <http://www.conservation.org.br/noticias/noticia.php?id=251>. Acesso em 09/02/2009.

Ferreira, L. M. *Uma interpretação jurídica sobre as zonas de amortecimento das Ucs no Brasil*. Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. Disponível em <http://www.redeprouc.org.br/site2009/artigos.asp?codigo=266>. Acesso em 24/01/2009.

IBAMA / Fundação Pró-Natureza. 1991. *Plano de Manejo Parque Nacional Marinho dos Abrolhos*. IBAMA / FUNATURA / Aracruz Celulose S.A., Brasília.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Floresta Nacional de Açu*. Disponível em <http://www.ibama.gov.br/siucweb/listaUcCategoria.php?abrev=FLONA>. Acesso em 24/01/2009a.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Plano de Manejo do Parque Nacional da Lagoa do Peixe*. Disponível em [http://www.ibama.gov.br/siucweb/unidades/parna/planos\\_de\\_manejo/66/html/index.htm](http://www.ibama.gov.br/siucweb/unidades/parna/planos_de_manejo/66/html/index.htm). Acesso em 24/01/2009b.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvi-



to Florestal. 1981a. Plano de Manejo Parque Nacional da Serra da Canastra. *Documento técnico n. 05*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1981b. Plano de Manejo Parque Nacional do Iguaçu. *Documento técnico n. 06*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1981c. Plano de Manejo Parque Nacional de Ubajara. *Documento técnico n. 07*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1981d. Plano de Manejo Parque Nacional do Caparaó. *Documento técnico n. 08*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1981e. Plano de Manejo Parque Nacional do Araguaia. *Documento técnico n. 09*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

Kintz, D. B.; Young, K. R.; Crews-Meyer, K. A. 2006. Implications of Land Use / Land Cover Changes in the Buffer Zone of a National Park in the Tropical Andes. *Environmental Management* 38(2): 238-252.

Li, W.; Wang, Z.; Tang, H. 1999. Designing the Buffer Zone of a Nature Reserve: a Case Study in Yancheng Biosphere Reserve, China. *Biological Conservation* 90: 159-165.

Pinto, M. A polêmica da redução da Zona de Amortecimento. *AmbienteBrasil*. Disponível em: <http://www.ilhasdeabrolhos.com.br/br/197/a-polemica-da-reducao-da-zona-de-amortecimento>. Acesso em 09/02/2009.

# Estudo da relação entre estradas, relevo, uso da terra e vegetação natural de Ibiúna - SP, com enfoque na ecologia da paisagem

**Simone R. Freitas Dr.<sup>1</sup>,**

- Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo  
Universidade Federal do ABC

**Ana Maria G. Teixeira, MSc**

- Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo

**Jean Paul Metzger, Dr.**

- Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo

**RESUMO.** As estradas facilitam o acesso de agentes do desflorestamento, sendo relevantes em estudos que abordam questões conservacionistas em florestas tropicais. Compreender a relação entre distribuição das estradas, relevo, uso da terra e cobertura florestal é importante para avaliar onde as florestas estão mais vulneráveis. Este trabalho teve por objetivos: 1) compreender a relação entre o relevo e a densidade e a conectividade das estradas em três épocas; e 2) avaliar a relação entre a distância das estradas e a cobertura florestal, os campos agrícolas e as instalações rurais e urbanas em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica em três épocas. Foram utilizados mapas de estradas, de altitude e de uso e cobertura da terra. Os testes Qui-quadrado mostraram que: 1) a densidade e a conectividade das estradas não apresentam relação significativa com o relevo; e 2) as áreas de floresta ocupam as áreas mais distantes das estradas, enquanto os campos agrícolas e as instalações rurais e urbanas ocupam as áreas mais próximas das estradas. As estradas e o uso da terra, independentemente do relevo, influenciam a distribuição da cobertura florestal. Assim, sugerimos que as estradas sejam consideradas em estratégias conservacionistas e no planejamento ambiental.

**Palavras chave:** ecologia da paisagem, densidade e conectividade de estradas, Mata Atlântica, teoria dos grafos.

## INTRODUÇÃO

As estradas afetam a atmosfera, o solo, a vegetação, a fauna e as comunidades humanas que estão em suas proximidades; e, por sua vez, as estradas são afetadas pelo ambiente onde são construídas (Forman & Alexander, 1998; Forman et al., 2003; Forman, 2004). As estradas podem afetar, particularmente, as florestas tropicais e sua biodiversidade, tanto

direta ou indiretamente, seja pelo acesso facilitado a caçadores (Nagendra et al., 2003), seja pelo processo de fragmentação e isolamento de populações (Santos & Tabarelli, 2002; Jaeger et al., 2005; Eigenbrod et al., 2008) ou ainda pela morte por atropelamentos (Melo & Santos-Filho, 2007; Coelho et al., 2008). A compreensão das relações entre as estradas e o ambiente, incluindo o homem, é em essência uma área de pesquisa multidisciplinar e de grande aplicabilidade, podendo servir como ferramenta para a tomada de decisão no

<sup>1</sup> simonerfreitas.ufabc@gmail.com

planejamento ambiental e de transportes, e em estratégias de conservação, envolvendo questões econômicas, sociais, ecológicas e políticas (Dramstad et al., 1996; Forman, 2004).

As estradas se conectam em rede, variando em forma e propósito, sendo determinantes para isso o relevo e os serviços oferecidos pela rede viária (Forman et al., 2003). Em terreno montanhoso, os padrões ramificados da rede viária são constituídos em parte pela conformação das estradas com o fundo dos vales e as colinas, assim como pelas limitações impostas pela declividade na instalação de estradas. Redes viárias de forma regular são frequentemente observadas em terrenos planos e áreas urbanas, enquanto áreas periurbanas apresentam redes retilíneas mais irregulares, devido à variação topográfica (Forman et al., 2003). Estradas localizadas em propriedades rurais usadas para escoamento da produção agrícola são preferencialmente construídas na mesma cota altimétrica, para não ocasionar a formação de barrancos que afetem a segurança da movimentação das máquinas agrícolas e favoreçam a erosão (Politano et al., 1989). O Planalto de Ibiúna está localizado em área periurbana, encontrando-se num processo de transição entre as atividades agrícolas e a expansão da área urbana sob influência da região metropolitana de São Paulo (Teixeira et al., 2009). Assim, espera-se que o relevo, a cobertura florestal e o uso da terra apresentem uma relação com a forma como as estradas se distribuem na região.

As estradas facilitam o acesso dos agentes do desflorestamento, tais como produtores rurais, coletores de recursos naturais (ex.: madeira) e caçadores (Chomitz & Gray, 1996; Nepstad et al., 2001; Laurance et al., 2002; Santos & Tabarelli, 2002; Nagendra et al., 2003; Soares-Filho et al., 2004; Walker et al., 2004; Pfaff et al., 2007). Em áreas da Floresta Amazônica, as estradas têm sido construídas com o objetivo de promover a expansão da fronteira agrícola, desde a década de 1970, podendo ser consideradas até como agentes do desflorestamento (Laurance et al., 2002; Fearnside, 2008). E em áreas onde a ocupação humana é mais antiga, como é o caso da Mata Atlântica, as estradas, o

uso da terra e o relevo afetam a cobertura de vegetação nativa de forma mais complexa. Neste caso, diversos agentes de desflorestamento contribuíram distintamente em certos momentos históricos e em certas regiões, formando um mosaico intrincado (Hawbaker et al., 2006). Em diversas áreas de Mata Atlântica, as florestas ocupam os topos de morro, áreas poupadas pela atividade agrícola devido à dificuldade de acesso, proteção ambiental legal ou baixa fertilidade do solo, quando comparadas às áreas de várzeas (Cabral & Fiszson, 2004; Freitas, 2004; Lignani et al., 2005; Silva et al., 2007; Cabral et al., 2007; Teixeira et al., 2009). Forman et al. (2003) destacam ainda a importância de incluir, além da densidade e proximidade de estradas, a forma da rede de estradas (p.ex. conectividade) em estudos de paisagens fragmentadas. Compreender a distribuição das estradas em relação ao relevo e ao uso e cobertura da terra (florestas, campos agrícolas e instalações rurais e urbanas) é importante para entender as áreas onde as florestas estão mais vulneráveis, ou seja, onde há mais estradas e o uso da terra é mais intenso.

Neste estudo não abrangeremos todos os agentes do desflorestamento, apenas nos restringindo às estradas, ao relevo (altitude), a dois tipos de uso da terra característicos da região do Planalto de Ibiúna (campos agrícolas e instalações rurais e urbanas) e a um determinado compartimento temporal (três anos: 1962, 1981 e 2000). Os objetivos desse estudo foram: 1) compreender a relação entre o relevo e a densidade e a conectividade das estradas; e 2) avaliar a relação entre a distância das estradas e a cobertura florestal, os campos agrícolas e as instalações rurais e urbanas em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica (Planalto de Ibiúna, SP).

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

Este estudo foi feito numa área de 10.488 ha no Planalto de Ibiúna, uma formação Pré-Cambriana situada a 40 km da cidade de São Paulo (23°35'S-23°50'S; 46°45'W-47°15'W), nos



municípios de Cotia e Ibiúna, Estado de São Paulo, sudeste do Brasil (FIGURA 1). A altitude varia de 850 a 1100 m e o relevo é caracterizado pela denudação, morros convexos e inclinações maiores de 15% (Ross & Moroz, 1997). O clima é quente e úmido, com temperatura média variando entre 11 e 27 °C. A precipitação anual é de aproximadamente 1300-1400 mm, sendo os meses mais secos e frios entre Abril e Agosto. A vegetação é uma transição entre a floresta pluvial Atlântica costeira e a floresta semidecídua Atlântica, sendo classificada como "Floresta Pluvial Atlântica Baixo-Montana" (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Inventários florísticos na região mostraram alta riqueza de árvores (362 espécies com diâmetro na altura do peito >5 cm), com a dominância de Myrtaceae (79 espécies), Lauraceae (38) e Fabaceae (31) (Bernacci et al. 2006). A paisagem é fragmentada e dominada por campos agrícolas, floresta nativa e instalações rurais e urbanas. A região encontra-se num processo de transição entre as atividades hortifrutigranjeiras, tradicionalmente praticadas por imigrantes japoneses e seus descendentes, e a urbanização sob influência da expansão da região metropolitana de São Paulo (Seabra, 1971; Teixeira et al., 2009). Desde a década de 1970, Seabra (1971) observou que os fatos de maior dinamismo na região diziam respeito à especulação imobiliária provinda da cidade de São Paulo, apesar das atividades hortifrutigranjeiras ainda serem, naquela época, mais importantes. Desde a década de 1980, a proximidade com a Região Metropolitana de São Paulo se tornou um atrativo para o parcelamento das propriedades e a criação de casas de veraneio, muitas delas invadindo áreas de preservação permanente (Teixeira et al., 2009). Em 2000, o aumento das instalações rurais e urbanas é notável, apesar dos campos agrícolas e as florestas ainda serem dominantes na região (Teixeira et al., 2009). O Planalto de Ibiúna possui uma Unidade de Conservação, chamada Morro Grande, com alta biodiversidade quando comparada aos fragmentos florestais próximos (Bernacci et al., 2006).

A região se conecta com a cidade de São Paulo pela Rodovia Raposo Tavares (SP-270), desde a década de 1950 (Seabra, 1971), sendo

ainda área de influência indireta do Rodoanel Mario Covas (FESPSP, 2004). Diversas estradas secundárias são usadas para escoamento da produção de hortifrutigranjeiros e para circulação da comunidade local e de turistas. Na área de estudo, as estradas são secundárias e não-pavimentadas, enquanto as estradas pavimentadas e mais movimentadas (por exemplo, a SP-250) ocorrem periféricamente.

## BASE DE DADOS

Foram utilizados mapas das estradas principais e secundárias, mapas de altitude e mapas de uso e cobertura da terra. Os mapas das estradas principais e secundárias são dos anos de 1962 (escala 1:25.000), 1981 (1:35.000) e 2000 (1:10.000), gerados a partir de fotointerpretação. Os mapas de altitude foram gerados a partir de um modelo numérico baseado em curvas de nível, consideradas em intervalos de 5 em 5 m, e digitalizadas com base em cartas topográficas (1:10.000; aerolevamentos de 1979) do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo, produzidos por Teixeira et al. (2009). Os mapas de uso e cobertura da terra foram feitos para os anos de 1962, 1981 e 2000 a partir da interpretação de pares estereoscópicos utilizando o mesmo conjunto de fotografias aéreas usadas no mapeamento das estradas principais e secundárias (Silva et al., 2007; Teixeira et al., 2009). A partir do mapa de uso e cobertura da terra, foi gerado o mapa da cobertura florestal, sendo consideradas floresta as classes de estágios sucessionais de floresta inicial-intermediário, intermediário, intermediário-avançado e avançado, que incluem formações arbóreas em diferentes densidades. Esse mapeamento de uso e cobertura da terra possui uma acurácia de 88% (Silva et al., 2007).

Para quantificar a conectividade da rede de estradas, foi utilizada a teoria dos grafos (Haggett & Chorley, 1969; Arlinghaus et al., 2002). Um grafo é um conjunto de nós (N) e arestas (A) tal que cada aresta é uma conexão entre dois nós (Arlinghaus et al., 2002). Cada grafo, que representa a rede viária de cada época, foi avaliado quanto ao grau de conec-

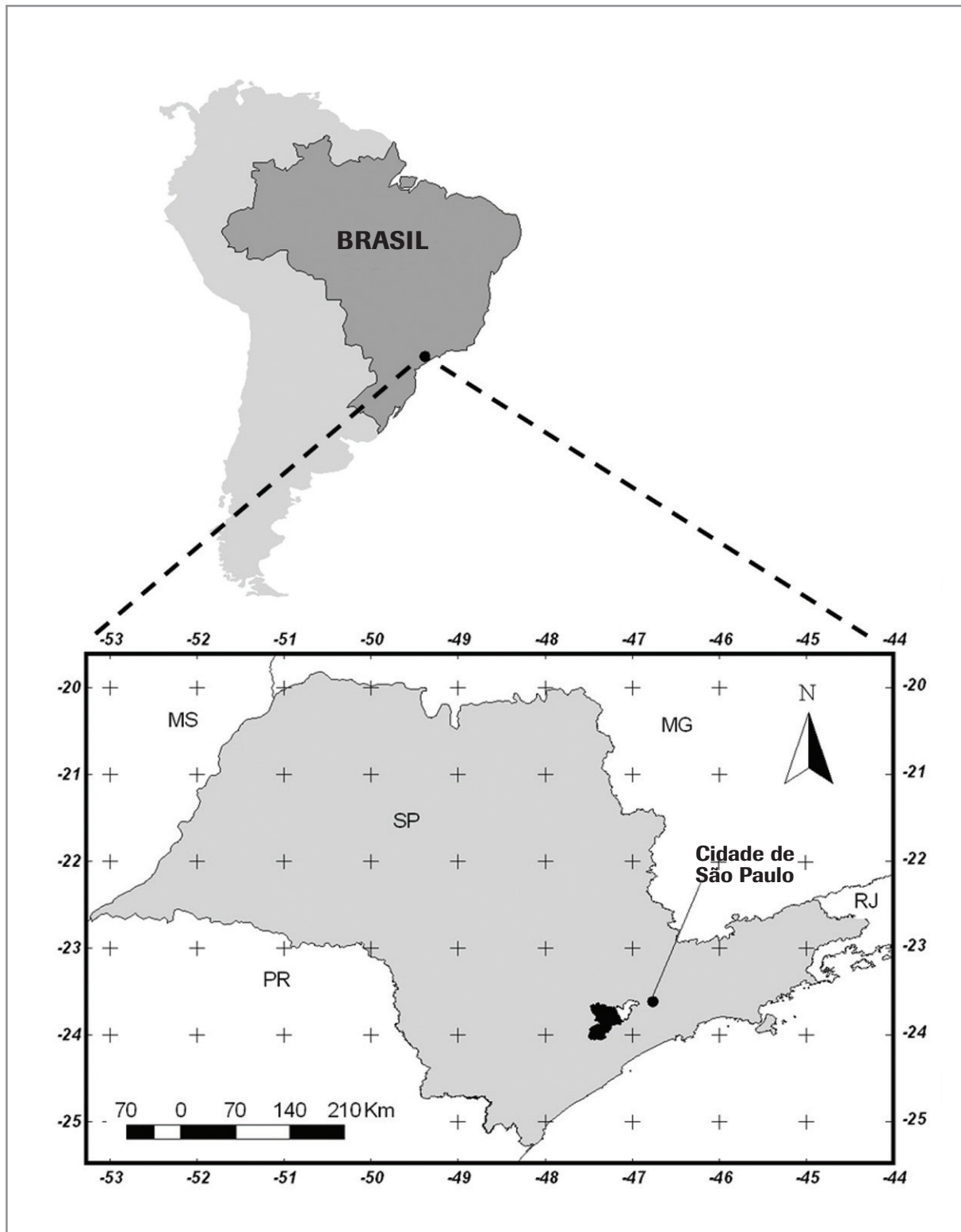


FIGURA 1. Área de estudo localizada no Estado de São Paulo (Brasil), a 40 km de distância da cidade de São Paulo.

tividade através do índice alfa ( $\alpha$ ), que varia de 0 a 1 (Haggett & Chorley, 1969). O índice ( $\alpha$ ) é calculado através do número de arestas (segmentos de estradas; A), nós (número de

pontos de ramificação; N) e subgrafos (grupos de segmentos independentes; G):  $\alpha = [(A - N + G) / 2N - 5]$ . Como demonstrado pelo desenho hipotético, este índice pode aumen-

tar, por exemplo, apenas aumentando o número de arestas, no caso, segmentos de estradas (FIGURA 2). A rede viária foi interpretada através de grafos, sendo as estradas consideradas como arestas, e as bifurcações das estradas, localidades e sedes das propriedades rurais como nós. Os mapas das estradas principais e secundárias, referentes aos anos de 1962, 1981 e 2000, foram usados de base para essa interpretação. Outra medida da rede viária foi a densidade de estradas, calculada dividindo-se o comprimento total das estradas pela área da paisagem.

Para testar o efeito do relevo sobre a conectividade e a densidade das estradas, foi utilizada unicamente uma divisão altimétrica. No entanto, estudos anteriores mostram que a altitude e a declividade estão fortemente correlacionadas (áreas mais altas são mais declivosas; Silva et al., 2007). Dessa forma, a divisão utilizada engloba uma variação mais ampla de relevo. A área de estudo foi dividida em cinco sub-regiões regularmente distribuídas de altitude (860-880 m, 880-900 m, 900-920 m, 920-940 m e 940-960 m) e uma sub-região com altitudes acima de 960 m. Esta última sub-região considerou uma faixa altimétrica mais ampla para que a área amostrada não fosse muito pequena, o que dificultaria o cálculo da variável conectividade. A densidade e a conectividade das estradas foram avaliadas em cada faixa altimétrica através do software ArcView 3.2, combinando por cruzamento a matriz de hipsometria (TIN) com a de estradas (com células de 10 m; FIGURA 3). Em seguida, foi analisada a relação da conectividade e da densidade de estradas com a altitude, em cada um dos três anos (1962, 1981 e 2000).

Para avaliar a relação da distância das estradas e a cobertura florestal, os campos agrícolas e as instalações rurais e urbanas, foram estabelecidas seis faixas de distâncias (*buffers*) usando as estradas como referência, com distâncias de 0 a 50 m, 50 a 100 m, 100 a 200 m, 200 a 400 m, 400 a 800 m e acima de 800 m. As faixas de distância são menores nas proximidades das estradas pois se espera um efeito mais intenso nas proximidades das estradas

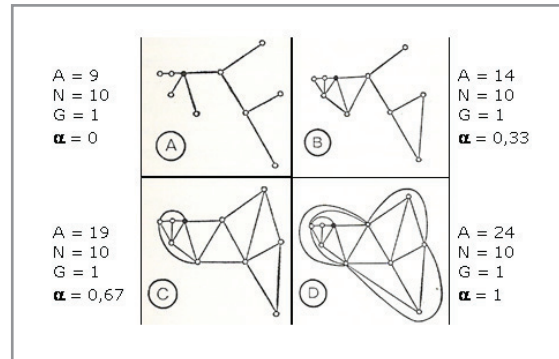


FIGURA 2. Exemplo hipotético de redes de estradas mostrando o aumento da conectividade, expresso pelo índice, usando grafos com número constante de sub-redes (G=1) e nós (N=10). Na seqüência ABCD, o aumento do número de ligações (arestas; A) leva ao aumento da conectividade ( $\alpha$ ) (modificado de Haggett & Chorley, 1969).

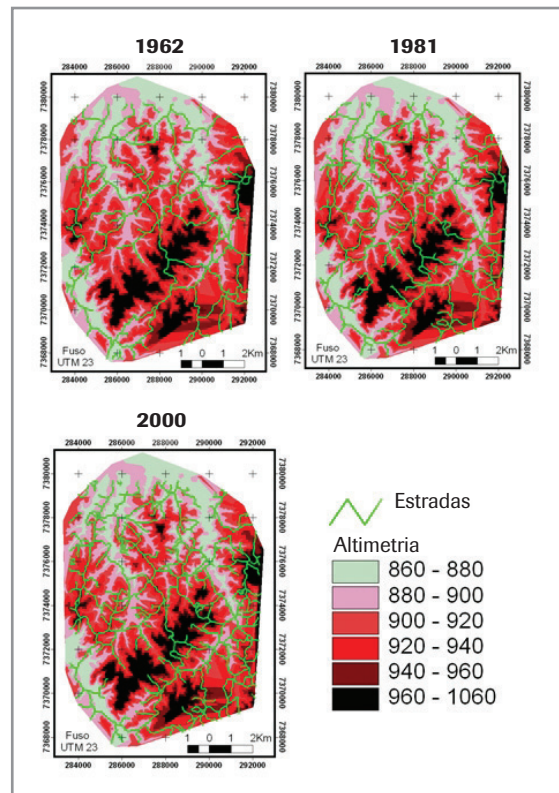


FIGURA 3. Distribuição das estradas em relação à variação altimétrica nos três anos (1962, 1981 e 2000).

do que nas áreas mais distantes (Freitas, 2004; Cabral et al., 2007; Teixeira et al., 2009). Em cada uma das seis faixas quantificou-se a área de cobertura florestal, de campos agrícolas e de instalações rurais e urbanas em hectares. Essa relação foi analisada em cada um dos três anos separadamente.



## ANÁLISE DOS DADOS

Para avaliar se as duas medidas da distribuição da rede viária eram redundantes, foi usada a Correlação de Pearson entre conectividade e densidade das estradas, já que as variáveis apresentaram distribuição normal segundo o teste de Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1996). O teste Qui-quadrado ( $\chi^2$ ) foi usado para testar a hipótese de independência entre os parâmetros das estradas e o relevo, e entre a distância das estradas e o uso e cobertura da terra (Zar, 1996). A comparação entre os valores observados e esperados através do teste de Qui-quadrado foi feita para cada ano (1962, 1981 e 2000) separadamente. A diferença entre o valor observado e esperado foi considerada significativa usando o nível de significância de 5% ( $p \leq 0,05$ ).

Tanto no estudo da relação entre a densidade de estradas e a altitude quanto naquele da relação entre a conectividade de estradas e a altitude, o valor esperado para um determinado ano foi a densidade (ou conectividade) total das estradas na paisagem naquele ano, distribuído igualmente pelas faixas altimétricas, considerando assim a distribuição das estradas independentemente da variação da altitude (Zar, 1996). Dessa forma, caso o teste Qui-quadrado mostre uma diferença significativa entre o esperado e o observado, os resultados demonstrarão que a densidade (ou conectividade) se distribui de forma distinta entre as faixas altimétricas, ou seja, a altitude influencia a distribuição das estradas (representada pelas medidas de densidade e conectividade).

Já no estudo da relação entre o uso e cobertura da terra e a distância das estradas, primeiramente calculou-se a área relativa de cada tipo de uso e cobertura do solo para cada ano, dividindo a área total de cada tipo pela área total da paisagem estudada. Em seguida, o valor esperado foi calculado multiplicando a área relativa de cada tipo de uso e cobertura do solo, em um determinado ano, com a área de cada faixa de distância às estradas, considerando, assim, a distribuição dos diferentes tipos de uso e cobertura do solo, em cada ano, independentemente da distância das estradas. Assim sendo, a porcentagem esperada (área relativa) é constante em cada ano, mas a área absoluta (em hectares) dependerá da extensão da faixa de distância considerada. Dessa forma, caso o teste Qui-quadrado mostre uma diferença significativa entre o esperado e o observado, os resultados demonstrarão que um determinado tipo de uso e cobertura do solo se distribui de forma distinta entre as faixas de distância das estradas, ou seja, a estrada influencia a distribuição desse tipo de uso e cobertura do solo.

## RESULTADOS

A correlação entre a conectividade e a densidade das estradas nas diferentes faixas altimétricas foi positiva e significativa no ano 1981 ( $R = 0,902$ ;  $p < 0,05$ ), mas não foi significativa nos anos de 1962 ( $R = 0,722$ ;  $p > 0,05$ ) e de 2000 ( $R = 0,4336$ ;  $p > 0,05$ ). Dessa forma, em 1981, as faixas altimétricas com os maiores valores de conectividade de estradas são também aquelas com as maiores densidades de estradas (TABELA 1).

TABELA 1. Densidade e conectividade (índice  $\alpha$ ) das estradas em relação às faixas de altitude nos três anos

Faixa de altitude (m)	Área da faixa (km <sup>2</sup> )	1962		1981		2000	
		Densidade (km/km <sup>2</sup> )	Índice $\alpha$	Densidade (km/km <sup>2</sup> )	Índice $\alpha$	Densidade (km/km <sup>2</sup> )	Índice $\alpha$
860-880	12,55	1,38	0,00	1,57	0,00	1,73	0,00
880-900	23,97	1,70	0,43	1,85	0,00	2,82	0,00
900-920	25,52	1,39	0,21	1,71	0,00	2,25	0,12
920-940	19,57	1,69	0,50	2,16	0,51	2,75	1,00
940-960	9,46	1,56	0,00	2,20	0,35	2,49	0,49
> 960	9,47	1,06	0,00	1,76	0,00	1,94	0,00

Quanto à relação entre o relevo e as estradas, o teste Qui-quadrado mostrou que a densidade de estradas não foi significativamente diferente do esperado em todas as faixas altimétricas, nos três períodos estudados (1962,  $\chi^2 = 0,201$ ,  $p > 0,05$ ; 1981,  $\chi^2 = 0,171$ ,  $p > 0,05$ ; 2000,  $\chi^2 = 0,412$ ,  $p > 0,05$ ; FIGURA 4). Observa-se, além disso, um aumento na densidade de estradas com o passar dos anos, sendo o ano de 2000 aquele com os maiores valores de densidade, especialmente nas faixas altimétricas de 880-900 m (2,82 km/km<sup>2</sup>) e de 920-940 m (2,75 km/km<sup>2</sup>) (TABELA 1, FIGURA 4). O aumento na densidade entre os anos se deu nas cotas altimétricas mais altas no período de 1962 a 1981, aparentemente, e nas cotas mais baixas no período de 1981 a 2000 (FIGURA 4).

Em relação à conectividade das estradas, o teste Qui-quadrado mostrou que os valores observados não foram significativamente diferentes dos valores esperados para todos os anos (1962,  $\chi^2 = 1,118$ ,  $p > 0,05$ ; 1981,  $\chi^2 = 1,642$ ,  $p > 0,05$ ; e 2000,  $\chi^2 = 2,485$ ,  $p > 0,05$ ; FIGURA 5). Nota-se também um aumento na conectividade entre os anos, especialmente no ano de 2000 na faixa altimétrica de 920-940 m, e a diminuição a 880-900m (FIGURA 5).

As áreas relativas de cobertura florestal para cada ano foram: 44,13% (1962, 4628 ha), 46,34% (1981, 4860 ha) e 30,84% (2000, 3234 ha). A cobertura florestal foi menor do que o esperado nas proximidades das estradas (até 100 m de distância) e maior do que o esperado entre 200 e 800 m de distância das estradas, especialmente no ano 2000 (FIGURA 6). Assim, a área de floresta foi significativamente menor em locais próximos das estradas e maior em locais distantes das estradas em todos os anos: 1962 ( $\chi^2 = 126,54$ ;  $p < 0,01$ ); 1981 ( $\chi^2 = 174,95$ ;  $p < 0,01$ ) e 2000 ( $\chi^2 = 571,35$ ;  $p < 0,01$ ). Comparando-se os anos entre si, observa-se que entre 1981 e 2000 houve um incremento de floresta notável nas distâncias acima de 400 m em relação às estradas (FIGURA 6).

Os campos agrícolas cobriam 3861 ha em 1962, 4076 ha em 1981 e 3935 ha em 2000, correspondendo respectivamente a 36,81%,

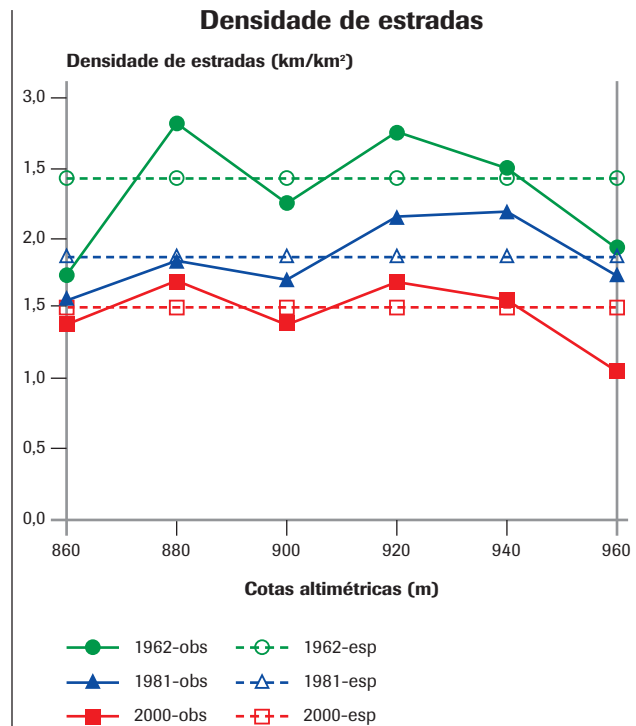


FIGURA 4. Densidade de estradas em relação à altitude nos três anos: valores observados (obs) e esperados (esp). As faixas altimétricas são representadas pelo limite inferior do intervalo (p.ex. faixa de 880-900 m é representada por 880 m).

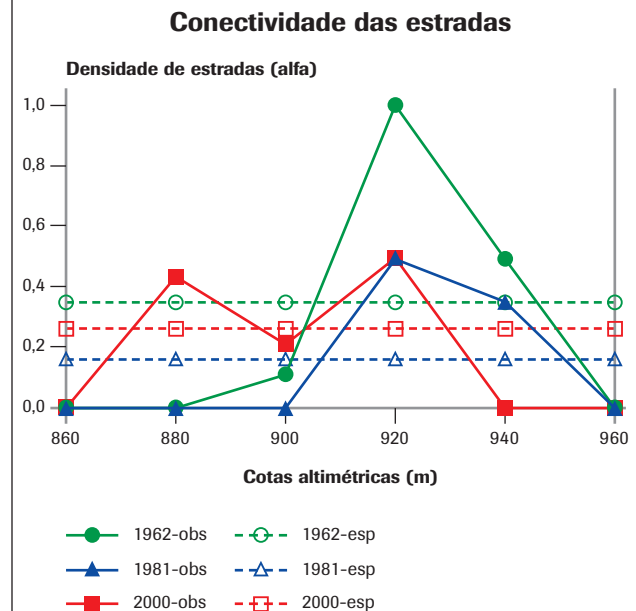


FIGURA 5. Conectividade de estradas em relação à altitude nos três anos: valores observados (obs) e esperados (esp). As faixas altimétricas são representadas pelo limite inferior do intervalo (p.ex. faixa de 880-900 m é representada por 880 m).

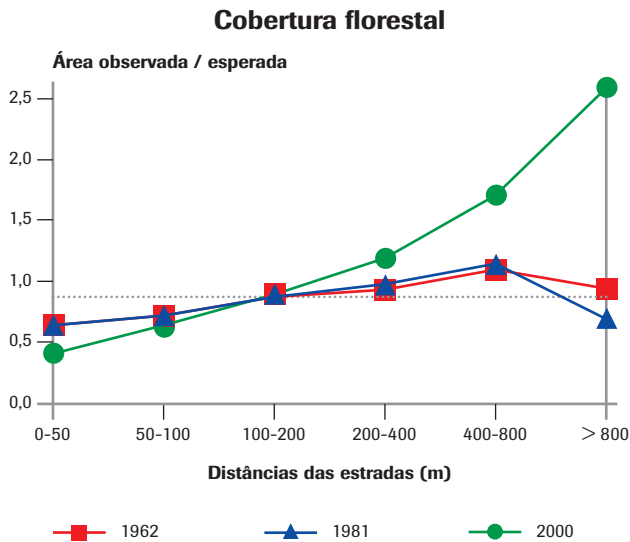


FIGURA 6. Relação entre a cobertura florestal observada e a esperada, associada à distância das estradas nos três anos. As faixas altimétricas são representadas pelo limite inferior do intervalo (p.ex. faixa de 880-900 m é representada por 880 m). A linha tracejada indica onde não há diferença entre a área observada e a esperada.

38,86% e 37,52% da paisagem. Em relação à distância das estradas, o padrão foi inverso ao observado para cobertura florestal. Os campos agrícolas foram maiores do que o esperado nas proximidades das estradas (até 100 m de distância) e menores do que o esperado nas faixas > 400 m de distância das estradas (FIGURA 7). O teste Qui-quadrado mostrou que as diferenças são significativas para os anos de 1962 ( $\chi^2 = 184,81$ ;  $p < 0,01$ ), 1981 ( $\chi^2 = 143,34$ ;  $p < 0,01$ ) e 2000 ( $\chi^2 = 132,94$ ;  $p < 0,01$ ). Comparando-se os anos entre si, observa-se, em 2000, uma notável redução das áreas agrícolas nas regiões mais distantes das estradas, ao contrário do observado para 1981 nas áreas agrícolas com mais de 800 m de distância das estradas (FIGURA 7).

As instalações rurais e urbanas cobriam 67 ha em 1962, 156 ha em 1981 e 1638 ha em 2000, correspondendo respectivamente a 0,64%, 1,49% e 15,62% da paisagem. Em relação à distância das estradas, as instalações rurais e urbanas, similarmente ao observado para os campos agrícolas, foram maiores do que o esperado nas proximidades das estradas (até 100 m de distância) e menor do que o espera-

do nas faixas > 400 m de distância das estradas (FIGURA 8). O teste Qui-quadrado mostrou que as diferenças são significativas para os anos de 1962 ( $\chi^2 = 26,13$ ;  $p < 0,01$ ), 1981 ( $\chi^2$

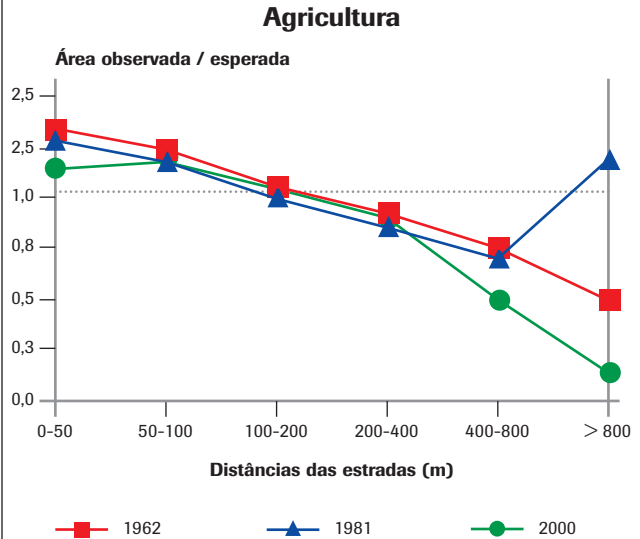


FIGURA 7. Relação entre a área de campos agrícolas observada e a esperada em relação à distância das estradas nos três anos. As faixas altimétricas são representadas pelo limite inferior do intervalo (p.ex. faixa de 880-900 m é representada por 880 m). A linha tracejada indica onde não há diferença entre a área observada e a esperada.

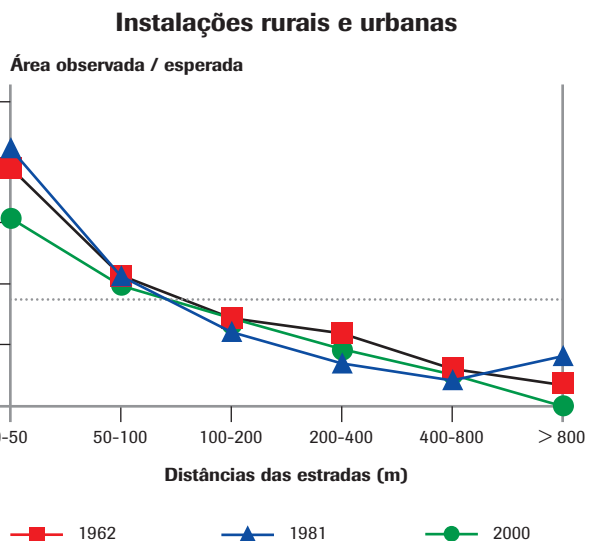


FIGURA 8. Relação entre a área com instalações rurais e urbanas observada e a esperada em relação à distância das estradas nos três anos. As faixas altimétricas são representadas pelo limite inferior do intervalo (p.ex. faixa de 880-900 m é representada por 880 m). A linha tracejada indica onde não há diferença entre a área observada e a esperada.



= 94,01;  $p < 0,01$ ) e 2000 ( $\chi^2 = 424,87$ ;  $p < 0,01$ ). Comparando-se os anos entre si, observa-se que o aumento expressivo nas áreas com instalações rurais e urbanas em 1981 e 1962, concentrou-se especialmente nas proximidades das estradas (FIGURA 8).

## DISCUSSÃO

O Planalto de Ibiúna apresentou, de 1962 a 2000, um intenso aumento na densidade de estradas, que por sua vez parece afetar as mudanças ocorridas no uso e na ocupação da terra, representando uma potencial ameaça à conservação da biodiversidade da floresta tropical dessa região. Porém, a distribuição das estradas não variou significativamente em virtude do tipo de relevo, em particular da altitude.

O aumento da densidade e da conectividade das estradas com o passar dos anos pode ser associado à expansão dos loteamentos urbanos, que foi favorecida pela instalação e ampliação da rede elétrica e pela melhoria da Rodovia Raposo Tavares, que é a principal via de acesso entre a área de estudo e a cidade de São Paulo (Teixeira et al., 2009). O aumento expressivo nas áreas com instalações rurais e urbanas foi previsto por Seabra (1971) quando relatou o processo de decadência da atividade agrícola na região do Planalto de Ibiúna, indicando mudança no tipo de uso da terra. Naquela época, Seabra (1971) destacava o aumento da especulação imobiliária na região, mudando o perfil dos proprietários de agricultores para moradores da cidade que ocasionalmente usam a residência rural, geralmente para lazer. Estudando a mesma área, Teixeira et al. (2009) mostraram que, nas décadas de 1960 a 1980, ocorreu um declínio na produção agrícola e as terras cultivadas foram abandonadas, o que levou à regeneração das florestas; já após 1980 nota-se o processo de urbanização, tornando as cidades maiores e, ao mesmo tempo, ocorrendo a substituição de parte dos sítios agrícolas por casas de veraneio ocupadas principalmente por famílias de classe média durante o fim de sema-

na. O processo de urbanização da periferia, baseado na expansão da metrópole a partir de residências de uso ocasional, foi observado também em outras regiões metropolitanas, como nos municípios de Guapimirim e Cachoeiras de Macacu, no Estado do Rio de Janeiro (Cabral & Fiszson, 2004).

A densidade e a conectividade de estradas não apresentaram uma relação significativa com a variação altimétrica. Um resultado distinto foi encontrado por Lignani et al. (2005), em que observado um aumento da conectividade das estradas nas altitudes mais elevadas em áreas de Mata Atlântica do Rio de Janeiro. Essa relação positiva entre conectividade de estradas e variação altimétrica foi um dos fatores usados para explicar o padrão de confinamento da floresta e a redução do tamanho dos fragmentos florestais em topos de morro naquela região (Cabral & Fiszson, 2004; Freitas, 2004; Cabral et al., 2007). De forma similar, na região em estudo, no Planalto de Ibiúna, a cobertura florestal é maior em regiões declivosas e/ou de maior altitude, sendo essa relação explicada pelo efeito indireto do uso da terra, ou seja, o uso da terra por razões econômicas é preferencialmente feito em áreas menos declivosas e de baixa altitude, levando a uma redução mais drástica da cobertura florestal nessas situações (Silva et al., 2007). Outros estudos mostram a maior cobertura florestal, e até a maior riqueza de espécies, em regiões de maior altitude, sendo o fator explicativo para essa distribuição o uso da terra mais intenso nos vales e planícies (Becker et al., 2004; Forrest et al., 2008; Silva et al., 2008). Em geral, a distribuição das estradas não parece ser o fator mais relevante para explicar a maior cobertura florestal nas regiões de maior altitude (ou declividade). A relação entre estradas, cobertura florestal e variação altimétrica é provavelmente mais complexa. Dependendo do histórico de uso da terra na região, a distribuição das estradas ou o tipo e a intensidade do uso da terra serão os fatores mais relevantes para explicar o padrão da distribuição de cobertura florestal nas diferentes altitudes.

Por outro lado, as relações encontradas entre a cobertura florestal e a distância das estradas mostram que as áreas próximas das estradas (até 100 m de distância) possuem menor cobertura florestal que o esperado e as áreas mais distantes, especialmente aquelas entre 200 e 800 m de distância das estradas, apresentam maior cobertura florestal que o esperado. Ademais, as áreas agrícolas e aquelas com instalações rurais e urbanas foram maiores do que o esperado nas proximidades das estradas (até 100 m de distância) e menores do que o esperado em regiões mais distantes das estradas. Teixeira et al. (2009) mostraram que no Planalto de Ibiúna a regeneração florestal ocorreu em áreas mais afastadas de estradas e dos centros urbanos, em terrenos mais declivosos e próximos aos rios, devido, provavelmente, à influência da legislação, enquanto o desflorestamento ou corte de vegetação inicial tende a ocorrer em áreas mais propícias para a agricultura: terras mais planas e baixas e de fácil acesso. Dessa forma, as áreas de floresta se concentraram nas regiões mais distantes das estradas, enquanto as áreas agrícolas e com instalações rurais e urbanas se concentraram nas proximidades das estradas. Esse padrão encontrado no Planalto de Ibiúna se repete em diversas regiões tropicais, indicando que as estradas são facilitadores de desflorestamento (Chomitz & Gray, 1996; Nepstad et al., 2001; Laurance et al., 2002; Santos & Tabarelli, 2002; Nagendra et al., 2003; Freitas, 2004; Soares-Filho et al., 2004; Walker et al., 2004; Cabral et al., 2007; Pfaff et al., 2007; Forrest et al., 2008). Aparentemente, a expansão e a modernização da rede viária estimulam a ocupação da terra, facilitando o escoamento de mercadorias e pessoas, servindo assim como facilitadores dos agentes de desflorestamento, até em áreas naturais desprotegidas pela Legislação Ambiental (Soares-Filho et al., 2004).

Devido à relação negativa da proximidade das estradas sobre a cobertura florestal, sugerimos que o efeito das estradas deve ser considerado em estudos de planejamento territorial e de conservação da biodiversida-

de. Sousa et al. (no prelo) observaram uma relação negativa semelhante entre a proximidade das estradas e a área das Unidades de Conservação no Estado de São Paulo. Parâmetros da paisagem (p.ex.: área e forma de fragmentos florestais, conectividade entre fragmentos florestais) têm sido indicados como fatores relevantes a serem considerados em estratégias de conservação e no planejamento ambiental (Williams et al., 2002; Ribeiro et al., no prelo). No entanto, as estradas ainda não foram incorporadas como um parâmetro adicional na definição de áreas prioritárias para conservação ou restauração florestal, sendo no caso aquelas áreas mais distantes das estradas. Além disso, estudos sobre o impacto das estradas sobre a fauna e a flora silvestres devem ser estimulados, especialmente em Unidades de Conservação, onde as estradas podem intensificar a degradação ambiental, como já demonstrado principalmente na Amazônia (Soares-Filho et al., 2004; Fearnside, 2007; Perz et al., 2007; Pfaff et al., 2007; Fearnside, 2008).

## CONCLUSÃO

A densidade e a conectividade das estradas não foram significativamente influenciadas pelo relevo, particularmente a altitude, na região e período estudados. No entanto, a proximidade das estradas influenciou positivamente as áreas agrícolas e ocupações humanas e, ao contrário, influenciou negativamente a cobertura florestal. O aumento da densidade de estradas foi um dos fatores que acarretaram a perda de cobertura florestal, já que a cobertura florestal foi menor nas proximidades das estradas, como observado em outros estudos em florestas tropicais. Dessa forma, sugerimos que as estradas sejam consideradas como um facilitador dos agentes de desflorestamento e como um fator adicional relevante para definir estratégias de conservação e restauração de florestas tropicais e de sua biodiversidade.



## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - (Proc. nº 06/02673-9) pela bolsa de pós-doutorado. Este trabalho utilizou a base de dados gerada pelo projeto temático BIOTA/FAPESP "Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo" (Proc. nº 99/05123-4).

## REFERÊNCIAS

- Arlinghaus, S.; Arlinghaus, W. C.; Harary, F. 2002. *Graph Theory and Geography: An Interactive View E-Book*. New York: John Wiley & Sons.
- Becker, F. G.; Irgang, G. V.; Hasenack, H.; Vilella, F. S.; Verani, N. F. 2004. Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic Forest (River Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 64 (3B): 569-582.
- Bernacci, L. C.; Franco, G. A. D. C.; Árbocz, G. F.; Catharino, E. L. M.; Durigan, G.; Metzger, J. P. 2006. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). *Revista do Instituto Florestal* 18: 121-166.
- Cabral, D. C.; Fizon, J. T. 2004. Padrões sócio-espaciais de desflorestamento e suas implicações para a fragmentação florestal: Estudo de caso na Bacia do Rio Macacu, RJ. *Scientia Forestalis* 66: 13-24.
- Cabral, D. C.; Freitas, S. R.; Fizon, J. T. 2007. Combining sensors in landscape ecology: Imagery-based and farm-level analysis in the study of human-driven forest fragmentation. *Sociedade & Natureza* 19 (2): 69-87.
- Chomitz, K. M.; Gray, D. A. 1996. Roads, land use, and deforestation: a spatial model applied to Belize. *The World Bank Economic Review* 10 (3): 487-512.
- Coelho, I. P.; Kindel, A.; Coelho, A. V. P. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 54: 689-699.
- Dramstad, W. E.; Olson, J. D.; Forman, R. T. T. 1996. *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning*. Washington: Island Press.
- Eigenbrod, F.; Hecnar, S. J.; Fahrig, L. 2008. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology* 23: 159-168.
- Fearnside, P. M. 2007. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) highway: The environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environmental Management* 39: 601-614.
- Fearnside, P. M. 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology and Society* 13 (1): 23.
- FESPSP. 2004. *Programa Rodoanel Mario Covas: Relatório de Impacto Ambiental (RIMA)*. São Paulo: Fundação Escola de Sociologia e Política de São Paulo.
- Forman, R. T. T. 2004. Road ecology's promise: What's around the bend? *Environment* 46 (3): 8-21.
- Forman, R. T. T.; Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Reviews in Ecology & Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T.; Winter, T. C. 2003. *Road ecology: science and solutions*. Washington: Island Press.



- Forrest, J. L.; Sanderson, E. W.; Wallace, R.; Lazzo, T. M. S.; Cerveró, L. H. G.; Coppolillo, P. 2008. Patterns of land cover change in and around Madidi National Park, Bolivia. *Biotropica* 40 (3): 285-294.
- Freitas, S. R. 2004. *Modelagem de dados espectrais na análise de padrões de fragmentação florestal na bacia do Rio Guapiacú (RJ)*. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Haggett, P.; Chorley, R. J. 1969. *Network analysis in geography*. London: Edward Arnold.
- Hawbaker, T. J.; Radloff, V. C.; Clayton, M. K.; Hammer, R. B.; Gonzalez-Abraham, C. E. 2006. Road development, housing growth, and landscape fragmentation in northern Wisconsin: 1937-1999. *Ecological Applications* 16 (3): 1222-1237.
- Jaeger, J. A. G.; Bowman, J.; Brennan, J.; Fahrig, L.; Bert, D.; Bouchard, J.; Charbonneau, N.; Frank, K.; Gruber, B.; Von Toschanowitz, K. T. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185: 329-348.
- Laurance, W. F.; Albernaz, A. K. M.; Schroth, G.; Fearnside, P. M.; Bergen, S.; Venticinque, E. M.; Costa, C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29: 737-748.
- Lignani, L. B.; Cabral, D. C.; Freitas, S. R.; Cerqueira, R. 2005. Conectividade da rede de estradas como indicador de fragmentação florestal antropogênica: Uma aplicação à bacia do rio Macacu, RJ. In: *VII Congresso de Ecologia do Brasil, Anais*, Caxambu. Pp. 1-2. Sociedade de Ecologia do Brasil. Caxambu.
- Melo, E. S.; Santos-Filho, M. 2007. Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. *Revista Brasileira de Zootecias* 9 (2): 185-192.
- Nagendra, H.; Southworth, J.; Tucker, C. 2003. Accessibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: linking pattern and process. *Landscape Ecology* 18: 141-158.
- Nepstad, D.; Carvalho, G.; Barros, A. C.; Alencar, A.; Capobianco, J. P. R.; Bishop, J.; Moutinho, P.; Lefebvre, P.; Silva Jr., U. L.; Prins, E. 2001. Road paving, the regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154: 395-407.
- Oliveira-Filho, A. T.; Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32 (4b): 793-810.
- Perz, S. G.; Overdevest, C.; Caldas, M. M.; Walker, R. T.; Arima, E. Y. 2007. Unofficial road building in the Brazilian Amazon: dilemmas and models for road governance. *Environmental Conservation* 34 (2): 112-121.
- Pfaff, A.; Robalino, J.; Walker, R.; Aldrich, S.; Caldas, M.; Reis, E.; Perz, S.; Bohrer, C.; Arima, E.; Laurance, W.; Kirby, K. 2007. Road investments, spatial spillovers, and deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Regional Science* 47 (1): 109-123.
- Pfaff, A.; Robalino, J.; Walker, R.; Aldrich, S.; Caldas, M.; Reis, E.; Perz, S.; Bohrer, C.; Arima, E.; Laurance, W.; Kirby, K. 2007. Road investments, spatial spillovers, and deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Regional Science* 47 (1): 109-123.
- Politano, W.; Lopes, L. R.; Amaral, C. 1989. *O papel das estradas na economia rural*. São Paulo: Nobel.
- Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. no prelo. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*.
- Ross, J. L. S.; Moroz, I. C. 1997. *Mapa geomor-*

*fológico do Estado de São Paulo: escala 1:500.000.* São Paulo: FFLCH-USP, IPT e FAPESP.

Santos, A. M.; Tabarelli, M. 2002. Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the caatinga vegetation of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62 (4B): 897-905.

Seabra, M. 1971. *Vargem Grande: organização e transformações de um setor do cinturão-verde paulistano.* São Paulo: Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo.

Silva, W. G.; Metzger, J. P.; Bernacci, L. C.; Catharino, E. L. M.; Durigan, G.; Simões, S. 2008. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. *Acta Botanica Brasílica* 22 (2): 589-598.

Silva, W. G.; Metzger, J. P.; Simões, S.; Simonetti, C. 2007. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. *Brazilian Journal of Biology* 67 (3): 631-637.

Soares-Filho, B.; Alencar, A.; Nepstad, D.; Cerqueira, G.; Diaz, M. C. V.; Rivero, S.; Solórzano, L.; Voll, E. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology* 10: 745-764.

Sousa, C. O. M.; Freitas, S. R.; Dias, A. A.; Godoy, A. B. P.; Metzger, J. P., no prelo. O papel das estradas na conservação da vegetação nativa no Estado de São Paulo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14. (SBSR), 2009, Natal. *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.* São José dos Campos: INPE.

Teixeira, A. M. G.; Soares-Filho, B. S.; Freitas, S. R.; Metzger, J. P. 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 257: 1219-1230.

Walker, R.; Drzyzga, S. A.; Li, Y.; Qi, J.; Caldas, M.; Arima, E.; Vergara, D. 2004. A behavioral model of landscape change in the Amazon basin: the colonist case. *Ecological Applications* 14 (4): S299-S312.

Williams, P. H.; Margules, C. R.; Hilbert, D. W. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences* 27 (4): 327-338.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis.* New Jersey: Prentice-Hall.

# Parques nacionais do cerrado e os tipos de formações vegetacionais preservados

José Roberto Rodrigues Pinto<sup>1</sup>

• Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília

Edson Eyji Sano

• Embrapa Cerrados

Christiany Marques Reino

• Embrapa Cerrados

Camila Andréa da Silva Pinto

• Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília

**RESUMO.** O Cerrado é o segundo bioma brasileiro mais extenso e é o que vem sofrendo a maior pressão antrópica para o agronegócio. Visando fornecer subsídios ao monitoramento e manejo das Unidades de Conservação, o presente estudo buscou responder a questão: quais formações vegetacionais estão sendo preservadas nos Parques Nacionais do bioma Cerrado? Para tanto, foram classificadas e quantificadas as áreas com formações florestais, savânicas e campestres nos 15 Parques Nacionais localizados no Cerrado. Imagens *geocover* do satélite Landsat ETM+ foram processadas por meio da técnica de segmentação de imagens. Como resultado verificou-se que apenas 1,3% do bioma encontra-se protegido na categoria de Parque Nacional e que privilegia a conservação das formações savânicas (66,7%), seguida das florestais (23,4%) e campestres (9,1%). Algumas Unidades de Conservação se destacam por proteger uma formação específica, como são os casos dos Parques Nacionais das Emas (74,6% campestres), da Chapada Diamantina (80,5% savânicas) e de Sete Cidades (42,8% florestais). As áreas registradas para as três formações analisadas representam as proporções originalmente encontradas no bioma, no entanto, é recomendável a criação de novas Unidades de Conservação de proteção integral em áreas com predomínio das formações campestres e florestais, principalmente nas fitofisionomias Campos Úmidos, Florestas Estacionais e Cerradão.

**Palavras-chave:** savana tropical, segmentação de imagens, sensoriamento remoto, unidades de conservação, vegetação.

## INTRODUÇÃO

O Cerrado é considerado mundialmente como a savana tropical mais extensa, apresentando elevada riqueza de espécies da fauna e flora e alto nível de endemismo (Silva & Bates, 2002; Aguiar et al., 2004; Walter, 2006). Localizado no Planalto Central brasileiro, o Cerrado é o segundo maior bioma do país e abriga nascentes e áreas de recarga das prin-

cipais bacias hidrográficas brasileiras (Ribeiro & Walter, 1998, 2008; Felfili et al., 2005). Sua flora é caracterizada como um mosaico vegetacional, variando entre formações campestres, savânicas e florestais (Ribeiro & Walter, 1998, 2008). No entanto, apesar de sua importância ecológica, as ocupações antrópicas sobre as áreas de vegetação nativa são uma das principais ameaças à sua conservação (Machado et al., 2004; Klink & Machado, 2005; Sano et al., 2008).

Neste contexto, o sensoriamento remoto sur-

<sup>1</sup> jrppinto@unb.br



ge como uma importante ferramenta para mapear e monitorar a cobertura vegetal em áreas extensas (Ferreira et al., 2004), por exemplo, os Parques Nacionais (PARNA), os quais são normalmente caracterizados por extensões relativamente grandes e, em geral, com vias de acesso deficientes. Atualmente, existem vários sistemas de sensores orbitais que fornecem recobrimentos da superfície terrestre em diferentes resoluções espaciais, espectrais e temporais (Moreira, 2005). Entre eles o sistema orbital Landsat ETM+ é o mais difundido em virtude das suas características e idoneidade, pois opera com sete bandas nas faixas espectrais do visível e do infravermelho, possui resolução espacial de 30 metros, periodicidade de 16 dias e faixa de imageamento de 185 km (Masek et al., 2001). Assim, diversos pesquisadores têm utilizado cenas do Landsat para mapear cobertura vegetal de diferentes ecossistemas por meio de técnicas de realce de imagens como os índices de vegetação, os modelos de misturas espectrais e a segmentação de imagens (e.g., Asner et al., 2005; Ferreira et al., 2007; MMA, 2007).

O mapeamento da cobertura vegetal do Cerrado por meio de imagens orbitais não é uma tarefa simples em virtude da sazonalidade climática, característica da região de distribuição deste bioma. Uma mesma fitofisionomia do Cerrado pode apresentar padrões espectrais distintos, dependendo da data de passagem do satélite (Sano et al., 2005). Exemplos dessas mudanças são as Matas Secas e os Campos Limpos, que apresentam vegetação lenhosa e herbáceas, respectivamente, praticamente secas no inverno e quase que completamente verdes no verão (Cianciaruso et al., 2005). Apesar dessas dificuldades, algumas iniciativas de mapeamento da cobertura vegetal do Cerrado com base em análise de imagens de satélite surgiram a partir da década de 1990, por parte do governo e de organizações não-governamentais (Dias, 1994; Mantovani & Pereira, 1998; Machado et al., 2004; MMA, 2007; Sano et al., 2005; 2008) e tiveram como objetivo avaliar o estado de conservação do bioma.

Por outro lado, o mapeamento da vegetação em Unidades de Conservação de proteção integral localizadas no bioma Cerrado tem sido feito de forma pontual, principalmente por instituições de ensino e pesquisa, por exemplo, o Parque Nacional das Emas (Cianciaruso et al., 2005) e o Parque Nacional de Brasília (Ferreira et al., 2007). Em outras palavras, não há ainda nenhum mapeamento sistemático da cobertura vegetal dos PARNA do bioma Cerrado. Nesse sentido, este estudo tem como objetivo classificar e quantificar as áreas ocupadas pelas formações florestais, savânicas e campestres nos Parques Nacionais do Cerrado, por meio da técnica de segmentação de imagens do satélite Landsat ETM+, verificando quais formações vegetacionais estão sendo preservadas nos PARNA do Cerrado. A partir desses resultados, espera-se fornecer informações básicas aos gestores das Unidades de Conservação, quanto ao monitoramento, manejo e conservação dos PARNA do Cerrado, bem como subsidiar os órgãos públicos, organizações não-governamentais, políticos e tomadores de decisão envolvidos com a questão conservacionista quanto à criação e localização das novas Unidades de Conservação no bioma Cerrado.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo correspondeu aos Parques Nacionais localizados na área do bioma Cerrado, segundo o mapa dos biomas brasileiros (IBGE, 2004), mais os PARNA da Chapada Diamantina e de Sete Cidades, incluídos por apresentarem fitofisionomias típicas do Cerrado (IBAMA, 2007). Os PARNA dos Lençóis Maranhenses e da Serra das Confusões, apesar de estarem situados no polígono do bioma (IBGE, 2004), não foram considerados por não representarem vegetação típica do Cerrado (IBAMA, 2007). Os Parques localizados fora do perímetro do Cerrado e que contemplam a vegetação de transição com outros biomas não foram considerados neste estudo, como são os casos dos PARNA do Pantanal Matogrossense (MT) e de Picaás Novos (RO) (IBAMA, 2007). Portanto, os 15 PARNA analisados foram: Araguaia, Brasília,

Cavernas do Peruaçu, Chapada das Mesas, Chapada Diamantina, Chapada dos Guimarães, Chapada dos Veadeiros, Emas; Grande Sertão Veredas, Nascentes do Rio Parnaíba, Sempre-Vivas, Serra da Bodoquena, Serra da Canastra, Serra do Cipó e Sete Cidades (FIGURA 1).

Imagens *geocover* (imagens georreferenciadas

e ortorretificadas do satélite Landsat ETM+ pela NASA; anos-base: 2000 e 2001; formato: geotiff; sistema de coordenadas: UTM e *datum*: WGS84) dos referidos Parques foram obtidas na rede mundial de computadores (<http://glcfapp.umiacs.umd.edu/index.shtml>) (TABELA 1). Cabe ressaltar que, por serem as imagens de Unidades de Conservação federal e de proteção integral (SNUC, 2006),

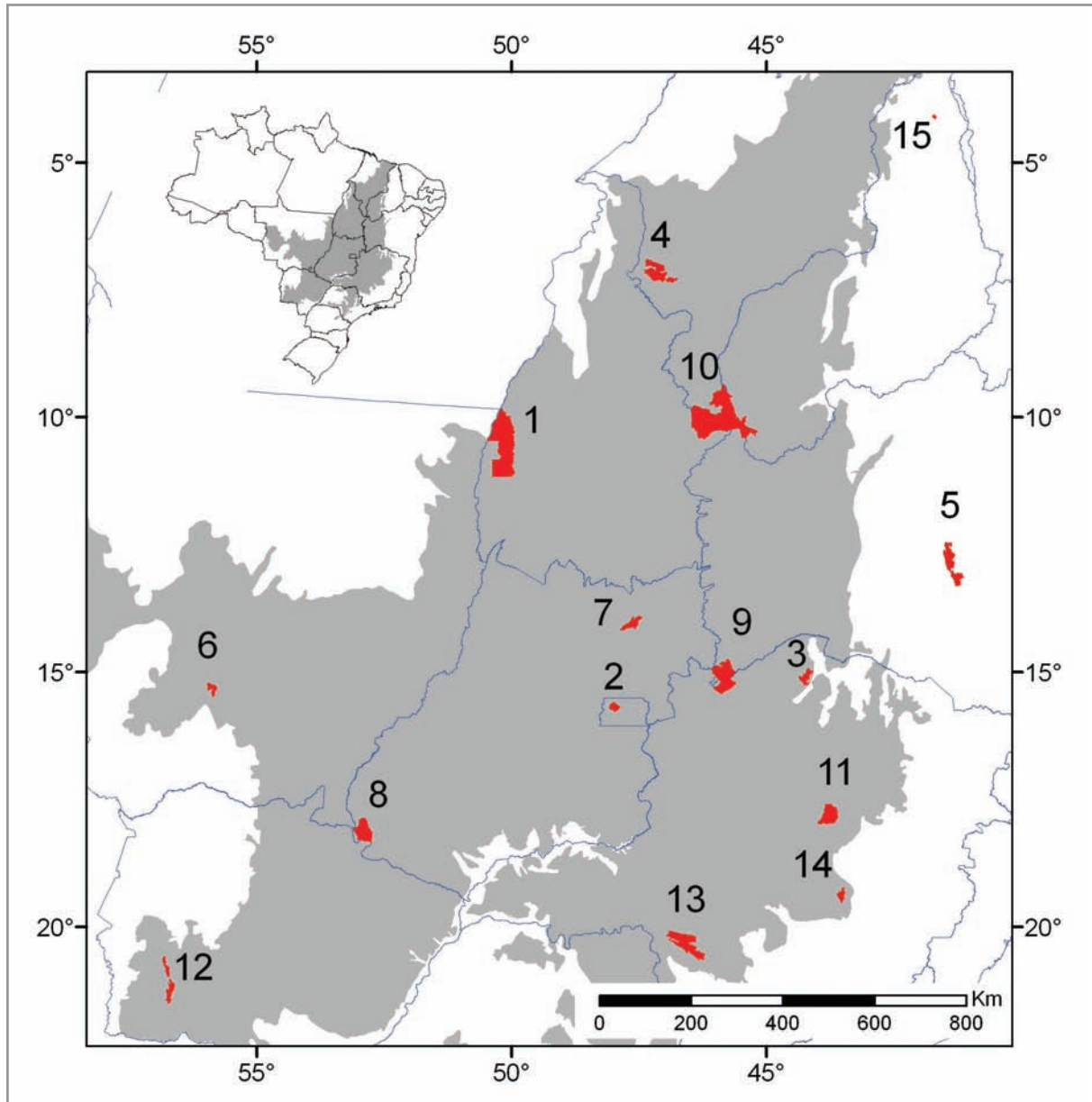


Figura 1: Localização geográfica do bioma Cerrado no território brasileiro (acima) e dos 15 Parques Nacionais analisados: 1 = Araguaia/TO; 2 = Brasília/DF; 3 = Cavernas do Peruaçu/MG; 4 = Chapada das Mesas/MA; 5 = Chapada Diamantina/BA; 6 = Chapada dos Guimarães/MT; 7 = Chapada dos Veadeiros/GO; 8 = Emas/GO; 9 = Grande Sertão Veredas/MG-BA; 10 = Nascentes do Rio Parnaíba/MA-PI-TO; 11 = Sempre-Vivas/MG; 12 = Serra da Bodoquena/MS; 13 = Serra da Canastra/MG; 14 = Serra do Cipó/MG; e 15 = Sete Cidades/PI (abaixo). O polígono cinza corresponde à área do bioma Cerrado, conforme proposta do IBGE (2004). Linhas em azul representam os limites estaduais

assumiu-se que as taxas de ocupação e de desmatamento nos PARNA sejam desprezíveis. Neste caso, a defasagem temporária das imagens tem pouca influência nos padrões de distribuição e ocupação das formações vegetacionais nas áreas analisadas. Por outro lado, sabe-se que essas Unidades de Conservação estão sujeitas a frequentes incidências de incêndios florestais e que esses incêndios podem influenciar na estrutura da vegetação, tornando-as mais abertas (Henriques, 2005; Miranda & Sato, 2005).

Essas cenas foram realçadas através da técnica de composição colorida RGB, utilizando as bandas 3 (0,63 – 0,69  $\mu\text{m}$ ; vermelho), 4 (0,76 – 0,90  $\mu\text{m}$ ; infravermelho próximo) e 5 (1,55 – 1,75  $\mu\text{m}$ ; infravermelho médio) do Landsat

ETM+. Para os Parques que necessitaram mais de uma cena foram gerados mosaicos de imagens no aplicativo de processamento digital de imagens ENVI 4.0, com equalização de histogramas, conforme utilizado por Shimabukuro et al. (2002). Esses foram os casos dos PARNA do Araguaia, Cavernas do Peruaçu, da Chapada dos Veadeiros, Grande Sertão Veredas, das Nascentes do rio Parnaíba, das Sempre-Vivas e da Serra da Canastra. As imagens foram processadas por meio da técnica de segmentação por crescimento de regiões, disponível no aplicativo SRING 4.2, conforme metodologias adotadas por Andrade (1998) e por Oliveira & Silva (2005). Nessa técnica, cada imagem é subdividida em um conjunto de subimagens e a união entre elas é feita através da definição,

Tabela 1: Localização e ano de criação dos Parques Nacionais analisados e as características das imagens *geocover* do satélite Landsat ETM+ utilizadas para mapear as formações florestais, savânicas e campestres.

Parque Nacional	Estado	Ano de Criação*	Latitude (graus)	Longitude (graus)	Órbita/Ponto (Data de Passagem)
Araguaia	TO	1959	-10,58	-50,13	223/67 (01/09/2000) 223/68 (19/10/2000)
Brasília	DF	1961	-15,68	-48,00	221/71 (06/09/2001)
Cavernas do Peruaçu	MG	1999	-15,11	-44,25	219/70 (21/09/2000) 219/71 (27/09/2002)
Chapada das Mesas	MA	2005	-7,16	-47,17	222/65 (06/06/2000)
Chapada dos Guimarães	MT	1989	-15,33	-55,88	226/71 (08/08/2001)
Chapada Diamantina	BA	1985	-12,90	-41,41	217/69 (21/05/2001)
Chapada dos Veadeiros	GO	1972	-14,10	-47,30	221/69 (05/08/2001) 221/70 (05/08/2001)
Emas	GO	1972	-18,12	-52,91	224/73 (06/05/2001)
Grande Sertão Veredas	MG	2004	-15,26	-45,83	220/70 (27/06/2001) 220/71 (05/08/2001)
Nascentes do rio Parnaíba	PI	2002	-10,07	-45,99	220/67 (27/06/2001) 221/66 (05/08/2001) 221/67 (21/08/2001)
Sempre Vivas	MG	2002	-17,81	-43,77	218/72 (10/06/2000) 218/73 (23/04/2000)
Serra da Bodoquena	MS	2000	-21,27	-56,71	226/75 (18/04/2001)
Serra da Canastra	MG	1972	-20,34	-46,61	219/74 (20/08/2000) 220/74 (23/03/2001)
Serra do Cipó	MG	1987	-19,38	-43,54	218/73 (23/04/2000)
Sete Cidades	PI	1961	-4,10	-41,71	219/63 (06/07/2001)

\* Informação disponível no endereço eletrônico do IBAMA: <http://www.ibama.gov.br/siucweb/>. Acesso: 10/12/2007.

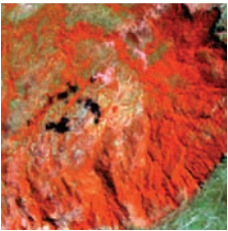
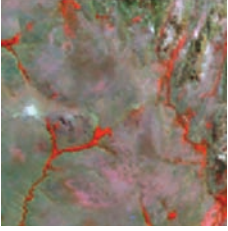

pelo usuário, do limiar de agregação (similaridade) e do tamanho da área mínima (unidade = *pixels*). Cada segmento corresponde a um conjunto de *pixels* contíguos com uniformidade espectral. Não existem valores que podem ser considerados como ideais para similaridade e área mínima, ou seja, dependem das características do terreno e do nível de detalhamento desejado pelos analistas (Lima, 2008). Neste estudo, os valores de similaridade variaram de 20 a 60, enquanto os de área variaram de 20 a 50.

Depois de identificados, os segmentos foram classificados pelo método do ISOSEG, convertidos para o formato tif (*tagged image file format*) e exportados para o aplicativo ArcView 3.2. No ArcView, os segmentos foram mapeados na tela do monitor do computador pela análise visual das composições coloridas RGB das bandas 3, 4 e 5 do sensor ETM+. As classes de mapeamento consideradas foram as formações campestres, savânicas e florestais, segundo o sistema de classifi-

cação da vegetação do bioma Cerrado proposto por Ribeiro & Walter (1998; 2008), além de massas d'água e uso antrópico, estes dois últimos foram agrupados numa única classe denominada de "Outras". As formações campestres, segundo Ribeiro & Walter (1998; 2008), correspondem a áreas com espécies herbáceas, eventualmente com algumas espécies arbustivas, mas sem espécies arbóreas na paisagem e com menos de 5% de cobertura arbustiva. As formações savânicas correspondem a áreas com árvores e arbustos espalhados sobre um estrato gramíneo, sem a formação de dossel contínuo, apresentando cobertura arbórea de 5% a 70%. As formações florestais englobam áreas com predominância de espécies arbóreas, onde há formação de dossel contínuo ou descontínuo e cobertura arbórea maior que 70%.

Para subsidiar a análise visual dos segmentos, foi elaborada uma chave de interpretação (TABELA 2), construída com base nos mapas de vegetação do PARNA de Brasília, proposto por

Tabela 2: Chave de interpretação elaborada para mapear as formações campestres, savânicas e florestais nos 15 Parques Nacionais analisados.

Formação Vegetal	Padrões de Interpretação	Exemplo na Composição Colorida RGB/453
Florestal	Padrão de cor: vermelho brilhante Textura: intermediária a rugosa Forma geométrica: irregular	
Savânica	Padrão de cor: rosa Textura: intermediária a rugosa Forma geométrica: irregular	
Campestre	Padrão de cor: verde claro Textura: intermediária Forma geométrica: irregular	



Ferreira et al. (2007) e do PARNA da Chapada dos Veadeiros, elaborado por meio do convênio JICA (*Japan International Cooperation Agency*) e IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Não-Renováveis) (mapa não publicado). O erro de interpretação de imagens foi verificado por meio de dados disponíveis a partir de levantamentos de campo conduzidos anteriormente nos PARNA de Brasília, da Chapada dos Guimarães e da Chapada dos Veadeiros e cujas informações (37 coordenadas geográficas e o tipo de cobertura vegetal) foram gentilmente disponibilizadas pelos autores dos referidos levantamentos para a realização do presente estudo. A partir da relação entre os dados de campo e da imagem, foi calculado o Índice de Exatidão Global, que é a relação entre o número total de acertos e o número total de pontos amostrados (Brites, 1996). De acordo com Jensen (1986), o número mínimo de pontos de verificação de campo ( $N$ ) pode ser determinado pela equação da teoria de probabilidade binomial (acerto-erro):

$$N = \frac{4pq}{E^2} \quad (1)$$

onde  $p$  = percentual de exatidão esperado;  $q = 1 - p$ ; e  $E$  = erro permissível. A utilização de 37 pontos verificados no campo corresponde a um percentual de exatidão de aproximadamente 90% e um erro permissível em torno de 10%. Idealmente, seria recomendável que esses pontos estivessem distribuídos nos 15 PARNA, porém, esse fato acarretaria na realização de 12 campanhas adicionais de campo com custos bastante elevados, considerando-se a distância entre os PARNA.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variações entre as áreas totais dos PARNA fornecidas pelo IBAMA (2007) e as obtidas pelo aplicativo ArcView (de -4.475 ha, no PARNA das Sempre-Vivas a +472 ha, no PARNA da Chapada Diamantina) foram ajustadas na planilha eletrônica distribuindo as diferenças para as quatro classes mapeadas de forma proporcional à sua extensão em área. Exceção fi-

cou por conta do PARNA da Chapada das Mesas, uma vez que a área não estava disponível na página eletrônica do IBAMA. Neste caso, foi utilizada a área obtida pela função de cálculo de área disponível no aplicativo ArcView. O resultado da classificação das formações florestal, savânica e campestre para os 15 PARNA analisados neste estudo são apresentados nas FIGURAS 2 a 4.

lor da exatidão global e obtida com base nos 37 pontos preexistentes de verificação de campo foi de 81% (TABELA 3). Este índice é ligeiramente inferior ao limiar de 85%, considerado como sendo a precisão desejável para os mapas oriundos de classificação digital de imagens (Thomlinson et al., 1999; Foody, 2002), porém, está de acordo com os resultados divulgados por Trodd (1995) que, ao revisar 25 artigos que abordaram precisões de mapeamentos temáticos com dados de sensoriamento remoto, encontrou índices de exatidão global abaixo do recomendado por Thomlinson et al. (1999). No Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, os erros estiveram associados à escala de mapeamento, uma vez que os pontos levantados no campo utilizados para validação da interpretação das imagens apresentaram extensões relativamente reduzidas, não sendo compatíveis com a escala de mapeamento em torno de 1:100.000 que foi adotada neste trabalho. No Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, os erros estiveram relacionados às Florestas Estacionais Semidecíduais, Florestas Inundadas e Campos Úmidos. Tais classes de vegetação apresentam acentuada sazonalidade e variações nas condições de umidade superficial de solos, dificultando a interpretação de imagens obtidas na estação seca (Lima, 2008).

A área total do bioma Cerrado que está sendo preservada na forma de PARNA correspondeu a 2.593.382 ha (TABELA 4), ou seja, 1,3% do bioma [área total do Cerrado = 204,7 milhões de hectares, conforme proposta do IBGE (2004)], semelhante ao encontrado por Mittermeier et al. (2005). Se considerarmos que apenas 2,2% do bioma está protegido em Unidades de Conservação federal nas suas

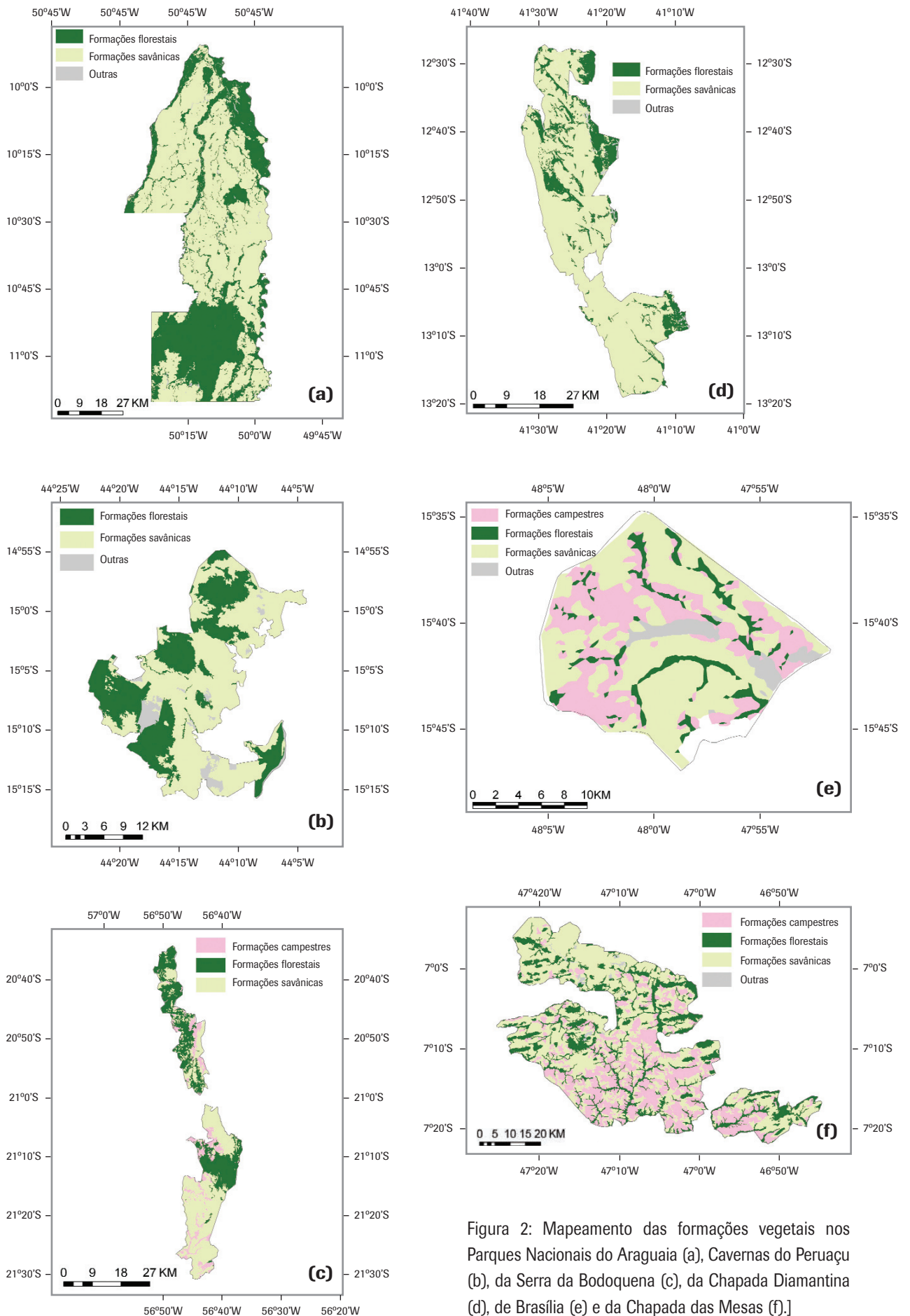


Figura 2: Mapeamento das formações vegetais nos Parques Nacionais do Araguaia (a), Cavernas do Peruaçu (b), da Serra da Bodoquena (c), da Chapada Diamantina (d), de Brasília (e) e da Chapada das Mesas (f).]

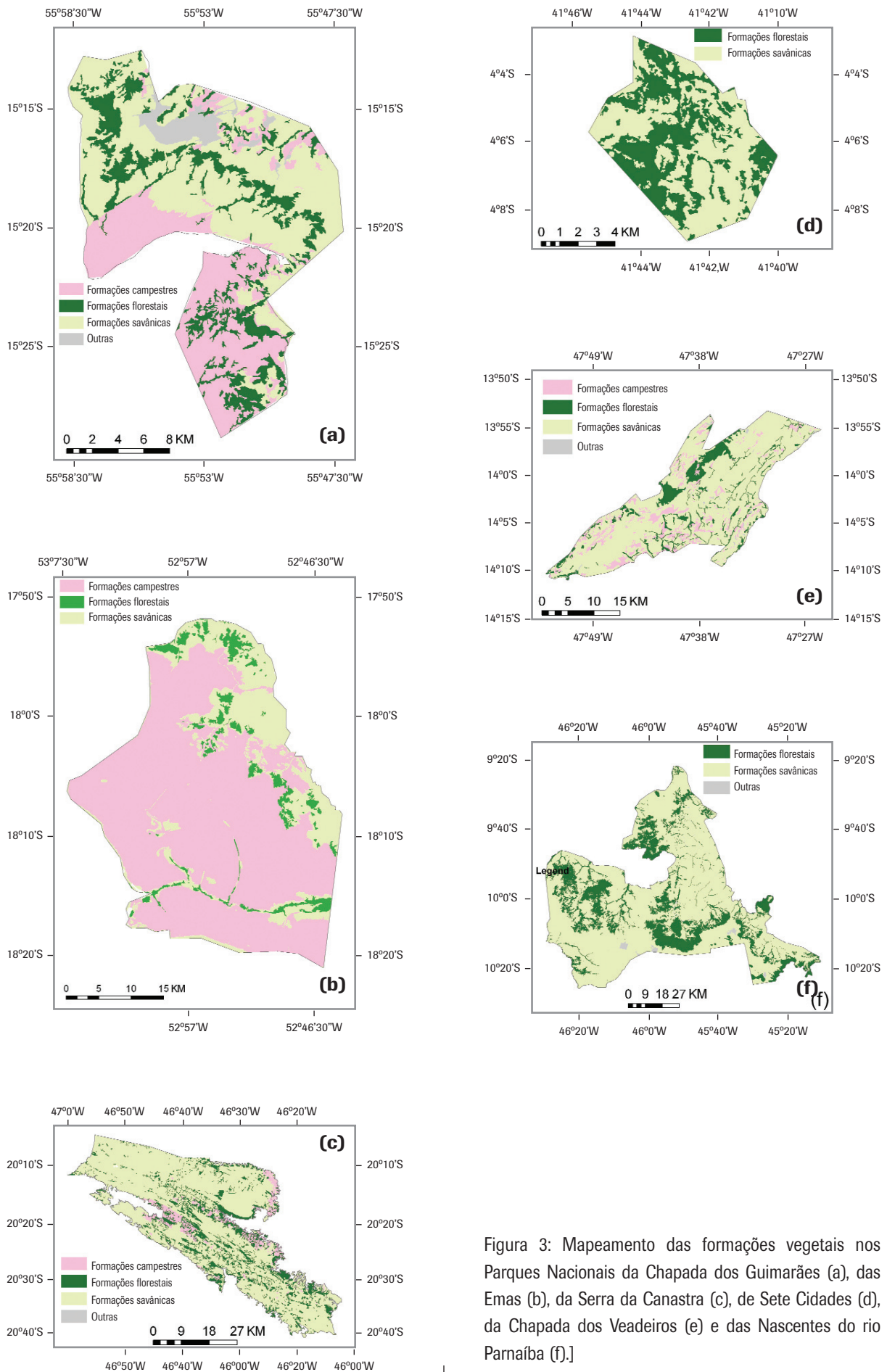


Figura 3: Mapeamento das formações vegetais nos Parques Nacionais da Chapada dos Guimarães (a), das Emas (b), da Serra da Canastra (c), de Sete Cidades (d), da Chapada dos Veadeiros (e) e das Nascentes do rio Parnaíba (f).]

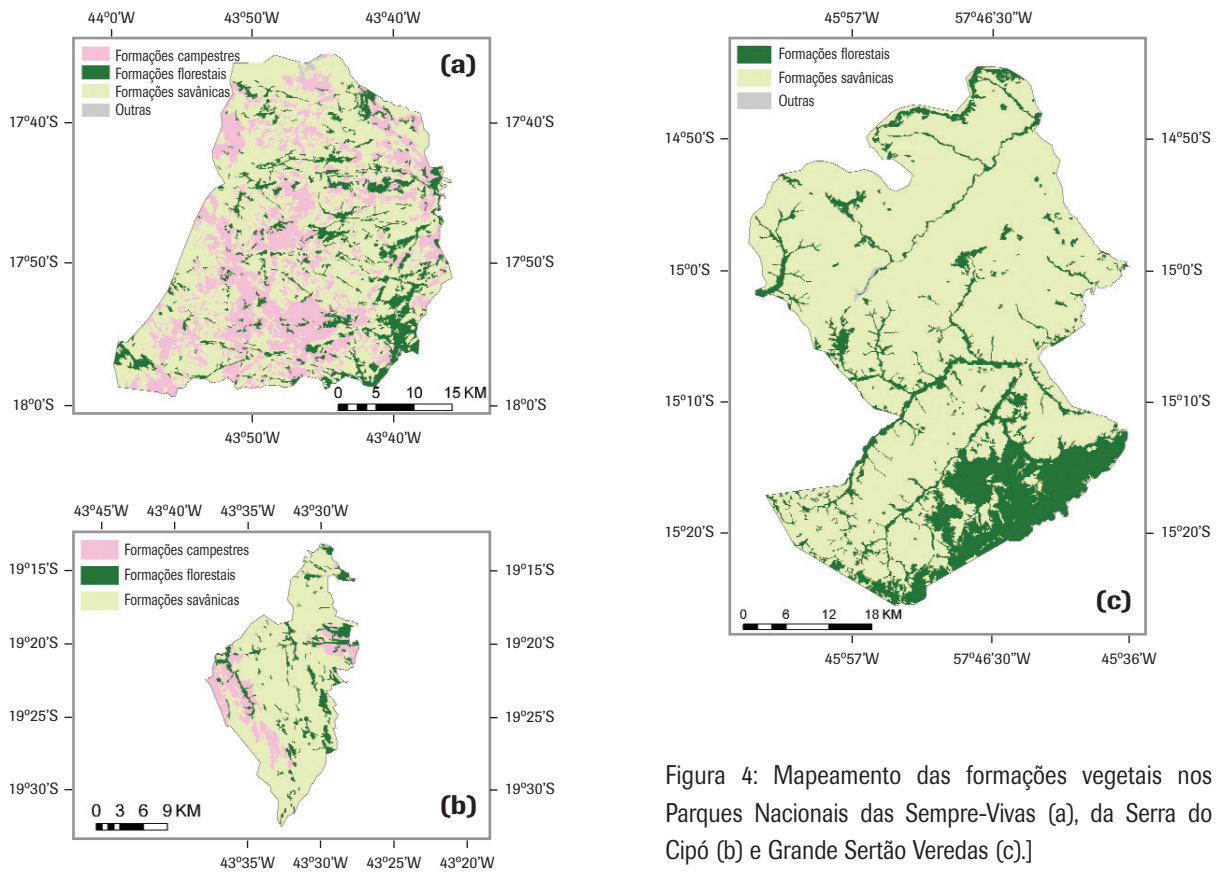


Figura 4: Mapeamento das formações vegetais nos Parques Nacionais das Sempre-Vivas (a), da Serra do Cipó (b) e Grande Sertão Veredas (c).]

Tabela 3: Cálculo de exatidão global com base nos levantamentos de campo disponibilizados por diferentes instituições nos PARNA de Brasília, da Chapada dos Guimarães e da Chapada dos Veadeiros.

Parque Nacional	Total de Pontos Levantados no Campo	Total de Pontos Classificados Corretamente na Imagem	Exatidão Global (%)	Fonte de Dados
Brasília	4	4	100	Ferreira et al. (2007)
Chapada dos Guimarães	19	15	79	Universidade de Brasília <sup>1</sup>
Chapada dos Veadeiros	14	11	78	Embrapa Cerrados <sup>2</sup>
<b>TOTAL</b>	<b>37</b>	<b>30</b>	<b>81</b>	

<sup>1</sup> Dados cedidos pelo professor Reuber Albuquerque Brandão (coordenador responsável pela Avaliação Ecológica Rápida do PARNA da Chapada dos Guimarães).

<sup>2</sup> Dados obtidos pela Embrapa Cerrados em uma campanha de campo realizada em 2005 (dados não publicados).

diferentes categorias de proteção integral (Klink & Machado, 2005), a área total dos PARNA analisados corresponde a 59% da área integralmente protegida em UC federal.

Segundo Aguiar et al. (2004), apenas 2,6% do bioma está protegido em Unidades de Conservação, considerando as áreas de proteção integral federal, estadual e particular. Esse

percentual é bastante modesto, principalmente se considerarmos que, em virtude da sua elevada diversidade biológica, alto endemismo e elevado grau de ameaça, o Cerrado é reconhecido internacionalmente como um *hotspot* – área prioritária para conservação (Silva & Bates, 2002; Mittermeier et al., 2005). Além disso, o Cerrado é o bioma brasileiro que atualmente sofre a maior pressão antrópica



Tabela 4: Áreas ocupadas pelas formações campestre, savânica e florestal nos Parques Nacionais do bioma Cerrado analisados. Na classe denominada "Outras", foram incluídas as áreas correspondentes a massas d'água e/ou uso antrópico

Parque Nacional	Área (ha)*	Formações			
		Campestre	Savânica	Florestal	Outras
Araguaia	557.708	0	344.119	207.634	5.954
Brasília	31.895	10.137	16.143	3.572	2.043
Cavernas do Peruaçu	56.664	0	32.927	20.814	2.923
Chapada das Mesas	160.601	45.356	81.152	33.019	1.074
Chapada Diamantina	152.575	0	122.825	28.456	1.294
Chapada dos Guimarães	32.776	9.834	15.243	6.246	1.453
Chapada dos Veadeiros	65.038	7.078	49.673	7.698	589
Emas	133.064	99.325	26.845	6.895	0
Grande Sertão Veredas	231.668	0	185.310	46.086	272
Nascentes do rio Parnaíba	733.162	0	563.718	164.997	4.446
Sempre Vivas	124.555	37.541	70.898	15.792	324
Serra da Bodoquena	77.232	9.924	39.862	26.123	1.323
Serra da Canastra	198.380	12.541	152.204	33.528	108
Serra do Cipó	31.733	4.010	24.002	3.721	0
Sete Cidades	6.331	0	3.623	2.708	0
<b>TOTAL</b>	<b>2.593.382</b>	<b>235.746</b>	<b>1.728.544</b>	<b>607.289</b>	<b>21.803</b>

\* Informação disponível no endereço eletrônico do IBAMA: <http://www.ibama.gov.br/siucweb/>. Acesso: 10/12/2007.

Exceção: área do PARNA da Chapada das Mesas, que foi calculada no aplicativo ArcView 3.2.

para a produção de alimentos, notadamente de grãos (Sano et al., 2008) e parte da sua vegetação nativa vem sendo suprimida em escala e velocidade crescentes (Machado et al., 2004; Klink & Machado, 2005).

As áreas ocupadas pelas formações campestres, savânicas e florestais foram bastante variadas. Cerca de 66,7% da área total protegida pelos 15 Parques analisados é composta pelas formações savânicas, 23,4% formações florestais, 9,1% formações campestres e 0,8% outros tipos de cobertura do solo (massas d'água e uso antrópico). Em geral, estas porcentagens retratam de certa forma as proporções encontradas para as áreas remanescentes do Cerrado com vegetação nativa, sendo elas: 61% formações savânicas, 32% florestais e 7% campestres (MMA, 2007). Segundo Adámoli & Azevedo (1983 *apud* Coutinho, 2006) originalmente a formação savânica ocupava cerca de 67% da área do Cerrado e, a formação campestre, 12%. No entanto, não há na literatura informações precisas sobre a área origi-

nalmente coberta pelas formações analisadas, individualmente, apenas citações isoladas sobre algumas fitofisionomias, por exemplo, as Matas de Galeria 5% (Felfili et al., 2001), as Florestas Estacionais sentido amplo 15% (Felfili, 2003), o Cerrado sentido restrito 65% (Marimon Junior & Haridasan, 2005) e o Cerradão de 1% (Marimon Junior & Haridasan, 2005) a 10% Adámoli & Azevedo (1983 *apud* Coutinho, 2006).

Os PARNA das Nascentes do rio Parnaíba e do Araguaia são os que apresentam as maiores extensões de formações savânicas, com aproximadamente 563.718 e 344.119 hectares, respectivamente. Entretanto, os PARNA da Chapada Diamantina (80,5%) e Grande Sertão Veredas (80,0%) se destacam pela elevada proporção do seu território ocupado pela vegetação savânica. O PARNA do Araguaia (207.634 ha) apresentou a maior área de formação florestal, porém, a maior proporção de floresta foi registrada no PARNA de Sete Cidades (42,8%). O PARNA das Emas é o úni-

co que se destaca pelo predomínio das formações campestres, com 99.325 ha, ou seja, 74,6% da sua área. Essa particularidade de alguns PARNA protegerem de forma mais acentuada uma determinada formação específica reflete a característica do bioma em apresentar a sua vegetação na forma de mosaico, como reflexo das condições ambientais locais (Ribeiro & Walter, 1998; Felfili, 2003; Felfili et al., 2005).

Analisando as proporções das três formações nos PARNA (FIGURA 5), verifica-se a inexistência de pontos na região central, o que indi-

ca que em nenhum dos Parques há equilíbrio na ocorrência das três formações vegetacionais analisadas. A maioria dos PARNA do bioma Cerrado (86,7%) apresentou mais de 50% do seu território ocupado pela formação savânica, ao passo que apenas o Parque Nacional das Emas apresentou mais da metade do seu polígono ocupado pela formação campestre, e nenhum Parque apresentou mais de 50% da sua área representada pela formação florestal. Por outro lado, em 66,7% e 68,7% dos PARNA as formações campestres e florestais, respectivamente, representaram menos de 25% da área.

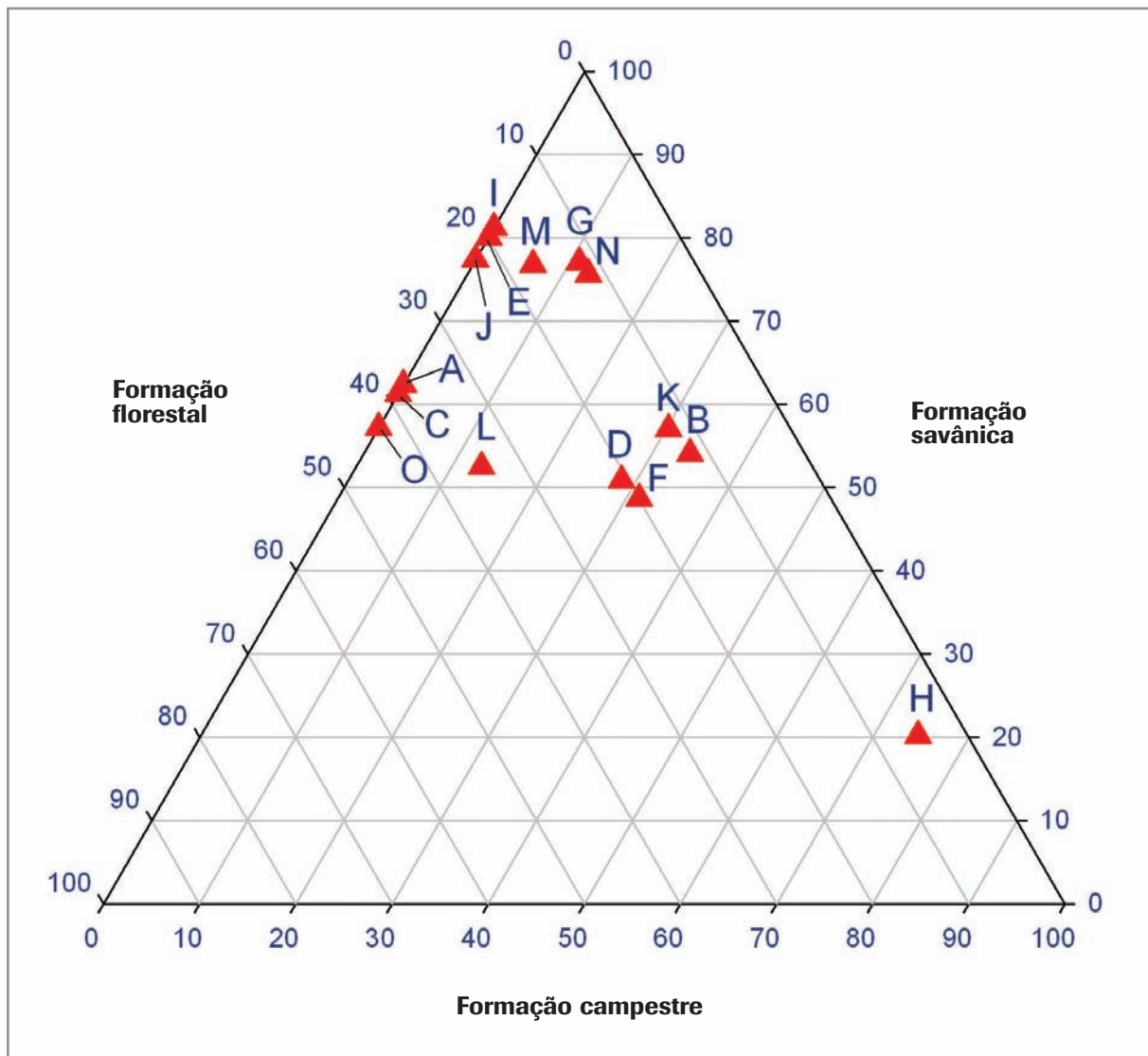


Figura 5: Diagrama triangular mostrando a proporção entre as formações campestres, savânicas e florestais nos Parques Nacionais do bioma Cerrado analisados. A = Araguaia; B = Brasília; C = Cavernas do Peruaçu; D = Chapada das Mesas; E = Chapada Diamantina; F = Chapada dos Guimarães; G = Chapada dos Veadeiros; H = Emas; I = Grande Sertão Veredas; J = Nascentes do rio Parnaíba; K = Sempre-Vivas; L = Serra da Bodoquena; M = Serra da Canastra; N = Serra do Cipó; e O = Sete Cidades

Esses resultados reforçam a necessidade de se criar novos PARNA na região do bioma Cerrado em áreas com predomínio de formações florestais e campestres, visando promover o maior equilíbrio entre os três tipos de formações vegetacionais desse bioma. Sugerimos que, entre as fitofisionomias florestais, as Florestas Estacional (Mata Seca) e o Cerradão, e entre as campestres, os Campos Úmidos, sejam priorizados face sua importância ecológica, riqueza biológica, fragilidade ecossistêmica e grau de ameaça (Ribeiro & Walter, 1998; Scariot & Sevilha, 2005; Munhoz & Felfili, 2006).

## CONCLUSÕES

A aplicação da técnica de segmentação de imagens Landsat ETM+ por crescimento de regiões permitiu quantificar e estimar as áreas ocupadas pelas formações savânicas (66,7%), florestais (23,4%) e campestres (9,1%) nos PARNA presentes no bioma Cerrado, com uma exatidão global de 81%, o que é compatível com os encontrados na literatura. Sugere-se, no entanto, dar prosseguimento a esse tipo de estudo por meio de análise integrada de imagens multitemporais nos períodos de seca e chuva para incorporar o padrão sazonal característico das formações vegetacionais do Cerrado e, assim, poder identificar as fitofisionomias preservadas nos PARNA do bioma, dentro de cada uma das formações aqui estudadas. As áreas registradas para as três formações analisadas representam as proporções originalmente encontradas para o bioma. No entanto, é recomendável a priorização na criação de novos Parques Nacionais no Cerrado em áreas com predomínio de formações campestres (por exemplo, Campos Úmidos) e florestais, principalmente as Florestas Estacionais (Mata Seca) e o Cerradão, buscando o equilíbrio entre as áreas campestres, savânicas e florestais protegidas nas Unidades de Conservação federal e de proteção integral do bioma Cerrado.



## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Elaine Cristina de Oliveira, da Embrapa Cerrados, pelo fornecimento dos dados de campo (coordenadas geográficas com sua correspondente fitofisionomia) do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Agradecimentos são extensivos ao professor Reuber Albuquerque Brandão, do Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília e coordenador responsável pela Avaliação Ecológica Rápida do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, pela concessão de uso dos dados de campo do respectivo PARNA. Ao CNPq, pelo fornecimento de bolsa de produtividade em pesquisa ao segundo autor.

## REFERÊNCIAS

- Aguiar, L. M. S.; Machado, B. M.; Marinho-Filho, J. 2004. A diversidade biológica do Cerrado. In: AGUIAR, L. M. S.; CAMARGO, A. J. A. (eds.). *Cerrado: ecologia e caracterização*. Pp. 17-40. Planaltina: EMBRAPA-CPAC.
- Andrade, M. C. 1998. *Um método topológico de segmentação de imagens por atributos*. Tese de Doutorado, Departamento de Ciência da Computação, Universidade Federal de Minas Gerais. 140 p.
- Asner, G. P.; Knapp, D. E.; Cooper, A. N.; Bustamante, M. M. C.; Olander, L. P. 2005. Ecosystem structure throughout the Brazilian Amazon from Landsat observations and automated spectral unmixing. *Earth Interactions* 9(7): 1-31.
- Brites, R. S. 1996. *Verificação de exatidão em classificação de imagens orbitais: efeitos de diferentes estratégias de amostragem e avaliação de índices de exatidão*. Tese de Doutorado, Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Viçosa. 101p.

Cienciaruso, M. V.; Batalha, M. A.; Silva, I. A. 2005. Seasonal variation of a hyperspectral cerrado in Emas National Park, central Brazil. *Flora* 200: 345-353.

Coutinho, L. M. 2006. O conceito de bioma. *Acta botanica .brasílica* 20(1): 13-23.

Dias, B. F. S. 1994. A conservação da Natureza. In: PINTO, M. N. (org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. 2ª. Edição. Pp. 607-663. Brasília: Editora Universidade de Brasília.

Felfili, J. M.; Mendonça, R. C.; Walter, B. M. T.; Silva Junior, M. C.; Nóbrega, M. G. G.; Fagg, C. W.; Sevilha, A. C.; Silva, M. A. 2001. Flora fanerogâmica das Matas de Galeria e Ciliares do Brasil Central. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA-SILVA, J. C. (eds.). *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Pp. 195-263. Planaltina: Embrapa Cerrados.

Felfili, J. M. 2003. Fragmentos de Florestas Estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos. In: COSTA, R. B. (org.). *Fragmentação Florestal e Alternativas de Desenvolvimento Rural na Região Centro-Oeste*. Pp. 139-160. Campo Grande: UCDB.

Felfili, J. M.; Souza-Silva, J. C.; Scariot, A. 2005. Biodiversidade, ecologia e conservação do cerrado: avanços no conhecimento. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Pp. 25-44. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Ferreira, L. G.; Yoshioka, H.; Huete, A.; Sano, E. E. 2004. Optical characterization of the Brazilian savanna physiognomies for improved land cover monitoring of the Cerrado biome: preliminary assessments from an airborne campaign over an LBA core site. *Journal of Arid Environments*, 53 (3): 425-447.

Ferreira, M. E.; Ferreira, L. G.; Sano, E. E.; Shimabukuro, Y. E. 2007. Spectral linear mixture modelling approaches for land cover map-

ping of tropical savannas in Brazil. *International Journal of Remote Sensing* 28 (2): 413-429.

Foody, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote S. of Environment*, 80: 185-201.

Henrique, R. P. B. 2005. Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Pp. 73-92. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. *Mapa de biomas do Brasil*. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>>. Acesso em 15/12/2007.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos naturais Renováveis (IBAMA). 2007. *Parque Nacional*. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/siucweb/listaUcCategoria.php?abrev=PARNA>. Acesso em: 10/12/2007.

Jensen, J. R. 1986. *Introductory digital image processing*. New Jersey, Prentice-Hall, 379 p.

Klink, C. A.; Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19 (3): 707-713.

Lima, C. A. 2008. *O Cerrado rupestre no Estado de Goiás por meio de imagens Landsat ETM+*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. 116 p.

Machado, R. B.; Ramos-Neto, M. B.; Pereira, P. G. P.; Caldas, E. F.; Gonçalves, D. A.; Santos, N. S.; Tabor K.; Steininger, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Relatório técnico não publicado*. Conservação Internacional. Brasília – DF.

Mantovani, J. E.; Pereira, A. 1998. Estimativa da integridade da cobertura vegetal de



Cerrado através de dados TM/Landsat. IX *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais*, Santos. Pp. 1455-1466.

Marimon Junior, B. H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta botanica brasílica*, 19 (4): 913-926.

Masek, J. G.; Honzak, M.; Goward, S. N.; Liu, P.; Pak, E. 2001. Landsat-7 ETM+ as an observatory for land cover. Initial radiometric and geometric comparisons with Landsat-5 Thematic Mapper. *Remote Sensing of Environment*, 78: 118-130.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2007. *Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado: relatório final*. Edital Probio 02/2004. Projeto Executivo B.02.02.109. Coordenador técnico: SANO, E. E. Unidades executoras: Embrapa Cerrados, Universidade Federal de Uberlândia, Universidade Federal de Goiás. Disponível em: <[http://mapas.mma.gov.br/geodados/brasil/vegetacao/vegetacao2002/cerrado/documentos/relatorio\\_final.pdf](http://mapas.mma.gov.br/geodados/brasil/vegetacao/vegetacao2002/cerrado/documentos/relatorio_final.pdf)>. Acesso em 13/12/2007.

Miranda, H. S.; Sato, M. N. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Pp. 93-105. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Mittermeier, R. A.; Robles, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C. G.; Lamoreux, J.; Fonseca, G. B. 2005. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered ecoregions*. Cidade do México: Conservação Internacional.

Moreira, M. A. 2005. *Fundamentos de sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. 3ª edição. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa.

Munhoz, C. B. R.; Felfili, J. M. 2005. Floristics of the herbaceous and subshrub layer of a

moist grassland in the Cerrado Biosphere Reserve (Alto Paraíso de Goiás), Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 63 (2&3): 343-354.

Oliveira, J. C.; Silva, J. M. F. 2005. Influência da segmentação no processo de classificação por região. XII *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais*, Goiânia. Pp. 4209-4216.

Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. 2008. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. (eds.). *Cerrado: Ambiente e Flora*. Pp. 87-166. Planaltina: EMBRAPA-CPAC.

Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P.; Ribeiro, J. F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*, v. 1. Pp 151-212. Planaltina: Embrapa – Cerrados.

Sano, E. E.; Ferreira, L. G.; Huete, A. R. 2005. Synthetic aperture radar (L-band) and optical vegetation indices for discriminating the Brazilian savanna physiognomies: a comparative analysis. *Earth Interactions* 9 (15): 1-15.

Sano, E. E.; Rosa, R.; Brito, J. L. S.; Ferreira, L. G. 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43 (1): 153-156.

Scariot, A.; Sevilha, A. C. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J. C.; Felfili, J. M. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Pp. 121-139. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Shimabukuro, Y. E.; Novo, E. M.; Mertes, L. K. 2002. Amazon river mainstem foodplain Landsat TM digital mosaic. *International Journal of Remote Sensing* 23 (1): 57-69.

Silva, J. M.; Bates, J. M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical Savanna Hotspot. *BioScience* 52 (3): 225-233.

Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). 2006. Lei Nº 9.985, de 18 de Julho de 2000, Decreto Nº 4.340, de 22 de Agosto de 2002. 6ª Edição. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/SBF.

Thomlinson, J. R.; Bolstad, P. V.; Cohen, W. B. 1999. Coordinating methodologies for scaling landcover classifications from site-specific to global: steps toward validating global map products. *Remote S. of Environment* 70: 16– 28.

Trodd, N. M. 1995. Uncertainty in land cover mapping for modelling land cover change. Remote Sensing Society (org.). *Remote Sensing and Photogrammetry Society Annual Meeting, Proceedings*, Nottingham. Pp. 1138-1145.

Walter, B. H. 2006. *Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas*. Tese de doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília. 373 p.

# Motivações para o estabelecimento de RPPNs e análise dos incentivos para sua criação e gestão no Mato Grosso do Sul

Angela Pellin<sup>1</sup>, Esp.

- Doutoranda no Programa de Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo

Victor Eduardo Lima Ranieri, Dr.

- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo

**RESUMO.** O desenvolvimento de programas eficientes de incentivo à conservação voluntária em terras privadas requer um extenso conhecimento sobre as motivações dos proprietários para conservação e seu grau de aceitação sobre os benefícios oferecidos. Dessa forma, esse trabalho pretendeu avaliar as motivações para o estabelecimento de RPPNs, as dificuldades enfrentadas para seu reconhecimento e os incentivos recebidos para sua criação e gestão no Mato Grosso do Sul, discutindo ainda algumas possibilidades de ampliação dos benefícios oferecidos. Para isso, foram entrevistados os responsáveis por 34 RPPNs no período entre março/2008 e março/2009. Os resultados demonstram que a conservação está entre as principais motivações para criação destas áreas, apesar de fatores econômicos e pessoais também serem citados. A lentidão e a burocracia durante o reconhecimento das reservas foi destacado como um problema, por outro lado, diversas RPPNs receberam ou recebem apoio para sua criação ou gestão. Finalmente, são realizadas algumas considerações sobre os benefícios oferecidos aos proprietários de RPPNs e suas possibilidades de ampliação no Estado.

**Palavras-chave:** reserva particular do patrimônio natural; áreas protegidas; conservação em terras privadas.

## INTRODUÇÃO

Segundo Langholz & Lassoie (2001), nas últimas décadas o estabelecimento de áreas protegidas privadas tem aumentado rapidamente ao redor do mundo. Apesar da inexistência de informações completas sobre a quantidade e integridade dessas áreas, a importância dessas iniciativas vem sendo cada vez mais reconhecida, principalmente pela inexistência de áreas públicas em número e área suficientes para garantir a conservação da biodiversidade (Langholz & Lassoie, 2001) e por diversos países contarem com a maioria do seu território formado por propriedades particulares (Environmental Law Institute, 2003).

Entre os aspectos positivos da conservação da natureza em terras privadas, destacam-se: o fortalecimento dos sistemas de áreas protegidas públicas; o apoio às pesquisas relacionadas à biodiversidade; o apoio às atividades de educação ambiental e sensibilização da sociedade; a possibilidade de aumento da conectividade da paisagem natural e a proteção de áreas-chave ao longo dos biomas (Langholz, 1996; Mesquita, 1999; Langholz, 2002).

No Brasil, a criação voluntária de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) é uma estratégia que vem se destacando nos últimos anos. Essas áreas integram o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC e são criadas em caráter de perpetuidade, por iniciativa de seus proprietários, e

<sup>1</sup> apellin@sc.usp.br

reconhecidas pelo poder público, por sua relevante diversidade biológica, aspectos paisagísticos ou características ambientais que justifiquem ações de recuperação. Desde o surgimento da figura da RPPN em 1990, foram criadas mais de 850 reservas, protegendo cerca de 627.000 ha (CNRPPN, 2009).

No entanto, apesar de não existirem dúvidas sobre a importância dessas iniciativas, a falta de incentivos mais efetivos para sua criação e gestão, e a própria burocracia ligada ao seu processo de reconhecimento, têm funcionado como fatores de desestímulo aos proprietários (Morsello, 2001; Pádua, 2006; Rodrigues, 2006). Nesse sentido, também vale destacar que nem todos os incentivos citados pela legislação estão sendo cumpridos ou podem ser insuficientes.

Langholz et al. (2000) defende que o desenvolvimento de programas de apoio eficientes, públicos ou privados, voltados para o estímulo à conservação em terras privadas requer um extenso conhecimento sobre o grau de aceitação sobre os incentivos oferecidos. No entanto, outros aspectos também são relevantes, como a compreensão das motivações para a criação dessas áreas (Levy, 2004), que deveria inclusive embasar a proposição dos benefícios oferecidos aos interessados nessa modalidade de conservação.

No Brasil ainda são escassos os trabalhos sobre o tema, faltando dados sistematizados sobre as motivações para a criação de RPPNs e sobre os incentivos que efetivamente estão sendo oferecidos pela iniciativa pública e privada para a criação e gestão dessas áreas. Dessa forma, este trabalho tem o objetivo de analisar e discutir o caso do Estado do Mato Grosso do Sul, avaliando as motivações para o estabelecimento de RPPNs, as dificuldades enfrentadas para seu reconhecimento e os incentivos recebidos para sua criação e gestão, além de discutir algumas possibilidades de ampliação dos benefícios oferecidos atualmente. Com isso espera-se ampliar o conhecimento sobre essas questões e fornecer subsídios para o incremento de programas e projetos de incentivo a conservação em terras privadas neste Estado.

## MATERIAL E MÉTODOS

Atualmente o Estado do Mato Grosso do Sul conta com mais de três milhões de hectares protegidos na forma de unidades de conservação (UCs), dos quais apenas 302 mil hectares correspondem à UCs de proteção integral. Além disso, também possui 38 RPPNs, que somam juntas mais de 128 mil hectares e estão distribuídas entre 18 municípios (TABELA 01). Esse número inclui a RPPN América, par-

**Tabela 1** – Distribuição das RPPNs no Estado do Mato Grosso do Sul de acordo com o número de ocorrências e a área protegida por município, e a bacia hidrográfica a que pertencem (Bacia do Alto Paraguai – BAP ou Bacia do Paraná).

Município	Número	Área Total (ha)	Bacia	Município	Número	Área Total (ha)	Bacia
Água Clara	01	69,48	Paraná	Corumbá	10	78.095,13	BAP
Aparecida do Taboado	01	15,70	Paraná	Costa Rica	01	169,00	Paraná
Aquidauana	03	24.006,00	BAP	Dois Irmãos do Buriti	01	12.550,00	BAP
Bandeirantes	01	152,99	Paraná	Jardim	03	823,53	BAP
Bela Vista	01	1.999,19	BAP	Maracajú	01	683,67	BAP
Bodoquena	01	11,69	BAP	Miranda	03	6.042,33	BAP
Bonito*	02	730,00	BAP	Nova Andradina	02	1.454,48	Paraná
Campo Grande	01	50,11	Paraná	Sete Quedas	01	971,06	Paraná
Corguinho	02	159,45	BAP	Terenos	02	250,02	BAP
				<b>TOTAL</b>	<b>37</b>	<b>128.233,83</b>	

\* Nesta tabela foi desconsiderada a RPPN América, pela inexistência de dados sobre sua área atual, após sua sobreposição parcial pelo Parque Nacional da Serra da Bodoquena.



cialmente sobreposta pelo Parque Nacional da Serra da Bodoquena, porém, não são consideradas as RPPNs Laudejá e Boqueirão (sobrepostas pelo Parque), Serra Alta de Piraputanga (objeto de ação desconstitutiva) e Cachoeira Branca (desconstituída para implantação de projeto hidrelétrico).

Os proprietários ou gestores das 38 RPPNs do Estado foram convidados a participar de uma entrevista, respondendo a questões sobre as motivações para a criação das reservas, as dificuldades ou os incentivos para sua criação e a existência de incentivos e parcerias para sua gestão. Dentre os convidados, dois não tiveram interesse em participar e dois não possuíam informações sobre o processo de criação ou os incentivos recebidos pela unidade e foram desconsiderados na análise. As entrevistas foram realizadas com apoio de um roteiro estruturado, contendo questões abertas e fechadas no período entre março de 2008 e março de 2009.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Motivações dos proprietários para criação de RPPNs

Os resultados demonstram que 68% (n=23) dos proprietários de RPPNs do Mato Grosso do Sul apresentaram entre duas e seis motivações, contra 32% (n=11) que mencionaram apenas uma. As motivações ligadas à conservação, econômicas ou pessoais citadas, são apresentadas na **FIGURA 1** e estão divididas em duas categorias: primária (quando foi considerada um fator essencial à decisão do proprietário) e secundária (quando foi considerada um fator adicional à sua decisão).

A conservação de espécies e ecossistemas se destacou entre as demais motivações, sendo citada como primária, de forma exclusiva ou associada a outras motivações, por 79% (n=27) dos entrevistados. O resultado se assemelha ao encontrado em outros estudos que

### Motivações para criação de RPPNs no Mato Grosso do Sul

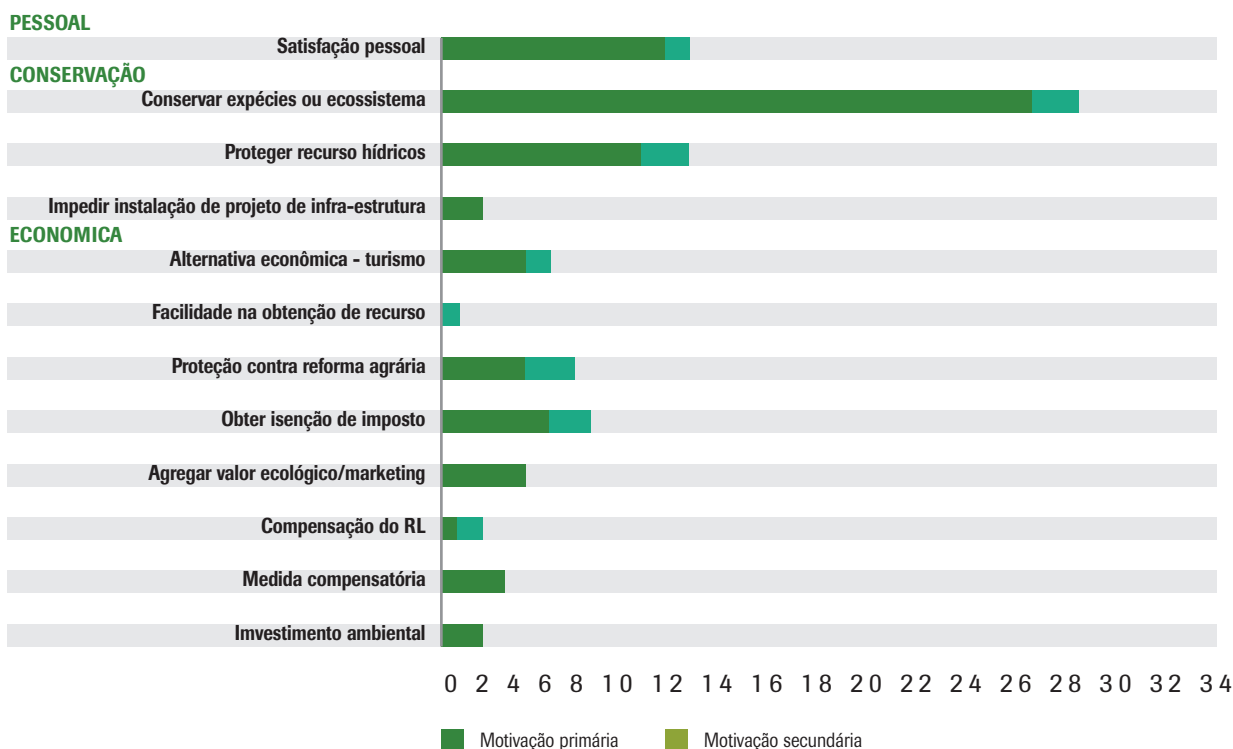


FIGURA 1 – Motivações apresentadas pelos entrevistados para criação das RPPNs no Mato Grosso do Sul, de acordo com a quantidade de vezes que foram citadas.

também apontam a conservação da natureza como uma das principais motivações para a criação de reservas privadas (e.g. Langholz, 1996; Mesquita, 1999; Cegana, 2005).

Segundo Levy (2004) o crescente interesse da sociedade sobre a conservação da natureza e ainda o desejo altruísta de deixar uma herança natural para as futuras gerações também estariam entre as motivações para o estabelecimento dessas áreas. Nesse sentido, 32% (n=11) dos entrevistados citaram como motivação primária ou secundária a satisfação pessoal em contribuir com a conservação de ambientes naturais e em saber que seus filhos e netos teriam a possibilidade de conhecer e desfrutar do local que transformaram em RPPN.

Apesar das motivações conservacionistas terem se destacado no estudo, a variável econômica, que algumas vezes está diretamente ligada aos incentivos previstos pela legislação aos proprietários de RPPNs, foi considerada como fator de decisão por 55% (n=18) dos entrevistados, mesmo que de forma associada à conservação ou satisfação pessoal. As mais citadas foram: obtenção da isenção do Imposto Territorial Rural - ITR por 15 % (n=5), alternativa econômica – turismo, proteção contra reforma agrária e agregar valor econômico - marketing, cada uma com 12% (n=4).

Embora todos os entrevistados aleguem contar com a isenção do ITR sobre a área da unidade, esta foi considerada uma motivação primária para criação de apenas cinco RPPNs e secundária por duas.

Atualmente, a isenção do ITR é o principal benefício oferecido pelo governo aos proprietários de RPPN, porém é considerado pouco atrativo devido ao seu valor relativamente baixo e por não ser um incentivo exclusivo (segundo a Lei Agrícola 9.393/1996, também estão isentas as áreas de preservação permanente, de reserva legal e outras áreas consideradas de interesse ecológico). Esse fator provavelmente só foi considerado importante para alguns proprietários, devido ao tamanho de suas RPPNs, maiores do que a média nacio-

nal, e também pela sua localização em áreas com baixo potencial para produção agropecuária, como algumas regiões do Pantanal.

### Incentivos relacionados à criação e gestão de RPPNs

A criação de RPPNs no Mato Grosso do Sul vem sendo realizada tanto pelo órgão ambiental federal quanto pelo estadual. Segundo Pellin et al. (2008) até o ano de 1998 as RPPNs do Estado foram criadas exclusivamente pelo órgão federal, porém, atualmente, as unidades reconhecidas em âmbito estadual somam 66% do total. Segundo esses mesmos autores, o tempo médio de tramitação dos processos de criação de RPPNs foi de 269 dias para o órgão estadual e de 316 dias para o federal (para esse cálculo foram desconsiderados quatro processos com tramitação entre 1001 e 3560 dias).

De acordo com as entrevistas, 61% (n=20) dos proprietários enfrentaram alguma dificuldade no reconhecimento de suas áreas, sendo a lentidão na análise dos processos e a burocracia as mais citadas (FIGURA 2). Analisando o tempo de tramitação apenas dos processos considerados lentos pelos entrevistados, e utilizando o mesmo critério relatado acima de desconsiderar processos com tramitação entre 1001 e 3560 dias, foi observado um tempo médio de tramitação de 447 dias. Porém, considerando todos os processos considerados lentos pelos entrevistados, a média de tramitação sobe para 956 dias.

Um levantamento no município de Silva Jardim - RJ também identificou proprietários de RPPNs que reclamavam da morosidade dos órgãos públicos em acolher e processar suas reivindicações de criação dessas unidades, destacando ainda que do início do processo ao seu reconhecimento poderia levar mais de dois anos (Melo et al., 2004).

A demora pode ser atribuída ao pequeno número de funcionários dedicados à função, e à burocracia inerente a sua análise dentro dos órgãos, além da necessidade de complementações documentais de muitos processos. No Mato Grosso

### Dificuldades enfrentadas no processo de criação

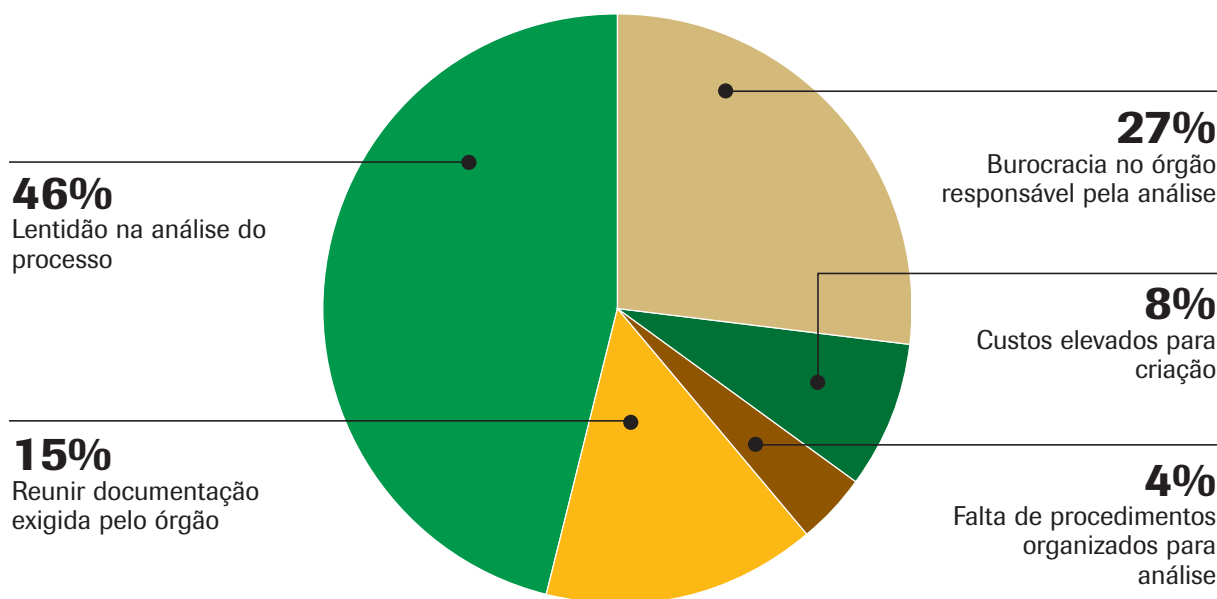


FIGURA 2- Principais dificuldades no processo de criação de RPPNs no Mato Grosso do Sul, segundo seus proprietários ou gestores.

do Sul, dos processos que resultaram na criação das 38 RPPNs existentes atualmente, apenas 14 não apresentaram pendências técnicas ou jurídicas. Entre as pendências mais comuns estão a falta ou inadequação de mapas e a ausência de: matrícula atualizada, comprovante de pagamento de ITR, formulário de requerimento de criação, memorial descritivo e documentos pessoais dos proprietários (Pellin et al., 2008).

Os custos elevados para o reconhecimento das RPPNs também foram citados como dificuldades para sua criação. No entanto, apenas 35% (n=12) consideraram os custos razoáveis, altos ou muito altos, se referindo principalmente ao georreferenciamento da propriedade e da RPPN. Em contrapartida, 59% (n=20) dos proprietários consideraram os custos irrisórios ou baixos, o que pode ser explicado pelo fato de algumas propriedades já contarem com georreferenciamento ou terem obtido esse serviço como contrapartida pela criação da RPPN. O restante dos entrevistados não lembrava ou desconhecia os custos.

Durante as entrevistas, 53% (n=18) afirmaram ter recebido algum auxílio para a criação da re-

serva. Desses, apenas um citou o órgão ambiental estadual, que teria prestado orientações técnicas para a criação, conjuntamente com uma organização não-governamental - ONG ambientalista. As demais unidades receberam apoio para criação de ONGs ambientalistas ou da Associação de Proprietários de RPPN do Estado do Mato Grosso do Sul - REPAMS. Entre os benefícios recebidos, foram citados: apoio técnico, associado a serviços de georreferenciamento (67%, n=12); recursos para aquisição da área para criação da unidade (22%, n=4); e apoio técnico para criação (11%, n=2).

Ao lhes perguntarem sobre a existência de incentivos para a gestão das unidades, 65% (n=22) dos entrevistados alegaram que recebem ou já receberam algum auxílio, sendo 3% (n=1) de prefeitura, 21% (n=7) de ONGs ambientalistas e 41% (n=14) da REPAMS. Entre os principais apoios estão: compra de equipamentos, construção e manutenção de cercas e aceiros, construção de infraestrutura, monitoramento e elaboração de plano de manejo. A existência de parcerias na gestão da unidade foi relatada por 76% (n=26) dos entrevistados (FIGURA 3).

### Parceiros das RPPNs

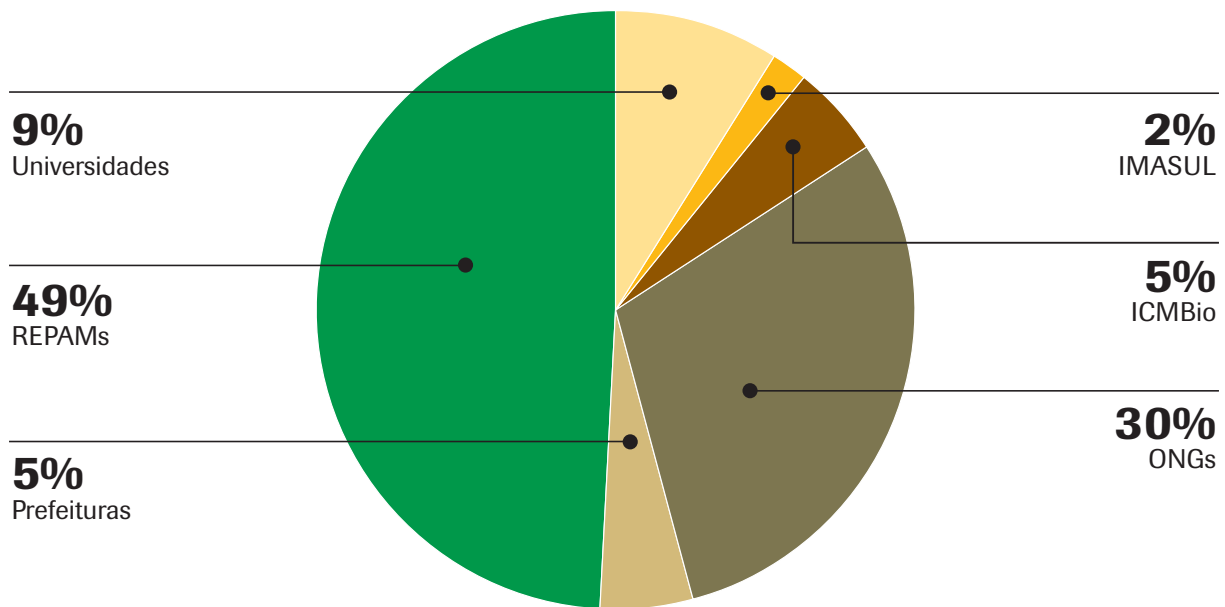


FIGURA 3 – Parceiros citados pelos proprietários ou gestores de RPPNs do Mato Grosso do Sul.

Dentre as instituições citadas como fonte de apoio para criação e gestão das RPPNs, a que mais se destacou foi a REPAMS, também citada como principal instituição parceira, por 49% dos entrevistados. Criada no ano de 2003, a REPAMS exerce um papel importante no apoio aos proprietários de RPPNs, auxiliando-os no processo de criação, na busca por recursos para gestão, na divulgação das unidades, na capacitação e troca de experiências entre os associados, e tentando aproximar órgãos ambientais, ONGs e proprietários rurais. Outros autores também já reconheceram o papel das associações de proprietários no fortalecimento institucional das RPPNs e na criação de espaços de articulação e negociação com os órgãos ambientais (Mesquita & Vieira, 2004) e no estabelecimento de parcerias e desenvolvimento de projetos (Melo et al., 2004).

Entre as ONGs ambientalistas, a instituição mais citada foi a Conservação Internacional, que possui um histórico de atuação no Estado incentivando a criação dessas unidades, e a partir de 2004 passou a apoiar a REPAMS. Em 2005, a parceria resultou no lançamento do “Programa de Incentivo às RPPNs do

Pantanal”, que até o momento já conta com 33 projetos aprovados por meio de três editais (Giori et al., 2008). Outras organizações citadas como parceiras das RPPNs foram: World Wildlife Fund; Fundação Neotrópica do Brasil, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza; Oréades; Instituto Homem Pantaneiro, Fundação Gordon Moore e The Nature Conservancy.

Analisando o perfil das instituições que forneceram apoio ou parcerias, chama a atenção a quase inexistência das prefeituras dos municípios onde estão localizadas as RPPNs. Por conta da existência de um Programa de ICMS ecológico no Estado, existia a expectativa de mais casos de incentivo à criação e gestão de RPPN por parte das administrações municipais. Martins (2003) afirma que o ICMS ecológico ajudou ao menos os Estados de Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Paraná a viabilizarem seus programas de estímulo à criação de RPPNs, ampliando a área conservada por essas UCs. Experiências dessa natureza têm sido relatadas para o Paraná (Loureiro & Martinez, 2004) e, segundo Cegana (2005), as prefeituras aparecem como incentivadoras de



cerca de 40% (n=27) das RPPNs que participaram de sua pesquisa. No entanto, os resultados obtidos nesse trabalho demonstram que isso não vem ocorrendo de fato no Mato Grosso do Sul.

A utilização dos recursos provenientes do ICMS ecológico foi analisada por Nagel (2005) para 12 municípios que possuem RPPNs no Mato Grosso do Sul. Na pesquisa, 58% das prefeituras alegaram não apoiar a criação das UCs e apenas 50% alegaram fornecer algum apoio para gestão, que se daria por meio da manutenção de estradas e acessos, assistência técnica, conscientização da população e conservação de solo no entorno das reservas. Esses dados demonstram que nem todas as administrações municipais priorizam o apoio à criação e gestão das unidades e, além disso, revelou uma discordância entre o discurso de algumas prefeituras, que alegaram apoiar os proprietários de RPPN, e a opinião dos entrevistados, visto o baixo número de citações de parcerias dessa natureza. Dessa forma, destaca-se a necessidade de ampliar o diálogo entre prefeituras e proprietários e ainda de reforçar a divulgação dos inúmeros benefícios ligados à presença das unidades nos municípios, já que, além de conservarem remanescentes de áreas naturais sem custos adicionais ao poder público, essas áreas ainda podem incentivar o turismo e gerar recursos às prefeituras por conta do ICMS ecológico.

O aumento da proteção sobre a área e o recebimento de orientações técnicas também são possibilidades de benefícios previstos pela legislação. No entanto, segundo a percepção dos entrevistados, apenas quatro unidades contariam com alguma proteção adicional e apenas outros quatro entrevistados mencionaram que já receberam algum tipo de orientação técnica, todos citando o órgão ambiental estadual.

Outra possibilidade de benefício, que está previsto na legislação, é a prioridade na análise de projetos encaminhados ao Fundo Nacional de Meio Ambiente - FNMA. Apesar

de não ter sido citada pelos entrevistados, segundo a REPAMS existe um projeto, datado do ano de 2007 e aprovado pelo FNMA, onde está prevista a elaboração integrada de planos de manejo para seis RPPNs da Bacia do Alto Paraguai - BAP, porém, até a finalização da coleta de dados, em março de 2009, não haviam sido liberados os recursos para sua execução, provavelmente motivo pelo qual não foi lembrado por nenhum dos proprietários.

### **POSSIBILIDADES DE AMPLIAÇÃO DOS BENEFÍCIOS OFERECIDOS AOS PROPRIETÁRIOS DE RPPNs NO MATO GROSSO DO SUL**

Alguns benefícios previstos atualmente aos proprietários de RPPNs pelo Decreto Federal 5.746/2006 são: a isenção do ITR sobre a área; a inclusão de prioridade de análise a projetos relacionados a RPPN em outros programas oficiais além do FNMA; a preferência na análise de pedido de concessão de crédito agrícola para as áreas produtivas da propriedade; a possibilidade das RPPNs receberem recursos de compensação ambiental, pela instalação de empreendimentos com potencial de causar significativo impacto ambiental e que, portanto, devem passar por processo de licenciamento; e o apoio aos proprietários nas ações de fiscalização, proteção e repressão aos crimes ambientais por parte do IBAMA.

O Estado do Mato Grosso do Sul pode ser considerado pioneiro em se tratando de conservação em terras privadas, pois foi o primeiro a desenvolver uma legislação específica sobre as RPPNs. O Decreto Estadual 7.251/1993 e a Resolução SEMA 006/1993, recentemente substituída pela Resolução SEMA 044/2006, são as regulamentações estaduais referentes à criação e implementação dessas unidades. No entanto, em se tratando dos benefícios oferecidos aos proprietários, essas normas não trouxeram elementos adicionais ao já previsto pela legislação federal.

Como pode ser observado nos resultados des-

te trabalho, apesar da legislação já prever alguns benefícios ao proprietário de RPPN, um dos únicos incentivos oferecidos pelo poder público no Mato Grosso do Sul tem sido a isenção do ITR sobre a área. Nesse sentido, um dos primeiros desafios para a ampliação ao apoio e incentivo à criação de RPPNs no Estado seria a regulamentação e aplicação na prática de incentivos que já são previstos pela legislação e nunca foram implementados, ou que têm se reduzido a alguns casos esparsos pelo país. Como exemplo, pode-se citar a preferência na análise para pedido de crédito agrícola ou a possibilidade de recebimento de recursos provenientes da compensação ambiental.

Embora no país já exista caso de recebimento de recursos de compensação ambiental por RPPN (ICMBio, 2008), isso não foi verificado para o Mato Grosso do Sul, de acordo com os entrevistados. Segundo Pellin et al. (2007) esse recurso tem sido destinado prioritariamente às UCs públicas, sendo para elas uma importante fonte de financiamento para gestão, considerando a escassez de recursos do orçamento governamental destinados a essas áreas.

Grande parte dos entrevistados ressaltou a possibilidade de aumento da proteção sobre a área declarada RPPN como exemplo de benefício que gostaria de obter. Isso já é previsto desde o Decreto Federal 98.914/1990, que determina que o poder público concederia à RPPN a mesma proteção assegurada pela legislação às áreas cuja conservação fosse de interesse público. Nesse mesmo sentido, a Lei do SNUC também prevê que os seus órgãos, sempre que possível e oportuno, prestarão orientação técnica e científica ao proprietário de RPPN.

A maioria das RPPNs recebe vistorias periódicas do órgão ambiental estadual por conta da avaliação qualitativa das UCs, para efeito do cálculo de ICMS ecológico repassado aos municípios. Essas visitas poderiam ser ótimas oportunidades para ampliar a aproximação entre os proprietários e o órgão ambiental e para o fornecimento de orientações com relação ao manejo e à proteção da área. Além dis-

so, também seria uma contribuição relevante do poder público a capacitação de agentes públicos de controle e fiscalização sobre os conceitos e características ligadas às áreas protegidas, e o estabelecimento de prioridade ao atendimento a ocorrências nessas unidades, que muitas vezes sofrem com invasões, caça, pesca e queimadas.

Os resultados desse trabalho também demonstram que, no Mato Grosso do Sul, o terceiro setor tem apresentado uma atuação bastante significativa no apoio à criação e gestão de RPPNs, o que pelo menos regionalmente pode minimizar a falta de incentivos por parte do poder público. No entanto, tem ocorrido uma concentração de recursos para a Bacia do Alto Paraguai, com poucos relatos de apoio para a Bacia do Paraná. As consequências dessa prática ficam evidentes nos resultados, com apenas 12,5% (n=1) dos entrevistados da Bacia do Paraná que recebeu apoio para a criação da área e 25% (n=2) para gestão. Já para a Bacia do Alto Paraguai os números são bastante diferentes com 65% (n=17) das RPPNs recebendo apoio para criação e 77% (n=20) para gestão.

A REPAMS vem buscando minimizar esse problema e recentemente aprovou com o Programa de Incentivo às RPPNs da Mata Atlântica um projeto para elaboração do plano de manejo de uma RPPN em Nova Andradina (Bacia do Paraná). Além disso, a Associação tem procurado estabelecer, com o auxílio de seus parceiros, um fundo para apoio às RPPNs do Mato Grosso do Sul (o FAPACE), com a pretensão de estender o auxílio às RPPNs de todo Estado (Giori et al., 2008). Iniciativas como essas destacam ainda mais a necessidade dos proprietários se organizarem em associações que os representem, auxiliando-os em espaços de negociação e resolução de conflitos e na busca por alternativas de sustentabilidade.

Recentemente, com a regulamentação do Decreto Estadual 12.528/2008, que institui o Sistema de Reserva Legal no Mato Grosso do Sul, surgiu a possibilidade de estabelecimento de títulos de cotas de reserva legal para RPPNs

que possuam áreas excedentes ao previsto por lei para compor a reserva legal da propriedade. Segundo Mendes Neto (2009, comunicação pessoal) no Estado já existem dois processos protocolados no órgão estadual, que juntos totalizam 13.000 ha e que servirão como áreas para compensação de reservas legais de propriedades com déficit de vegetação natural. Dessa forma, surge uma nova possibilidade de geração de renda aos proprietários que optam por conservar remanescentes de vegetação nativa em suas propriedades.

Discutindo a necessidade de ampliação do apoio aos proprietários de RPPN, Wiedmann (2001) também cita algumas alternativas, como a doação de madeira apreendida por órgãos ambientais em infrações e a isenção do pagamento de autorizações, por exemplo, para funcionamento de criadouros de animais silvestres. E Mesquita (2004) cita a o pagamento por serviços ambientais obtidos ou desenvolvidos a partir dos recursos naturais da unidade.

Nesse sentido, um grande avanço seria o estabelecimento de um programa de RPPNs no Estado, que contemplasse, entre outras atividades, a regulamentação dos benefícios já previstos pela legislação e ainda o estabelecimento de novas estratégias de apoio e valorização dessas iniciativas.



## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio do CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Brasil. Agradecemos pelo apoio da Conservação Internacional e da REPAMS para a realização da pesquisa.

## REFERÊNCIAS

Cegana, A.C.V. 2005. *Reservas Particulares do Patrimônio Natural do Estado do Paraná: situação atual e perspectivas*. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 77p.

CNRPPN – Confederação Nacional de RPPN. 2009. Cadastro Nacional de RPPN. Disponível em: <http://www.rppnbrasil.org.br/>. Acesso em 15/07/2009.

Environmental Law Institute. 2003. *Legal tools and incentives for private lands in Latin America: building models for success*. Washington DC. 217 p.

Giori, D.V. et al. 2008. REPAMS e suas ações em prol das RPPNs do Mato Grosso do Sul. In: Mesquita, C.A.B. (Org.). *8 Congresso Interamericano de Conservação em Terras Privadas. Memórias*. Rio de Janeiro. Pp. 231-234. CNRPPN; TNC; IBio; APN; IEF-RJ. Rio de Janeiro.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Extrato da Reunião Ordinária nº 001/2008 da Câmara de Compensação Ambiental. Disponível em: [http://www.icmbio.gov.br/ChicoMendes/Editais/extrato\\_ro\\_00108.pdf](http://www.icmbio.gov.br/ChicoMendes/Editais/extrato_ro_00108.pdf). Acesso em 13/07/2008.

Langholz, J. 1996. Economics, objectives and success of private nature reserves in Sub-Saharan África and Latin América. *Conservation Biology*. 10 (1): 271-280.

Langholz, J.; Lassoie, J.; Schelhas, J. 2000. Incentives for Biological Conservation: Costa Rica's Private Wildlife Refuge Program. *Conservation Biology*. 14(6): 1735-1743.

Langholz, J.; Lassoie, J. 2001. Perils and promise of privately owned protected areas. *BioScience*. 51 (12):1079-1085.

Langholz, J. 2002. Parques de Propriedade Privada. In: Terborgh, J. et al. (Orgs.).

*Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos.* Pp. 197-212. Curitiba: UFPR; FBPN.

Levy, D.U. 2004. Como originar e operar um programa bem sucedido de apoio às RPPN. *In: Castro, R.; Borges, M. (Orgs). Conservação em terras privadas: desafios para a sustentabilidade.* Pp. 79-90. Planaltina do Paraná: Edições CNRPPN.

Martins, I.D.M. 2003. *Influência das políticas públicas na criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural no Brasil.* Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) Universidade Federal de Brasília. Brasília. 96p.

Melo, A.L.; Valcarcel, R.; Mesquita, C.A.M. 2004. Ações civis de conservação da biodiversidade em terras privadas no Rio de Janeiro. *In: XIV Jornada de Iniciação Científica da UFRRJ. Anais.* v.2. Rio de Janeiro.

Mesquita, C.A.B. 1999. *Caracterización de las Reservas Naturales Privadas em América Latina.* Dissertação (Mestrado em Ensino para o Desenvolvimento e Conservação). Centro Agrônomo Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba. Costa Rica. 120p.

Mesquita, C.A.B.; Vieira, M.C.W. 2004. *RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural da Mata Atlântica.* São Paulo: Conselho Nacional da RBMA. 56p.

Mesquita, C.A.B. 2004. Viabilizando um Sonho: Captação de Recursos e Financiamento de Projetos em Reservas Particulares do Patrimônio Natural *In: Castro, R.; Borges, M. (Orgs). Conservação em terras privadas: desafios para a sustentabilidade.* Pp. 38-56. Planaltina do Paraná: Edições CNRPPN.

Morsello, C. 2001. *Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo.* São Paulo: Annablume. 344 p.

Nagel, C.C. 2005. *As Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) como instrumento*

*para a conservação da biodiversidade no Estado de Mato Grosso do Sul.* Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Estadual de Maringá. Maringá. 76p.

Pádua, M.T.J. Vitimando as reservas particulares. Disponível em: <http://arruda.rits.org.br/oeco/servlet/newstorm.ns.presentation.NavigationServlet?publicationCode=6&pageCode=78&textCode=15658&date=1139666400000>. Acesso em 28/11/2006.

Pellin, A. et al., 2007. Compensação ambiental como fonte de recursos para unidades de conservação: situação atual e aspectos polêmicos. *OLAM Ciência & Tecnologia.* 7 (2): 171-186.

Pellin, A.; Ranieri, V.E.L.; Santos, C.C. 2008. Análise dos processos de criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural no Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. *In: Mesquita, C.A.B.(Org.). 8 Congresso Interamericano de Conservação em Terras Privadas. Memórias.* Rio de Janeiro. Pp. 223- 226. CNRPPN; TNC; IBIO; APN; IEF-RJ. Rio de Janeiro.

Rodrigues, K. Burocracia emperra criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural. Disponível em: [http://www.rppncatarinense.org.br/hp/noticias.asp?p\\_codmnu=&p\\_codnot=31](http://www.rppncatarinense.org.br/hp/noticias.asp?p_codmnu=&p_codnot=31). Acesso em 27/09/2008.

Wiedmann, S.M.P. 2001. Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN – na Lei n 9.985/2000 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC. *In: Benjamin, A.H. (Org). Direito ambiental das áreas protegidas: o regime jurídico das unidades de conservação.* Pp.400-424. Rio de Janeiro: Forense Universitária.



# Desenho da área de um refúgio de vida silvestre para a conservação do peixe-boi-marinho

**Katherine F. Choi**<sup>1</sup>

- Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – Aquasis

**Thaís Moura Campos**

- Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – Aquasis

**Ana Carolina O. de Meirelles, MSc**

- Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – Aquasis

**Alberto Alves Campos, Dr.**

- Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – Aquasis

**Márcio Barragana Fernandes**

- ICMBio - APA Cananéia-Iguape-Peruíbe

**RESUMO.** O peixe-boi-marinho é o mamífero marinho mais ameaçado de extinção no Brasil. Possui uma densidade populacional bastante baixa, com 200 indivíduos distribuídos descontinuamente ao longo da costa brasileira. Essa fragmentação das populações, que estão isoladas geneticamente, torna o seu *status* de conservação ainda mais crítico. A espécie atualmente se concentra em áreas costeiras e estuarinas ainda bem preservadas, tornando esses locais críticos para a conservação do peixe-boi. A área compreendida entre os complexos estuarinos dos rios Timonha/Ubatuba e Cardoso/Camurupim, na divisa do CE com PI, é uma dessas áreas que, além de abrigar uma população de peixe-boi bem preservada, possui uma importância ecológica enorme. Esses complexos abrangem a maior área de manguezal remanescente do Nordeste do Brasil (excetuando o Maranhão), com mais de 10.000 ha, e abrigam outras populações de espécies ameaçadas de extinção, como a tartaruga-de-couro e o maçarico-do-papo-vermelho, além de grande diversidade de aves migratórias ou endêmicas. Reconhecidos esses fatores, foi proposta para a área a criação de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, na categoria Refúgio da Vida Silvestre, abrangendo território marinho e terrestre. O projeto foi desenvolvido para subsidiar o desenho da área marinha da Unidade, com base na distribuição do peixe-boi na região e na localização de habitats críticos (alimentação, descanso, reprodução e cuidado parental) para a espécie. O levantamento das informações baseou-se no conhecimento tradicional de pescadores e moradores locais e foi realizado através de entrevistas semiestruturadas.

## INTRODUÇÃO

O peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus*) é o mamífero aquático mais ameaçado de extinção no Brasil, com uma estimativa de aproximadamente 200 indivíduos em vida livre (IUCN, 2008). Além de apresentar uma densi-

dade populacional extremamente baixa para a dimensão da costa brasileira, o peixe-boi-marinho distribui-se atualmente de forma fragmentada, com populações que provavelmente já se encontram geneticamente isoladas, o que torna o seu *status* de conservação mais crítico ainda. Devido aos fatores acima citados, atualmente a espécie consta na Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (BRASIL, 2003), sendo

<sup>1</sup> katherine@aquasis.org

considerada “Criticamente Em Perigo” (CR) pelo Plano de Ação para Mamíferos Aquáticos do Brasil (IBAMA, 2001), ou seja, tem um risco extremamente alto de extinção na natureza, em futuro imediato. Atualmente, o peixe-boi-marinho já é considerado extinto nos estados de Sergipe, Bahia e Espírito Santo, ocorrendo desde o Amapá até Alagoas, de forma descontínua, se concentrando em áreas costeiras e estuarinas onde os fatores ecológicos e a qualidade ambiental permitam a sua sobrevivência.

Uma dessas áreas está localizada na divisa entre o Ceará e Piauí, onde se localizam dois complexos estuarinos de extrema importância biológica: os estuários dos rios Timonha/Ubatuba e Cardoso/Camurupim, além da região costeira adjacente.

Esses complexos abrangem a maior área de manguezal remanescente do Nordeste do Brasil (excetuando o Maranhão), com mais de 10.000 ha (Alberto Campos, *Com. Pess.*), e abrigam outras populações de espécies ameaçadas de extinção, como a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) e o maçarico-do-papo-vermelho (*Calidris canutus*), além de grande diversidade de aves migratórias ou endêmicas.

Por esses motivos, a área é considerada crítica para a conservação e, conseqüentemente, para a criação de Unidades de Conservação, tanto por levantamentos estaduais (AQUASIS, 2003), regionais (ZEE Delta do Parnaíba), nacionais (Avaliação de Áreas Críticas para a Conservação da Biodiversidade, MMA, 2007) e globais (Birdlife, CI e IUCN).

Devido à importância socioeconômica e ambiental da região, formou-se uma parceria entre ONGs, Universidade e órgãos ambientais federais, visando à criação de uma Unidade de Conservação na região, que englobaria tanto território terrestre como marinho.

As instituições parceiras desta proposta realizaram pedido formal ao DIREC/IBAMA em 2005 para a criação da Unidade. No entanto, foi diagnosticada a necessidade de estudos

complementares para o fechamento da proposta de criação da Unidade, sendo sugerida uma UC de Proteção Integral, na categoria de Refúgio de Vida Silvestre.

Para delimitar a área marinha da Unidade, viu-se necessário um estudo sobre a ocorrência do peixe-boi na região, uma das espécies-bandeira da UC proposta. Uma questão chave para o sucesso de uma unidade de conservação é o seu desenho (PRIMACK, 1998), que inclui tamanho e forma. Quando uma unidade de conservação é criada principalmente para a proteção de uma espécie, os estudos para identificar a área da unidade devem se focar nos requerimentos ecológicos e espaciais daquela espécie (WEDEKIN et al., 2002).

Uma das ferramentas utilizadas para identificar a área de uso geográfico de uma espécie e seus habitats críticos (alimentação, descanso, reprodução e cuidado parental), principalmente de espécies de difícil observação, como é o caso do peixe-boi-marinho, é o levantamento dos conhecimentos tradicionais das populações locais.

Desta forma, o presente trabalho teve o objetivo de realizar um levantamento dos conhecimentos tradicionais dos pescadores da região compreendida entre Piauí e Ceará acerca das áreas de ocorrência do peixe-boi-marinho, assim como seus habitats críticos, para subsidiar a criação do desenho do Refúgio da Vida Silvestre do peixe-boi.

## METODOLOGIA

### Área de Estudo

A área de estudo encontra-se inserida entre a região da Praia do Coqueiro (02° 54'25"S/ 41°34'52"W), município de Luiz Correa – PI e Praia Nova (02° 53' 37"S/ 41° 8' W), município de Barroquinha – CE, num total de aproximadamente 55 km de costa (FIGURA 1).

Esta área inclui dois grandes complexos estuarinos: estuário dos rios Cardoso e



**Figura 1.** Área de estudo, abrangendo os municípios de Barroquinha e Chaval, no Ceará, e Luiz Correia e Cajueiro da Praia, no Piauí, desde a comunidade de Coqueiro (PI) até Praia Nova (CE).

Camurupim (02°54'37"S/ 41°26'28") e estuário dos rios Timonha e Ubatuba (02°56'18" S/ 41° 19' 21") e uma porção costeiro-marinha adjacente.

### Coleta de Dados

A coleta de dados baseou-se em entrevistas semiestruturadas com pescadores e moradores de residência fixa das comunidades da região de estudo, para determinar as áreas de ocorrência do peixe-boi, assim como as principais áreas utilizadas pela espécie (áreas de alimentação e cuidado parental), e no mapeamento das fontes de água doce e potenciais áreas de alimentação.

As perguntas de um roteiro serviam como guia para entrevista, permitindo a coleta de informações básicas e gerais sobre o peixe-boi-marinho, áreas de alimentação e de cuidado parental, de forma relativamente rápida e pouco dispendiosa. O intuito da entrevista era explicado e só começava após a aceitação pelo entrevistado.

As saídas a campo foram realizadas entre os meses de fevereiro e julho de 2008. Inicialmente, os técnicos conduziram conversas informais com o entrevistado em potencial, averiguando o seu conhecimento acerca do peixe-boi. A primeira pergunta: "Você conhece o peixe-boi?" – pedindo ao entrevistado que o descrevesse ou apontasse quem seria o peixe-boi em um guia de identificação visual com fotos de animais marinhos (tartarugas, golfinhos, baleias e peixes-boi) – tinha como objetivo analisar o nível de confiabilidade da entrevista. Respostas dúbias ou descrições erradas descartavam a entrevista. Respostas e descrições corretas eram seguidas da entrevista formal.

No caso do entrevistado não conhecer o peixe-boi, a entrevista seguia apenas para averiguar potenciais áreas de alimentação e presença de fontes de água doce. Nos dois estuários inseridos na área de estudo, foram realizadas saídas com uma voadeira de alumínio com motor de popa cedida pelo Projeto Peixe-boi/CMA/PI, para entrevistas informais com



pescadores que foram encontrados dentro dos rios.

Durante as entrevistas, foram obtidos dados secundários sobre áreas de alimentação do peixe-boi e fontes de água doce. Essas informações foram averiguadas em campo, durante duas viagens do estudo. Para o mapeamento de áreas de alimentação do peixe-boi (i.e., bancos de fanerógamas marinhas), foram realizadas saídas embarcadas com o auxílio de moradores locais e do Projeto Peixe-boi/CMA/PI. Os pontos internos e externos dos dois extremos do banco foram localizados com mergulhos livres e determinados com GPS, para que pudessem ser plotados em mapa posteriormente. Foram realizados mergulhos para determinar as fontes de água doce (i.e., olhos d'água), a fim de alcançar o ponto de saída da água no sedimento. Tanto a temperatura quanto a movimentação da água é diferente nesses locais. A localização das fontes de água doce também foi determinada em GPS para plotagem em mapa.

### Análise dos Dados

As entrevistas foram digitalizadas e as respostas de todos os entrevistados foram inseridas em um banco de dados em uma planilha Excel, para a contagem e análise dos dados de cada questão separadamente.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram realizadas 113 entrevistas em 15 comunidades, abrangendo os municípios de Luiz Correa e Cajueiro da Praia, no estado do Piauí, e os municípios de Barroquinha e Chaval, no Ceará.

A partir das entrevistas, foi diagnosticado que o limite leste de distribuição do peixe-boi-marinho é a foz do estuário dos rios Timonha/Ubatuba, e o limite oeste é a Praia do Coqueiro, em Luiz Correa, PI.

O limite norte da ocorrência da espécie não foi determinado na entrevistas, porém, a espécie ocorre preferencialmente até a isóbata

de dez metros. Há registros de ocorrência de peixe-boi em profundidade mínima de 0,4m (PALUDO, 1998) e máxima de 10m (NOWAK, 1999). Segundo Bossart (1999), os animais permanecem a maior parte do tempo em profundidades entre 0,9 e 2,1m, onde existe maior abundância de fanerógamas submersas e áreas para descanso. Hartman (1979), no entanto, afirma que os animais vivem preferencialmente em águas de um a três metros de profundidade. Em um estudo realizado pela Aquasis no litoral leste do Ceará, observou-se que os animais não ultrapassavam a isóbata de seis metros (AQUASIS, 2006).

O limite sul da distribuição do peixe-boi diferiu nos estuários: o peixe-boi ocorre apenas na foz do estuário dos rios Camurupim/Cardoso; enquanto no estuário dos rios Timonha/Ubatuba a ocorrência da espécie se estende mais ao sul, até próximo ao município de Chaval.

O principal item alimentar do peixe-boi na área de estudo é o capim agulha (*Halodule* sp.), mas folhas e "canetas" de mangue (i.e., propágulos da espécie *Rhizophora mangle*), além de algas, também foram reportadas como parte da dieta da espécie. São áreas de alimentação do peixe-boi: Coqueiro e Carnaubinha (Luiz Correa) e Barra Grande, Barrinha, Sardim, Morro Branco e Cajueiro da Praia (Cajueiro da Praia) – onde são encontrados bancos de fanerógamas; e margens dos estuários, onde ocorre vegetação de mangue, que também se constitui uma fonte de alimento. Estudos confirmam as informações obtidas nas entrevistas e relatam que fanerógamas marinhas (principalmente o capim-agulha), algas, folhas de mangue e outras plantas aquáticas fazem parte dos itens alimentares do peixe-boi (BORGES et al., 2008; HUSAR, 1978; HARTMAN, 1979; BEST & TEIXEIRA, 1982, HURST & BECK, 1988). Lima (1997) relata que o capim-agulha é o principal item alimentar desses animais. No entanto, de acordo com Borges et al. (2008) e Paludo (1997), além dessa fanerógama, outras espécies são relevantes na sua dieta, com predominância de algas-vermelhas, como *Cryptonemia crenulata*, *Gracilaria* sp.,



*Hypnea musciformis*, *Soliera* sp. Hartman (1979), estudando peixes-boi na Florida, afirmou que se alimentam de algas para suplementar sua dieta.

O peixe-boi deve comer grandes quantidades de vegetação aquática para suprir seus requerimentos metabólicos, devido ao pequeno valor calórico das plantas, evidenciando a enorme importância dos bancos de fanerógamas e de algas para a preservação da espécie.

No mapeamento das fontes de água doce, apenas dois olhos d'água passíveis de ser utilizados pelo peixe-boi foram encontrados na área de estudo, ambos localizados na praia do Coqueiro, em Luiz Correia. A presença e o volume de água ofertada nessas fontes depende do volume de água do lençol freático que a alimenta, sendo variável de acordo com a época do ano e o regime de chuvas na região (AQUASIS, 2006). Evidências comportamentais sugerem que os peixes-bois necessitam de água doce para beber. Porém, estudos com o sangue e urina sugeriram que a água doce pode não ser fisiologicamente necessária (BROWNELL et al., 1978). A capacidade dos peixes-bois de concentrar urina sugeriu que eles poderiam consumir água do mar para manter a concentração dos fluidos corpóreos (IRVINE et al., 1980), e estudos mais recentes sobre a estrutura dos rins do peixe-boi-marinho sugerem que este pode sobreviver por longos períodos sem água doce (ORITZ, 1994). No entanto, Odell (1982), Marmontel et al. (1992), Lefebvre et al. (2001) e Oliveira-Gomez & Mellink (2005) reportaram que a associação dos peixes-boi com fontes de água doce é um padrão altamente relevante na sua frequência de ocorrência. Ou seja, devem ser considerados locais críticos para a conservação da espécie.

Tanto o estuário como a região costeiro-marinha adjacente, em águas rasas, são utilizados pelas fêmeas para cuidado parental. Os locais onde foram observados filhotes e determinados como áreas de cuidado parental são: Coqueiro, Carnaubinha, Maramar e Macapá, em Luiz Correia, e Barra Grande, Barrinha,

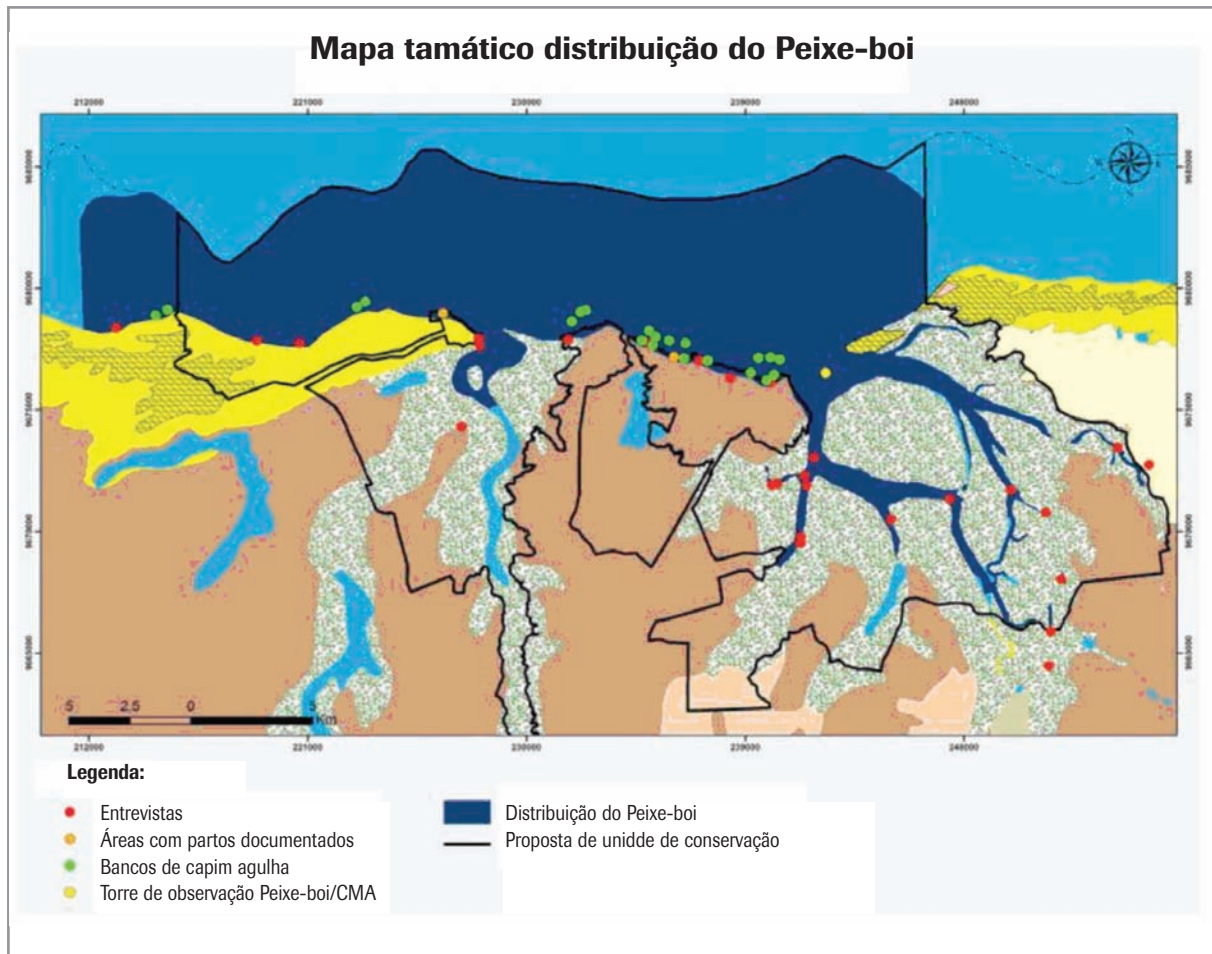
Morro Branco e Cajueiro da Praia, em Cajueiro da Praia, e estuário dos rios Timonha e Ubatuba. De acordo com Hartman (1979), os peixes-boi buscam áreas abrigadas, como rios, para se reproduzir e dar à luz. Apesar das praias em geral não serem locais apropriados para a reprodução da espécie, na área de estudo elas são bastante abrigadas e com águas calmas. O cuidado parental da espécie é determinante para a sobrevivência dos filhotes. Há registros de que a fêmea de peixe-boi levanta e carrega o recém-nascido no dorso e na cauda por várias horas, até que ele estabeleça seu ritmo respiratório (REYNOLDS, 1977 *apud* CALDWELL & CALDWELL, 1985).

A presença do peixe-boi-marinho ao longo de sua área de distribuição é regulada por quatro fatores ambientais: presença de água doce, presença de alimento, áreas abrigadas e temperaturas acima de 20°C (HARTMAN, 1979). A temperatura da água não é um fator limitante para a delimitação da área da Unidade de Conservação, uma vez que as águas na área de estudo permanecem em temperatura constante ao longo de todo o ano. Logo, as variáveis utilizadas para a delimitação da área proposta foram: presença da espécie, presença de fontes de água doce, presença de bancos de fanerógamas marinhas e áreas abrigadas para cuidado parental.

## CONCLUSÕES

A área marinha definida para a Unidade corresponde quase que exatamente à distribuição do peixe-boi na região (FIGURA 2). Por se tratar de uma área de ocorrência relativamente pequena, torna-se crítica para a conservação da espécie em toda a sua extensão. Além disso, dentro dessa área foram encontrados e mapeados bancos de fanerógamas, fontes de água doce e locais de cuidado parental.

Devido à criticidade do *status* de conservação da espécie e a falta de ambientes de berçário em bom estado de conservação no Nordeste do Brasil, é necessária a proteção integral deste ambiente na forma de uma Unidade de



**Figura 2.** Distribuição do peixe-boi-marinho na região e limites propostos para a Unidade de Conservação.

Conservação de uso restrito, preferencialmente um Refúgio da Vida Silvestre.

## RECOMENDAÇÕES

### Fiscalização e Aplicação da Legislação Vigente

Foram observadas atividades ilegais na área de estudo (e.g., fazendas de camarão dentro de Área de Preservação Permanente/APP e Unidade de Conservação Federal, e pesca de bateadeira, arrasto e tapagem de camboa). A aplicação da legislação ambiental e a fiscalização poderiam minimizar as pressões atualmente exercidas sobre a população de peixes-boi, especialmente no tocante à carcinicultura e às atividades de pesca. Uma fiscalização adequada, com a aplicação de penas e a promoção da recuperação dos danos ambientais, pode contribuir significativamente para a re-

dução das ameaças diretas e indiretas ao peixe-boi-marinho.

### Recuperação de Ambientes

Existe supressão de áreas de manguezal nas margens dos estuários, decorrente da implantação de fazendas de camarão e retirada de madeira para lenha e construções diversas. Esses ambientes, além de representarem fontes de alimento para o peixe-boi-marinho, são essenciais para a manutenção dos estuários. Devem ser adotadas estratégias para a recuperação dessas áreas, bem como dos ambientes associados que estão relacionados com a sua manutenção.

### Pesquisas Futuras

Existe uma carência de informações a respeito do peixe-boi-marinho, que são essenciais

para a elaboração de uma estratégia de conservação da espécie. Informações como estimativa populacional, taxas de natalidade e mortalidade, áreas de uso, variabilidade genética e identificação de ameaças são de extrema importância para avaliar o status de conservação do peixe-boi na área de estudo. Outros estudos também se fazem necessários: dinâmica dos bancos de fanerógamas marinhas para avaliar a disponibilidade de alimento durante todo o ano; estudos de conteúdo estomacal e fezes para determinar com precisão os itens alimentares de peixe-boi na região; esforços de campo maiores para determinar a existência de outras fontes de água doce.

### Áreas de exclusão de pesca

Apesar da pesca na região ocorrer em pequena escala e ser essencialmente artesanal, sugere-se a praia de Barrinha e Sardim como áreas de exclusão de pesca com redes, devido à existência de denso banco de fanerógamas marinhas, sendo considerada uma importante área de alimentação de peixe-boi. Além disso, Barrinha é uma área de cuidado parental, onde já foi registrado o nascimento de filhote. Redes de espera constituem-se uma potencial ameaça ao peixe-boi por haver registro de captura acidental nessa arte de pesca, além de registros de interação a rede e a espécie. Redes de espera de fundo podem ainda danificar o substrato dos bancos de capim agulha, causando danos a sua estrutura e composição.



### REFERÊNCIAS

- AQUASIS. 2003. A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada. Fortaleza: AQUASIS, 248p. + 45 laminas.
- AQUASIS. 2006. *Status* de conservação e Plano de Ação preliminar para o peixe boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral leste do Ceará. Relatório Final do Projeto “*Status* do Peixe-Boi no Litoral Leste do Ceara”, Convenio MMA/FNMA n.059/02. 173p.
- BEST, R. C. & TEIXEIRA, D. M. 1982. Notas sobre a distribuição e *status* aparente dos peixes-bois (Mammalia, Sirenia) nas costas amapaenses brasileiras. **Bol. FBCN**, Rio de Janeiro, v. 17, p.41-47.
- BORGES, J. C. G.; ARAUJO, P. G.; ANZOLIN, D. G. & MIRANDA, G. E. C. 2008. Identificação de itens alimentares constituintes da dieta dos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) na região Nordeste do Brasil. **Biotemas**, 21 (2): 77-81.
- BOSSART, G. D. 1999. The Florida manatee: On the verge of extinction? **J. Am. Vet. Med. Assoc.**, v.214, n. 8, p. 1178-1183.
- BRASIL, 2003. Portaria IBAMA no 1522 de 19 de dezembro de 1989. Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/lista.html>>. Acesso em: agosto de 2008.
- BROWNELL, R.L.; RALLS, K.; AND REEVES, R.R. 1978. Report of the West Indian manatee workshop, Orlando, florida, p. 27-29 (eds.) Cosponsored by the Florida Audubon Society, Florida Dept. Nat. Res., Natl. Fish and Wildlife Lab. Of the U.S. Fish and Wildlife Serv., and Sea World of Florida.
- CALDWELL, D. K. & CALDWELL, M. C. 1985. Manatees *Trichechus manatus* Linnaeus, 1758; *Trichechus senegalensis* Link, 1795, and *Trichechus inunguis* Natterer, 1883, p. 33-66. In: RIDGWAY, S. H. & HARRISON, R. J. (eds.). **Handbook of Marine Mammals: The Sirenians and Baleen Whales** vol. 3, Academic Press Inc., 362 p., London and San Diego.



- HARTMAN, D. S. 1979. Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida. **Am. Soc. Mammal. Spec. Publ.** 5, 153 p.
- HURST, L. A. & BECK, C. A. 1988. Microhistological characteristics of selected aquatic plants of Florida, with techniques for the study of manatee food habitats. **U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.**, v. 88, n. 18, 145 p.
- HUSAR, S. L. 1978. *Trichechus manatus*. **Mammalian Species**, v. 93, p. 1-5.
- IBAMA. 2001. Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação II. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, 40 p.
- IRVINE A.B.; NEAL, R.C.; CARDEILHAC, R.T.; POPP, J.A.; WHITER, F.H., and JENKIS, R.C. 1980. Clinical observations on captive and free-ranging West Indian manatees, *Trichechus manatus*. **Aquat. Mamm.**, v. 8, p. 2-10.
- IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acesso em 31 de março de 2009.
- LEFEBVRE, L. W.; MARMONTEL, M.; REID, J. P.; RATHBUN, G. B. & DOMNING, D. P. 2001. Status and Biogeography of the West Indian Manatee, p. 425-474. In: WOODS, C. A. & SERGILE, F. E. (eds.), 2nd ed., *Biogeography of the West Indies: patterns and perspectives*, CRC Press.
- LIMA, R. P. 1997. Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*): Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral nordeste do Brasil. Dissertação de Pós-Graduação em Oceanografia – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 81p.
- MARMONTEL, M.; ODELL, D.K. & REYNOLDS III, J.E. 1992. Reproductive Biology of South American Manatees, p. 295-312. In: HAMLETT, W. C. (ed.), **Reproductive Biology of South American Vertebrates**. Springer-Verlag, xvii, 328p., New York.
- NOWAK, R. M., 1999. Walker's mammals of the world. 6th ed. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- ODELL, D.K. 1982. West Indian Manatee *Trichechus manatus*. p. 828-837, In: CHAPMAN, J. A. & FELDHAMER, G. A. (eds.). **Wild Mammals of North America: Biology Management and Economics**. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1184 p.
- OLIVERA-GOMEZ, L.D. & MELLINK, E. 2005. Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahia de Chetumal, Mexico. **Biol. Conserv.**, v. 121, n. 1, p. 127-133.
- ORITZ, R. M. 1994. Water Flux and Osmoregulatory Physiology of the West Indian Manatee (*Trichechus manatus*). M.S. Thesis. Texas A&M Univeristy. College Station, TX.
- PALUDO, D. 1997. Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no nordeste do Brasil. 94p. Dissertação de Mestrado, curso de Zoologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- PALUDO, D. 1998. Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no nordeste do Brasil. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Série Meio Ambiente em Debate**, n. 22, 70 p., Brasília.
- PRIMACK, 1998. *Essentials of conservation biology*. 2. ed. Massachusetts: Sinauer Associates. 659 p.
- REYNOLDS III, J. E. 1977. Aspects of the social behavior and ecology of a semi isolated colony of Florida manatees, *Trichechus manatus*. Tese submetida a Faculdade da Universidade de Miami. Coral Gables, Florida. 206 p.
- WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2002. Desenho de Unidades de Conservação Marinhas com cetáceos: estudo do caso do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na baía norte de Santa Catarina, sul do Brasil. III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Anais. p. 56-62. Fortaleza: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: Associação Caatinga.



## NATUREZA & CONSERVAÇÃO

Os textos devem ser encaminhados em meio digital para:  
[diniz@icb.ufg.br](mailto:diniz@icb.ufg.br), novo Editor-Chefe da Revista.

Instruções sobre publicação, visitar  
[www.abecol.org.br/revista](http://www.abecol.org.br/revista)

# Instruções Gerais para Autores



# Natureza & Conservação

Revista Brasileira de Conservação da Natureza  
*The Brazilian Journal of Nature Conservation*

October, 2009 - vol. 7 - n.2



FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA







## Nature Conservation is our mission

The Fundação O Boticário de Proteção à Natureza (O Boticário Foundation for Nature Protection) is a non-profit organization, headquartered in Curitiba, South Brazil, and with operations throughout national territory. It was founded in 1990 by the O Boticário company to promote and carry out nature conservation actions. Since then, the Fundação O Boticário has produced effective and expressive results not only favoring the protection and conservation of species and natural heritage being threatened by extinction, but of nature as a whole.

### Operations throughout Brazil

The Fundação O Boticário's actions are defined and planned in an integrated manner. Thus, resources are optimized and increasingly more effective results are achieved for nature conservation in Brazil, guaranteeing conditions for life for this and future generations.

The Fundação O Boticário creates and maintains **natural reserves** in locations of relevant environmental importance to protect samples of different Brazilian biomes, with their own characteristics, and which are fundamental for maintaining the life of all species. And it also contributes with public efforts in nature conservation.

Because it believes it is fundamental to **disseminate knowledge, values and conservationist attitudes**, the Fundação O Boticário publishes books, journals and technical series, and holds events to complement the strategy. The Brazilian Congress of Protected Areas, considered one of the most relevant regular events on nature conservation in Latin America, is at the forefront here.

As one of the Fundação O Boticário's commitments is to generate knowledge and to make consistent nature protection projects feasible, it also promotes activities of other organizations through its **support for conservation projects**, which finances initiatives in every region of Brazil.





# Natureza & Conservação



FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA

October 2009. Vol.7. n. 2. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza  
Natureza & Conservação. Curitiba-PR. V.7 n.2. pp 1-182. October 2009

ISSN 1679-0073





## Credits

Language (Portuguese) reviewed by  
Jan Gerd Schöenfelder

Language (English) reviewed by  
Maísa Guapyassú  
Marion Letícia B. Silva

Translation  
Paulo Roberto Maciel Santos

Graphic design supervision by  
Daniélle Carazzai

Editing:  
SK Editora Ltda.  
(Saulo Kozel Teixeira)

Cover's pictures:



Parque Nacional Serra  
da Canastra  
Haroldo Palo Jr



Peixe-boi-da-amazônia  
(*Trichechus inunguis*)  
Haroldo Palo Jr

Inner pictures:  
Haroldo Palo Jr. e José Paiva

### **Fundação O Boticário de Proteção à Natureza**

Rua Gonçalves Dias, 225. Batel.  
Curitiba – Paraná – CEP 80240-340 – Brazil  
Phone: +55 41 3340-2636  
Fax: +55 41 3340-2635  
e-mail: [contato@fundacaoboticario.org.br](mailto:contato@fundacaoboticario.org.br)  
<http://www.fundacaoboticario.org.br>





## Editorial Staff of *Natureza & Conservação*

### EXECUTIVE SECRETARY

From Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: **Maísa Guapyassú; Maria de Lourdes Nunes; Laurenz Pinder; Marion Letícia B. Silva**

### EDITORIAL BOARD

**Leide Yassuco Takahashi** – Editor-in chief

**Alfred Runte** – Independent Researcher – USA; **Carlos Firkowski** – Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brazil; **Fabio Olmos** – Independent Researcher – Brazil; **Fernando Fernandez** – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – Brazil; **George Wallace** – Colorado State University – USA; **Glenn Haas** – Colorado State University – USA; **Gustavo Fonseca** – Conservation International – USA; **Ibsen Gusmão Câmara** – Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação – Brazil; **John Terborgh** – Duke University – USA; **Katrina Brandon** – Conservation International – USA; **Kent H. Redford** – The Wildlife Conservation Society – USA; **Kenton R. Miller** – World Resources Institute – USA; **Marc Douroujeanni** – Pro-Natureza Foundation – Peru; **Mauro Galetti** – Universidade Estadual Paulista – (UNESP-Rio Claro) – Brazil; **Miguel Serediuk Milano** – Avina Foundation – Brazil; **Patrick Tierney** – San Francisco State University – USA; **Paulo Kageyama** – Universidade de São Paulo – ESALQ – Brazil; **Peter Grandsen Crawshaw Jr** – IBAMA – Brazil; **Richard Primack** – Boston University – USA;

### REFEREES

**Ademir Reis** – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) – Brazil; **Adriana Maria Zalla Catojo Rodrigues Pires** – Universidade Federal de São Carlos – Brazil; **Alexandre Francisco da Silva** – Universidade Federal de Viçosa (UFV) – Brazil; **Anthony Brome Rylands** – Conservation International – USA; **Antonio Solé Cava** – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – Brazil; **Armando Cervi** – Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brazil; **Carlos Peres** – University of East Anglia – United Kingdom; **Carlos Ramón Ruiz-Miranda** – Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF) – Brazil; **Efraim Rodrigues** – Universidade Estadual de Londrina (UEL) – Brazil; **Emygdio Leite de Araújo Monteiro Filho** – Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brazil; **Érica P. Caramaschi** – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – Brazil; **Everton Passos** – Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brazil; **Francisco Manuel de Souza Braga** – Universidade Estadual Paulista (UNESP-Rio Claro) – Brazil; **Frederico Pereira Brandini** – Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brazil; **Gunars Hauff Platais** – Banco Mundial – USA; **Jaqueline Maria Goerck** – Birdlife International do Brazil – Brazil; **James J. Roper** – Independent Researcher – USA; **Jane Maria Vasconcellos** – Independent Researcher – Brazil; **Jean Paul Metzger** – Universidade de São Paulo (USP) – Brazil; **José Marcelo Domingues Torezan** – Universidade Estadual de Londrina (UEL) – Brazil; **José Salatiel Rodrigues Pires** – Universidade Federal de São Carlos – Brazil; **Letícia Peret Antunes Hardt** – Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR) – Brazil; **Luciano M. Verdade** – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ – USP – Brazil; **Luiz dos Anjos** – Universidade Estadual de Londrina (UEL) – Brazil; **Luiz Carlos de Miranda Joels** – Ministério da Ciência e Tecnologia – Brazil; **Marcos Rodrigues** – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) – Brazil; **Marcelo Tabarelli** – Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) – Brazil; **Márcia Cristina Mendes Marques** – Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Brazil; **Maria Cecília Martins Kierulf** – Fundação Zoológico de São Paulo – Brazil; **Maria Inez Pagani** – Universidade Estadual Paulista – (UNESP-Rio Claro) – Brazil; **Milton Kanashiro** – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) – Brazil; **Paulo dos Santos Pires** – Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI) – Brazil; **Pedro F. Develey** – Birdlife International do Brasil – Brazil; **Sandro Menezes Silva** – Conservation International do Brasil – Brazil; **Sérgio Lucena Mendes** – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) – Brazil; **Sérgius Gandolfi** – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ) – USP – Brazil; **Stuart Marsden** – Manchester Metropolitan University – England; **Teresa Cristina Magro** – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ – USP – Brazil; **Vania Regina Pivelo** – Universidade de São Paulo (USP) – Brazil; **Wesley Silva** – Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) – Brazil; **William Magnusson** – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA – Brazil; **William Laurance** – Smithsonian Tropical Research Institute – USA





## Objectives and scope

*Natureza & Conservação* is a semiannual, bilingual (Portuguese and English) peer-reviewed scientific journal whose objective is to promote discussion, disseminate ideas and introduce research about nature conservation with local, regional, national and global importance. *Natureza & Conservação* is published by the Fundação O Boticário de Proteção à Natureza (O Boticário Foundation for Nature Protection), a Brazilian, non-profit, non-governmental organization. In harmony with the Fundação O Boticário's mission of promoting conservation actions, the journal is a forum for presenting scientific, technical and philosophical texts whose themes include, but are not limited to, biological conservation, management of protected areas and environmental ethics. The only prerequisite is that papers submitted have an important conservation component.

## Submission of papers

All submissions must be sent to the *Natureza & Conservação* Editor-in-chief, ([diniz@icb.ufg.br](mailto:diniz@icb.ufg.br))

## Rights of the authors

The authors will be totally accountable for the information and opinions expressed in the articles. The accepted articles are copyrighted by the Journal (© 2009 Fundação O Boticário de Proteção à Natureza). Total or partial reproduction of articles must be by consent of the copyright holder, and articles may be duly quoted following scientific quotation conventions. Commercial use of articles is prohibited.

## Abstracting and indexing

Periodica, CABI International, Latindex, HAPI and ISI cover *Natureza & Conservação*.

## Point of View

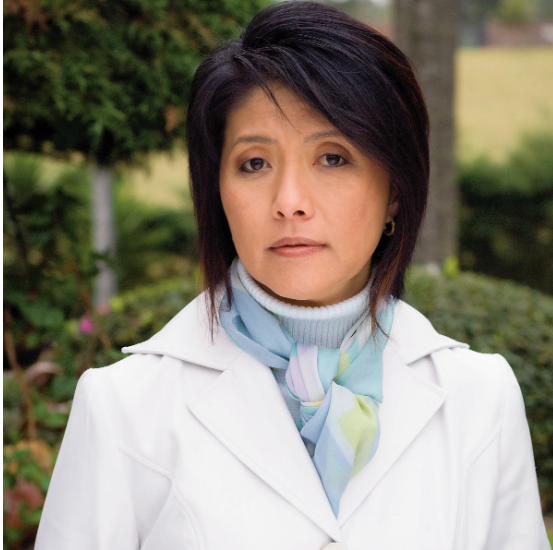
- 100** Conservation biogeography and climate change in the Brazilian cerrado  
 José Alexandre Felizola Diniz-Filho  
 Guilherme de Oliveira  
 Luis Mauricio Bini & Rafael Dias Loyola  
 João Carlos Nabout  
 Thiago Fernando L. V. B. Rangel
- 113** The “biome” concept and the specific legislation for Atlantic Forest protection  
 Cezar Neubert Gonçalves
- 121** RPPN inc.: a paradoxical free market strategy  
 Wilson Madeira Filho
- 130** Buffer zone: creation or delimitation?  
 Cezar Neubert Gonçalves  
 Luanne Helena Augusto Lima  
 Bruno Soares Lintomen  
 Pablo Lacaze de Camargo Casella  
 Christian Niel Berlinck

## Technical – Scientific Articles

- 136** Study of the relationship between roads, relief, land use, and natural vegetation in the Ibiuna Plateau - SP, focusing on landscape ecology  
 Simone R. Freitas  
 Ana Maria G. Teixeira  
 Jean Paul Metzger
- 149** National parks in the cerrado and the types of preserved vegetation  
 José Roberto Rodrigues Pinto  
 Edson Eyji Sano  
 Christiany Marques Reino  
 Camila Andréa da Silva Pinto
- 164** Motivations for the establishment of PNHRs and analysis of the incentives for their creation and management in Mato Grosso do Sul  
 Angela Pellin  
 Victor Eduardo Lima Ranieri
- 174** Design of a wildlife refuge area for the conservation of the West Indian manatee  
 Katherine F. Choi  
 Thaís Moura Campos  
 Ana Carolina O. de Meirelles  
 Alberto Alves Campos  
 Márcio Barragana Fernandes

- 182** General Guidelines to Contributors





Jose D'Ambrosio

Dear reader,

We proudly bring to the public the fourteenth edition of *Natureza & Conservação*, and also celebrate the success of the VI Brazilian Congress on Protected Areas and II International Symposium on Nature Conservation, which were held in Curitiba last September 20 to 24. Check the lectures and the results of this event at [www.fundacaoboticario.org.br/cbuc](http://www.fundacaoboticario.org.br/cbuc).

The *Natureza & Conservação* journal, which has been published every six months by the Fundação O Boticário de Proteção à Natureza since 2003, has gradually established itself as an information vehicle on nature conservation and protected areas, conquering the recognition of important publication indexing institutions.

Over these seven years, we counted on the support of around 80 consultants who gave us their precious time reviewing manuscripts, as did our Board of Editors, which has always been present, defining the direction of the journal.

This assessment is essential at this moment, because, starting in 2010, *Natureza & Conservação* will become the official periodical of the Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação (ABECO), with the support by the Fundação O Boticário. This partnership, built and structured over 2009, will be fundamental for the future and consolidation of

this journal which, like other initiatives by the Fundação O Boticário, was born from a daring vision to fulfill a gap: the need to encourage and publicize knowledge related to nature conservation.

Under editorial direction by ABECO, whose president is Thomas Lewinsohn, PhD, from Universidade de Campinas, and Editor-in-Chief José Alexandre Felizola Diniz Filho, PhD, from Universidade Federal de Goiás, we are sure that we will catapult the publication to a higher level, competing with publications of greater impact and providing decision-makers with important information. Even though the professional history of these two researchers need no comment, it is important to emphasize that both are referential both in Brazil and abroad, writing articles and participating in the most important discussion forums on ecological science and conservation.

The journal focus continues being nature conservation and the publication, which has already been indexed by important institutions, and has a success history at the hands of the Fundação, from now on will be produced in an even more promising environment: the academic one. Visit the website [www.abecol.org.br](http://www.abecol.org.br) to get the news.

In this fourteenth edition (Vol. 7, No. 2), we are publishing eight articles, four of which are opinionative.

Opening the point-of-view section, José Alexandre Diniz Filho himself and other authors deal with the possible effects of climate changes on the *Cerrado* biogeography, based on an approach that involved the combination of methods of geographic distribution of biodiversity, evaluating changes in the geographic distribution of 53 vertebrate species for 2050. The article shows that there is evidence of changes in species geographic distribution and turnover rates in the Brazilian *Cerrado*, especially in sites presenting maximum species richness.

Three other opinion articles discuss matters related to the Brazilian legislation regarding protected areas. In the first of them, Cezar Neubert Gonçalves assesses the biome concept under the light of the specific legislation of Atlantic Rainforest protection, proposing the use of a set of regulations already in place for the definition of the limits of this national heritage. In the second, Wilson Madeira Filho discusses the role of PNHR as conservation strategies and evaluates their efficiency measuring it with what the legislation that establishes and regulates them allows to be done in these areas. He also adds other variables to the discussion: the apparent obsolescence of the State in maintaining the country's natural heritage, and the possibility of the creation of limited liability corporations to help maintaining and establishing PNHR. And the third, bringing to light a subject that has permeated the discussions regarding protected areas, once again Cezar Neubert Gonçalves, along with five other authors, all of them environmental analysts at ICMBio, discusses buffer zones in fully protected areas, whose definition was challenged at the time of the establishment of the Abrolhos Marine National Park buffer zone. Arguments are presented that the delimitation of this zone is performed through a management plan and it is made official via a legal instrument within the mandate of the protected areas managing agency.

In the technical articles section, the *Cerrado* is once again mentioned: its national parks and the types of vegetation they host. This is the scope of the article by José Roberto Rodrigues Pinto and other authors, which portrays a little-known truth: only 1.3% of the biome is protected under the National Park category, which privileges conservation of savanna formations, followed by forests and grasslands.

Simone R. Freitas and other authors discuss the relationship between roads, relief, land usage, and natural vegetation in the Ibiúna Plateau in the state of São Paulo, focusing on landscape ecology. After performing an accurate analysis, they recommend that existing roads are taken into account in conservationist planning.

And what motivates landowners to establish a PNHR? This question is answered in the article by Angela Pellin and Victor Ranieri, at least in what the state of Mato Grosso do Sul is concerned. What motivated the landowners in the state to establish private reserves was mainly nature conservation. The article also pointed the difficulties faced for their recognition and the incentives received for their establishment and management in Mato Grosso do Sul, also discussing some possibilities of increasing the benefits offered.

And, closing this issue, Katherine Choi and other authors suggest the establishment of a wildlife refuge for the conservation of the West Indian manatee (*Trichechus manatus*) in northeastern Brazil. This refuge, located in the state limit between Ceará and Piauí, contemplates both land and marine areas, and also hosts a well preserved population of this marine mammal. Besides, it is an occurrence area for other endangered species, such as the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) and the Red Knot (*Calidris canutus*), as well as a great diversity of migratory or endemic birds.

Thus, with this diversity of subjects and stimulating discussions on the directions of conservation, we entrust the magazine to the able hands of ABECO and José Alexandre Diniz Filho, sure that the challenge will be faced of continuing the work and consolidating the publication even further as an effective contribution for nature conservation in Brazil. We wish them great success!

We recognize and thank the inestimable work by the magazine's Editorial Board, by the reviewers, and the team at the Executive Secretary and the Fundação O Boticário, who kept publishing the periodical all these years, conquering important space and indexing.

Thanks everyone, and enjoy reading it!

**Leide Takahashi**

Editor-in-chief

# Conservation biogeography and climate change in the Brazilian cerrado



**José Alexandre Felizola Diniz-Filho, Dr<sup>11</sup>**

- Departamento de Ecologia, ICB, Universidade Federal de Goiás (UFG)
- Programa de Pós-Graduação em Ecologia & Evolução, ICB, UFG.

**Guilherme de Oliveira**

- Programa de Pós-Graduação em Ecologia & Evolução, ICB, UFG.

**Luis Mauricio Bini & Rafael Dias Loyola**

- Departamento de Ecologia, ICB, UFG.

**João Carlos Nabout**

- Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UFG

**Thiago Fernando L. V. B. Rangel**

- Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, Connecticut, USA

**ABSTRACT.** Many studies on climate changes have been developed based on experimental approaches at local scales, despite the much broader geographical scales at which these changes are expected to affect biodiversity patterns. Here we applied an ensemble forecasting approach to model the effects of climate change on diversity patterns found in the Brazilian Cerrado, using six different niche model techniques to evaluate potential shifts in geographic ranges of 753 species of vertebrates in the year 2050. We used the prediction of three global circulation models (GCMs) to project species distributions in 2050. Our analyses provide evidences of shifts in species geographic ranges and turnover rates in the Brazilian Cerrado, especially at location of maximum species richness. Although future conservation conflicts are difficult to predict because of the uncertainties (and actually lack of data) in spatial dynamics of future expansions of human activities throughout the biome, our analyses show that expansions of species' distribution may encompass regions currently used for cattle ranching activities.

**Keywords:** Cerrado, climate changes, niche models, vertebrates, conservation conflicts

## INTRODUCTION

The severe impact on Earth ecosystems by increasingly intense human activities forced the

origin of conservation science in the last 30-40 years, encompassing many different areas of scientific research. Due to these multiple origins and multiple sources of impacts, this new research program includes different methods, concepts and strategies to achieve conservation goals. More specifically in the

<sup>1</sup> diniz@icb.ufg.br



field of biodiversity conservation scale issues become rather important, because of its clear and strong links with basic ecology.

Most ecological research is traditionally focused on a local populations and assemblages (e.g., experimental studies). However, the realization that the ecological and evolutionary processes that affect biodiversity operate in a much broader geographical scale led to a paradigm shift that, at least in part, explains the origin of the new field of macroecology (Brown, 1995). Increasing the geographical scale also favored some of the research programs in biodiversity conservation and currently there is a strong focus in establishing conservation programs and strategies that are not restricted to particular targets (e.g., Myers et al., 2000; Brooks et al., 2006; Loyola et al. 2009, Terribile et al., 2009a). As a result, conservation assessment show a striking progression from endeavors targeted at single species or at individual sites, to the systematic assessment of entire biotas at much larger scales (Loyola et al., 2009).

In this context, it is interesting to stress that most studies on global changes, including climate changes, have also been developed at local scales, despite the much broader geographical scales at which these changes are expected to affect biodiversity patterns (Kerr et al., 2007). In any case, most studies addressing the effects of climate change on biodiversity at biogeographical scales are based on how species' distribution will be driven by such changes, usually based on niche-modeling techniques (Pearson & Dawson, 2003; Thuiller, 2007). These techniques generate models that are based on different algorithms to establish correlations between species' occurrences and environmental variables.

Currently, there are several methods to model species' occurrences as a function of environmental variables (see Segurado & Araújo, 2004; Elith et al., 2006; Meynard & Quinn, 2007; Tsoar et al., 2007; Allouche et al., 2008 for recent reviews and comparative evaluations). These methods range from very simple

bioclimatic envelope models, in which species' occurrences are directly used to establish the range of environmental conditions that are suitable to the species (e.g., BIOCLIM), to complex artificial-intelligence based algorithms (e.g., genetic algorithms, maximum entropy or neural networks), which search for complex hidden relationships between species distributions and environment. As expected, these methods are based on different mathematical and statistical backgrounds and may provide different results (Segurado & Araújo, 2004; Elith et al., 2006, Diniz-Filho et al., 2009). As a consequence of the long controversy around the appropriate method to model species distribution, Araújo & New (2007) proposed that a more reliable approach to predict species distributions should be based on a combination of methods, generating an ensemble forecasting (see Marmion et al., 2009; O'Haney, 2009; Roura-Pascal et al., 2009).

Biogeographical approaches are usually considered too coarse for establishing effective conservation strategies at local scales. However, they allow an overview of diversity patterns and, thus, can offer guidelines for downscaled conservation strategies and help defining the focus for more local and effective conservation efforts (Diniz-Filho et al., 2007; Loyola et al. 2007, 2008a, b, 2009). This hierarchical approach, recently called "conservation biogeography" (Whittaker et al., 2005), may be particularly useful in poorly known and threatened regions of the world, which demand urgent actions due to a combination of high rates of habitat loss and fast human occupation, as in the case of Brazilian's Cerrado (see Myers et al., 2000; Klink & Machado, 2005; Bini et al., 2006).

Here we applied an ensemble forecasting approach to model the effects of climate change on diversity patterns found in the Brazilian Cerrado. More specifically, we used six different techniques (niche models) to predict the geographic ranges of 753 species of vertebrates that occur in the Cerrado. We used the future climate predictions from three global

circulation models (GCMs) to project species distribution in the year 2050. We then analyzed how changes in species richness and species turnover in time are related to current patterns of human occupation, distribution of protected areas and habitat fragmentation in the biome.

## MATERIAL AND METHODS

### Data

We modeled the extents of occurrences (see Lawler et al. 2009) of 753 species (including amphibians, reptiles, birds and mammals) which are distributed in the Cerrado. Geographic ranges of these species were overlaid onto a grid with 181 cells with 1° of latitude and longitude. Actually, the entire database consists in 1213 species (see Diniz-Filho et al., 2008a). Species found throughout the entire biome or with very restricted ranges (i.e., occurring in less than 10 cells) were excluded from this study due to the poor performance of niche models under these particular circumstances.

The extents of occurrences were modeled as a function of 7 climatic variables (minimum and maximum temperatures, mean precipitation, temperature of the colder and hottest months, precipitation of drier and wettest months) derived from 3 different Global Circulation Models (GCMs), for the A1 scenario for the year 2050: CCSM3, CSIRO, and HADCM3. Climatic data was obtained from the WORDCLIM database (<http://www.worldclim.org/>) and all of the selected variables were converted to a grid resolution of 0.0417 degrees (nearly 4 km).

### Niche Models

Six different niche models were used to model the extents of occurrence for each species: a simple surface range envelope model based on orthogonal limits (BIOCLIM), Euclidean Distances (EUCL), Mahalanabis Distances (MAHAL), a logistic regression (GLM), Genetic Algorithm for Rule Set Production

(GARP) and Maximum Entropy (MAXENT). These methods have been widely used and comparative analyses of their statistical performance can be found elsewhere (Segurado & Araújo, 2004; Elith et al., 2006; Meynard & Quinn, 2007; Tsoar et al., 2007; Philips & Dudík, 2008; Allouche et al., 2008). For each species, a total of 38,100 models were generated and projected into three GCMs (a total of 114,300 projections per species). This high number of models was obtained as follows. First, for each of the six niche models, the species extent of occurrence was randomly partitioned into two subsets: 70% for calibration 30% for validation), and this procedure was replicated 50 times. For each subset, we obtained a total of 127 models by performing all possible combination of the 7 environmental variables.

Each model was truncated based on the ROC curve (see Allouche et al. 2008), transforming quantitative predictions of some models (e.g., estimated probabilities of occurrence in GLM or environmental suitability from MAXENT) into a binary vector of 0/1, indicating absence or presence of the species in each cell. For building the ROC curve, pseudo-absences were obtained using the cells in the Cerrado outside species' extents of occurrences (see Lawler et al. 2009 for more details). After, the occurrence of each species was expressed by the frequency at which it appears in a given cell and richness was obtained by using a majority consensus rule to cut this frequency at 50%.

Following Allouche et al. (2008), the performance of the models was evaluated by the True Skill Statistics (TSS), given by:

$$TSS = sensitivity + specificity - 1$$

where sensitivity is the proportion of correctly identified presences and specificity is the proportion of correctly identified absences, both in the validation dataset. There is no consensus over the validity of statistical measures of fit and transferability (see Lobo et al., 2008; Peterson et al., 2007, 2008), but we

followed the approach proposed by Araújo & New (2007) and focused on the results provided by an ensemble solution derived from the distinct models and, in this way, avoiding discussions about their relative performance. This is especially important for predictive purposes as we are interested in a large number of species with different ranges characteristics and whose sensibilities of niche models to these are largely unknown. All niche models were implemented in the new integrated computational platform "Bioensemble", which is currently under development in our laboratory.

Species richness (S) was given by the number of species' ranges that overlap a given cell, whereas species turnover (T) is given by

$$T = (G+L)/(S+G)$$

where G and L are the number of species gained or lost in each cell, respectively (Thuiller, 2005). Notice that species turnover was calculated by comparing modeled species' ranges in the present (not the observed extents of occurrence) and in 2050. We also derived a simple metric of difference in modeled richness between current projections and average consensus (see below) for 2050 (DS).

For each grid cell in the Cerrado, we averaged species richness and turnover in community composition across the 18 combinations of species distribution methods (six methods total), and GCMs (three GCMs total), generating a consensual map for these metrics in 2050 (simple consensus, *sensu* Marmion et al. 2009). We also computed gains and losses of species' geographic range sizes within the Cerrado based on these ensemble scenarios. The averaged consensual map was also correlated with the scores of the first principal component extracted from the correlation matrix among the 18 projections, as suggested by Thuiller (2005). This also allows us to evaluate the similarity of vectors in the hyperspace by the loadings of the interpretable compo-

nents, whose number was defined by the broken-stick criterion (see Legendre & Legendre, 1998). A Two-Way Analysis of Variance (ANOVA) (Sokal and Rohlf 1995) was used to evaluate the contribution of niche models and GCMs to the variation in richness and turnover, for each cell in the Cerrado (Diniz-Filho et al., 2009).

### Human Impacts and Protected areas

Species turnover T and DS were correlated with different components of current human occupation in the Cerrado. This allows the identification of possible conservation conflicts (*sensu* Balmford et al., 2001, see also Loyola et al. 2008b) and to evaluate if regions covered by protected areas have patterns of turnover and richness different than other cells.

Based on Rangel et al.'s (2007) analyses, we used the scores derived from the first three varimax rotated principal components (see Legendre & Legendre, 1998) summarizing 23 socio-economic variables obtained by the Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), as measures of socioeconomic costs. These axes were interpreted respectively as representing spatial variation in modern agriculture, cattle ranching and human population patterns. We also used the Cerrado Remnant Vegetation Map from PROBIO/MMA (see <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio>) to evaluate the interactions between our results and the current patterns of habitat conversion in the biome. This map comprises a wide range of remnant physiognomies and converted areas and was produced at the 1:250,000 scale (see Sano et al. 2007 for details). More specifically, the limits of each remnant vegetation patch obtained from remote sensing data were intercepted with the 1<sup>o</sup> resolution vector grid, so that a percentage value was added to the respective grid cell covering the Cerrado biome.

We also analyzed the relationship between the network of protected areas already established in the Cerrado and the patterns in species richness and turnover, by using a



*t*-test to evaluate if there are differences between these metrics when comparing cells in which protected areas are established or not. We included in our analyses only the 33 protected areas >10,000 hectares, which were located in 26 cells scattered throughout the Cerrado (see Diniz-Filho et al., 2008b).

Because spatial autocorrelation affects type I error of statistical analyses, especially when species richness and turnover are derived from geographic range overlap (see Legendre & Legendre, 1998; Diniz-Filho et al., 2003), all significance tests were based on the geographically effective degrees of freedom ( $v^*$ ), which were obtained using the Dutilleul's correction based on Moran's *I* correlograms. For spatial analysis we used SAM (Spatial Analysis in Macroecology) software, freely available at [www.ecoevol.ufg.br/sam](http://www.ecoevol.ufg.br/sam) (Rangel et al., 2006).

## RESULTS

For most species, TSS values were relatively high in the final consensus, indicating good model fit (FIGURE 1). The final results (for

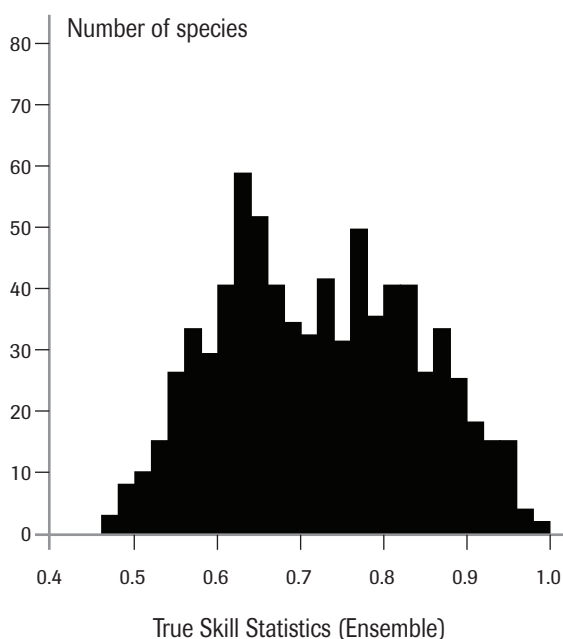


FIGURE 1. Frequency distribution of True Skill Statistics (TSS) based on ensemble of 6 niche models for 753 species from Cerrado.

richness) for each of the 6 niche models and 3 GCM are relatively similar, and the first principal component accounts for 57% of the correlation among them (only the first two principal components are relevant according to a broken stick criterion and explain together 73% of the variation). According to the correlations between predicted values of species richness (derived from the combinations of niche models and GCMs) and the first principal component scores (TABLE 1), BIOCLIM, EUC and MAHAL tended to generate similar results. GLM provided the most different predictions, and MAXENT was in an intermediate position. The differences between the three GCMs are apparently idiosyncratic and depend on the niche model. However, the correlations between the second principal component scores and the predicted values of species richness suggest that for all methods, except GLM and MAXENT, the CSIRO global circulation model tended to produce more different results. Because it is difficult to interpret these differences and to identify which of these models are more reliable, ensemble forecasting is assumed to be a valid approach for investigating the effects of climate change on biodiversity patterns at different spatial scales (Araújo & New, 2007).

Based on the models for each of the 753 species, it is possible to forecast a shift in maximum species richness from southeast towards south-central regions of the Cerrado (FIGURE 2). Shifts in species richness are not intense, both in position and magnitude, but gains in richness are predicted to occur mainly in the south-central region of the biome, whereas decreases are expected to be found throughout the entire biome (FIGURE 3A). Moreover, even small gains or losses in richness do not indicate stability, and indeed turnover rates are high and range from 0.46 to 0.84, mainly in the south-southwestern border of biome (FIGURE 3B). Comparing species' ranges within the Cerrado between 2000 and 2050 indicated that gains will appear for about 76% of the species (FIGURE 4).

TABLE 1. Coefficients (loadings) of each combination of niche model and GCM in the first two principal components, revealing the similarity of map projections of richness in Cerrado for 2050.

Niche Model	AOGCM	PC1	PC2
BIOCLIM	CCSM3	0.91	0.24
	CSIRO	0.69	0.52
	HADCM3	0.79	0.14
EUCLIDIAN	CCSM3	0.95	0.06
	CSIRO	0.79	0.47
	HADCM3	0.89	0.06
MAHALANOBIS	CCSM3	0.73	0.20
	CSIRO	0.56	0.54
	HADCM3	0.55	-0.10
GLM	CCSM3	0.58	-0.63
	CSIRO	0.46	-0.70
	HADCM3	0.51	-0.47
GARP	CCSM3	0.91	0.01
	CSIRO	0.82	0.40
	HADCM3	0.90	0.12
MAXENT	CCSM3	0.70	-0.59
	CSIRO	0.80	-0.50
	HADCM3	0.75	-0.36

DS was significantly correlated with the second and third axes derived from the principal component analysis applied to socioeconomic variables, expressing cattle ranch intensity and human occupation, respectively (TABLE 2), but with inverse signal. Thus, the highest increases in species richness are predicted to occur in regions with more intense cattle ranching activities and with low human population. Turnover was only marginally significantly correlated with the three factors expressing human occupation, with similar directions shown by DS (TABLE 2).

There are no significant differences between average turnover ( $t = 0.223$ ;  $P = 0.824$ ) and average DS ( $t = 0.654$ ;  $P = 0.516$ ) in cells covered or not by conservation units with more than 10,000 ha.

## DISCUSSION

Our analyses are a first macroecological approach to evaluate changes in species ranges

TABLE 2. Correlations between species turnover (T) and DS and the three factor scores representing human occupation in Cerrado (surrogates for modern agriculture, cattle ranch and human demography) and percentage of habitat remnants in each cell covering the Cerrado. *P*-values for each correlation were obtained after finding the geographically effective degrees of freedom  $v^*$  (both in parenthesis, such that  $P; v^*$ ) that takes spatial autocorrelation into account.

	Turnover T	DS
Modern Agriculture	-0.317 (0.079; 30)	0.135 (0.61; 15)
Cattle Ranch	0.305 (0.051; 40)	0.458 (0.025; 22)
Human Demography	-0.276 (0.086; 38)	-0.419 (0.048; 21)
% Habitat remnants	0.014 (0.942; 28)	-0.335 (0.217; 13)

as a function of climate change in the Cerrado biome, in the context of conservation biogeography. Instead of focusing on a particular

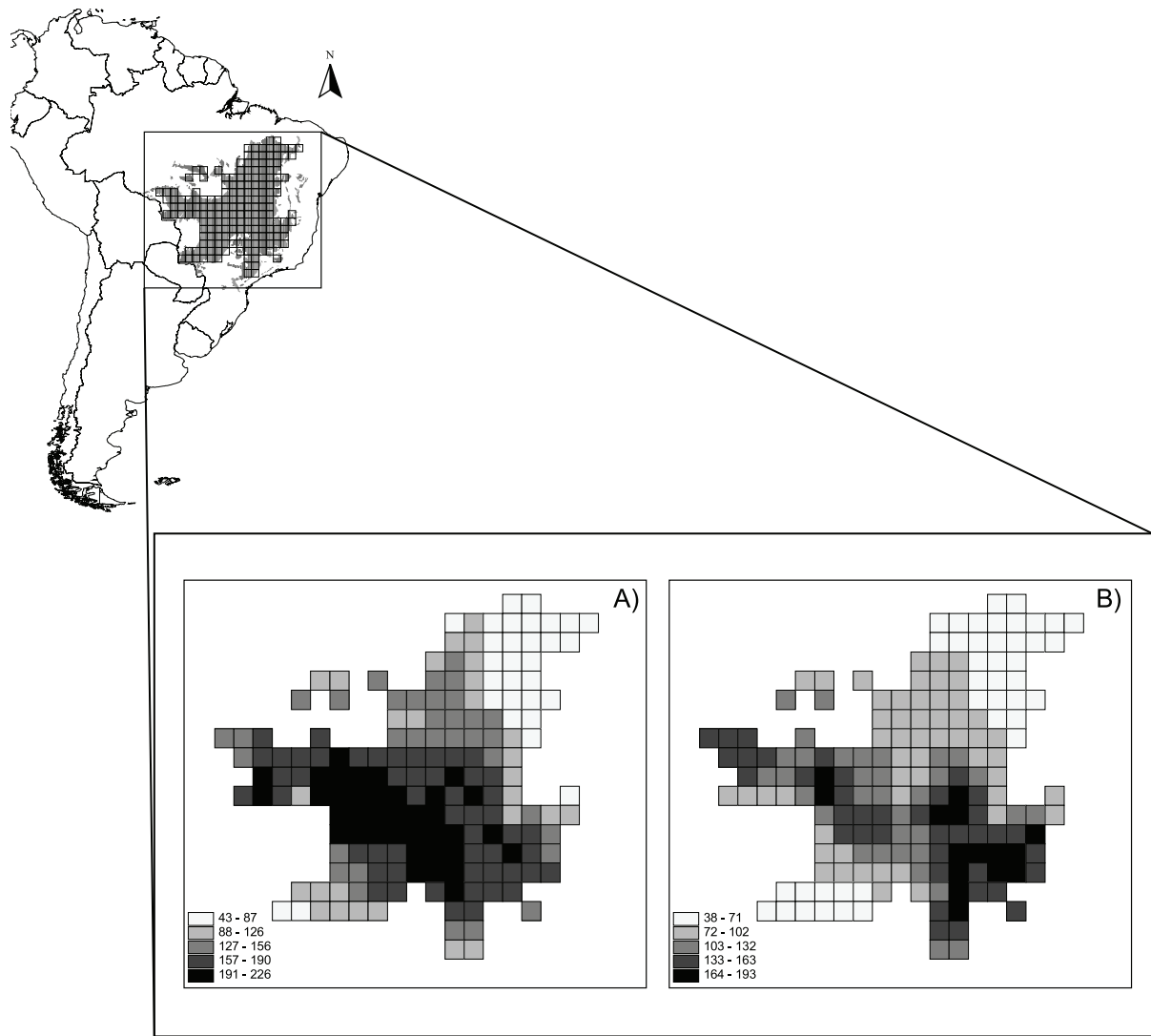


FIGURE 2. Maps of ensembled richness based on geographic range overlap of 753 species predicted using 3 GCMs for 2050 (A) and for current time (B) on a grid with 181 cells of 1o of latitude and longitude covering the Cerrado.

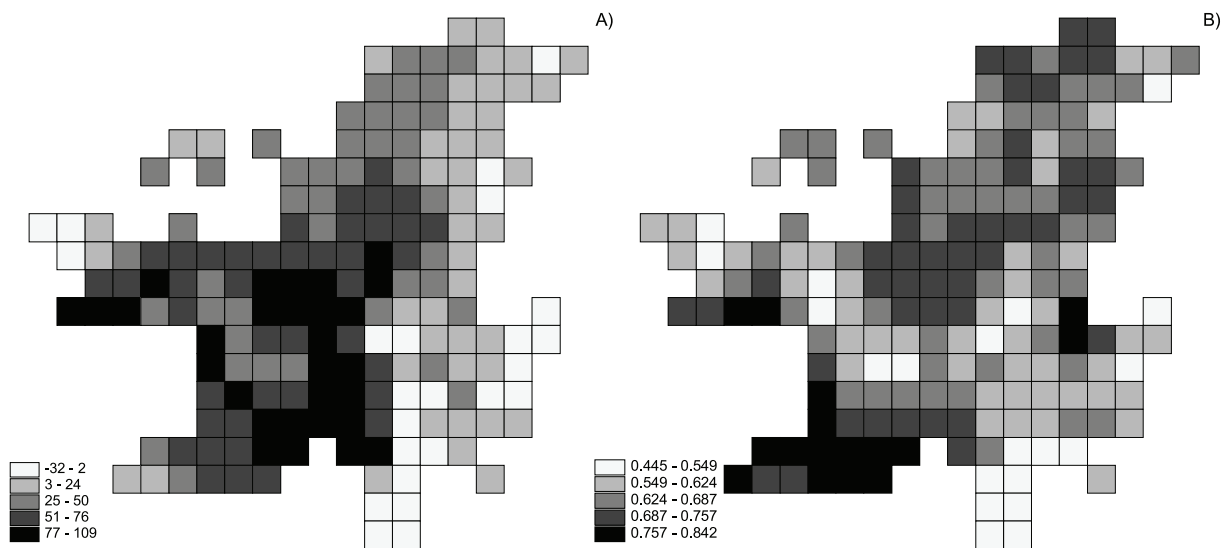


FIGURE 3. Spatial patterns of species turnover (A) and DS (B) based on modeled ranges of 753 species in Cerrado.



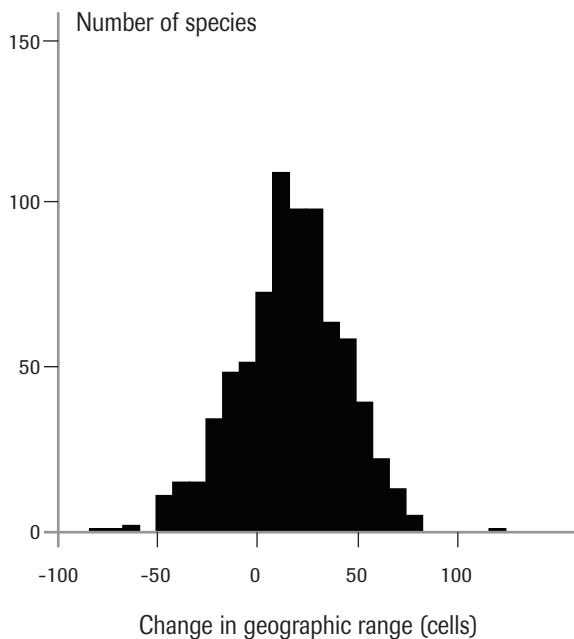


FIGURE 4. Statistical distribution of geographic range shift of 753 species in Cerrado from current time to 2050, based on an ensemble of six niche models and three GCMs. Positive values indicate gains in geographic range size, in number of occupied cells.

species or groups of species (e.g., endemics), we evaluated biodiversity patterns measured by aggregate variables, such as species richness and turnover, for a large number of species. The same reasoning was recently used by Lawler et al. (2009) to evaluate effects of climate change in the New World. However, we also used here Araújo & New's (2007) ensemble forecasting approach, in which the use of a single niche model (usually selected based on its higher fitting ability according to some statistical criterion) is replaced by a consensus from a large number of models. Some recent analyses showed that this consensus have a higher predictive power than using individual models (Marmion et al., 2009; O'Haney, 2009; Roura-Pascal et al., 2009). Therefore, this approach overcomes the difficulties in establishing a criterion to select one particular model (Peterson et al., 2007; Peterson et al., 2008; Lobo et al., 2008).

Our goal here was not to produce conservation strategies to be adopted at the local scale. Instead, we use a biogeographical approach

to account for uncertainties associated with the species distribution and GCM scenarios. The main advantage of conservation biogeography approaches is to provide a first and rapid broad-scale evaluation that can guide further, more refined analyses (see Lowenberg-Neto & Carvalho, 2004; Diniz-Filho et al., 2007; Loyola et al. 2008b).

Also, it is important to notice that our approach is based on modeling species' distribution within the Cerrado biome and does not take into account the fact that the distribution (size, shape and location) of the biome itself can change (Salazar et al., 2007). Climate changes may also shift the geographic distribution of species present in surrounding biomes, which were not included in this analysis, which could enter the new limits of Cerrado. Eventual shifts in the range of these species may affect our forecasts by enriching or impoverishing the Cerrado's ecotones or altering community composition at the edges of the biome. Despite this caveat, we believe that our generalizations are valid for two reasons. With respect to changes in the domain of the biome, this would be a real problem only for narrow ranged species that are habitat specialists. The Brazilian Cerrado has a relatively low level of animal endemism, so that modeling the distribution of a large number of species would probably provide a realistic picture for this region (although these species can expand outside the domain under analysis, as in any modeling exercise). Second, the same argument of low endemism is valid for the potential downward bias in species richness, since we did not consider other species that are now outside the biome and that could colonize the Cerrado under certain climate change conditions. Due to the low endemism, most of the species from other surrounding biomes close to current Cerrado borders were already included in the analyses (although this value can vary between taxonomic groups too - for example, number of excluded species that are not in the Cerrado now and that could enter in the future is larger for amphibians than for mammals). In addition, most of the species that could potentially

colonize the Cerrado biome, and that were not included in our analyses, would come from the Atlantic forest, but our results show that maximum species richness is predicted to move towards the opposite direction (i.e., towards the central Cerrado).

Low endemism also points to another limitation of our analyses, because around half of the endemic species (i.e., about 60% out of 127 species – see Diniz-Filho et al., 2008b) were not considered here because they have too small ranges, occupying less than 10 cells. Dealing with the problem of how these species would respond to climate changes and habitat loss may require a more detailed analysis based on local occurrences, although the same problem of data limitation may arise for most of them (many of the endemic species, especially anurans, are known for a single locality) (see Marini et al., 2009). It would be important to evaluate how these changes would affect current available diversity patterns for these endemic species and how proposed conservation priorities (see Lowenberg-Neto & Carvalho, 2004; Diniz-Filho et al., 2006, 2008b) will be affected.

Changes in species richness are not expected to be high in the tropical regions, because of the relatively short environmental gradients. However, Bush & Hooghiemstra (2005) called attention to the fact that since species inhabiting the tropics may have narrower niches than their temperate counterparts, they could displace their ranges even under relatively small climate changes. However, in the Cerrado, there is no evidence for these narrower niches because, as previously discussed, there is low animal endemism (at least for vertebrates).

The model approach used here assumes that species' geographic distributions (and, consequently, species richness) are driven by the environmental variables used in this study, which were all climate variables (Terribile et al., 2009b). Indeed, for most species, models had a relatively high fit to the present data (according to TSS), and previous studies

show that for all groups analyzed here, except reptiles, environmental data explained a substantial proportion of the variability in species richness (Diniz-Filho et al., 2007, 2008a). Current patterns of species richness as predicted by niche models indicate that the maximum number of species is found in the south-southeastern part of the biome, a result which is in line with previous descriptions based on the actual extents of occurrences of the species (Blamires et al., 2008; Diniz-Filho et al., 2008a). The turnover rate across the entire biome is relatively high, averaging 0.65, but no clear spatial pattern is observed. The difference in species richness, however, clearly indicates that a shift in the position of the peak in species richness is likely to occur as a consequence of climate change. A similar direction of change in species' range centroids was recently detected by Marini et al. (2009) for endemic bird species.

The main problem detected here is that shifts in richness are correlated with different components of current patterns of human occupation in the Cerrado, which can be interpreted in different ways. An increase in species richness (associated with an expansion of geographic range size for many of the species, as shown in FIGURE 4) is predicted to occur in the south-southwest part of the biome, where cattle ranching activities are intense. Assuming that the pattern of human occupation will be similar in the next 40 years (not in intensity, but in their spatial patterns), this could lead to potential conservation conflicts (sensu Balmford et al., 2001).

On the other hand, there is a negative relationship between DS and measures of human demography, indicating that the maximum number of species is predicted to shift from the regions which are currently highly occupied, in the south-southeastern, to less occupied regions. Although this result appears interesting in terms of biodiversity conservation, it should be interpreted with caution because of two important issues. First, waves of human migration and colonization towards northern and western part of the biome are

not unexpected, leading to future conflicts. Second, even if these waves are slow moving, not intense and do not cause major impacts, the maximum richness in south-southeastern can actually be an artifact of the extents of occurrences (as opposed to local occurrence records) used in the species distribution models (Hawkins et al., 2008). In other words, the south-southeastern part of the biome, although climatically adequate, may have already lost most of these species (or at least viable or large populations of these species) because of the more intense human occupation.

In conclusion, our analyses provide overall evidence of shifts in geographic range and in the location of maximum species richness, as well as high turnover rates, in the Brazilian Cerrado. Although future conservation conflicts are difficult to predict because of the uncertainties (and actually lack of data) underlying the spatial dynamics of expansions of human activities throughout the biome, our analyses show that expansions of species' distribution may encompass regions currently used for cattle ranching activities.



## ACKNOWLEDGMENTS

We thank Miguel B. Araújo for helpful discussions on climate change and ensemble forecasting. Financial support for this study came from a PRONEX program of CNPq/SECTEC-GO for establishing conservation priorities in Cerrado area and from the BBVA Foundation project "Bioimpact" coordinated by M. B. Araújo. Our overall research program in macroecology and biodiversity has also been continuously supported by CNPq and CAPES grants and fellowships.

## REFERENCES

- Allouche, O.; Tsoar, A.; Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Araújo, M. B. & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modeling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Araújo, M. B. & New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42-47.
- Araújo, M. B. & Pearson, R. G. 2005. Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography* 28: 693-695
- 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.
- 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.
- Blamires, D.; de Oliveira, G.; Barreto, B. S.; Diniz-Filho J. A. F. 2008. Habitat use and deconstruction of richness patterns in cerrado birds. *Acta Oecologica* 33: 97-104.
- Brooks, T. M.; Mittermeier, R. A.; Fonseca, G. A. B.; Gerlach, J.; Hoffmann, M.; Lamoreux, J. F.; Mittermeier, C. G.; Pilgrim, J. D.; Rodrigues, A. S. L. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313: 58-61.
- Brown, J. H. 1995. *Macroecology*. Chicago: University of Chicago Press.
- Bush, M. A. & Hooghiemstra, H. 2005. Tropical biotic responses to climate change. In: Lovejoy, T. E. & Hannah, L. (eds.). *Climate change and biodiversity*. Pp.125-156. New

Haven & London: Yale University Press.

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.; 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.; Bini, L. M.; Pinto, M. P.; Terribile, L. C.; de Oliveira, G.; Vieira, C. M.; Blamires, D.; Barreto, B. S.; Carvalho, P.; Rangel, T. F. L. V. B.; Tôrres, N. M.; Bastos, R. P. 2008b. Conservation planning: a macroecological approach using the endemic terrestrial vertebrates of the Brazilian Cerrado. *Oryx* 42: 567-577.

Diniz-Filho, J. A. F.; Bini, L. M.; Rangel, T. F. L. V. B.; Carvalho, P.; Pinto, M. 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.; Blamires D.; Terribile, L. C.; Bastos, R. P.; de Oliveira, G., Barreto, B. S. 2008a. Spatial patterns of terrestrial vertebrates species richness in the Brazilian Cerrado. *Zoological Studies* 47: 146-157.

Diniz-Filho, J. A. F.; Bini, L. M.; Rangel, T. F. L. V. B.; Loyola, R. D.; Hof, C.; Nogués-Bravo, D.; Araújo, M. B. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles forecasts of species turnover under climate changes. *Ecography* (no prelo) doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x.

Elith, J.; Graham, C. H.; Anderson, R. P.; Dudik, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, R. J.; Huettmann, F.; Leathwick, J. R.; Lehmann, A.; Li, J.; Lohmann, L. G.; Loiselle, B. A.; Manion, G.; Moritz, C.; Nakamura, M.; Nakazawa, Y.; Overton, J. M.; Peterson, A. T.; Phillips, S. J.; Richardson, K.; Scachetti-

Pereira, R.; Schapire, R. E.; Soberon, J.; Williams, S.; Wisz, M. S.; Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.

Hawkins, B. A.; Rueda, M.; Rodríguez, M. Á., 2008. What do range maps and surveys tell us about diversity patterns? *Folia Geobotanica* 43: 345-355.

Kerr, J. T.; Kharouba, H. M.; Currie, D. J. 2007. The macroecological contribution to global change solutions. *Science* 316: 1581-1584.

Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. 2005. *Conservation Biology* 19: 707-713.

Lawler, J. J.; Shafer, S. L.; White, D.; Kareiva, P.; Maurer, E. P.; Blaustein, A. R.; Bartlein, P. G. 2009. Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology* 90: 588-597.

Legendre, P.; Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier.

Lobo, J. M.; Jimenez-Valverde, A.; Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.

Löwenberg-Neto, P. & Carvalho, C. J. B. 2004. Análise parcimoniosa de endemidade (PAE) na delimitação de áreas de endemismos: inferências para conservação da biodiversidade na Região Sul do Brasil. *Natureza & Conservação* 2: 58-65.

Loyola, R.D.; Becker, C.G.; Kubota, U.; Haddad, C.F.B.; Lewinsohn, T.M. (2008a) Hung out to dry: choice of priority ecoregions for conserving threatened Neotropical anurans depends on life-history traits. *PLoS ONE* 3 ( 5 ) : e 2 1 2 0 . DOI:10.1371/journal.pone.0002120.

Loyola, R.D.; Kubota, U.; Fonseca, G.A.B.; Lewinsohn, T.M. (2009) Key Neotropical



ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodivers Conser*, in press.

Loyola, R.D.; Kubota, U.; Lewinsohn, T.M. (2007) Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* 13:389-396.

Loyola, R. D.; de Oliveira, G.; Diniz-Filho, J. A. F.; Lewinsohn, T. M. 2008. Conservation of Neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. *Diversity and Distributions* 14: 949-960.

Marini, M. A.; Barbet-Massin, M.; Lopes, L. E.; Jiguet, F. 2009. Predicted Climate-Driven Bird Distribution Changes and Forecasted Conservation Conflicts in a Neotropical Savanna. *Conserv. Biol.* (in press).

Marmion, M.; Parviainen, M.; Luoto, M.; Heikkinen, R. K.; Thuiller, W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions* 15: 59-69.

Meynard, C. N. & Quinn, J. F. 2007. Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. *Journal of Biogeography* 34: 1455-1469.

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kents, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.

O'Haney, J. R. 2009. NeuralEnsembles: a neural network based ensemble forecasting program for habitat and bioclimatic suitability analysis. *Ecography* 32: 89-93.

Pearson, R. G. & Dawson, T. P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelopes useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361-171.

Peterson, A. T.; Papes, M.; Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30: 550-560.

Peterson, A. T.; Papes, M.; Soberón, J. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis: applications in ecological niche modeling. *Ecological Modeling* 213: 63-72.

Phillips, S. J. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.

Phillips, S. J. Anderson, R. P.; Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. - *Ecological Modelling* 190: 231-259.

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. L. F. 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.

Roura-Pascal, N.; Brotons, L.; Peterson, A. T.; Thuiller, W. 2009. Consensual predictions of potential distributional areas for invasive species: a case study of Argentine ants in the Iberian Peninsula. *Biological Invasions* 11: 1017-1031.

Salazar, L. F.; Nobre, C. A.; Oyama, M. D. 2007. Climate change consequences on the distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters* 34: 1-6.

Sano, E. E.; Rosa, R.; Brito, J. L. S.; Ferreira, L. G. 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43: 153-156.

Segurado, P. & Araújo, M. B. 2004. An evalua-

tion of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31: 1555-1568.

Soberon, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10: 1115-1123.

Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*. San Francisco: W.H. Freeman.

Stockwell, D. R. B. & Noble, I. R. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* 33: 385-390.

Terribile, L. C.; de Oliveira, G.; Albuquerque, F.; Rodríguez, M. Á.; Diniz-Filho, J. A. F. 2009a. Global conservation strategies for two clades of snakes: combining taxon-specific goals with general prioritization schemes. *Diversity and Distributions* 15 (in press).

Terribile, L. C.; Diniz-Filho, J. A. F.; Rodríguez, M. Á.; Rangel, T. F. V. L. B. 2009b. Richness patterns, species distributions, and the principle of extreme deconstruction. *Global Ecology and Biogeography* 18: 123-136.

Thuiller, W. 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology* 10: 2020-2027.

Thuiller, W. 2007. Biodiversity - Climate change and the ecologist. *Nature* 448: 550-552.

Tsoar, A.; Allouche, O.; Steinitz, O.; Rotem, D.; Kadmon, R. 2007. A comparative evaluation of presence only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405.

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.

# The “biome” concept and the specific legislation for Atlantic Forest protection



Cezar Neubert Gonçalves, Dr<sup>1</sup>

- ICMBIO- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**ABSTRACT.** The issuing of Federal Act 11.428/06, the Atlantic Forest Act, established mechanisms for the preservation of this national patrimony on the terms of the Brazilian constitution. However, some doubts remain regarding the scope of the limits of the Atlantic Forest. These questions originate from the Atlantic Forest concept, which is dealt with in the literature as a “biome” or “domain” and, in the lack of an explicit concept, in the Legislation, of what should be understood as Atlantic Forest Biome. Several proposals to conceptualize “biome” are mentioned in the literature, including the one presented by Walter (1986) that presents an eminently ecological character. For nature conservation ends, however, a broader concept has been adopted which is synonym or, at least, equivalent to the “domain” proposed by Watanabe (1987) which is proposed as the concept that should give a framework for the legal interpretation of what is the Atlantic Forest Biome. The regulation of the Atlantic Forest Act, especially the Federal Decree 6.660/08 and the Application Area Map of Act 11.428, establishes the limits of the biome to be followed. On the other hand, CONAMA Directives that establish specific criteria for each state in order to define the formations of this biome should be used to determine the insertion or exclusion of transition areas within its scope.

**Keywords:** Atlantic Forest, Biome, domain, legislation

## INTRODUCTION

By the end of 2006, the protection of the Atlantic Forest was awarded a new mechanism to base the actions of environmental agencies: Federal Act 11.428/06, the so-called Atlantic Forest Act (Presidência da República, 2006). This act was regulated by Decree 6.660/08 (Presidência da República, 2008). However, even though the Legislation and its regulations are vitally important, some of its aspects must be clarified so that there is a basis for licensing actions and oversight by fed-

eral agencies, especially by IBAMA and ICMBio.

Aiming at clarifying the different points of view about the specific legislation for the Atlantic Forest, a meeting took place in the IBAMA headquarters in Salvador on May 21, 2008, with the presence of employees of that agency and of ICMBio. During the meeting, a point generated disagreement and was the main focus of discussion: what is the extent of the Atlantic Forest Biome in the state of Bahia? It became evident that there were two interpretations, both based on Article 2 of said Act: one that defended the adoption of IBGE’s vegetation map (1988), where ve-

<sup>1</sup> krisfag@hotmail.com

getable formations mentioned by Decree 750/93 (Presidência da República, 1993) are described, and in the Atlantic Forest Act itself; and another that defended the use of maps of biomes, from the same institution (IBGE, 2004), in which the extension of this biome is smaller. The publication of Decree 6660/08 sealed the discussion by determining that the delimitation of the biome to be used is that expressed in the "Map of the Area of Enforcement of Act 11.428" (MAE henceforth) (IBGE, 2008), specifically published with the goal of avoid doubts on the theme. However, the core of the discussion in the above mentioned meeting remains: the Legislation does not carry in its scope what the "biome" concept would be that served as basis for the legislation. In this article, the legal implications of this lack of concept and other problems on the enforcement of the Atlantic Forest Act and its complementary legal devices are discussed. It is expected that the considerations presented ahead are useful for government agencies of environmental control and oversight and for institutions that act in defense of the environment.

### CONCEPTUAL ASPECTS

A great number of concepts have been proposed to define what a biome is. Coutinho (2005) reviews extensively the different proposals presented by researchers during the 19<sup>th</sup> and 20<sup>th</sup> Centuries, choosing to adopt the concept by Walter (1986), which states, textually:

*"Biome is an area of the geographical space, measuring over one million square kilometers, represented by a uniform type of environment, identified and classified according to the macro-climate, the phyto-profile (formation), soil, and altitude, the main elements that characterize several continental environments."* (Coutinho, 2005, p. 14).

Other frequently used terms, and that might be conceptually mistaken with biome, include formation, phyto-profile, and "domain." What differentiates the biome and formation concepts is that the former is related

to all the biota, including animals, while the latter refers only to vegetation. Phyto-profile is understood as *"the first impression caused by vegetation"* (Coutinho, 2005, p. 14), being one of the components that must be analyzed both for the definition of formations and biomes. The "domain" concept, on the other hand, is broader, and it might include several biomes and is, for this reason, called Morphoclimatic and Phytogeographic Domain. Usually, the "domain" borrows its name from the more extensive biome found within its limits. For instance, the Cerrado Biome is the most extensive within the Cerrado Domain, which also includes Clean Field, the Dirty Field, the Cerrado Field, and the Cerradão, and, in addition to those mentioned by Coutinho (op. Cit.), the Rupestrine Cerrado and Rupestrine Fields (Conceição et al., 2005; Harley et al.; 2005).

Observe that the above concepts do not take into account the floristic composition of the different formations involved. Forests that present important differences in the species that comprise them might be included in a same biome or formation. The classification of a forest formation (or field) in one or other biome must be conditioned to the presence of environmental conditions similar to those found in other formations within the biome. Thus, the Arborous Caatinga is a type of seasonal semideciduous forest, but does not belong to the Atlantic Forest Domain because it occurs in distinct climatic and soil conditions from those of the typical Seasonal Semideciduous Forests belonging to the last "domain" cited.

In the example given in the previous paragraph, the Seasonal Deciduous Forests belong to the Atlantic Forest Domain, but are not part to the Atlantic Forest Biome in the strict sense (understood as Dense Ombrophilous Forest), according to the definition by Walter (1986), comprising a separate biome, as also are the Seasonal Deciduous Forests, Open Ombrophilous Forests, Mixed Ombrophilous Forests, Mangroves and Marshes. The Cerradões, on the other hand, present floristic and phyto-



profile characteristics similar to those of Seasonal Semideciduous Forests, but can be distinguished from them by the climate, soil, and tolerance to fire (Coutinho, 2005).

Despite what has been exposed above, it is necessary to bear in mind that there is an intimate relationship between certain taxonomic groups and the formations or biomes where they occur. The most evident example is that of the Paraná Pine *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, a gymnosperm tree which characterizes Mixed Ombrophilous Forests in Southern and Southeastern Brazil. In the fauna, there are some species that are characteristic of forest formations belonging to the Atlantic Forest Domain, such as the Violet-capped Woodnymph (*Thalurania glaucopis*), the Surucua Trogon (*Trogon surrucura*), and the Velvety Black Tyrant (*Knipolegus nigerrimus*), which were mentioned by Machado (2004). Thus, even though the floristic and faunistic make up is not the primary criteria for the definition of the biome to which a certain vegetable formation belongs to, it must be taken into consideration as a subsidiary element at the time of evaluation, specially if there are mosaics between the formations associated to different biomes.

Even with the theoretical framework presented justifying the use of the biome concept in a more restricted, eminently ecological, manner, the literature frequently presents a use of the term in a broader manner, which coincides with the term "domain" adopted by Coutinho (2005). Usually, the justification for this position has a preservationist character, aiming at seeking the adoption of public policies common to great areas of the national territory, notably in the case of the Atlantic Forest (Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica et al., 1996).

For this article's intents, henceforth this broad conception will be treated as biome *sensu lato* (*s.l.*). Accordingly, when referring to a biome *s.l.*, its name will also be accompanied by *s.l.*, for instance, Caatinga *s.l.*, Cerrado *s.l.*, and so forth.

Besides the Atlantic Forest, discussions about other Brazilian environments also use the biome *s.l.* concept mentioned above. For example, a series of works aiming the compilation of knowledge and the proposition of preservation measures of the Caatinga *s.l.* adopted a conception of the biome *s.l.* that would encompass 734,478 square kilometers. This proposal was based on a map designed by the Ministry of the Environment and encompasses areas presenting hot and semi-arid climates, featuring plant species adapted to the hydric deficiencies and the presence of endemism (Giulietti et al., 2004). The concept used by the above authors is the one proposed by Andrade Lima (1981) for the "Domain of the Caatingas" (Giulietti et al., op.cit., p. 51). Based on Silva et al. (1994), Giulietti et al. (op.cit.) list 17 Great Landscape Units in this biome *s.l.*, which do not necessarily correspond to vegetation formations or biomes. Another proposition of limits for the Caatinga *s.l.* was presented by Velloso et al. (2002), in which the wet areas (such as the Chapada Diamantina) were included and some Atlantic Forest enclaves were excluded. As a result, this proposition would encompass an 844,796 square kilometers area. These authors divide this biome *s.l.* into ecoregions defined as "a relatively large area of land and water delineated by biotic and abiotic factors that regulate the structure and function of natural communities that are found there" (Velloso et al., 2002, p. 3), this definition being close to the previously discussed *sensu strictu* biome concept proposed by Coutinho (2005). The two limit proposals are presented in maps of the Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Caatinga (2004), where actions to be developed for environmental preservation and economic development of the Biosphere Reservation of the Caatinga and the Brazilian semi-arid are discussed and synthesized. Finally, Giulietti et al. (2006) present, on the cover of their work, the same map adopted by Velloso et al. (2002) as being the map of the "Ecoregions of the Northeastern Semi-Arid," stating that "the Semi-Arid region basically corresponds to the delimitation of the Caatingas Biome..." (Giulietti et al., 2006, p.

5). Summing up what has been exposed in this paragraph, the use of the “biome” term in recent Brazilian literature has been mixed with the “domain” concept because of the need for uniformity of efforts for their environmental preservation.

#### ATLANTIC FOREST BIOME S.L.: LEGAL ASPECTS AND IMPLICATIONS FOR CONSERVATION

The understanding presented above represents a conceptual strict basis for the “biome” term, necessary within an academic discussion. For the actions of environmental agencies, however, it is necessary to enforce the legislation currently in place in Brazil. This discussion is especially important due to the special protection that is provided to formations present in certain biomes *s.l.* The lack of a concept established in the Legislation might lead to problems at the time of enforcing the legislation, as well as might being subject to legal actions, as it is the case of the Buffer Zones in Protected Areas, even though in this case the pertinent legislation is clearer in relation to the concepts to be adopted (Gonçalves et al., 2009).

The Brazilian constitution, in its Article 225, Paragraph 4, states that:

*“The Brazilian Amazon Forest, the Atlantic Forest, the Serra do Mar, the Pantanal Mato-Grossense, and the Coastal Area are national patrimony, and its use will be performed, in accordance to the legislation, within conditions that ensure environmental preservation, including in relation to the use of natural resources.”* (Presidência da República, 2008)

The text of the constitution does not define what is understood by Amazon Forest, Atlantic Forest, or Pantanal Mato-Grossense, and includes among the national patrimony two “topics” whose definition is eminently geographic or even geological: the Serra do Mar and the Coastal Area. In the absence of this conceptualization, their definitions must be provided by complementary legislation.

There is an abundant environmental legislation dealing with the protection of these constitutional “topics,” with dispositions on the Amazon Forest, the Pantanal, and the Atlantic Forest. However, only the latter is regarded as a “biome” by the legislation. The Atlantic Forest Biome has, thusly, a specific ruling that is extensive to all its formations.

By the end of 2006, the main legal instrument of protection of the Atlantic Forest was Federal Decree 750/93, which regulated what was stated in Article 14, lines “a” and “b,” of Act 4771, dated September 15, 1965; in Decree 289, dated February 28, 1967; and in Act 6938, dated August 31, 1981. In that instrument, the group of described formations was treated under the denomination Atlantic Forest Domain, in the terms below:

*“Article 3 For effect of this Decree, Atlantic Forest is considered to be the forest formations and associated ecosystems inserted into the Atlantic Forest Domain, with its respective delimitations established by the Map of Vegetation of Brazil, IBGE 1988: Atlantic Dense Ombrophilous Forest, Mixed Ombrophilous Forest, Open Ombrophilous Forest, Seasonal Semideciduous Forest, Deciduous Seasonal Forest, Mangroves, Marshes, Highland Fields, Countryside Moors, and Forest enclaves in the Northeast.”* (Presidência da República, 1993)

With this conception, the system used by the referred Decree was in accordance with what was proposed by Coutinho (2005) for “domains” and that was previously described in details. After this Decree was issued, a series of regulations was published to contemplate vegetation formations existing in each state. For the state of Bahia, for instance, the definitions and framing of formations were provided by CONAMA Directive 05/94 (CONAMA, 2006).

At the end of 2006, Federal Act 11.428 was passed (Presidência da República, 2006) establishing the norms for usage and protection of the Atlantic Forest Biome. In 2008, Federal Decree 6.660 (Presidência da República, 2008) was issued, replacing Decree 750/93. Once

again, however, none of these two legal documents defined what should be understood as “biome.” Both, Act and Decree, repeat the same vegetation formations that were mentioned by Decree 750/93. Thus, the text of the Atlantic Forest Act states, textually:

*“For all purposes of this Legislation, the following native forest formations and associated ecosystems (our emphasis) are considered parts of the Atlantic Forest Biome, along with the respective delimitations established in a map of the Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, according to the regulation: Atlantic Dense Ombrophilous Forest, Mixed Ombrophilous Forest, Open Ombrophilous Forest, Seasonal Semideciduous Forest, Seasonal Deciduous Forest, Mangroves, Marshes, Highland Fields, Countryside Marshes, and forest enclaves in the Northeast.” (Presidência da República, 2006, Art. 2)*

The text in this article caused discussions about the scope of the Atlantic Forest, regarding the Legislation. Among the several themes presented, the discussion about which map should be used to delimit the biome’s scope was the most intense. The discussion was minimized by the publication of the previously mentioned MAE. However, IBGE itself published, in 2004, a map where delimitations appear for Brazilian biomes at a 1:5,000,000 scale. In that map, the term “biome” is thus defined:

*“Biome is conceptualized in the map as a set of (vegetable and animal) life constituted by the grouping of types of contiguous vegetation (our emphasis) identifiable at a regional scale, presenting similar geo-climatic conditions and shared changes history, which results in a unique biological diversity.” (IBGE, 2004)*

This definition is partially compatible with the “domain” concept described by Coutinho (2005) and is peculiar for considering that biomes must be constituted of regional contiguous blocks, not anticipating the inclusion of discontinuous areas. The adoption of this map would imply in a decrease in the area of the Atlantic Forest *s.l.* in around 200,000 square

kilometers in relation to the MAE, which is in fact a version of the 1988 IBGE vegetation map, with the formations of the biome in question being highlighted. The adoption of the IBGE biomes map (2004) would have serious implications on the conservation of formations that were not contemplated, but fortunately Decree 6.660 and the MAE have clarified the matter. Despite this, the problem remains that there is an IBGE map presenting a different definition of what Brazilian biomes would be (and the Atlantic Forest Biome therein included) and their limits. Anybody who wants to legally challenge the validity of the MAE can use this map, produced by the same institute, which continues being available to the public in its internet site (IBGE, 2009).

The need is evident for a review of these maps and for the establishment of a clearer concept of what a biome would be, so that the protection of the Atlantic Forest *s.l.* is effectively guaranteed. Even though it is not predicted in the legislation, the official agency (IBGE, in this case), must adopt a single concept that serves as basis for the interpretation of the legal norm about the theme. In this article, considering the scope that one wishes to give to the concept, which needs to encompass all vegetable formations present in the Atlantic Forest *s.l.*, and considering that frequently the terms biome and “domain” have been used as equivalent or even synonymous, it is proposed that “biome” is understood as “domain” and that the concept devised by Watanabe (1987) is adopted. Thus, “biome,” for purposes of interpretation of the environmental legislation pertaining to the Atlantic Forest *s.l.*, is “a large area of geographic space, within a continental area, where morphological features and characteristic ecological conditions prevail.” Notice that it is not expected to end the academic discussion here on biomes and domains and the differences between them. It is only aimed to present a concept that establishes a framework for legal interpretations on this theme. The concept proposed is sufficiently comprehensive to achieve such goal.

Also within the scope of this discussion, it is



worth reminding that Act 11.428, in its Article 4, establishes what the parameters are for defining the typologies and successional stages of the vegetation. The parameters mentioned in the Legislation were previously defined, for each state, in specific CONAMA Directives, later endorsed by CONAMA Directive 388, dated February 23, 2007 (CONAMA, 2007). In other words, the parameters used before the Act to define whether a formation belongs to one of the phyto-profiles of the Atlantic Forest Domain, according to the now-defunct Decree 750/93, remain the same under the light of the new legislation. This information is important because the scales of the IBGE maps, used as reference to define the limits of the Atlantic Forest *s.l.* might lead to mistakes in interpretation on the field of the type of formation that an environmental agency is trying to characterize since, in the 1:5,000,000 scale, some millimeters mean kilometers in the field. In these limit areas, the parameters defined by the CONAMA Directives must prevail for each of the federation's state, as a means of deciding whether a vegetation formation belongs or not to the Atlantic Forest.



#### ACKNOWLEDGMENTS:

The author thanks to his colleagues Pablo L.C. Casella, Bruno S. Lintomen, and Luanne H.A. Lima for their support and partnership; to Christian N. Berlinck for proofreading the manuscript; to his colleagues at IBAMA in Salvador for the discussions on the Atlantic Forest, especially to José Luiz Maria, who organized the meeting mentioned in the introduction to this article; and to Cristiane F.A. Gonçalves, for her encouragement.

#### REFERENCES

Andrade-Lima, D. 1981. The Caatingas Dominion. *Rev. Bras. Bot.* 4: 149-163.

Conceição, A.A., Rapini, A., Pirani, J.R., Giuletto, A.M., Harley, R.M., Silva, T.R.S., Santos, A.K.A., Correia, C., Andrade, I.M., Costa, J.A.S., Souza, L.R.S., Andrade, M.J.G., Funch, R.R., Freitas, T.A., Freitas, A.M.M., Oliveira, A.A. 2005. Campos Rupestres. In: Juncá, F.A., Funch, L., Rocha, W. *Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina*. Biodiversidade 13. Pp. 153-180. Brasília: Ministério do Meio Ambiente

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). 2006. *Resoluções CONAMA. Resoluções vigentes publicadas entre julho de 1984 e maio de 2006*. Brasília: CONAMA.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). 2007. Dispõe sobre a convalidação das Resoluções que definem a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica para fins do disposto no art. 4o § 1o da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006. *Resolução 388*, publicada no Diário Oficial da União em 26/02/2007.

Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, Fundação O Boticário de Proteção a Natureza, Fundação Nacional de Ação Ecológica, Fundação SOS Mata Atlântica, Grupo de Trabalho em Biodiversidade, Instituto Sócio Ambiental, Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável-MG, Secretaria de Meio Ambiente-SP, Sociedade Nordestina de Ecologia. 1996. *Mata Atlântica: Ciência, Conservação e Políticas*. Disponível em <http://www.aliancamataatlantica.org.br/limites.html>. Acesso em 07/08/2008.

Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Caatinga. 2004. *Cenários para o Bioma Caatinga*. Recife: SECTMA.



Coutinho, L.M. 2005. O conceito de Bioma. *Acta Bot. Bras.* 20 (1): 13-23.

Giulietti, A.M., Bocage Neta, A.L. du, Castro, A.A.J.F., Gamarra-Rojas, C.F.L., Sampaio, E.V.S.B., Virgínio, J.F., Queiroz, L.P. de, Figueiredo, M.A., Rodal, M. de J.N., Barbosa, M.R. de V., Harley, R.M. 2004. Diagnóstico da vegetação nativa do Bioma Caatinga. In: Silva, J.M.C., Tabarelli, M., Fonseca, M.T. da, Lins, L.V. (Org.). *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Pp. 48-90. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, UFPE, Fundação de apoio a UFPE, Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, EMBRAPA Semi-Arido.

Giulietti, A.M., Conceição, A.A., Queiroz, L.P. de (Eds.). 2006. *Diversidade e Caracterização das Fanerógamas do Semi-Árido brasileiro*. V. 1, Recife: Associação Plantas do Nordeste, 488 p.

Gonçalves, C.N., Lima, L.H.A., Lintomen, B.S., Casella, P.L.de C., Berlinck, C.N. 2009. Zona de Amortecimento: Criação ou Delimitação? *Natureza & Conservação* 7(X):xx-xx.

Harley, R.M., Giulietti, A.M., Grillo, A.S., Silva, T.R.S., Funch, L., Funch, R.R., Queiroz, L.P. de, França, F., Melo, E., Gonçalves, C.N., Nascimento, F.H.F. do. 2005. Cerrado. In: Juncá, F.A., Funch, L., Rocha, W. *Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina*. Biodiversidade 13. Pp. 122-152. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 1988. *Mapa de Vegetação do Brasil*. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=169](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169). Acesso em 07/08/2008.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. *Mapa de Biomas do Brasil*. Mapa de Biomas e de Vegetação. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=169](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169). Acesso em 07/08/2008.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2009. *Mapas temáticos*. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/mapas\\_ibge/tem.php](http://www.ibge.gov.br/mapas_ibge/tem.php). Acesso em 29/07/2009.

Machado, C.G. Aves. In: Juncá, F.A., Funch, L., Rocha, W. 2004. Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina. Biodiversidade 13. Pp. 359-375. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Presidência da República. 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. *Decreto Federal 750*, publicado no Diário Oficial da União em 11 de fevereiro de 1993.

Presidência da República. 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. *Lei Federal 11.428*, publicada no Diário Oficial da União em 26 de dezembro de 2006.

Presidência da República. 2008. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. *Decreto Federal 6.660*, publicado no Diário Oficial da União em 21 de novembro de 2008.

Presidência da República. 2008. *Constituição da República Federativa do Brasil de 1988*. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Constituicao/Constituicao\\_Compilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao_Compilado.htm). Acesso em 07/08/2008.

Silva, F.B.R., Riché, G.R., Tonneau, J.P., Souza Neto, N.C., Brito, L.T.L., Correia, R.C., Cavalcanti, A.C., Silva, F.H.B.B., Silva, A.B., Araújo Filho, J.C., Leite, A.P. 1994. *Zonamento Agroecológico do Nordeste: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico*. Petrolina: Embrapa – CPATSA/CNPS, 2 v.

Velloso, A.L., Sampaio, E.V.S.B., Pareyn, F.G.C. (Ed.). 2002. *Ecorregiões: propostas para o*

*Bioma Caatinga*. Resultados do seminário de planejamento ecorregional da Caatinga/Aldeia – PE, 28 a 30 de novembro de 2001. Recife: Associação Plantas do Nordeste e Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil.

Walter, H. 1986. *Vegetação e Zonas climáticas*. São Paulo: EPU Ltda.

Watanabe, S. (Coord.). 1987. *Glossário de ecologia*. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 251 p. (Publicação ACIESP, n. 57).

# RPPN inc.: a paradoxical free market strategy



**Wilson Madeira Filho, Dr**

- Faculdade de Direito da Universidade Federal Fluminense

*Cesse tudo o que a antiga Musa canta  
Que outro valor mais alto se alevanta*

(Camões, Os Lusíadas, I, 3, 7-8)

The present work aims to make an enquiry: would it be possible and viable to establish an environmental preservation strategy strictly linked to the private initiative of a public limited company, following the proper procedures of a General Assembly of Shareholders, who would invest in the establishment of Private Natural Heritage Reserves – PNHRs, betting in the return of their investment as a kind of “green currency”? Could the activities allowed to PNHRs, by force of Act 9985 passed in July 18, 2000, which instituted the National Protected Areas System – NPAS, which are, in general, scientific research and ecotourism, serve as supplementary funding for the maintenance of economic feasibility of this virtual partnership?

Such a query, however, going beyond its feasibility, intends to serve as a theoretical pretext for the discussion of the obsolescence of the Brazilian government in the maintenance of the environmental heritage and the pertinence of its replacement by private initiative.

<sup>1</sup> wilsonmadeirafilho@hotmail.com

Thus, it is a matter of checking the possible conjunction between the conservationist model of the Private Natural Heritage Reserves and the formation of a public limited company or a limited liability company for the acquisition of environmental heritage.

Before the matter is analyzed, some of its most salient aspects must be analyzed first: 1) the importance of PNHRs within a global environmental preservation strategy; 2) analysis of the economic compensation methods applied to the Protected Areas; and 3) Human Development and the pertinence of an Incorporated Enterprise as part of a paradoxical free market strategy.

## **The importance of PNHRs within a global environmental preservation strategy**

Beginning in 1981, especially after Act 6938 passed, establishing the National Environment Policy, the designing of political strategies began in Brazil aiming at environmental preservation.

The NPAS symbolizes well the confrontation between diverse political and economic ideals, resulting in a regulatory text present-

ting some shy advancement and several conceptual missteps. Nevertheless, Act 9985/00 divides the Protected Areas – the main administrative strategy of environmental preservation in the country – into two great modalities: those of Integral Protection and the ones of Sustainable use. All of them, with the exception of PNHRS, are subject to public management.

This aspect in particular, public management, is subject to unsatisfying practices leading to problems such as lack of personnel, absence of money, delays in grants, lack of machinery, lack of political interest, employee corruption, and so forth, has contributed to the fact that foreign investment in the country is conditioned to partnerships with NGOs and emphasize population capacitation around them as a way of contributing economically for the sustenance of traditional populations.

PNHR might represent the ugly duckling amongst Protected Areas in Brazil, since it does not correspond to the profile of the others, which mainly create safe keep mechanisms for the faunistic and floristic heritages, electing large areas of environmental interest, by the value of its biodiversity, to exert the State's stewardship over these ecosystems; which, often, is the only effective action from the government, who does not perform the due monitoring for lack of money and personnel, caused by lack of political interest. In the PNHR, on the other hand, the opposite happens; it is the intention of a private person to perpetuate relevant environmental heritage existing in his or her property. Theoretically, through the constitutional mandate requiring the fulfillment of the socio-environmental function of the property,<sup>2</sup> such heritage would already be guaranteed, the disposition serving just to emphasize the special relevance of the area.

What leads, however, private owners to establish a PNHR, perpetually registering their

property and restricting by their own initiative its use? At first sight it seems a decision made by passionate environmentalists, who possess some wealth and become forest owners exactly to preserve them. However, should it thus be, defense for perpetuity would not be addressed to the non-fulfillment of its socio-environmental function by the owners, since they were exactly the ones who took such initiative; the damager-to-be against whom such owners would be defending themselves against might be their own heirs, maybe their great-grandchildren not born yet or even imagined, who might surrender such heritage to development or to the damages of environmental pollution.

This romantic-sided hypothesis being true, the laudable intention of these owners to guarantee Mother Nature part of its attributes would not become less controversial in face of the social reality of the majority of the population who are not given access to land, even for preservation ends. Such environmental defense – and further ahead we will see that PNHR, conversely, has been perceived quite differently from the present proposal –, would work in practice as a mechanism of generating devolutionary lands with a special inalienability status of the environmental heritage, if it on the one hand carries the merit of inverting the classical rights of *using, enjoying, and abusing*, returning them to the diffuse right of the collective through a ecologically balanced environment, on the other hand, it does not necessarily fit to the principles of sustainable development, which does not imply only the economic development with environmental heritage guarantees, but, on a two-way road, must also include the notion that nature conservation is not enough if people lack the necessary development to sustain themselves.

Therefore, there is a reevaluation process of this institution, whether regarding PNHRS, or the delimitation of the territorial reality of other Protected Areas, or even any other evaluation done of the classic notion of property and its social function, emphasized by the

<sup>2</sup> Federal Constitution, Art. 186, II.



FC/88 (Oliveira, 2001)<sup>3</sup>, especially in face of the meta-modeling and continuous interpenetration of the so-called diffuse and collective rights (Mancuso, 1997)<sup>4</sup>, which, on its turn, requires the design of public policies that contemplate these intercessions.

Then, Environmental Law, when it appeared as a transversal understanding trend in the Law as a whole, prompts to a reevaluation of the notion of ownership that has been consecrated since the 1916 Civil Code, and that, even with the 2003 Civil Code, still allows one to draw up a doctrine that identifies ownership right as a hallowed value. However, when the 1988 Constitution identifies a socio-environmental function of the property, a fundamental right of communal aspect supersedes this individual right: the right to an ecologically balanced environmental heritage. It is worth mentioning that land ownership is not being questioned, but rather its use, once environmental heritage is no longer – unless its sustainability is guaranteed – object of indiscriminate use. Or, if we apply the classification by constitutionalist José Afonso da Silva (SILVA, 2004), it is an asset for common use by the people; object to diffuse interest by both the citizen and the collectivity, heeding the commandment of Art. 225 of the Constitution, in its double aspect of both being a duty to protect the environmental asset and have the right of having that asset protected.

PNHR is a type of Protected Area that aims at establishing an alternate environmental management that promotes a more advanced degree in citizenship relationships in the contemporary State. It is a matter of ta-

king into consideration that, if sovereignty is exerted by the double face of the Public Administration and of the People, the democratic structure will no longer be in constant provocation from part of the organized civil society, by the effective and efficient rule enforcement, but also in the individual and collective initiatives themselves in order to propose actions and weave concrete actions, either directly or through partnerships with the constituted power. To be direct, and in consonance with part of contemporary criticism (DEMO, 1985; CARVALHO, 1987) it is a matter of evolving from a “stateship” to a true citizenship.

Article 6 of the Forest Code, Act 4.771, passed in September 15, 1996, already established that the owner of a non-preserved forest may, in the terms of the legislation, register it for perpetuity, provided that the existence of public interest by forest authorities is verified. Initially regulated by Decree 98.914, published in January 31, 1990, and then by Decree 1.922, published in June 5, 1996, it was allowed that the private domain area, by initiative of its owner and by means of the recognition of its environmental value by the Public Administration, is considered of relevant importance for preservation. The NPAS, bringing a new life to the matter, in its article 21 defines PNHR and its purposes.

Despite the controversies around whether it being or not administrative servitude, some authors understand that the recognition of the reserve by the Public administration specifically limits the right of the owner over that certain property (ORLANDI NETO, 1998)<sup>5</sup>. It is worth mentioning that the activities of the property begin being inspected, monitored, and directed by the Public Administration, and the property might develop scientific, cultural, educational, recreational, and leisure activities (Decree 1.922/96 Art. 3, maintained by the NPAS text). Therefore, a preservationist bias is ob-

<sup>3</sup> “The discussion is evident around what private rights and public rights are, and the existing interaction between them. It is not verified through a compartmentalized division between what is public and what is private, even when one’s reflection always generates the other’s image” (p. 14).

<sup>4</sup> “Because they are diffuse, these interests tend to ‘repeat,’ and might be next presented to other social groups or even to those who previously exercised them; and this, until they might one day gain conceptual and axiological concreteness, when they might become, according to each case, subjective public rights or become collective interests, agglutinated to a socially defined group” (p. 84).

<sup>5</sup> p. 187-218.

served in the owner who invokes the establishment of a PNHR.

Nevertheless, despite the perpetuity registration, PNHR and similar areas have become an investment in other countries. In the scope of the America alone, we can mention Mexico, which possesses ten mechanisms for environmental protection of private areas; Costa Rica, a pioneer in the subject; and the United States, which establishes an entire tax exemption program according to the degree of compromise for large environmental projects. MUJICA & SWIFT (1999) even propose a "model" of Bills for the creation of *ecological gravamen* in countries in Latin America, as part of an international dynamics for a preservationist policy.

In its current format, PNHR guarantees exemption on RPT and technical support from the federal agency. However, it is worth noticing that neither the first is the real reason for its establishment, nor the second might not become a "straightjacket" for such initiatives. The main challenge resides in turning such model into an effective environmental policy. It is not enough to subsidize the owner who, by his own volition, takes environmental balance for granted, but, above all, to propose the intensification of land use strategies that share the sustainability of vital resources. The thought might rise that such strategy is in itself multiplying and carries in itself modifications in socio-environmental values enormously relevant for the consecution of a new behavioral posture, with visible possibilities of transformations in rural labor practices. In several introductory texts to PRHN policies or in introductory lectures on the theme, it will not be rare to hear the argument that state Public Administrations have not noticed yet the excellent tool that the legislation allows them to intensify; however, one can go further and identify in PNHRs a modality of citizenship according to what has been previously exposed: a union of individual and collective initiatives to demand what is rightfully possible from the legally constituted Public Administration.

### **Analysis of the methods of economic compensation applied to Protected Areas: an attempt at building an example in the PNHRs in the State of Rio de Janeiro**

The economic valuing of the environment is a controversial theme. After all, how does one establish the value, for instance, of a golden lion tamarin or of a creek? As a valuation criterion par excellence, taken as basis in a number of analyses, the internationally renowned Contingent Valuation Method (CVM) focuses on the existence of natural resources and their preservation. In other words, there is an attempt to find out how much a citizen would pay to preserve that environmental heritage.

Nevertheless, the situation of the Brazilian *per capita* income does not allow raising this question, except as a parameter involved in theoretical virtuality. However, taking the environment as an object of interest by International Public Law, it is quite probable that the CVM allows the gauging of a kind of International Compensation of the following type: under pressure by local environmental legislation, a polluter from a "Developed Country," facing the impossibility of recovering its degraded environment or facing the high costs for it in its country of origin, might propose to finance conservationist actions elsewhere in the planet.

Seeking similar compensation mechanisms, Wilson Loureiro, at the Instituto Ambiental do Paraná (Loureiro, 2000), became one of the main proponents of the application of the environmental Sales Tax, thus explaining its genesis:

"The ecological Sales Tax appeared in Brazil, pioneering in Paraná in 1991, from an alliance between the state and municipal Public Administrations, brokered by the State Assembly. The municipalities felt their economies were weakened by the restriction of use caused by the need for care of water supplying to neighboring municipalities and by the existence of protected areas, while the state Administration felt the need for modernization of its action tools.

"Born under the 'compensation' aegis, the Ecological Sales Tax became as time passed, an incentive tool, both direct and indirect, to environmental conservation."<sup>6</sup>

In a correlated study, Mattos, Mattos & Ferreti Filho (2000) put efforts in the attempt of presenting an economic valuation formula for biodiversity, contrasting economic growth – described as a growing subsystem within a finite biosphere – and the need to guaranteeing sustainability standards, incorporating into product prices the cost of restoring the environment. In this sense, they clarify:

"In case the economic subsystem surpasses the sustainability ability of ecosystems, processes of life maintenance in the planet might suffer ruptures. Since there is no possibility of internalizing this generalized externality, represented by the destruction of the basic ecosystems in the planet, an alternative is the incorporation of the destruction (externalities) into the prices of products and services."<sup>7</sup>

Next, the authors, transposing the Munasinghe formula (1992), present the following formula:

$$TEV = UV + NUV = (DUV + IUV + OV) + (EV + LV)$$

In which the Total Economic Value (TEV) of an ecosystem resulted from its Usage Value (UV) joined together with its Non-Usage Value (NUV). On their turn, the latter would unfold into internal values. Usage Value is comprised by Direct Usage Value (DUV) – the direct contribution of a natural resource to the production and consumption process –; Indirect Usage Value (IUV) – benefits derived from enjoying the environment at risk during the production and consumption process –; and the Option Value (OV) – which refers to the amount consumers are willing to pay for a resource not used in production in order to avoid the risk of not having it in the future. On its turn, Non-Usage Value unfolds into Existence Value (EV)

<sup>6</sup> p. 573.

<sup>7</sup> p. 596.

– which is subjective, hard to conceptualize, representing the value attributed to the environment, regardless of its use – and the Legacy Value (LV) – related to the enjoyment of the resources throughout generations.

However, for as complex as this formula might seem to be, it does not avoid representing the sum of economic vectors to sustainability principles or, otherwise stated, the quantitative and qualitative aspects of environmental resources, bringing to the sum its utilitarian face and its romantic idealism, elements that, in practice, have kept little conciliation. In this sense, Paulo Rogério Vargas (1999) states:

"(...) we should put things into the following terms: it is not about discussing sustainability in abstract terms, but the sustainability, or lack thereof, of the capitalist development process, seeking to identify what is the essential force that is on the basis of the dynamics of this mean of production, so that we can discuss whether it is sustainable or not."<sup>8</sup>

Thus the attention would be turned to another and different development notion, which would not be necessarily translated into size of industries and technological progress investment, but rather on the Human Development, which is the improvement in the lives of citizens. It is necessary, therefore, to insert such an element as a common denominator in economic theorems, whose vortex, based on free movement of capital, might result in a kind of virus compromising the adequate result of the systems. In this sense, Joan Martinez Alier (1998) warns:

"Ecological Economy is the science of sustainability management. Then we should define the appropriate discount rate, for an ecological economy, as the rate to which the investment increases sustainable production capacity. Thus, the definition which part of the capital investment will result in an increase of sustainable production, and which part will result in an increment in the destruction of nature, is a distributive problem."<sup>9</sup>

<sup>8</sup> p. 226.

<sup>9</sup> p. 217.

The same objection is made by Paulo de Bessa Antunes (2000) who critically emphasizes that:

“Physiocrats were the first to systematically study economy. They started from the conception that each individual should be taken into consideration isolatedly, as an atom, and that society did not surpass the limits of the sum of all atoms; for them, social order was built by free men who enjoyed the fruits of their labor (...)”<sup>10</sup>

Observing the same matters under the point of view of their pertinence to the themes of citizenship and national identity, Jürgen Habermas (1997) emphasizes:

“(...) the capitalist economy, in the same way of bureaucratic state instances, has developed its own systemic sense. Capital asset and labor markets obey to their own logic, regardless of the individuals’ intentions. And, besides the administrative power, incorporated into state bureaucracies, currency has become the anonymous medium of social integration, whose efficiency does not depend on the participants’ ideas. This systemic integration competes with social integration mediated by the conscience of the actors, that is, with the integration that takes place through values, rules, and understanding. Political integration, which follows the path of democratic citizenship, forms one of the aspects of this general social integration. For this reason, capitalism and democracy are in tension – which is frequently denied by liberal theories”<sup>11</sup>

In the state of Rio de Janeiro, the original Atlantic Forest has been reduced to less than 20%, placing the state in a highlight position in the national scenario as one of the highest deforestation indexes. Data from the Atlantic Forest Action Plan (IBAMA/DIREC, 1999) reveal that the majority of the forest areas is in private hands, which make them vulnerable, despite the several pieces of legislation that currently protect the Atlantic Forest. In general, despite the incentives and benefits predic-

ted in the legislation that established the PNHRs, there is not, in practice, from regional public agencies, policies or additional specific legal instruments to federal mechanisms that might turn these initiatives into public strategies focused in lessen the biological impoverishment process and promoting the conservation of these ecosystems in these properties.

The State Secretary for the Environment, through the Nature Conservation Director at the Instituto Estadual de Florestas held specific meetings in 2007 aiming at improving proposals for the implementation of state PNHRs, in order to widen vegetation coverage.

Over the last years, several NGOs have also raised interest in incentives to the establishment of PNHRs. We can, for instance, mention the REBRAf – Rede Brasileira Agroflorestal – who has a history of publicizing and implementing PNHRs in the state of Rio de Janeiro seeking, in partnership with the European Union, execute local diagnosis; the Associação Mico-Leão-Dourado – that deals with the matter via the elucidation of questions pertinent to the model, proposing compatible projects and showing that properties thus registered will have preference for resources from the FNMA – Fundo Nacional do Meio Ambiente (National Environmental Fund); in this same sense, the Fundação Pró-Natura has been intensifying strategies for a better acceptance of the PNHRs preservationist format, encouraging its conjugation with farming-forestry techniques. Besides them, there is also the laudable work by the Associação do Patrimônio Natural (APN), who seeks to guarantee incentives to existing owners. The association has nationwide representation and held in 2007 in Salvador, Bahia, its II Encounter, in the same fashion of academic congresses, with enrollments and work presentations.

### **Human development and the pertinence of a Inc. as part of a paradoxical free market strategy**

PNHR Inc represents a profound change in the concept of private property. The share-

<sup>10</sup> pp. 205-206..

<sup>11</sup> p. 290.



holder of a Corporation is the owner of his share of the company, in equal conditions to the other shareholders, exerting a minimal control of his property, subject to the decisions of the General Assembly, integrating his shares and voting according to the company's interests. In return, the shareholder has rights to profit sharing and, as the asset is revaluated, right to bonuses, as well as the right to oversight and guarantee, in liquidation processes, of preference in the subscription of titles, and so forth. In this sense, it must be emphasized that Brazilian Company Law, Act 6.404 from December 15, 1976, emphasized the defense of minority shareholders, giving them, among other rights, the right to elect a member of the Fiscal Board (art. 161, § 4º, item *a*), and the right of call a General Assembly (art. 123, single paragraph, item *c*)

This environmental policy proposal that, as far as we know, has never been implemented anywhere, might ultimately consist in a type of adaptation of romantic utopias to the dynamics of free market-based economy. But it will not be limited, however, to being a kind of yuppie version of the hippie communities. It is rather a demonstration of the communitarian constant facing the parables of the free market-based economy.

Perhaps, in the specific case of Brazil, the idea of a PNHR Inc., because of the magnitude of such a project, aiming large investments, might need capital injection from companies such as the Banco do Brasil S.A., acting at a main shareholder, nationally publicizing the product and even turning foreclosed properties (those which obviously were pertinent to this end) into PNHRs. This more plausible possibility, even though indicative of the permanence in the Mixed Economy Society model, would not mean the submersion of the free market ideals in face of the need for the State's participation in the spheres pertinent to social development. Parallel mechanisms might be created, such as the limitation of the societal participation by the State, the evaluation of the HDI in the surrounding areas of the reserves as an essential component of in-

vestment analysis, and a shareholder diversification and social multiplication policy, as well as a the employees in the PNHR Inc. network also being their shareholders.

On the other hand, the existence of one or several PNHR Inc does not prevent the rise of less encompassing and equally pertinent models, on the line of PNHR Ltd., with the creation of limited liability companies, especially because article 298 of Act 6.404, that already recommended this modality to companies with little capital.

Anyway, the possibility of private intervention for the maintenance of ecological balance and sustainable development would seemingly find an enormous popular appeal in this model, since the demand for empirical results, independent from government spheres, would be its main motivator. In exchange for small amounts of money, for instance, shares sold at R\$ 1,000 (a thousand reais), might concur for the fast popularization of the investment, allowing the Company to increasingly acquire a series of properties to the perspicuous end of turning them into a PNHR.

Parallel to the conservationist actions, a company chart should predict the preservationist action itself<sup>12</sup>, investing in ecotourism and environmental education, establishing visitation centers and partnerships with the scientific communities, which might increase capital enormously, becoming a new source of profits, through the establishment of hotels or even of farming and ecology schools.

Another important demand – which has already been argued by REBRAAF, by Pró-Natura, and an immense array of jurists – would be regarding the classification of PNHRs in the NPAS, which, even though they are listed among sustainable use protected areas, it seems, by limitation of use, to constitute in practice in an integrally protected

<sup>12</sup> In a common use of these two expressions, preservationism has been defined as the notion of nature stewardship with human participation, and conservationism as the stewardship of nature as an ecosystem, preserving fauna and flora without human presence.

area. The farming-forestry technique, if duly identified and directed, once biodiversity is guaranteed, which is the aim of the PNHR, might create a new and sensational impulse to private production, outstanding in the specialized farm market for the quality of the product and for its special certification.

Acting at the core of sustainable development vanguard, the mark of change in the new millennium, PHNR Inc and their ilk would establish a privileged space in several economic instances. In a general plan, they would be entitled to grants from the World Bank for improvement in their systems and guarantee of their intensification – a line followed, in the state of Rio de Janeiro, by the above mentioned NGOs. They would also have priority in grants from the FNMA, and could launch projects claiming support from other funds, such as the Fundo Estadual de Conservação Ambiental (FECAM – Environmental Conservation State Fund), and the Fundo de Defesa dos Direitos Difusos (FDD – Defense of Diffuse Rights Fund) – in case there is a civil suit demanding reparation for damages to the environment.

Another modality of economic investment, albeit indirect, by means of an action coordinated by state policy – which has reaped excellent results in Paraná – is the already mentioned Ecological Sales Tax, which has been approved within the scope of the state of Rio de Janeiro in 2007, which, as Torrecilha & Loureiro (2000) emphasize, must be subject to profound debates by the community which might advance into the realms of public policy strategies at the federal, state, and municipal levels and, in the domain of private owners, in building legitimate organization instances, with emphasis in:

When it comes to appropriation of spaces under private domain, aiming at seeing them turned into protected areas, i.e., in instruments of collective interest, the compensation for environmental services supplied by the PNHRs, therefore by their owners, must necessarily be discussed, with presence and responsibility.<sup>13</sup>

<sup>13</sup> p. 607.

Therefore, it is clear that PNHR Inc, besides consisting of a true “green” investment fund – which, even for the most hardcore speculators, shows the constant valuing of the ecologically balanced environment – allows a wide range of political and economic support, with lines of credit and financing at special rates.

## CONCLUSIONS

The PNHR Inc initiative possesses, as a paradoxical element, the ability to use the dynamic itself of capital to encourage an investment in environmental conservation, which, facing the old parameters of “development at all costs,” constitutes a true new face of the ancient developmental aesthetic. This idea might be incorporated to what Boltanski & Chiapello (2002) call “capitalism’s new spirit.” The values of responsibility and solidarity were captured from the “artistic criticism” produced in the 1960s, and the current capitalism came to adopt creative entrepreneurship by means of a more relational proposition in society. Thus, it contributes to justify the order and legitimate action methods and dispositions coherent with capitalism. This “capitalism’s new spirit,” though not generalized yet, is an attempt at building an ideological justification that guarantee its legitimacy and the social engagement by individuals.

In regards to the sponsorship of a new free-market ideal, the latter, by its own action dynamics, is compromised with its societal basis, which forcibly will lead to community-based solutions.

This by no means represent the solution for the great contemporary environmental problems – especially because it presupposes as “citizen” someone able to invest, which leads to the conclusion that there is a majority of the population who are excluded from this “citizenship” –, but it nevertheless points to important contradictions, which deserve further studies.



## REFERENCES

ALIER, Joan Martinez. **Da economia ecológica ao ecologismo popular**. Blumenau: Da FURB, 1998.

ANTUNES, Paulo de Bessa. **Dano ambiental: uma abordagem conceitual**. Rio de Janeiro: Lúmen Júris, 2000

BOLTANSKI, Luc; CHIAPELLO, Ève. **El nuevo espíritu del capitalismo**. Madri: Akai, 2002

CARVALHO, José Murilo de. **Os bestializados: o Rio de Janeiro e a república que não foi**. São Paulo: Companhia das Letras, 1987

DEMO, Pedro. **Cidadania tutelada e cidadania assistida**. Campinas: Autores Associados, 1985; e

IBAMA/DIREC. **Manual informativo: Programa Reservas Particulares do Patrimônio Natural**. Brasília, 1999.

LOUREIRO, Wilson. ICMS ecológico na biodiversidade. In: **Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, V. II. Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000

MANCUSO, Rodolfo Camargo. **Interesses difusos: conceito e legitimação para agir**. São Paulo: RT, 1997

MATTOS, Katty Maria da Costa; MATTOS, Arthur e FERRETI FILHO, Neuclair João. Valor econômico da biodiversidade: uma abordagem teórica. In: **Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, V. II. Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000

MUJICA, Sérgio e SWIFT, Byron. El "Gravamen ecológico" – um gravamen real para asegurar la conservacion de tierras privadas em países de latinoamerica. In BENJAMIN, Antônio Herman (org.). **A proteção jurídica de florestas tropicais**. São Paulo: IMESP, 1999

MUNASINGUE, M. **Environmental economics and valuations in development decision-making**. Washington D.C.: The World Bank – Sector Policy and Research Staff, Environmental Department, 1992

OLIVEIRA, Artur Vidigal de. Função social da propriedade rural na democracia. In **Revista Jurídica Consulex**. Brasília: Consulex. N. 97, ano V, 31 de janeiro de 2001

ORLANDI NETO, Narciso. As Reservas Particulares e Legais do Código Florestal e sua averbação no Registro de Imóveis. In FREITAS, Vladimir Passos de (org.). **Direito ambiental em evolução**. Curitiba: Juruá, 1998

SILVA, José Afonso **Direito ambiental constitucional**. São Paulo: RT, 2004

TORRECILHA, Sylvia e LOUREIRO, Wilson. A contribuição das RPPNs na construção das políticas públicas de conservação da biodiversidade. In: **Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, V. II. Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000

VARGAS, Paulo Rogério. O insustentável discurso da sustentabilidade. In: BECKER, Dinizar Fermiano (org.). **Desenvolvimento sustentável: necessidade e/ou possibilidade?** Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 1999.

# Buffer zone: creation or delimitation?



**Cezar Neubert Gonçalves, Dr**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**Luanne Helena Augusto Lima, Dr.**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**Bruno Soares Lintomen**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**Pablo Lacaze de Camargo Casella**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**Christian Niel Berlinck, Dr.**

- Parque Nacional da Chapada Diamantina

**ABSTRACT.** In 2007, the federal court voided the government directive that established the buffer zone (BZ) at the Abrolhos Marine National Park (AMNP). The reasoning behind this decision, which was also adopted by the General Attorney Office, is that the directive that establishes the BZ must possess the same hierarchic level as the one that established the AMNP. In this article, the authors show that the protection of Protected Areas (PA) “buffer areas” in Brazil is guided by two distinct legal instruments: the CONAMA directive 13/90, in effect for all categories established by the National Protected Areas System (NPAS), which defines a surrounding area of 10 kilometers for environmental licensing ends; and the Article 25 of the Act 9985/00 (PANS), which establishes that the PAs, except for Private Natural Heritage Reserves (PNHR) and Environmental Protection Areas (EPA), must possess a BZ. The Bill does not mention the establishment of BZ, but rather its delimitation, which might be performed at the time the Management Plan for each PA is being devised, an understanding that is explicit in the case of Sustainable Development Reservations (Article 20 of the NPAS) and which might be inferred for the other PA categories. Arguments are present in favor of this understanding and the necessity that the BZ delimitation is done by a legal instrument in the scope of the PA managing agency.

**Keywords:** Buffer zone, delimitation, surrounding areas, protected areas.

## INTRODUCTION

Environmental fragmentation is considered to be one of the greatest causes of biodiversi-

ty loss. This scenario makes the continued management of environmental protection areas, such as Protected Areas (PA), fundamental to reduce its insulation process.

Coverage and land use around PAs directly pressure its management ability, its degree of

---

<sup>2</sup> [parnadiamantina@yahoo.com.br](mailto:parnadiamantina@yahoo.com.br)



isolation, and biodiversity loss within it. The delimitation of a surrounding area, where the types of use are regulated, has been a way of reducing the influence of human actions on these Protected Areas all around the world (Kintz *et al.*, 2006). Several authors, among them Li *et al.* (1999), show that environmental functions performed by the “buffer zones” are the basis for the Area to achieve its goal, that is, biodiversity conservation.

The establishment of Buffer Zones (BZ) in PAs was established in the Act 9985/00, in its Article 25. Recently, the Abrolhos Marine National Park (PNMA) was voided by the Federal Court because, according to what was subpoenaed by the authors of the suit, the establishment of a BZ could only be done by a legal instrument of the same nature of the one that established the PA. This suit, which was filed by city administrations in the South of the state of Bahia, focused on the supposed lack of legal competence of the management agency in delimitating the BZs, since the legal instrument that established the PNMA was a Decree (Pinto, 2009). Extra-officially, some media outlets and environmental groups pointed out as reason for the filing of the suit the interests of developers in the area encompassed by the PNMA BZ, which might limit or make it difficult to implement development projects in that area (Alegria, 2009; Conservation International, 2009).

The above mentioned understanding on the competences for demarcation of BZ was also established by the General Attorney's Office (AGU) through directive AGU/MC - 07/2006, dated August 16, 2006 (Ferreira, 2009), which led the Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) to halt all demarcation processes as well as the procedures for publication of Management Plans (MP) which listed BZ delimitations, as in the case of the Management Plan for the Chapada Diamantina National Park (PNCD).

Over the information survey performed to write this article, references were found to the

fact that the Abrolhos BZ should be 10 kilometers long (Pinto, 2009), in a clear confusion with the Surrounding Area of Protected Areas provided in the Federal Decree 99.274/00, which was regulated by Directive 13/90 of the Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA - National Council for the Environment).

During some informal consultations with attorneys at the Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), performed by employees at the PNCD, there was an opinion that this is a mistaken view and that the BZ delimitation could be done by documents possessing a hierarchical level inferior to the one which established the PA. This understanding is crucially important for the PNCD, whose MP has been approved, but the deliberations and the delimitation of its BZ are waiting for the definition of this theme in order to be in effect. In the search for the formalization of these procedures and directing the next MP formulations, the staff at PNCD sent Memorandum 028/2008 PNCD, dated June 18, 2008, to the Coordination at the Caatinga Biome, making this discussion explicit.

Thus, this article aims to review the legal aspects of BZ delimitation, established by Act 9985/00 and other suitable legislations, as well as analyzing the differences between BZ and Surrounding Area, in order to provide tools for future discussions on the subject.

## Materials and Methods

Initially, we tried to understand Brazilian environmental legislation, more specifically, the one referring Buffer Zones and Surrounding Areas of Protected Areas (PA). This review of the legislation provided necessary information for the development of the concepts that are reported in the results.

In a second stage, information was surveyed referring to the discussion of the delimitation of a Buffer Zone at the Abrolhos Marine National Park, and informal consultations

were performed with attorneys at ICMBio.

Such data were crossed with surveys performed during the elaboration of the Management Plan of the Chapada Diamantina National Park. Data tabulation provided the basis for the discussion presented next.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Surrounding Areas

As far as it was possible to verify, there was no disposition in the Brazilian legislation prior to 1990 that regulated the use of areas located around Brazilian PAs (except for Act 6.902/81, which had not been regulated yet in the referred year). Both the legal instruments that established PAs and their respective management plans referred only to the internal management of the areas, such as in the case of the National Parks of Serra da Canastra, Caparaó, Araguaia, Iguaçu, and Ubajara (IBDF, 1981a; IBDF, 1981b; IBDF, 1981c; IBDF, 1981d; IBDF, 1981e). In the academia, the inclusion of the buffer zone concept in conservationist actions started being frequent with the intent of minimizing the effects of abrupt changes in the natural environment caused by anthropic action (Berlinck, 2008; Ferreira, 2009).

Within the scope of these concerns, Federal Decree 99.274 was published on June 6, 1990, regulating aspects of the National Policy for the Environment (Act 6938/81) and Act 6.902/81, which, in its Article 3, established that "... *Care measures which protect local biota will be observed, in the areas close to Ecological Stations, and which will be established in the regulation...*" Even though the above mentioned Act referred specifically to Ecological Stations, Article 27 of Decree 99.274/90 textually states: "(...) *In the surrounding areas of Protected Areas, in a ten-kilometer radius, any activity that might affect biota will be subordinated to the rules issued by CONAMA (...)*" Thus, the Decree extended for all PA categories the protection of Surrounding Areas. In that same

year, the CONAMA directive 13/90 was issued, whose article 2 establishes that: "(...) *In the surrounding areas of Protected Areas, in a ten-kilometer radius, any activities that might affect the biota must be obligatorily licensed by the proper environmental agency.*" Single Disposition: "(...) *the licensing to which the heading of this article will be granted only with authorization from the administrator of the Protected Area (...)*"

This was the first legal framework that the protection of Surrounding Areas of PAs was based upon. It is interesting to remind that this legislation is in effect, and has not been changed until now. It is also convenient to remind that there is no discrimination regarding the type of PA that is involved, and there are no exceptions for the validity of its precepts.

Until Act 9985/00 was issued, establishing the National System of Protected Areas (SNUC), there was no provision for the existence of Buffer Zones in PAs, even though some MPs carried the figure of the Buffer Zone or similar, as it is the case of the MP of the Lagoa do Peixe National Park (IBAMA, 2009b). In other instances, such as at the MP of the Abrolhos Marine National Park, there are not any references to the surrounding area of the PA (IBAMA/Fundação Pró-Natureza, 1991). It was the above mentioned Act that established the PAs need of a BZ.

It must be emphasized, once again, that the SNUC being in effect did not revoke the CONAMA directive 13/90, nor Decree 99274/90. Thus, Protected Areas have both BZ and Surrounding Areas, except for the Private Reserves of Natural Patrimony (PRNP) and Environmental Protection Areas (EPA), for which only the 10-kilometer Surrounding Area is valid.

### Buffer Zones and their Definition through Management Plans

Article 25 of the SNUC states, textually: "(...) *protected areas, except for Environmental Protection Areas and Private Reserves of Natural*

*Patrimony, must possess a buffer zone and, when convenient, ecological corridors (...)*"

Therefore, the Legislation states, explicitly, that when a PA is established, the mentioned exceptions exempted, it will possess a BZ. Or, in other words, when a PA is established, it is automatically understood that it will possess a BZ. In Paragraph 2 of this Article, it is stated that "(...) *the limits of the buffer zone and the respective guidelines which Paragraph 1 deals with might be defined* (our emphasis) *in the act of establishment of the area or afterwards (...)*" It is observed that it does not refer to the establishment of the BZ, but to the definition both of its limits and the pertinent guidelines.

The Legislation also states that "(...) *the Protected Areas are established by an act of the Public Office (...)*" (Art. 2), without defining this act' hierarchical degree. The establishment of federal PAs has been done via decrees by the federal administration even though, they might eventually be established via legislation, as it is the case of the Saint-Hilaire/Lange National Park, which was established by Act 10.227/01, or directives, as it is the case of the Açú National Forest, which was established by Directive MMA 245, dated July 18, 2001 (IBAMA, 2009a), among other legal instruments. Nevertheless, Paragraph 1 of Article 25 states that: "(...) *the agency responsible for the administration of the area shall establish* (our emphasis) *specific guidelines regulating the occupation and use of the resources of the buffer zone and the ecological corridors of a protected area (...)*" The Legislation does not define either the type of act that must establish these instruments, but it must be an act within the scope of the management agency, and not from a superior instance, which would be in discordance with this Legislation.

The same above understanding is valid for the MP, whose elaboration is established by Article 27 that states, in its Paragraph 1: "(...) *the management plan must encompass the territory of the protected area, its buffer zone* (our emphasis), *and the ecological corridors, including*

*measures aiming at promoting integration to the economic and social life of the neighboring communities (...)*"

Additionally, Article 27, in its Paragraph 4, establishes that: "(...) *the management plan can dispose on the liberation and cultivation of genetically modified organisms in the environmental protection areas and the buffer zones* (our emphasis) *of the other categories of protected areas, (...)*" What is noticed is that this Article complements the dispositions of Article 25, giving the MP competence for the establishment of BZ guidelines. Therefore, the moment afterwards established in Article 25 for the delimitation of the BZ, and for the establishment of its guidelines, might be the Management Plan. If the Legislation does not explicitly state it, it provides elements that might support this understanding and, except for a better judgment, does not establish otherwise exclusions. In both cases, the competence for guideline establishment and space delimitation must belong to the agency in charge of the management of the area.

Finally, it is necessary to remind that, in the specific case of Sustainable Development Reservations, the Article 20 of the SNUC, in its Paragraph 6, states that: "(...) *the Management Plan of the Sustainable Development Reservation will define the zones of integral protection, of sustainable use, and buffer zones* (our emphasis) *and ecological corridors, and shall be approved by the area's Deliberative Council (...)*" Therefore, at least in this category, the Legislation explicitly establishes that it is the MP that should delimit the BZ (Ferreira, 2009)

## CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

The reasoning presented in the above discussion shows that the Buffer Zones of the Protected Areas are intrinsic to the nature of these protected natural spaces, except for the exemptions stated by the SNUC. Even in these cases (EPA and PRNP), the determinations are in effect of the Surrounding Areas of

CONAMA Directive 13/90 and the respective legal instruments that subsidize it, which do not make exceptions regarding the nature of the PA for its scope.

Besides what has been exposed herein, it was proved that it is possible to infer, from the existing environmental legislation, that the management of PAs (ICMBio in the case of those under Union administration) has competence for both defining the limits of the BZs and putting them into effect using its legal instruments, with no need that this is done through legal instruments of the same nature as the one that established the PA. Similar conclusions had been reached by Ferreira (2009), who showed the several discrepancies between the adopted understanding by the AGU, which states that the BZ should be established by an instrument of equal hierarchic level of the one which established the PA.

It is expected that these considerations help settling any existing doubts about the theme. It is also expected that it is possible to obtain approval for the BZs of those PAs that did not predicted them, for whatever reasons, in the elaboration of their respective Management Plans as it is the case of the Abrolhos Marine National Park, or of those whose Management Plans included the BZ, even though as an annex, as it is the case of the Chapada Diamantina National Park.



## REFERENCES

Alegria, M. *Parque Nacional de Abrolhos ameaçado por derrubada de zona de amortecimento*. Disponível em: <http://www.revistameioambiente.com.br/2007/06/26/parque-nacional-de-abrolhos-ameacado-por-derrubada-da-zona-de-amortecimento/>. Acesso em 09/02/2009.

Berlinck, C. N. 2008. *Diagnóstico Sócio-Ambiental do Entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas (DF)*. Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 160p.

Conservation International. *Processo movido por prefeituras derruba proteção a Abrolhos*. Disponível em: <http://www.conservation.org.br/noticias/noticia.php?id=251>. Acesso em 09/02/2009.

Ferreira, L. M. *Uma interpretação jurídica sobre as zonas de amortecimento das Ucs no Brasil*. Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. Disponível em <http://www.redeprouc.org.br/site2009/artigos.asp?codigo=266>. Acesso em 24/01/2009.

IBAMA / Fundação Pró-Natureza. 1991. *Plano de Manejo Parque Nacional Marinho dos Abrolhos*. IBAMA / FUNATURA / Aracruz Celulose S.A., Brasília.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Floresta Nacional de Açu*. Disponível em <http://www.ibama.gov.br/siucweb/listaUcCategoria.php?abrev=FLONA>. Acesso em 24/01/2009a.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Plano de Manejo do Parque Nacional da Lagoa do Peixe*. Disponível em [http://www.ibama.gov.br/siucweb/unidades/parna/planos\\_de\\_manejo/66/html/index.htm](http://www.ibama.gov.br/siucweb/unidades/parna/planos_de_manejo/66/html/index.htm). Acesso em 24/01/2009b.



IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1981a. Plano de Manejo Parque Nacional da Serra da Canastra. *Documento técnico n. 05*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1981b. Plano de Manejo Parque Nacional do Iguaçu. *Documento técnico n. 06*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1981c. Plano de Manejo Parque Nacional de Ubajara. *Documento técnico n. 07*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1981d. Plano de Manejo Parque Nacional do Caparaó. *Documento técnico n. 08*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

IBDF – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1981e. Plano de Manejo Parque Nacional do Araguaia. *Documento técnico n. 09*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal / Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília.

Kintz, D. B.; Young, K. R.; Crews-Meyer, K. A. 2006. Implications of Land Use / Land Cover Changes in the Buffer Zone of a National Park in the Tropical Andes. *Environmental Management* 38(2): 238-252.

Li, W.; Wang, Z.; Tang, H. 1999. Designing the Buffer Zone of a Nature Reserve: a Case Study in Yancheng Biosphere Reserve, China. *Biological Conservation* 90: 159-165.

Pinto, M. A polêmica da redução da Zona de Amortecimento. *AmbienteBrasil*. Disponível em: <http://www.ilhasdeabrolhos.com.br/br/197/>

a-polemica-da-reducao-da-zona-de-amortecimento. Acesso em 09/02/2009.

# Study of the relationship between roads, relief, land use, and natural vegetation in the Íbiuna Plateau - SP, focusing on landscape ecology

**Simone R. Freitas Dr.<sup>1</sup>,**

- Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo  
Universidade Federal do ABC

**Ana Maria G. Teixeira, MSc**

- Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo

**Jean Paul Metzger, Dr.**

- Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo

**ABSTRACT.** Roads facilitate access by deforestation agents, being relevant in studies approaching conservationist matters in rainforests. It is important to understand the relationship between road distribution, relief, land use, and forest coverage in order to evaluate where forests are more vulnerable. This study aimed at: 1) understanding the relationship between relief and density and road connectivity in three moments in time; and 2) evaluating the relationship between distance from roads and forest coverage, farmlands and rural and urban facilities in a fragmented Atlantic Forest landscape in three moments in time. Maps of roads, altitude, and land use and coverage were used. Chi-square tests showed that: 1) density and road connectivity did not present significant relationship with the relief; and 2) forest areas occupy areas distant from the roads, while farmlands and rural and urban facilities occupy areas nearer the roads. Roads and land use, regardless of relief, influence forest coverage distribution. Thus, we suggest that roads are taken into account in conservationist strategies and environmental planning.

**Keywords:** landscape ecology, density and road connectivity, Atlantic Forest, graph theory.

## INTRODUCTION

Roads affect the atmosphere, the soil, the vegetation, the fauna, and human communities that are near them, and, on their turn, roads are affected by the environment where they are built (Forman & Alexander, 1998; Forman et al., 2003; Forman, 2004). Roads might particularly affect rainforests and their biodiversity, both directly and indirectly, either by facilitating access by poachers (Nagendra et al.,

2003), or by population fragmentation and isolation process (Santos & Tabarelli, 2002; Jaeger et al., 2005; Eigenbrod et al., 2008) or, yet, by deaths caused by roadkills (Melo & Santos-Filho, 2007; Coelho et al., 2008). The understanding of the relationship between the roads and the environment, including Man, is in essence an area of multidisciplinary research and of great applicability, and it might serve as a tool for decision making in environmental and transportation planning, and in conservation strategies, involving economic, social, ecological, and political matters (Dramstad et al., 1996; Forman, 2004).

<sup>1</sup> simonerfreitas.ufabc@gmail.com

Roads connect in networks, varying in shape and purpose, with the relief and the services offered by the road network being determinant to it (Forman et al., 2003). In mountainous terrain, the ramiform patterns of the road network are partially constituted by road conformation with bottom of valleys and hills, as well as by the limitations imposed by declivity during road building. Regular-shaped road networks are frequently observed in flat terrains and urban areas, while peripheral-urban areas present more irregular networks, due to topographic variation (Forman et al., 2003). Roads located in rural properties used for flow of farming products are preferably built at the same level, in order not to cause the formation of banks that affect the safe movement of farm vehicles and favor erosion (Politano et al., 1989). The Ibiúna Plateau is located in a peripheral-urban area, and is undergoing a transition process between farm activities and the expansion of urban areas under the influence of the São Paulo metropolitan area (Teixeira et al., 2009). Thus, it is expected that the relief, the forest coverage, and land use present a relationship with the manner the roads are distributed in the region.

Roads facilitate access by deforestation agents, such as farmers, collectors of natural resources (e.g., timber), and poachers (Chomitz & Gray, 1996; Nepstad et al., 2001; Laurance et al., 2002; Santos & Tabarelli, 2002; Nagendra et al., 2003; Soares-Filho et al., 2004; Walker et al., 2004; Pfaff et al., 2007). In areas of the Amazon Forest, roads have been being built with the goal of promoting the expansion of the farming frontier since the 1970s, and they might even be considered deforestation agents (Laurance et al., 2002; Fearnside, 2008). And in areas where European settlements are more ancient, like in the Atlantic Forest, the roads, land use, and relief affect the native vegetation coverage in a more complex manner. In this case, several deforestation agents distinctly contributed at certain historical moments and in certain regions, forming an intricate mosaic (Hawbaker et al., 2006). In several Atlantic Forest areas, forests

occupy hilltops, areas that have been spared from farming because of the difficult access, legal environmental protection, or low soil fertility, when compared to holms (Cabral & Fiszon, 2004; Freitas, 2004; Lignani et al., 2005; Silva et al., 2007; Cabral et al., 2007; Teixeira et al., 2009). Forman et al. (2003) also emphasize the importance of including, besides density and road proximity, the shape of the road network (e.g., connectivity) in studies of fragmented landscapes. Understanding road distribution in relation to relief and land use and coverage (forests, farmlands, and rural and urban facilities) is important to understand the areas where forests are more vulnerable, that is, where there are more roads and land use is more intensive.

In this study we will not include all deforestation agents, we will be restricted to roads, relief (altitude), to two types of land use characteristic of the Ibiúna Plateau area (farmlands and rural and urban facilities), and to a determined place in time (three years: 1962, 1981, and 2000). This study's goals were: 1) to understand the relationship between relief and the density and road connectivity; and 2) to evaluate the relationship between distance from the roads and forest coverage, the farmlands, and rural and urban facilities in a fragmented landscape of the Atlantic Forest (Ibiúna Plateau, São Paulo)

## MATERIAL AND METHODS

### Study area

This study was conducted in a 10,488 hectares area in the Ibiúna Plateau, a Pre-Cambrian formation located 40 kilometers from the city of São Paulo (23°35'S-23°50'S; 46°45'W-47°15'W), in the municipalities of Cotia and Ibiúna, State of São Paulo, southeastern Brazil (FIGURE 1). Altitude ranges between 850 and 1,100 meters and the relief is characterized by denudation, convex hills, and inclinations greater than 15% (Ross & Moroz, 1997). The climate is hot and humid, and the average temperature ranges between 11 and 27°C. Annual rainfall is approximately 1,300-

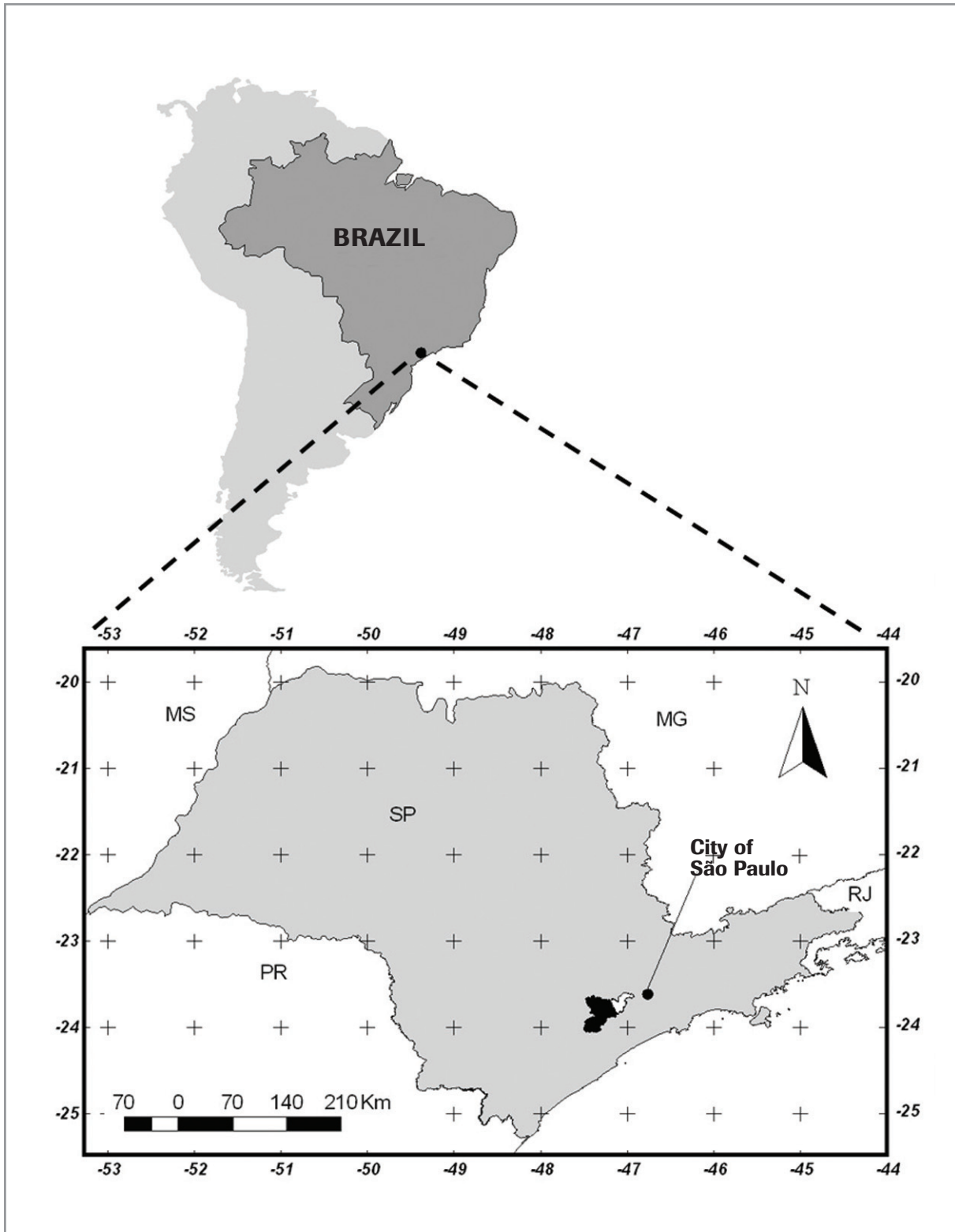


FIGURE 1. Study area located in the State of São Paulo (Brazil), 40 kilometers away from the city of São Paulo.

1,400mm, and the coldest and driest months being between April and August. The vegetation is a transition between Atlantic Coastal

rainforest and Atlantic semideciduous forest, being classified as Low Montane Atlantic Rainforest (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).



Floristic inventories in the area showed a wealth of trees (362 species with diameter of over 5cm at chest height), with predominance of Myrtaceae (79 species), Lauraceae (38 species), and Fabaceae (31 species) (Bernacci et al., 2006). The landscape is fragmented and dominated by farmlands, native forests, and rural and urban facilities. The region is undergoing a transition process from produce-related activities, traditionally practiced by Japanese immigrants and their descendants, and urbanization under the influence of the expansion of the metropolitan area of São Paulo (Seabra, 1971; Teixeira et al., 2009). Since the 1970s, Seabra (1971) observed that the most dynamic factors in the area were related to urban development originating in the city of São Paulo, despite produce-related activities still being more important at that time. Since the 1980s, the proximity to the Metropolitan Area of São Paulo became an encouraging factor for property division and the building of summer houses, many of them invading permanent protection areas (Teixeira et al., 2009). In 2000, the increase in rural and urban facilities is noticeable despite farmlands and forests still being dominant in the area (Teixeira et al., 2009). The Ibiúna Plateau possesses a Protected Area, named Morro Grande, which presents high biodiversity when compared to nearby forest fragments (Bernacci et al., 2006).

### City of São Paulo

The region has been connected to the city of São Paulo through the Raposo Tavares Highway (SP-270) since the 1950s (Seabra, 1971), and still is an area under indirect influence of the Mario Covas Bypass (FESPSP, 2004). Several secondary roads are used for the flow of produce and circulation of both the local community and tourists. In the study area, the roads are secondary and non-paved, while the paved and busier roads (e.g., SP-250) are peripherally located.

### DATA BASE

Maps of the main and secondary roads, as well as altitude and land use and coverage

maps were used. The maps of the main and secondary roads were produced in 1962 (1:25,000 scale), 1981 (1:35,000), and 2000 (1:10,000), generated from photointerpretation. Altitude maps were generated from a numeric model based on level curves, considered in 5-by-5-meters intervals, and digitalized based in topographic charts (1:10,000; aerial surveys performed in 1979) from the Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo, which were produced by Teixeira et al., (2009). Maps of land use and coverage were produced for the years of 1962, 1981, and 2000 from the interpretation of stereoscopic pairs using the same set of aerial photographs used in the mapping of main and secondary roads (Silva et al., 2007; Teixeira et al., 2009). From maps of land use and coverage, the forest coverage map was generated, in which forest was understood as the initial-intermediate, intermediate-advanced, and advanced classes of successional forest stages, which include arboreal formations at different densities. This land use and coverage mapping possesses an accuracy degree of 88% (Silva et al., 2007).

In order to quantify the connectivity of the road network, the graph theory (Haggett & Chorley, 1969; Arlinghaus et al., 2002) was applied. A graph is such a set of nodes (N) and edges (E) that each edge is a connection between two nodes (Arlinghaus et al., 2002). Each graph, which represents the road network at each time, was evaluated in relation to its connectivity degree through the alpha ( $\alpha$ ) index, which ranges from 0 to 1 (Haggett & Chorley, 1969). The  $\alpha$  index is calculated through the number of edges (road segments; E), nodes (number of ramification points; N), and subgraphs (groups of independent segments; G):  $\alpha = [(E - N + G) / 2N - 5]$ . As demonstrated by the hypothetical design, this index can be increased, for instance, by just increasing the number of edges – road segments, in this case (FIGURE 2). The road network was interpreted through graphs, the roads being considered as edges, and bifurcations, localities, and main houses of rural properties as nodes. The maps of main and

secondary roads referring to 1962, 1981, and 2000 were used as basis for this interpretation. Other measure of the road network was road density, calculated by dividing the total length of the roads by the landscape area.

In order to test the effect of relief on road connectivity and density, only an altimetrical division was used. However, previous studies showed that altitude and declivity are strongly correlated (higher areas present more declivity; Silva et al., 2007). Thus, the division used encompasses a wider relief variance. The study area was divided into five regularly distributed altitude sub-regions (860-880m, 880-900m, 900-920m, 920-940m, and 940-960m), plus another sub-region with altitudes above 960m. This last sub-region took into consideration a wider altimetrical buffer so that the sampled area was not too small, which might difficult the calculation of the connectivity variable. Road density and connectivity were evaluated in each altimetrical buffer through the Arc View 3.2 application, combining by crossing the hypsometry matrix (TIN) with that of the roads (with 10-meters cells; **FIGURE 3**). Next, the relationship between road connectivity and density with the altitude was analyzed, for each one of the three years (1962, 1981, and 2000).

In order to evaluate the distance from roads and forest coverage, farmlands, and rural and urban facilities, six distance strips (or buffers) were established using roads as reference, with distances of 0 to 50m, 50 to 100m, 100 to 200m, 200 to 400m, 400 to 800m, and above 800m. The buffers are narrower in the proximity of roads because a more intense effect is expected near the roads than in the more distant areas (Freitas, 2004; Cabral et al., 2007; Teixeira et al., 2009). In each of the six buffers the areas of forest coverage, farmlands, and rural and urban facilities were quantified in hectares. This relationship was analyzed separately for each of the three years.

**DATA ANALYSIS**

In order to evaluate whether the two distri-

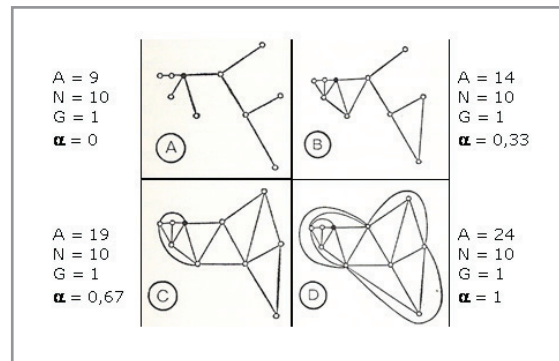


FIGURE 2. Hypothetical example of road networks showing connectivity increase, expressed by the index, using graphs presenting a constant number of sub-networks (G=1) and nodes (N=10). In the ABCD sequence, the increase in number of links (edges; E) leads to increase in connectivity ( $\alpha$ ) (modified from Haggett & Chorley, 1969).

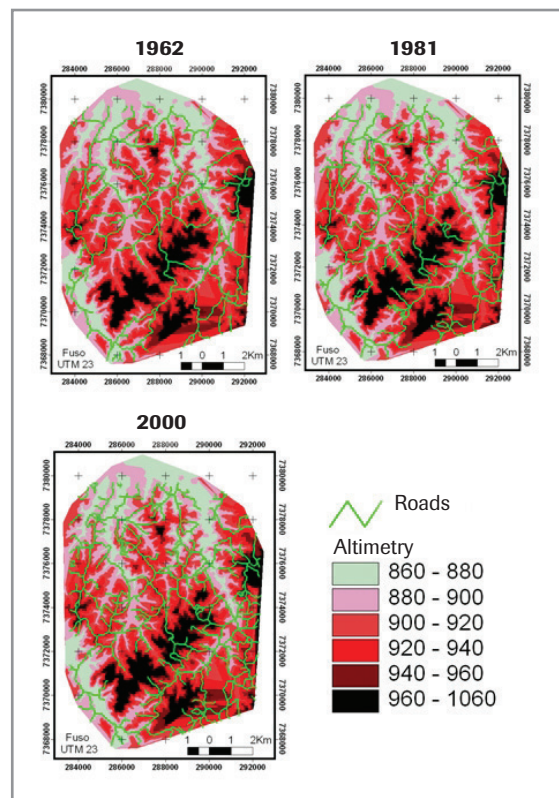


FIGURA 3. Road distribution in relation to altimetrical variance in the three years (1962, 1981, and 2000)

bution measures of the road network were redundant, Pearson's Correlation between road connectivity and density was applied, since the variables presented a normal distribution according to the Kolmogorov-Smirnov test (Zar, 1996). The Chi-Square test ( $\chi^2$ ) was ap-

plied to test the hypothesis of independence between road parameters and the relief, and between the distance from roads and land use and coverage (Zar, 1996). Comparison between the obtained and expected values via the Chi-Square test was performed separately for each year (1962, 1981, and 2000). The difference between the obtained and the expected values was considered significant by using a 5% significance level ( $p \leq 0.05$ ).

Both in the study of the relationship between road density and altitude, and that of the relationship between road connectivity and altitude, the expected figure for a certain year was the total road density (or connectivity) in the landscape in that year, equally distributed by altimetrical strips, thus considering road distribution independently from altitude variance (Zar, 1996). Thus, in case the Chi-Square test presents a significant difference between what was expected and what was observed, results will show that density (or connectivity) is distinctly distributed among the altimetrical buffers, i.e., altitude influences road distribution (represented by density and connectivity measures).

On the study of the relationship between land use and coverage and distance from roads, on the other hand, firstly the relative area for each type of soil use coverage was calculated for each year, dividing the total area of each type by the total area of the studied landscape. Next, the expected value was calculated by multiplying the relative area of each type of soil use and coverage, during a certain year, by the area of each distance strip from

the roads, thus considering the distribution of the different types of soil use and coverage, in each year, regardless of the distance from the roads. Thus, the expected percentage (relative area) is constant in each year, but the absolute area (in hectares) will depend on the width of the distance strip taken into consideration. In this way, in case the Chi-Square test presents a significant difference between what was expected and what was obtained, results will show that a certain type of soil use or coverage is distinctly distributed among the road distance strips, i.e., the road influences the distribution of this type of soil use and coverage.

## RESULTS

The correlation between road connectivity and density in the different altimetrical buffers was positive and significant for 1981 ( $R = 0,902$ ;  $p < 0,05$ ), but it was not significant for 1962 ( $R = 0,722$ ;  $p > 0,05$ ), and 2000 ( $R = 0,4336$ ;  $p > 0,05$ ). Thus, in 1981, the altimetrical buffers with greatest road connectivity values are also those presenting the highest road density (**TABLE 1**).

Regarding the relationship between relief and roads, the Chi-Square test showed that road density was not significantly different from what had been expected in all altimetrical buffers, over the three studied periods (1962,  $\chi^2 = 0,201$ ,  $p > 0,05$ ; 1981,  $\chi^2 = 0,171$ ,  $p > 0,05$ ; 2000,  $\chi^2 = 0,412$ ,  $p > 0,05$ ; **FIGURE 4**). In addition, an increase in road density is observed throughout the years, the year 2000 being the one with the highest density values, especial-

TABLE 1. Road density and connectivity ( $\alpha$  index) in relation to altitude buffers during the three years.

Altitude buffer (m)	Buffer area (km <sup>2</sup> )	1962		1981		2000	
		Density (km/km <sup>2</sup> )	Index $\alpha$	Density (km/km <sup>2</sup> )	Index $\alpha$	Density (km/km <sup>2</sup> )	Index
860-880	12.55	1.38	0.00	1.57	0.00	1.73	0.00
880-900	23.97	1.70	0.43	1.85	0.00	2.82	0.00
900-920	25.52	1.39	0.21	1.71	0.00	2.25	0.12
920-940	19.57	1.69	0.50	2.16	0.51	2.75	1.00
940-960	9.46	1.56	0.00	2.20	0.35	2.49	0.49
> 960	9.47	1.06	0.00	1.76	0.00	1.94	0.00



ly in the 880-900m (2.82km/km<sup>2</sup>) and 920-940m (2.75km/km<sup>2</sup>) altimetrical buffers (TABLE 1, FIGURE 4). Increase in density between years apparently occurred in the highest altitudes during the 1962-1981 period, and in the lower altitudes during the 1981-2000 period (FIGURE 4).

Regarding road connectivity, the Chi-Square test showed that the values observed were not significantly different from the expected ones for all years (1962,  $\chi^2 = 1.118$ ,  $p > 0.05$ ; 1981,  $\chi^2 = 1.642$ ,  $p > 0.05$ ; and 2000,  $\chi^2 = 2.485$ ,  $p > 0.05$ ; FIGURE 5). Increase in connectivity between the years is also observed, especially in 2000 in the 920-940m altimetrical buffer, and decrease at 880-900m (FIGURE 5).

Areas relative to forest coverage for each year were: 44.13% (1962, 4628ha), 46.34% (1981, 4860ha), and 30.84% (2000, 3234ha). Forest coverage was smaller than expected near roads (up to 100m away), and greater than expected between 200 and 800m away from the roads, especially in 2000 (FIGURE 6). Thus, the forest area was significantly smaller in locations near roads and larger in locations away from roads in all years: 1962 ( $\chi^2 = 126.54$ ;  $p < 0.01$ ); 1981 ( $\chi^2 = 174.95$ ;  $p < 0.01$ ); and 2000 ( $\chi^2 = 571.35$ ;  $p < 0.01$ ). When comparing the years with each other, it is observed that between 1981 and 2000 there as an increase in noticeable forest in distances above 400m from roads (FIGURE 6).

Farmlands covered 3,861 hectares in 1962, 4,076 hectares in 1981, and 3,935 hectares in 2000, corresponding to 36.81%, 38.86%, and 37.52% of the landscape, respectively. Regarding distance from roads, the pattern was inverted from that observed in forest coverage. Farmlands were bigger than expected near roads (up to 100m away) and smaller than expected in the buffers > 400 meters away from roads (FIGURE 7). The Chi-Square test showed that differences are significant for the years of 1962 ( $\chi^2 = 184.81$ ;  $p < 0.01$ ), 1981 ( $\chi^2 = 143.34$ ;  $p < 0.01$ ), and 2000 ( $\chi^2 = 132.94$ ;  $p < 0.01$ ). When comparing years with each other, a noticeable decrease in farming areas is

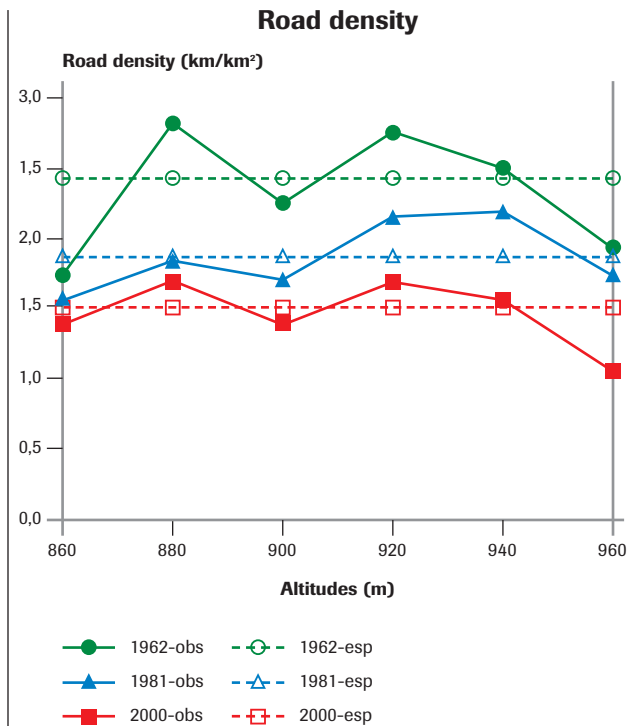


FIGURE 4. Road density regarding altitude in the three years: observed (obs) and expected (esp) values. Altimetrical buffers are represented by the inferior interval limit (e.g. the 880-900m buffer is represented by 880m).

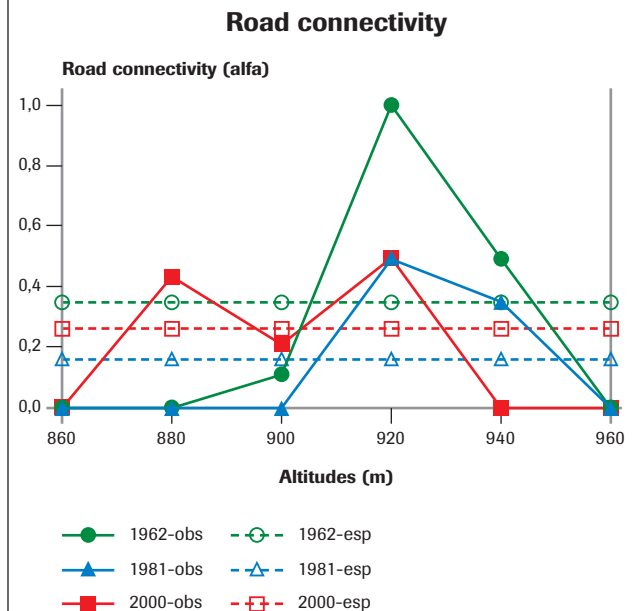


FIGURE 5. Road connectivity in relation to altitude in the three years: observed (obs) and expected (esp) values. The altimetrical buffers are represented by the inferior interval limit (e.g., the 880-900m buffer is represented by 880m)



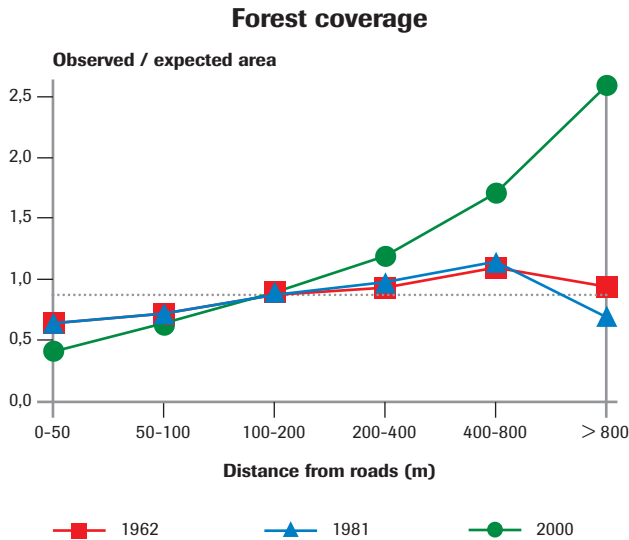


FIGURE 6. Relationship between observed and expected forest coverage associated to distance from roads in the three years. Altimetrical buffers are represented by the inferior interval limit (e.g., the 880-900m buffer is represented by 880m).

observed for 2000 in the areas farthest from the roads, contrary to what had been observed for 1981 in farming areas distant over 800 meters from the roads (FIGURE 7).

Rural and urban facilities covered 67 hectares in 1962, 156 hectares in 1981, and 1,638 hectares in 2000, corresponding, respectively, to 0.64%, 1.49%, and 15.62% of the landscape. Regarding the distance from roads, rural and urban facilities, similarly to what had been observed for farmlands, they were greater than expected in the proximity of roads (up to 100 meters away), and smaller than expected in the > 400 meters away from roads buffers (FIGURE 8). The Chi-Square test showed that the differences are significant for 1962 ( $\chi^2 = 26.13$ ;  $p < 0.01$ ), 1981 ( $\chi^2 = 94.01$ ;  $p < 0.01$ ), and 2000 ( $\chi^2 = 424.87$ ;  $p < 0.01$ ). When comparing the years with each other, it is observed that the remarkable increase in areas with rural and urban facilities in 1981 and 1962 was concentrated especially in the proximity of the roads (FIGURE 8).

## DISCUSSION

The Ibiúna Plateau presented, from 1962 to 2000, an intense increase in road density,

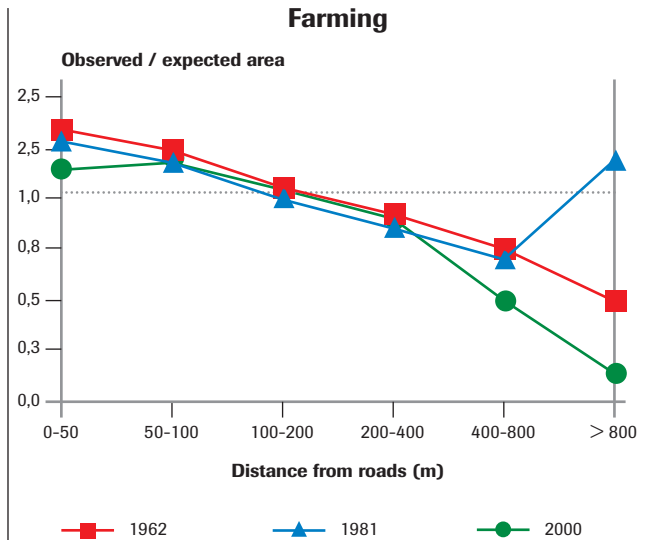


FIGURE 7. Relationship between observed and expected farmland areas regarding distance from roads in the three years. The altimetrical buffers are represented by the inferior interval limit (e.g., the 880-900m buffer is represented by 880m). The traced line indicates where there is no difference between observed and expected areas.

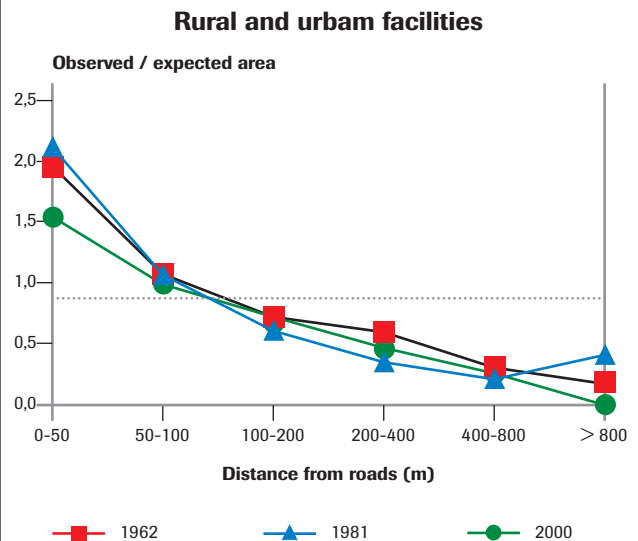


FIGURE 8. Relationship between the observed and the expected areas with rural and urban facilities regarding distance from roads in the three years. The altimetrical buffers are represented by the inferior interval limit (e.g., the 880-900m buffer is represented by 880m). The traced line indicates where there is no difference between observed and expected areas.

which on its turn seems to affect the changes occurred in land use and occupation, representing a potential threat to the conservation of biodiversity of the rainforest in this area.

However, road distribution did not significantly vary due to relief type, particularly of altitude.

The increase in road density and connectivity can be associated, with the passing of the years, to the expansion of urban development, which was favored by the installation and broadening of the power grid and by improvements in the Raposo Tavares Highway, which is the main connection between the study area and the city of São Paulo (Teixeira *et al.*, 2009). The remarkable increase in areas with rural and urban facilities was predicted by Seabra (1971) when he reported the process of decadence undergone by farming activities in the area of the Ibiúna Plateau, indicating change in the type of land use. At the time, Seabra (1971) emphasized the increase in developing activities in the area, changing owner profile from farmers to city residents who occasionally use the rural residence, usually for leisure. Studying the same area, Teixeira *et al.* (2009) showed that, from the 1960s to 1980s, there was a decline in farming and the farmlands were abandoned, which led to the regeneration of forests; after 1980, on the other hand, a urbanization process is noticed, increasing the size of the towns and, at the same time, the majority of the farms were replaced by summer houses occupied mainly by middle class families over the weekend. The urbanization process of the suburbs, based on the expansion of the metropolis by way of occasionally used residences, was also observed in other metropolitan areas, such as the districts of Guapimirim and Cachoeiras de Macay, in the state of Rio de Janeiro (Cabral & Friszon, 2004).

Density and connectivity of roads do not present a significant relationship to altimetric variance. A distinct result was reached by Lignani *et al.* (2005), in which an increase in road connectivity was observed in higher altitudes in areas of the Atlantic Forest in Rio de Janeiro. This positive relationship between road connectivity and altimetric variance was one of the factors used to explain the pattern of forest confinement and the decrease in

the size of forest fragments on hilltops in that area (Cabral & Fiszon, 2004; Freitas, 2004; Cabral *et al.*, 2007). In a similar manner, in the study area, the Ibiúna Plateau, forest coverage is greater in areas with declivities and/or higher altitude, a relationship that is explained by the direct effect of land use, that is, land use for economic reasons is preferentially done in areas with less declivity or low altitude, leading to a more drastic decrease in forest coverage in these situations (Silva *et al.*, 2007). Other studies show greater forest coverage, and even greater species richness, in areas of higher altitude, the explanation for this distribution being a more intensive land use in valleys and plains (Becker *et al.*, 2004; Forrest *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2008). In general, road distribution does not seem to be the most relevant factor to explain greater forest coverage in areas of higher altitude (or declivity). The relationship between roads, forest coverage, and altimetric variation is probably more complex. Depending on the history of land use in the area, road distribution or the type and intensity of land use will be the most relevant factors to explain the distribution pattern of forest coverage at different altitudes.

On the other hand, the relationships found between forest coverage and distance from roads show that the areas near roads (up to 100 meters away from the road) possess less forest coverage than the expected and more distant areas, especially those between 200 and 800 meters away from roads, present forest coverage greater than expected. Besides, farmland areas and those with rural and urban facilities were greater than expected near roads (up to 100 meters away from the road), and smaller than expected in more distant areas from the roads. Teixeira *et al.* (2009) showed that in the Ibiúna Plateau forest regeneration occurred in areas farther from roads and urban centers, in declining terrain near rivers, probably due to legislation influence, while deforestation or clearing of initial vegetation tend to occur in areas more favorable for farming: flatter and lower lands with easy access. Thus, forest areas concentrated in

areas distant from roads, while the farming areas and rural and urban facilities concentrated near roads. This pattern found in the Ibiúna Plateau is repeated in several tropical areas, indicating that roads are deforestation facilitators (Chomitz & Gray, 1996; Nepstad et al., 2001; Laurance et al., 2002; Santos & Tabarelli, 2002; Nagendra et al., 2003; Freitas, 2004; Soares-Filho et al., 2004; Walker et al., 2004; Cabral et al., 2007; Pfaff et al., 2007; Forrest et al., 2008). Apparently, the expansion and modernization of road network encourage land occupation, facilitating the flow of goods and people, thus serving as facilitators for deforestation agents even in natural areas unprotected by the Environmental Legislation (Soares-Filho et al., 2004).

Due to the negative relationship of road proximity to forest coverage, we suggest that the effect of the roads should be taken into consideration in studies of territory planning and biodiversity conservation. Sousa et al. (2009) observed a similar negative relationship between road proximity and the area of Protected Areas in the state of São Paulo. Landscape parameters (for instance, area and shape of forest fragments, connectivity between forest fragments) have been indicated as relevant factors to be taken into consideration in conservation strategies and in environmental planning (Williams et al., 2002; Ribeiro et al., 2009). However, roads have not been incorporated yet as an additional parameter in the definition of priority areas for conservation or forest restoration, which in this case are those areas further away from roads. Additionally, studies on the impact of roads on the wild fauna and flora must be encouraged, especially in Protected Areas, where roads might intensify environmental degradation, as it has already been demonstrated in the Amazon (Soares-Filho et al., 2004; Fearnside, 2007; Perz et al., 2007; Pfaff et al., 2007; Fearnside, 2008).

## CONCLUSION

Road density and connectivity were not significantly influenced by relief, particularly

the altitude, in the studied area and period. However, road proximity positively influenced farmlands and human occupation and, conversely, negatively influenced forest coverage. The increase in road density was one of the factors that led to loss of forest coverage, since it was smaller near roads, as it has been observed in other studies in rainforests. Thus, we suggest that roads are taken into consideration as facilitators of deforestation agents and as relevant additional factor to define conservation strategies and the restoration of rainforests and their biodiversity.



## ACKNOWLEDGMENTS

We thank FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - (Proc. n<sup>o</sup> 06/02673-9) for the postdoctoral scholarship granted. This study used the data base generated by the BIOTA/FAPESP "Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo" project (Proc. n<sup>o</sup> 99/05123-4).

## REFERENCES

- Arlinghaus, S.; Arlinghaus, W. C.; Harary, F. 2002. *Graph Theory and Geography: An Interactive View E-Book*. New York: John Wiley & Sons.
- Becker, F. G.; Irgang, G. V.; Hasenack, H.; Vilella, F. S.; Verani, N. F. 2004. Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic Forest (River Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 64 (3B): 569-582.
- Bernacci, L. C.; Franco, G. A. D. C.; Àrbocz, G. F.; Catharino, E. L. M.; Durigan, G.; Metzger, J. P. 2006. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). *Revista do Instituto Florestal* 18: 121-166.
- Cabral, D. C.; Fizon, J. T. 2004. Padrões sócio-espaciais de desflorestamento e suas implicações para a fragmentação florestal: Estudo de caso na Bacia do Rio Macacu, RJ. *Scientia Forestalis* 66: 13-24.
- Cabral, D. C.; Freitas, S. R.; Fizon, J. T. 2007. Combining sensors in landscape ecology: Imagery-based and farm-level analysis in the study of human-driven forest fragmentation. *Sociedade & Natureza* 19 (2): 69-87.
- Chomitz, K. M.; Gray, D. A. 1996. Roads, land use, and deforestation: a spatial model applied to Belize. *The World Bank Economic Review* 10 (3): 487-512.
- Coelho, I. P.; Kindel, A.; Coelho, A. V. P. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 54: 689-699.
- Dramstad, W. E.; Olson, J. D.; Forman, R. T. T. 1996. *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning*. Washington: Island Press.
- Eigenbrod, F.; Hecnar, S. J.; Fahrig, L. 2008. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology* 23: 159-168.
- Fearnside, P. M. 2007. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) highway: The environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environmental Management* 39: 601-614.
- Fearnside, P. M. 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology and Society* 13 (1): 23.
- FESPSP. 2004. *Programa Rodoanel Mario Covas: Relatório de Impacto Ambiental (RIMA)*. São Paulo: Fundação Escola de Sociologia e Política de São Paulo.
- Forman, R. T. T. 2004. Road ecology's promise: What's around the bend? *Environment* 46 (3): 8-21.
- Forman, R. T. T.; Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Reviews in Ecology & Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R. T. T.; Sperling, D.; Bissonette, J. A.; Clevenger, A. P.; Cutshall, C. D.; Dale, V. H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C. R.; Heanue, K.; Jones, J. A.; Swanson, F. J.; Turrentine, T.; Winter, T. C. 2003. *Road ecology: science and solutions*. Washington: Island Press.
- Forrest, J. L.; Sanderson, E. W.; Wallace, R.; Lazzo, T. M. S.; Cerveró, L. H. G.; Coppolillo, P. 2008. Patterns of land cover change in and around Madidi National Park, Bolivia. *Biotropica* 40 (3): 285-294.
- Freitas, S. R. 2004. *Modelagem de dados espectrais na análise de padrões de fragmentação florestal na bacia do Rio Guapiaçú (RJ)*. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Haggett, P.; Chorley, R. J. 1969. *Network analysis in geography*. London: Edward Arnold.
- Hawbaker, T. J.; Radeloff, V. C.; Clayton, M.



- K.; Hammer, R. B.; Gonzalez-Abraham, C. E. 2006. Road development, housing growth, and landscape fragmentation in northern Wisconsin: 1937-1999. *Ecological Applications* 16 (3): 1222-1237.
- Jaeger, J. A. G.; Bowman, J.; Brennan, J.; Fahrig, L.; Bert, D.; Bouchard, J.; Charbonneau, N.; Frank, K.; Gruber, B.; Von Toschanowitz, K. T. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185: 329-348.
- Laurance, W. F.; Albernaz, A. K. M.; Schroth, G.; Fearnside, P. M.; Bergen, S.; Venticinque, E. M.; Costa, C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29: 737-748.
- Lignani, L. B.; Cabral, D. C.; Freitas, S. R.; Cerqueira, R. 2005. Conectividade da rede de estradas como indicador de fragmentação florestal antropogênica: Uma aplicação à bacia do rio Macacu, RJ. In: *VII Congresso de Ecologia do Brasil, Anais*, Caxambu. Pp. 1-2. Sociedade de Ecologia do Brasil. Caxambu.
- Melo, E. S.; Santos-Filho, M. 2007. Efeitos da BR-070 na Província Serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. *Revista Brasileira de Zootecnia* 9 (2): 185-192.
- Nagendra, H.; Southworth, J.; Tucker, C. 2003. Accessibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: linking pattern and process. *Landscape Ecology* 18: 141-158.
- Nepstad, D.; Carvalho, G.; Barros, A. C.; Alencar, A.; Capobianco, J. P. R.; Bishop, J.; Moutinho, P.; Lefebvre, P.; Silva Jr., U. L.; Prins, E. 2001. Road paving, the regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154: 395-407.
- Oliveira-Filho, A. T.; Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32 (4b): 793-810.
- Perz, S. G.; Overdevest, C.; Caldas, M. M.; Walker, R. T.; Arima, E. Y. 2007. Unofficial road building in the Brazilian Amazon: dilemmas and models for road governance. *Environmental Conservation* 34 (2): 112-121.
- Pfaff, A.; Robalino, J.; Walker, R.; Aldrich, S.; Caldas, M.; Reis, E.; Perz, S.; Bohrer, C.; Arima, E.; Laurance, W.; Kirby, K. 2007. Road investments, spatial spillovers, and deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Regional Science* 47 (1): 109-123.
- Pfaff, A.; Robalino, J.; Walker, R.; Aldrich, S.; Caldas, M.; Reis, E.; Perz, S.; Bohrer, C.; Arima, E.; Laurance, W.; Kirby, K. 2007. Road investments, spatial spillovers, and deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Regional Science* 47 (1): 109-123.
- Politano, W.; Lopes, L. R.; Amaral, C. 1989. *O papel das estradas na economia rural*. São Paulo: Nobel.
- Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Ross, J. L. S.; Moroz, I. C. 1997. *Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo: escala 1:500.000*. São Paulo: FFLCH-USP, IPT e FAPESP.
- Santos, A. M.; Tabarelli, M. 2002. Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the caatinga vegetation of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62 (4B): 897-905.
- Seabra, M. 1971. *Vargem Grande: organização e transformações de um setor do cinturão-verde paulistano*. São Paulo: Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo.
- Silva, W. G.; Metzger, J. P.; Bernacci, L. C.; Catharino, E. L. M.; Durigan, G.; Simões, S.

2008. Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 22 (2): 589-598.

Silva, W. G.; Metzger, J. P.; Simões, S.; Simonetti, C. 2007. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. *Brazilian Journal of Biology* 67 (3): 631-637.

Soares-Filho, B.; Alencar, A.; Nepstad, D.; Cerqueira, G.; Diaz, M. C. V.; Rivero, S.; Solórzano, L.; Voll, E. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology* 10: 745-764.

Sousa, C. O. M.; Freitas, S. R.; Dias, A. A.; Godoy, A. B. P.; Metzger, J. P., 2009. O papel das estradas na conservação da vegetação nativa no Estado de São Paulo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14. (SBSR), 2009, Natal. *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. São José dos Campos: INPE.

Teixeira, A. M. G.; Soares-Filho, B. S.; Freitas, S. R.; Metzger, J. P. 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 257: 1219-1230.

Walker, R.; Drzyzga, S. A.; Li, Y.; Qi, J.; Caldas, M.; Arima, E.; Vergara, D. 2004. A behavioral model of landscape change in the Amazon basin: the colonist case. *Ecological Applications* 14 (4): S299-S312.

Williams, P. H.; Margules, C. R.; Hilbert, D. W. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences* 27 (4): 327-338.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice-Hall.

# National parks in the cerrado and the types of preserved vegetation

José Roberto Rodrigues Pinto<sup>1</sup>

• Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília

Edson Eyji Sano

• Embrapa Cerrados

Christiany Marques Reino

• Embrapa Cerrados

Camila Andréa da Silva Pinto

• Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília

**ABSTRACT.** The Cerrado is the second largest Brazilian biome and the one that has been suffering the greatest anthropic pressure for agribusiness. Aiming at providing subsidies to protected areas monitoring and management, the present study aimed at answering the following question: what vegetation formations are being preserved in the national parks within the Cerrado biome? For that, forestlands, shrublands, and grasslands from fifteen national parks located in the Cerrado were classified and quantified. Landsat ETM+ geocover satellite images were processed through the image segmentation technique. As a result, it was verified that only 1.3% of the biome is under protection in the national park category which favors the conservation of shrublands (66.7%), followed by forestlands (23.4%), and grasslands (9.1%). Some protected areas are prominent for preserving a specific formation, as it is the case of the Emas (74.6% of grasslands), the Chapada Diamantina (80.5% of shrublands), and Sete Cidades (42.8% of forestlands) National Parks. The recorded areas for the three analyzed formations represent the proportion that was originally found in the biome, however, the establishment of new integrally protected areas is highly recommended in areas where forestlands and shrublands are predominant, especially in the Wetlands, Seasonal Forests, and Cerradão phytophysiognomies.

**Keywords:** image segmentation, protected areas, remote sensing, tropical savanna vegetation.

## INTRODUCTION

The Cerrado is worldwide considered as the largest tropical savanna, presenting an elevated richness of fauna and flora species and a high level of endemism (Silva & Bates, 2002; Aguiar et al., 2004; Walter, 2006). The Cerrado, which is located in the Brazilian Central Plateau, is the country's second largest biome and hosts the sources recharging areas of the main Brazilian hydrographi-

cal basins (Ribeiro & Walter, 1998, 2008; Felfili et al., 2005). Its flora is characterized as a vegetation mosaic ranging from grasslands, shrublands, and forestlands (Ribeiro & Walter, 1998, 2008). However, despite its ecological importance, anthropic occupations of native vegetation areas are one of the main threats to its conservation (Machado et al., 2004; Klink & Machado, 2005; Sano et al., 2008).

Within this context, remote sensing raises as an important tool to characterize and monitor the vegetation coverage in large areas

<sup>1</sup> jrpinto@unb.br

(Ferreira et al., 2004), for instance, national parks, which are usually characterized by relatively large spaces and, in general, with deficient roads. Currently, there are several orbital remote sensing systems that provide coverage of earth's surface at different spatial, spectral, and temporal resolutions (Moreira, 2005). Among them, the Landsat ETM+ orbital system is the most well known because of its characteristics and trustworthiness. It operates with seven bands in the visible and infrared spectral ranges, possesses a 30-meter spatial resolution, a 16-day periodicity, and a 185-kilometer swath width (Masek et al., 2001). Thus, several researchers have used Landsat images to characterize the vegetation coverage of different ecosystems through image enhancement techniques such as the vegetation indices, spectral mixing models, and image segmentation (e.g., Asner et al., 2005; Ferreira et al., 2007; MMA, 2007).

The characterization of the vegetation coverage of the Cerrado through orbital images is not a simple task due to climate seasonality, a strong characteristics of the area covered by this biome. A same Cerrado phytophysiology can might present distinct spectral patterns, depending on the date of the satellite overpass (Sano et al., 2005). Examples of these changes are the Dry Forests and the natural grasslands, which present ligneous and herbaceous vegetation, respectively. They are almost completely dry in wintertime and almost completely green in summertime (Cianciaruso et al., 2005). In spite of these difficulties, some initiatives of the Cerrado vegetation mapping based on analyses of satellite images appeared in the 1990s, by both the government and non-government organizations (Dias, 1994; Mantovani & Pereira, 1998; Machado et al., 2004; MMA, 2007; Sano et al., 2005; 2008). They aimed at evaluating the biome's conservation state.

On the other hand, vegetation mapping in integrally protected areas located in the Cerrado biome have been performed mainly by universities and research institutes only in some parks, for instance, the Emas National

Park (Cianciaruso et al., 2005) and the Brasília National Park (Ferreira et al., 2007). In other words, there has been no systematic vegetation mapping in the Cerrado's national parks. In this sense, this study aims at classifying and quantifying the areas occupied by forestlands, shrublands, and grasslands in the Cerrado's national parks, through the image segmentation technique of the Landsat ETM+ images in order to verify which vegetation formations are being preserved in these protected areas. From these results, basic information is expected to be provided to the managers of protected areas regarding the monitoring, management, and conservation of the Cerrado's national parks, as well as subsidizing government agencies, non-government organizations, politicians, and decision-makers involved in conservation matters regarding the establishment and location of new protected areas in the Cerrado biome.

## MATERIAL AND METHODS

The study covered the national parks located in the Cerrado biome, according to the map of Brazilian biomes (IBGE, 2004), plus the Chapada Diamantina and Sete Cidades National Parks, which were included because they present phytophysionomies that are typical of the Cerrado (IBAMA, 2007). The Lençóis Maranhenses and the Serra das Confusões National Parks, despite being located in the Cerrado biome, according to the boundary proposed by IBGE (2004), were not taken in consideration because they do not present typical Cerrado vegetation (IBAMA, 2007). The parks located outside the Cerrado perimeter and that contain transitional vegetation with other biomes were not taken in consideration neither, as are the cases of the Pantanal Matogrossense (MT) and Picaás Novos (RO) National Parks (IBAMA, 2007). Therefore, the 15 national parks studied were: Araguaia, Brasília, Cavernas do Peruaçu, Chapada das Mesas, Chapada Diamantina, Chapada dos Guimarães, Chapada dos Veadeiros, Emas, Grande Sertão Veredas, Nascentes do Rio Parnaíba, Sempre-Vivas, Serra da Bodoquena, Serra da Canastra, Serra



do Cipó, and Sete Cidades (**FIGURE 1**).

Geocover images (georeferenced and orthorectified images from NASA's Landsat ETM+ satellite; base years: 2000 and 2001; format: geotiff; coordinates system: UTM; and datum: WGS84) from the above mentioned parks were obtained from the internet

(<http://glcfapp.umiacs.umd.edu/index.shtml>) (**TABLE 1**). It is worth mentioning that, because they are images from federal and integrally protected areas (SNUC, 2006), it was assumed that the occupation and deforestation rates in these areas are negligible. In this case, the approximately eight-year time imaging gap has little influence over the distribu-

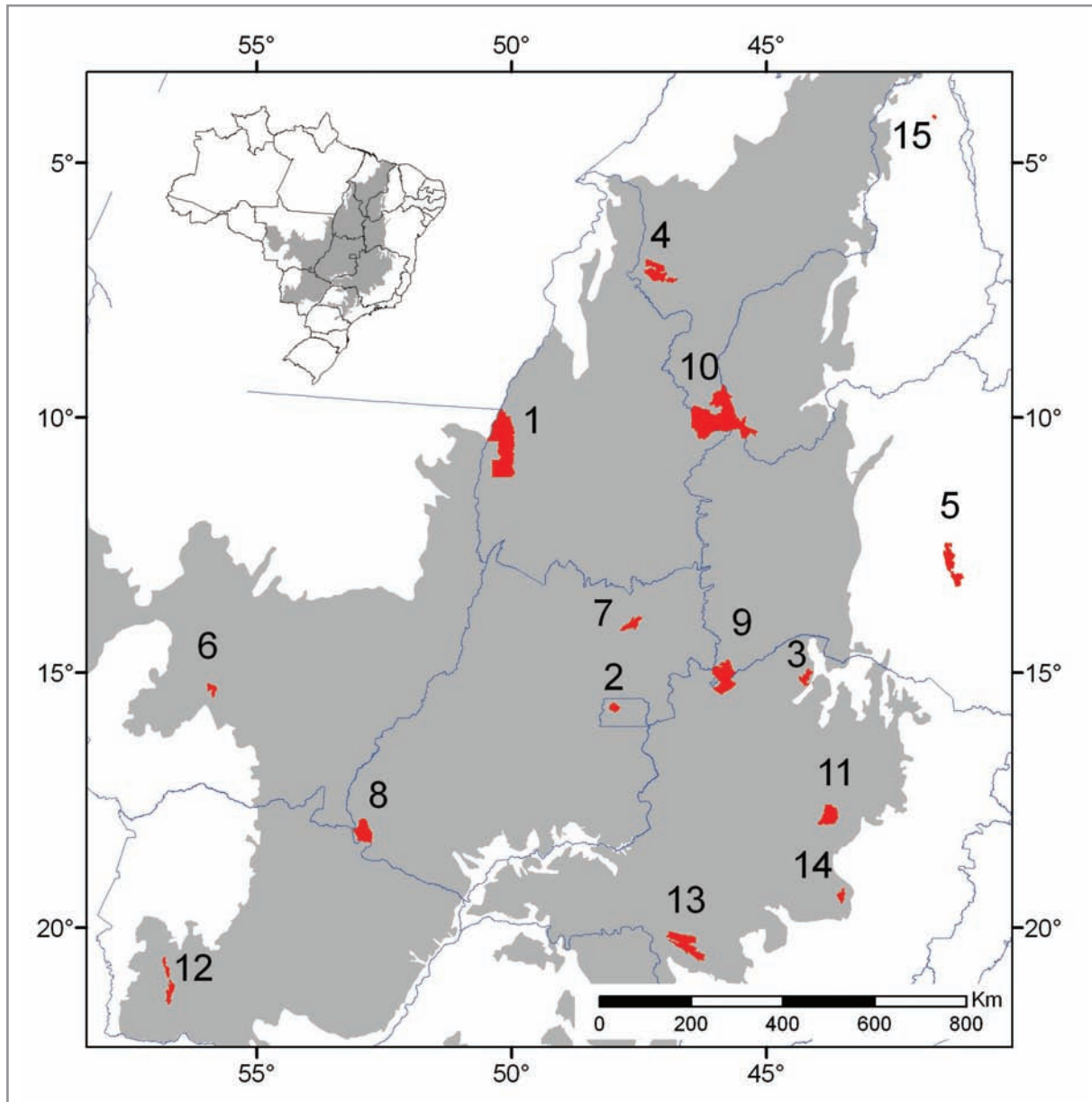


Figure 1: Geographical location of the Cerrado biome in Brazilian territory (above) and of the 15 national parks analyzed: 1 = Araguaia/TO; 2 = Brasília/DF; 3 = Cavernas do Peruaçu/MG; 4 = Chapada das Mesas/MA; 5 = Chapada Diamantina/BA; 6 = Chapada dos Guimarães/MT; 7 = Chapada dos Veadeiros/GO; 8 = Emas/GO; 9 = Grande Sertão Veredas/MG-BA; 10 = Nascentes do Rio Parnaíba/MA-PI-TO; 11 = Sempre-Vivas/MG; 12 = Serra da Bodoquena/MS; 13 = Serra da Canastra/MG; 14 = Serra do Cipó/MG; e 15 = Sete Cidades/PI (abaixo). The gray polygon corresponds to the Cerrado biome area (IBGE, 2004). Blue lines represent state boundaries.

Table 1: Location and year of establishment of the analyzed national parks and the characteristics of Landsat ETM+ geocover images used to map forestlands, shrublands, and grasslands.

National Park	Stated	Established in*	Latitude (degrees)	Longitude (degrees)	Path/Row (Overpass)
Araguaia	TO	1959	-10.58	-50.13	223/67 (01/09/2000) 223/68 (19/10/2000)
Brasília	DF	1961	-15.68	-48.00	221/71 (06/09/2001)
Cavernas do Peruaçu	MG	1999	-15.11	-44.25	219/70 (21/09/2000) 219/71 (27/09/2002)
Chapada das Mesas	MA	2005	-7.16	-47.17	222/65 (06/06/2000)
Chapada dos Guimarães	MT	1989	-15.33	-55.88	226/71 (08/08/2001)
Chapada Diamantina	BA	1985	-12.90	-41.41	217/69 (21/05/2001)
Chapada dos Veadeiros	GO	1972	-14.10	-47.30	221/69 (05/08/2001) 221/70 (05/08/2001)
Emas	GO	1972	-18.12	-52.91	224/73 (06/05/2001)
Grande Sertão Veredas	MG	2004	-15.26	-45.83	220/70 (27/06/2001) 220/71 (05/08/2001)
Nascentes do rio Parnaíba	PI	2002	-10.07	-45.99	220/67 (27/06/2001) 221/66 (05/08/2001) 221/67 (21/08/2001)
Sempre Vivas	MG	2002	-17.81	-43.77	218/72 (10/06/2000) 218/73 (23/04/2000)
Serra da Bodoquena	MS	2000	-21.27	-56.71	226/75 (18/04/2001)
Serra da Canastra	MG	1972	-20.34	-46.61	219/74 (20/08/2000) 220/74 (23/03/2001)
Serra do Cipó	MG	1987	-19.38	-43.54	218/73 (23/04/2000)
Sete Cidades	PI	1961	-4.10	-41.71	219/63 (06/07/2001)

\* Information available at the IBAMA website: <http://www.ibama.gov.br/siucweb/>. Accessed: 10/12/2007.

tion and occupation patterns of the vegetation formations in the analyzed areas. On the other hand, it is known that these protected areas are subject to frequent incidences of forest fires and that these fires may influence the vegetation structure, creating clearings (Henriques, 2005; Miranda & Sato, 2005).

These images were highlighted through the RGB colors composition technique, using the Landsat ETM+ bands 3 (0.63–0.69 $\mu$ m; red), 4 (0.76–0.90 $\mu$ m; near-infrared), and 5 (1.55–1.75 $\mu$ m; mid-infrared). For parks that need more than one image, mosaics of images were generated through the ENVI 4.0 image processing software package, with histogram equalization, as used by Shimabukuro et al. (2002). Such were the cases of the Araguaia,

Cavernas do Peruaçu, Chapada dos Veadeiros, Grande Sertão Veredas, Nascentes do Rio Parnaíba, Sempre-Vivas, and Serra da Canastra National Parks. Images were processed through the image segmentation by growing region, available in the SPRING 4.2 application, according to methodologies adopted by Andrade (1998) and Oliveira & Silva (2005). In this technique, each image is subdivided into a set of sub-images, and the union of all of them is done through the definition, by the user, of the aggregation threshold (similarity) and the size of the minimum area (unit = pixels). Each segment corresponds to a set of spectrally uniform contiguous pixels. There are no values that might be considered ideal for similarity and minimum area, that is, they depend on the characteris-

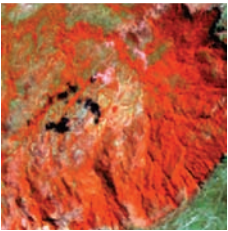
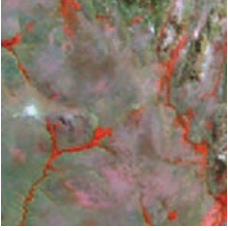

tics of the terrain and the level of details desired by the analysts (Lima, 2008). In this study, the similarity values ranged from 20 to 60, while area values ranged from 20 to 50.

After they were identified, the segments were classified through the ISOSEG method, converted into .tiff format, and exported into the ArcView 3.2 application. In ArcView, the segments were mapped in the computer screen by visual analysis of the RGB color composites of bands 3, 4, and 5 of the ETM+ sensor. The mapping classes taken into consideration were grasslands, shrublands, and forestlands, according to the vegetation classification system proposed by Ribeiro & Walter (1998, 2008), as well as water bodies, and land use. The latter two were grouped in a single class denominated "Other." Grasslands, according to Ribeiro & Walter (1998, 2008), correspond to areas containing herbaceous species presenting, every once in a while, bush species, but without any arboreous species in the landscape and containing less than 5% of

bush coverage. Shrublands correspond to areas with trees and bushes spread over a herbaceous stratum, without the formation of a continuous canopy, presenting a 5% to 70% arboreous coverage. Forestlands comprise areas with predominance of arboreous species, where there is formation of a continuous or discontinuous canopy and greater than 70% arboreous coverage.

In order to subsidize the visual analysis of the segments, an interpretation key was elaborated (TABLE 2), built based on vegetation maps of the Brasilia National Park proposed by Ferreira et al. (2007) and the Chapada dos Veadeiros National Park, elaborated by a partnership between JICA (Japan International Cooperation Agency) and IBAMA (Brazilian Institute of the Environment and Non-Renewable National Resources) (non-published map). The accuracy of the final map was verified through available data from previously conducted field surveys in the Brasilia, Chapada dos Guimarães, and

Table 2: Interpretation key elaborated to map grasslands, shrublands, and forestlands in the 15 national parks analyzed.

Vegetation Formation	Interpretation standards	Exemple in RGB/453 color composite
Forestlands	Color pattern: bright red Textura: intermediate to rough Geometrical shape: irregular	
Shrublands	Color pattern: pinkd Textura: intermediate to rough Geometrical shape: irregular	
Grasslands	Color pattern: light green Textura: intermediate Geometrical shape: irregular	

Chapada dos Veadeiros National Parks, whose information (37 geographic coordinates and type of vegetation coverage) were kindly made available by the authors of the surveys for the present study. From the comparison between field data and images, the overall accuracy index, that is, the relationship between the total number of correct classification and the total number of sampling spots (Brites, 1996) was calculated. According to Jensen (1986), the minimum number of field checking points ( $N$ ) can be determined by the equation for binomial probability theory (correct and incorrect classifications):

$$N = \frac{4 pq}{E^2} \quad (1)$$

where  $p$  = expected accuracy percentage;  $q = 1 - p$ ; and  $E$  = allowable error. The use of 37 field checking points corresponds to an approximately 90% accuracy percentage, and an allowable error of around 10%. Ideally, it would be desirable that these points were distributed over the 15 national parks, however, this would demand that 12 additional field campaigns were carried resulting in higher costs, taking into account the great distance between national parks.

## RESULTS AND DISCUSSION

Variations between the total areas of the national parks supplied by IBAMA (2007) and those obtained by the ArcView application (from minus 4,457 hectares in the Semprevivas National Park to plus 472 hectares in the Chapada Diamantina National Park) were adjusted in the spreadsheet, distributing the differences to the four mapped classes in proportion to its area. The exception was the Chapada das Mesas National Park, since its area was not available at the IBAMA website. In this case, the area used was obtained by the available area calculation function in the ArcView application. The result of the classification of forestlands, shrublands, and grasslands for the 15 national parks analyzed in this study are presented in **FIGURES 2 to 4**.

The precision of the mapping provided by the global accuracy index, obtained based on 37 pre-existing field checking points was 81% (**TABLE 3**). This index is slightly lower than the 85% threshold, considered to be the desirable accuracy for maps originating from digital image classification (Thomlinson et al, 1999; Foody, 2002), however, it is in accordance to the results published by Trodd (1995) who, when reviewing 25 articles on thematic mapping accuracy from remote sensing data, found global accuracy index below those recommended by Thomlinson et al (1999). In the Chapada dos Veadeiros National Park, errors were associated to the mapping scale, since the points surveyed in the field used to validate image interpretation presented relatively reduced areas, not being compatible with the approximately 1:100,000 mapping scale adopted in this study. In the Chapada dos Guimarães National Park, errors were associated to Semideciduous Seasonal Forests, Flooded Forests, and Wetlands. Such vegetation classes are highly seasonal and present variations in the conditions of surface soil humidity, making it difficult to interpret the images obtained during the dry season (Lima, 2008).

The total area of the Cerrado biome that is preserved in the form of national parks corresponded to 2,593,382 hectares (**TABLE 4**), i.e., 1.3% of the biome [total Cerrado area = 204.7 million hectares, according to a proposal by IBGE (2004)], similar to that found by Mittermeier et al. (2005). If we take into account that only 2.2% of the biome is protected in different categories of federal integrally protected areas (Klink & Machado, 2005), the total area of the analyzed parks corresponds to 59% of the integrally protected federal areas.

According to Aguiar et al. (2004), only 2.4% of the biome is protected, taking into account federal, state, and private integrally protected areas. This percentage is quite modest, especially if we consider that, due to its high biological diversity, high endemism, and high threat level, the Cerrado is internationally



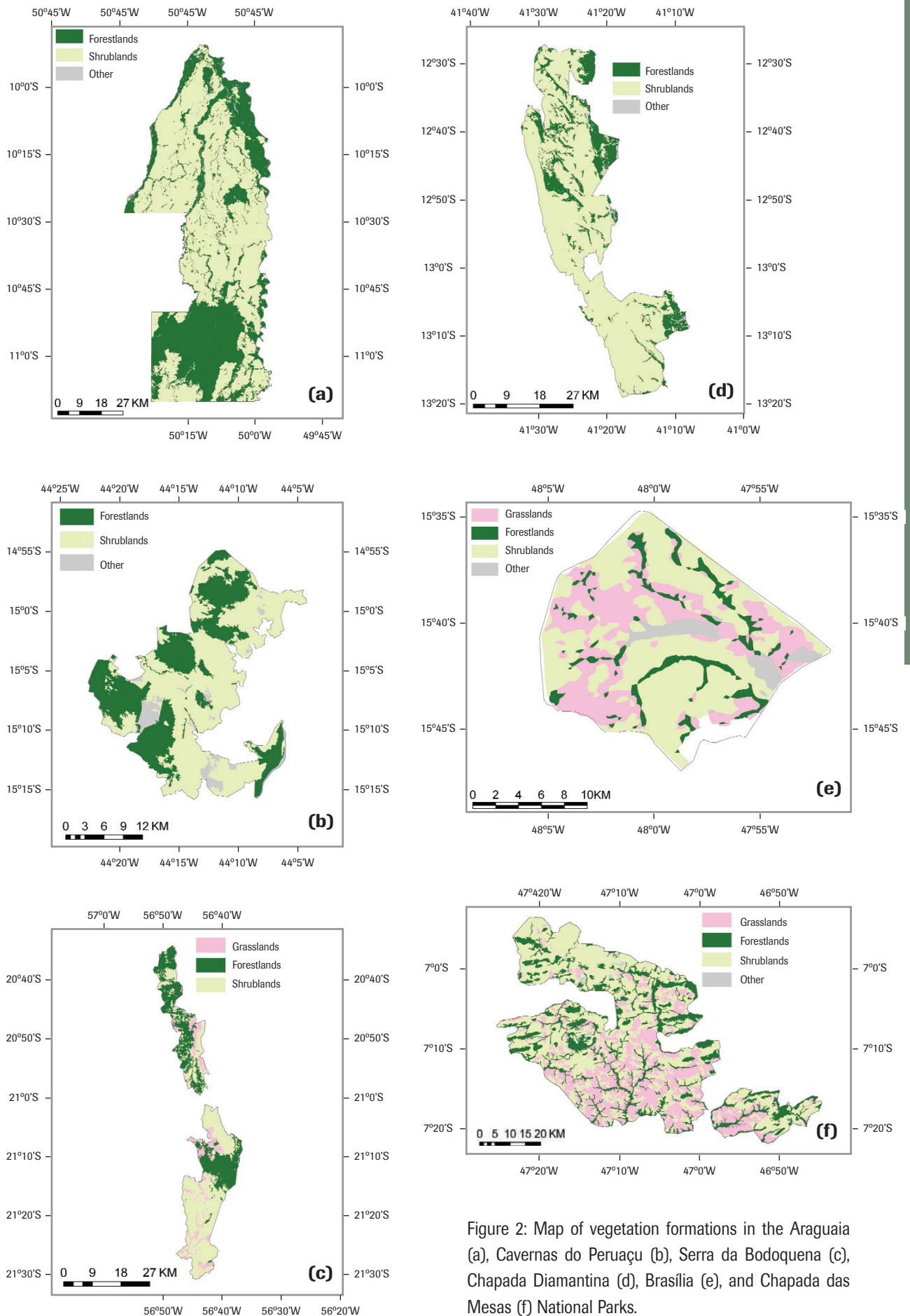


Figure 2: Map of vegetation formations in the Araguaia (a), Cavernas do Peruaçu (b), Serra da Bodoquena (c), Chapada Diamantina (d), Brasília (e), and Chapada das Mesas (f) National Parks.

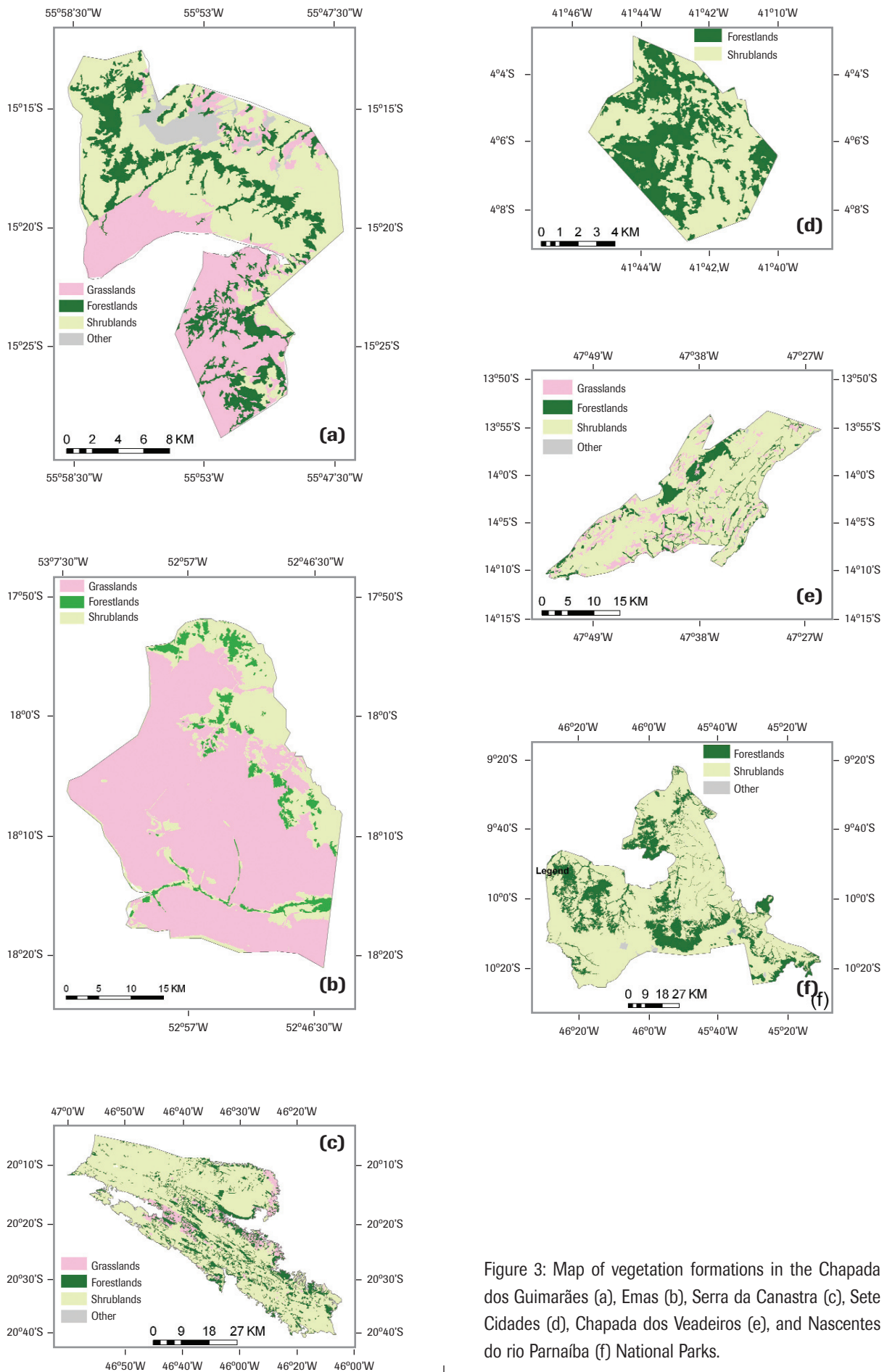


Figure 3: Map of vegetation formations in the Chapada dos Guimarães (a), Emas (b), Serra da Canastra (c), Sete Cidades (d), Chapada dos Veadeiros (e), and Nascentes do rio Parnaíba (f) National Parks.

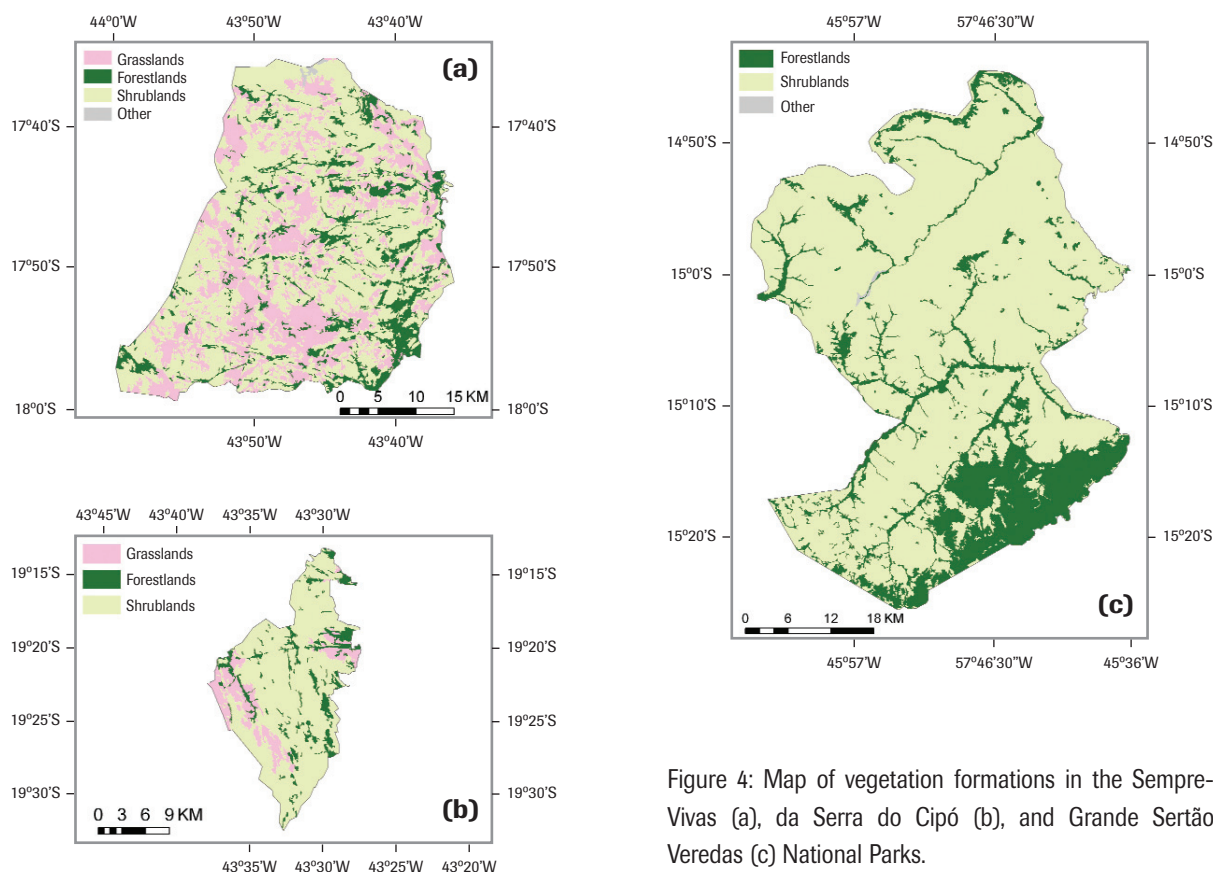


Figure 4: Map of vegetation formations in the Semprevivas (a), da Serra do Cipó (b), and Grande Sertão Veredas (c) National Parks.

Table 3: Calculation of global accuracy index, based on field surveys made available by different institutions in the Brasília, Chapada dos Guimarães, and Chapada dos Veadeiros National Parks.

National Park	Total of Surveyed Points in the Field	Total of Points Correctly Classified in the Image	Global Accuracy (%)	Source of Data
Brasília	4	4	100	Ferreira et al. (2007)
Chapada dos Guimarães	19	15	79	Universidade de Brasília <sup>1</sup>
Chapada dos Veadeiros	14	11	78	Embrapa Cerrados <sup>2</sup>
<b>TOTAL</b>	<b>37</b>	<b>30</b>	<b>81</b>	

<sup>1</sup> Data provided by professor Reuber Albuquerque Brandão (coordinator responsible for the Rapid Ecological Evaluation at the Chapada dos Guimarães National Park).

<sup>2</sup> Data obtained by Embrapa Cerrados in a field campaign conducted in 2005 (unpublished data).

recognized as a hotspot – a priority area for conservation (Silva & Bates, 2002; Mittermeier et al., 2005). Additionally, the Cerrado is the Brazilian biome that currently is under the greatest land use pressure for the production of food, especially grains (Sano et al., 2008) and part of its native vegetation have been being suppressed at increasing

scale and velocity (Machado et al., 2004; Klink & Machado, 2005).

Areas occupied by grasslands, shrublands, and forestlands substantially varied. Around 66.7% of the total area protected by the 15 parks analyzed is comprised of shrublands, 23.4% by forestlands, 9.1% by grasslands, and

Table 4: Areas occupied by grasslands, shrublands, and forestlands in the analyzed national parks in the Cerrado biome. In the class named "Other", we included areas corresponding to water bodies and/or land use.

National Park	Area (ha)*	Formations			
		Grasslands	Shrublands	Forestlands	Other
Araguaia	557,708	0	344,119	207,634	5,954
Brasília	31,895	10,137	16,143	3,572	2,043
Cavernas do Peruaçu	56,664	0	32,927	20,814	2,923
Chapada das Mesas	160,601	45,356	81,152	33,019	1,074
Chapada Diamantina	152,575	0	122,825	28,456	1,294
Chapada dos Guimarães	32,776	9,834	15,243	6,246	1,453
Chapada dos Veadeiros	65,038	7,078	49,673	7,698	589
Emas	133,064	99,325	26,845	6,895	0
Grande Sertão Veredas	231,668	0	185,310	46,086	272
Nascentes do rio Parnaíba	733,162	0	563,718	164,997	4,446
Sempre Vivas	124,555	37,541	70,898	15,792	324
Serra da Bodoquena	77,232	9,924	39,862	26,123	1,323
Serra da Canastra	198,380	12,541	152,204	33,528	108
Serra do Cipó	31,733	4,010	24,002	3,721	0
Sete Cidades	6,331	0	3,623	2,708	0
<b>TOTAL</b>	<b>2,593,382</b>	<b>235,746</b>	<b>1,728,544</b>	<b>607,289</b>	<b>21,803</b>

\* Information available at the IBAMA website: <http://www.ibama.gov.br/siucweb/>. Accessed in 12/10/2007.

Exception: area of the Chapada das Mesas National Park, which was calculated using the ArcView 3.2 application.

0.8% by other types of coverage (water bodies and land uses). In general, these percentages portray, at a certain degree, the proportions found for remnant Cerrado area that present native vegetation, 61% of them being shrublands, 32% of forestlands, and 7% are grasslands (MMA, 2007). According to Adámoli & Azevedo (1983 *apud* Coutinho, 2006) the shrublands originally occupied around 67% of the Cerrado, and the grasslands, 12%. However, there is no precise information in the literature on the area originally covered by the analyzed formations, individually, only isolated citations on some phytophysiologicals, for instance, 5% gallery forests (Felfili et al., 2001), 15% *latu sensu* Seasonal Forests (Felfili, 2003), 65% *strict sensu* Cerrado (Marimon Junior & Haridasan, 2005), and 1% (Marimon Junior & Haridasan, 2005) to 10% Cerradão (Adámoli & Azevedo [1983 *apud* Coutinho, 2006]).

The Nascente do rio Parnaíba and Araguaia National Parks are the ones who present the

greatest areas of shrublands, with 563,718 and 344,119 hectares, respectively. However, the Chapada Diamantina (80.5%) and Grande Sertão Veredas (80.0%) National Parks are outstanding for the high proportion of their territories occupied by shrublands. The Araguaia National Park (207,634ha) presented the largest area of forestlands, but the greatest proportion of forestlands was registered at the Sete Cidades National Park (42.8%). The Emas National Park is the only one in which grasslands are predominant, with 99,325ha, that is, 74.6% of its area. This particularity of some national parks protecting a specific vegetation reflects the biome characteristics in presenting its vegetation as a mosaic, as a result of local environmental conditions (Ribeiro & Walter, 1998; Felfili, 2003; Felfili et al., 2005).

When analyzing the proportions of the three formations (FIGURE 5), the lack of spots in the central part of diagram indicates that none of the parks presents balance in the oc-



currence of the three vegetation formations considered. The majority of national parks of the Cerrado biome (86.7%) presented over 50% of its territory occupied by shrublands, while only the Emas National Park presented over half of its area occupied by grasslands, and none of the parks presented over 50% of its area occupied by forestlands. On the other hand, in 66.7% and 68.7% of the national parks, grasslands and forestlands, respectively, represented less than 25% of its area.

These results reinforce the need for the esta-

blishment of new national parks in the area of the Cerrado biome where forestlands and grasslands are predominant, aiming at promoting a better balance among the three types of vegetation formations within this biome. We suggest that the Seasonal Forests (Dry Forests), and the Cerradão, among the forest phytophysionomies, and the Wetlands receive priority in face of their ecological importance, biological richness, ecosystemic fragility, and degree of threat (Ribeiro & Walter, 1998; Scariot & Sevilha, 2005; Munhoz & Felfili, 2006).

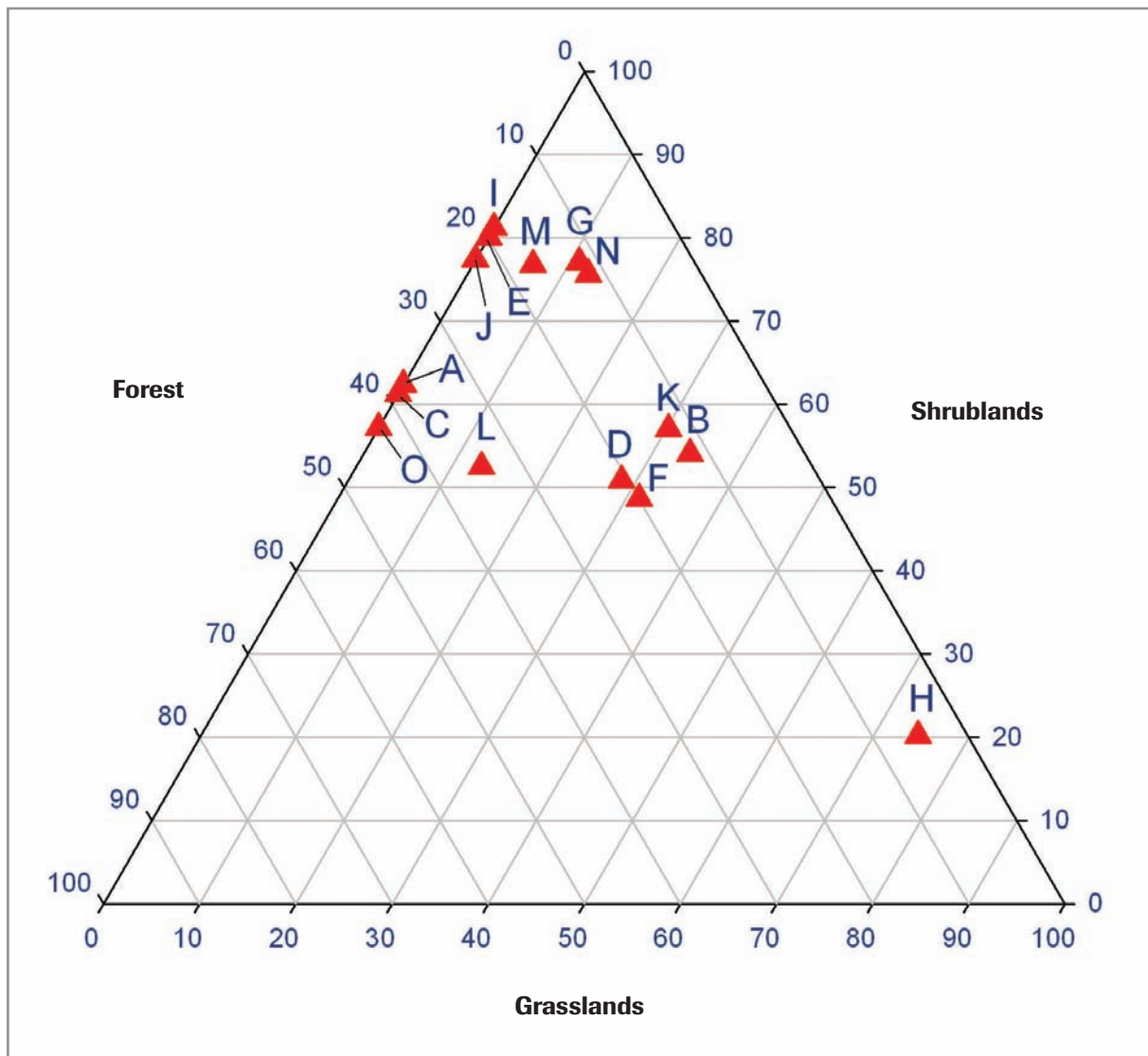


Figure 5: Triangle diagram showing the proportion among grasslands, shrublands, and forestlands in national parks located in the Cerrado biome that were analyzed. A = Araguaia; B = Brasília; C = Cavernas do Peruaçu; D = Chapada das Mesas; E = Chapada Diamantina; F = Chapada dos Guimarães; G = Chapada dos Veadeiros; H = Emas; I = Grande Sertão Veredas; J = Nascentes do rio Parnaíba; K = Sempre-Vivas; L = Serra da Bodoquena; M = Serra da Canastra; N = Serra do Cipó; and O = Sete Cidades

## CONCLUSIONS

The application of the Landsat ETM+ image segmentation technique by growing region allowed quantifying and estimating the areas occupied by shrublands (66.7%), forestlands (23.4%), and grasslands (9.1%) in the national parks within the Cerrado biome, at a global accuracy of 81%, which is compatible with those found in the literature. It is suggested, however, that follow-ups are undertaken to this type of study via an integrated analysis of multi-temporal images during the dry and rainy seasons in order to incorporate the seasonal pattern characteristics to the Cerrado vegetation formations and, thus, to identify the phytophysionomies preserved in the biome's national parks, within each of the formations herein studied. The areas registered for each of the three analyzed formations represent the proportions originally found for the biome. However, it is highly recommended that the establishment of new national parks in the Cerrado receives priority in areas where grasslands (for instance, Wetlands) and forestlands, especially Seasonal Forests (Dry Forests) are predominant, seeking a balance among grasslands, shrublands, and forestlands that are fully protected at federal level.



## ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank Elaine Cristina de Oliveira, at Embrapa Cerrados, for supplying field data (geographic coordinates with their corresponding phytophysionomies) of the Chapada dos Veadeiros National Park. Our acknowledgments are extensive to professor Reuber Albuquerque Brandão, at the Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília and coordinator responsible for the Rapid Ecological Evaluation at the Chapada dos Guimarães National Park, for granting permission for the use of field data from the respective national park. To CNPq for granting a research productivity fellowship to the second author.

## REFERENCES

- Aguiar, L. M. S.; Machado, B. M.; Marinho-Filho, J. 2004. A diversidade biológica do Cerrado. In: AGUIAR, L. M. S.; CAMARGO, A. J. A. (eds.). *Cerrado: ecologia e caracterização*. Pp. 17-40. Planaltina: EMBRAPA-CPAC.
- Andrade, M. C. 1998. *Um método topológico de segmentação de imagens por atributos*. Tese de Doutorado, Departamento de Ciência da Computação, Universidade Federal de Minas Gerais. 140 p.
- Asner, G. P.; Knapp, D. E.; Cooper, A. N.; Bustamante, M. M. C.; Olander, L. P. 2005. Ecosystem structure throughout the Brazilian Amazon from Landsat observations and automated spectral unmixing. *Earth Interactions* 9(7): 1-31.
- Brites, R. S. 1996. *Verificação de exatidão em classificação de imagens orbitais: efeitos de diferentes estratégias de amostragem e avaliação de índices de exatidão*. Tese de Doutorado, Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Vicosa. 101p.
- Cianciaruso, M. V.; Batalha, M. A.; Silva, I. A. 2005. Seasonal variation of a hyperspectral

cerrado in Emas National Park, central Brazil. *Flora* 200: 345-353.

Coutinho, L. M. 2006. O conceito de bioma. *Acta botanica .brasílica* 20(1): 13-23.

Dias, B. F. S. 1994. A conservação da Natureza. In: PINTO, M. N. (org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. 2ª. Edição. Pp. 607-663. Brasília: Editora Universidade de Brasília.

Felfili, J. M.; Mendonça, R. C.; Walter, B. M. T.; Silva Junior, M. C.; Nóbrega, M. G. G.; Fagg, C. W.; Sevilha, A. C.; Silva, M. A. 2001. Flora fanerogâmica das Matas de Galeria e Ciliares do Brasil Central. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA-SILVA, J. C. (eds.). *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Pp. 195-263. Planaltina: Embrapa Cerrados.

Felfili, J. M. 2003. Fragmentos de Florestas Estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos. In: COSTA, R. B. (org.). *Fragmentação Florestal e Alternativas de Desenvolvimento Rural na Região Centro-Oeste*. Pp. 139-160. Campo Grande: UCDB.

Felfili, J. M.; Souza-Silva, J. C.; Scariot, A. 2005. Biodiversidade, ecologia e conservação do cerrado: avanços no conhecimento. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Pp. 25-44. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Ferreira, L. G.; Yoshioka, H.; Huete, A.; Sano, E. E. 2004. Optical characterization of the Brazilian savanna physiognomies for improved land cover monitoring of the Cerrado biome: preliminary assessments from an airborne campaign over an LBA core site. *Journal of Arid Environments*, 53 (3): 425-447.

Ferreira, M. E.; Ferreira, L. G.; Sano, E. E.; Shimabukuro, Y. E. 2007. Spectral linear mixture modelling approaches for land cover mapping of tropical savannas in Brazil.

*International Journal of Remote Sensing* 28 (2): 413-429.

Foody, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote S. of Environment*, 80: 185-201.

Henrique, R. P. B. 2005. Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Pp. 73-92. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. *Mapa de biomas do Brasil*. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>>. Acesso em 15/12/2007.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos naturais Renováveis (IBAMA). 2007. *Parque Nacional*. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/siucweb/listaUcCategoria.php?abrev=PARNA>. Acesso em: 10/12/2007.

Jensen, J. R. 1986. *Introductory digital image processing*. New Jersey, Prentice-Hall, 379 p.

Klink, C. A.; Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19 (3): 707-713.

Lima, C. A. 2008. *O Cerrado rupestre no Estado de Goiás por meio de imagens Landsat ETM+*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. 116 p.

Machado, R. B.; Ramos-Neto, M. B.; Pereira, P. G. P.; Caldas, E. F.; Gonçalves, D. A.; Santos, N. S.; Tabor K.; Steininger, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Relatório técnico não publicado*. Conservação Internacional. Brasília – DF.

Mantovani, J. E.; Pereira, A. 1998. Estimativa da integridade da cobertura vegetal de

Cerrado através de dados TM/Landsat. IX *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais*, Santos. Pp. 1455-1466.

Marimon Junior, B. H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta botanica brasílica*, 19 (4): 913-926.

Masek, J. G.; Honzak, M.; Goward, S. N.; Liu, P.; Pak, E. 2001. Landsat-7 ETM+ as an observatory for land cover. Initial radiometric and geometric comparisons with Landsat-5 Thematic Mapper. *Remote Sensing of Environment*, 78: 118-130.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2007. *Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado: relatório final*. Edital Probio 02/2004. Projeto Executivo B.02.02.109. Coordenador técnico: SANO, E. E. Unidades executoras: Embrapa Cerrados, Universidade Federal de Uberlândia, Universidade Federal de Goiás. Disponível em: <[http://mapas.mma.gov.br/geodados/brasil/vegetacao/vegetacao2002/cerrado/documentos/relatorio\\_final.pdf](http://mapas.mma.gov.br/geodados/brasil/vegetacao/vegetacao2002/cerrado/documentos/relatorio_final.pdf)>. Acesso em 13/12/2007.

Miranda, H. S.; Sato, M. N. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Pp. 93-105. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Mittermeier, R. A.; Robles, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C. G.; Lamoreux, J.; Fonseca, G. B. 2005. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered ecoregions*. Cidade do México: Conservação Internacional.

Moreira, M. A. 2005. *Fundamentos de sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. 3ª edição. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa.

Munhoz, C. B. R.; Felfili, J. M. 2005. Floristics

of the herbaceous and subshrub layer of a moist grassland in the Cerrado Biosphere Reserve (Alto Paraíso de Goiás), Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 63 (2&3): 343-354.

Oliveira, J. C.; Silva, J. M. F. 2005. Influência da segmentação no processo de classificação por região. XII *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais*, Goiânia. Pp. 4209-4216.

Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. 2008. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. (eds.). *Cerrado: Ambiente e Flora*. Pp. 87-166. Planaltina: EMBRAPA-CPAC.

Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P.; Ribeiro, J. F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*, v. 1. Pp 151-212. Planaltina: Embrapa – Cerrados.

Sano, E. E.; Ferreira, L. G.; Huete, A. R. 2005. Synthetic aperture radar (L-band) and optical vegetation indices for discriminating the Brazilian savanna physiognomies: a comparative analysis. *Earth Interactions* 9 (15): 1-15.

Sano, E. E.; Rosa, R.; Brito, J. L. S.; Ferreira, L. G. 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43 (1): 153-156.

Scariot, A.; Sevilha, A. C. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J. C.; Felfili, J. M. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Pp. 121-139. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Shimabukuro, Y. E.; Novo, E. M.; Mertes, L. K. 2002. Amazon river mainstem foodplain Landsat TM digital mosaic. *International Journal of Remote Sensing* 23 (1): 57-69.

Silva, J. M.; Bates, J. M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical Savanna Hotspot. *BioScience* 52 (3): 225-233.



Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). 2006. Lei Nº 9.985, de 18 de Julho de 2000, Decreto Nº 4.340, de 22 de Agosto de 2002. 6ª Edição. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/SBF.

Thomlinson, J. R.; Bolstad, P. V.; Cohen, W. B. 1999. Coordinating methodologies for scaling landcover classifications from site-specific to global: steps toward validating global map products. *Remote S. of Environment* 70: 16– 28.

Trodd, N. M. 1995. Uncertainty in land cover mapping for modelling land cover change. Remote Sensing Society (org.). *Remote Sensing and Photogrammetry Society Annual Meeting, Proceedings*, Nottingham. Pp. 1138-1145.

Walter, B. H. 2006. *Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas*. Tese de doutorado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília. 373 p.

# Motivations for the establishment of PNHRs and analysis of the incentives for their creation and management in Mato Grosso do Sul

Angela Pellin<sup>1</sup>, Esp.

• Universidade de São Paulo

Victor Eduardo Lima Ranieri, Dr.

• Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo

**ABSTRACT.** The development of efficient programs of incentive to voluntary conservation in private lands require an extensive knowledge on the motivations of land owners for conservation and their degree of acceptance on the benefits offered. Thus, this paper intended to evaluate the motivations for the establishment of PNHRs, the difficulties faced by their recognition and the incentives received for their establishment and management in Mato Grosso do Sul, and also to discuss some possibilities of widening the benefits offered. To this end, people responsible for 34 PNHRs were interviewed between March/2008 and March/2009. The results show that conservation is among the main reasons for the creation of these areas, in spite of economical and personal factors also being mentioned. The slowness and the red tape during the process of recognition were also emphasized as problems; on the other hand, several PNHRs received or receive support for their creation or management. Finally, some considerations are made on the benefits offered to owners of PNHRs and their possibilities of widening throughout the state.

**Keywords:** private reservation of Natural Heritage; protected areas; conservation in private lands.

## INTRODUCTION

According to Langholz & Lassoie (2001), over the last decades the establishment of private protected areas has rapidly increased around the world. Despite the lack of complete information on the amount and integrity of these areas, the importance of these initiatives has been increasingly recognized, especially for the lack of public areas in number and area enough to guarantee biodiversity conservation (Langholz & Lassoie, 2001) and because several countries present the majority of their territory in the form of private properties (Environmental Law Institute, 2003).

Among the positive aspects of nature conservation in private lands, the most evident are: the strengthening of the public systems of protected areas; the support to biodiversity-related research; support to activities of environmental education and sensitization of society; the possibility of increasing the connectivity of natural landscape and the protection of key areas throughout biomes (Langholz, 1996; Mesquita, 1999; Langholz, 2002).

In Brazil, voluntary establishment of Private Reserves of Natural Heritage (PNHRs) is a strategy that has been standing out over the last years. These areas are part of the National Protected Areas System (SNUC) and are created for perpetuity, by initiative of their owners, e recognized by the public administration because of their relevant biological diversity,

<sup>1</sup> apellin@sc.usp.br

landscape aspects, or environmental features that justify recovery actions. Since the appearance of the PNHR legal framework in 1990, over 850 reserves have been established, protecting around 627,000 hectares (CN-RPPN, 2009).

However, despite there being no doubts on the importance of these initiatives, the lack of more effective incentives for their establishment and management, and the bureaucracy involved in its recognition process, have been discouraging owners (Morsello, 2001; Pádua, 2006; Rodrigues, 2006). In this sense, it is also worth to emphasize that not all mentioned incentives are being put into effect or might be insufficient.

Langholz et al. (2000) uphold that the development of efficient support programs, either public or private, devoted to encouraging conservation in private lands requires an extensive knowledge on the degree of acceptance of the incentives offered. However, other aspects are also relevant, such as the understanding of the motivations for the establishment of these areas (Levy, 2004), that should base the proposition of the benefit offered to those interested in this type of conservation.

In Brazil, research on this theme is still scarce, and there is a lack of systematic data on the motivations for the establishment of PNHRs and on the incentives that are effectively being offered by the public and private initiatives for the establishment and management of these areas. Thus, the present work aims at analyzing and discussing the case of the state of Mato Grosso do Sul, evaluating the motivations for the establishment of PNHRs, the difficulties faced for their recognition, and the incentives received for their establishment and management, as well to discuss some possibilities of widening the benefits currently offered. It is hoped that the knowledge on these matters is broadened and subsidies are given to the increase of incentive programs and projects to the conservation in private lands in the state.

## MATERIALS AND METHODS

Currently, the state of Mato Grosso do Sul has over three million hectares which are protected in the form of protected areas (PAs), of 302,000 hectares of which correspond to integrally protected PAs. Besides, it also possesses 38 PNHRs that together add to 128,000 hectares and are distributed over 18 municipalities (TABLE 01). This figure includes the

**Table 1** –Distribution of PNHRs in the state of Mato Grosso do Sul according to number of occurrences and protected area by municipality, and the hydrographical basin they belong to (High Paraguay River Basin – BAP –, or Paraná River Basin).

Municipality	Number	Total Area (ha)	Basin	Municipality	Number	Total Area (ha)	Basin
Água Clara	01	69.48	Paraná	Corumbá	10	78,095.13	BAP
Aparecida do Taboado	01	15.70	Paraná	Costa Rica	01	169.00	Paraná
Aquidauana	03	24,006.00	BAP	Dois Irmãos do Buriti	01	12,550.00	BAP
Bandeirantes	01	152.99	Paraná	Jardim	03	823.53	BAP
Bela Vista	01	1,999.19	BAP	Maracajú	01	683.67	BAP
Bodoquena	01	11.69	BAP	Miranda	03	6,042.33	BAP
Bonito*	02	730.00	BAP	Nova Andradina	02	1,454.48	Paraná
Campo Grande	01	50.11	Paraná	Sete Quedas	01	971.06	Paraná
Corguinho	02	159.45	BAP	Terenos	02	250.02	BAP
				<b>TOTAL</b>	<b>37</b>	<b>128,233.83</b>	

\* The América PNHR was not taken into consideration in this table due to the lack of data on its current area, after the partial superposition by the Serra da Bodoquena National Park.

América PNHR, which is partially superposed by the Serra da Bodoquena National Park; however, the PNHRs of Laudejá and Boqueirão (which are superposed by the park) are not taken into consideration, neither are Serra Alta de Piraputanga (which is being dismantled) and Cachoeira Branca (dismantled for the implementation of a hydroelectric project).

The owners or managers of the 38 PNHRs in the state were invited to take part in an interview, answering to questions about the reason behind the creation of the reserves, the difficulties or the incentives for their establishment and the existence of incentives and partnerships for their management. Among the invitees, two were not interested in participating and two did not have information about the process of establishment or the incentives received by the area, and were not taken into account in the analysis. The interviews were performed with the aid of a structured script, containing open questions and

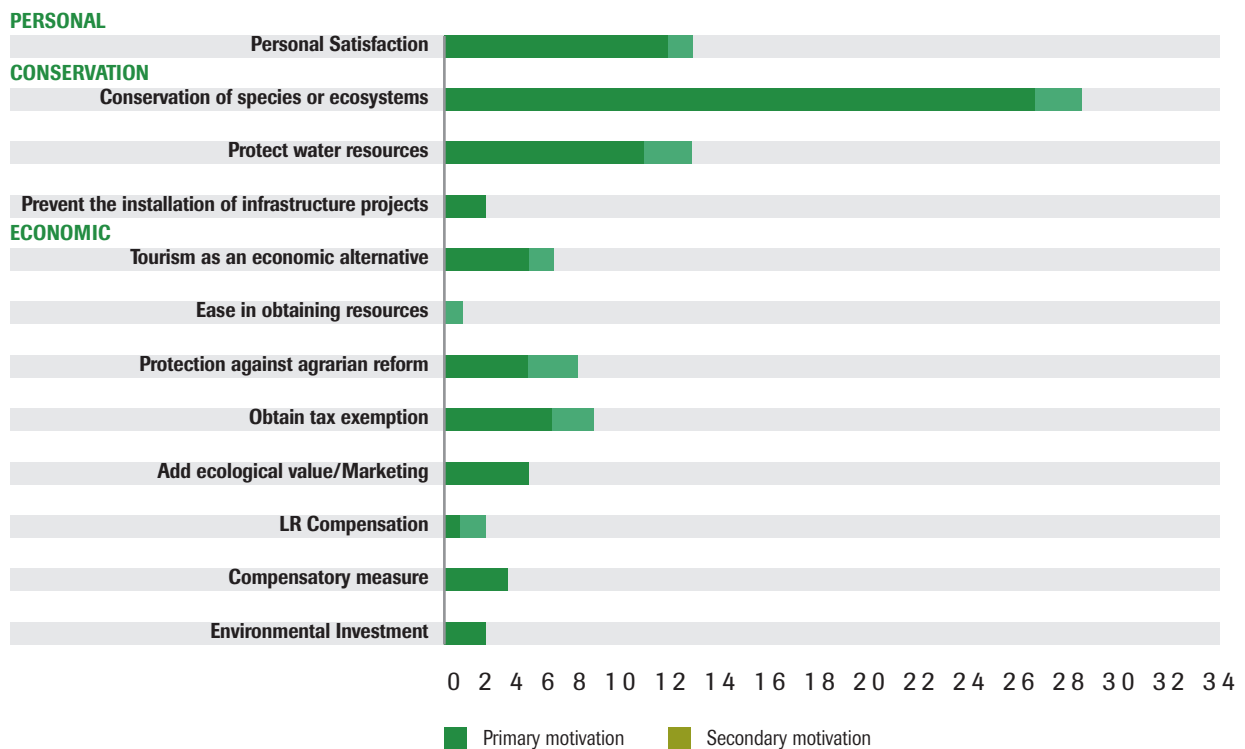
were done from March/2008 to March/2009.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Reasons for the owners to establish PNHRs.

The results show that 68% (n=23) of PNHR owners in Mato Grosso do Sul presented between two and six reasons, against 32% (n=11) who mentioned only one. The reasons mentioned linked to conservation, economy, or that are personal are presented in **FIGURE 1** and are divided into two categories: primary (when it was considered an essential factor to the owner's decision), and secondary (when it was considered an additional factor to the owner's decision).

Conservation of species and ecosystems stood out among the other reasons, being mentioned as primary, exclusively or associated to other motivations, by 79% (n=27) of the interviewees. The result is similar to those found in other studies that also point nature



**FIGURE 1** – Reasons presented by the interviewees for the creation of PNHRs in Mato Grosso do Sul according to the number of times they were mentioned.



conservation as one of the main reasons for the creation of private reserves (e.g. Langholz, 1996; Mesquita, 1999; Cegana, 2005).

According to Levy (2004), society's increasing interest on nature conservation and the altruist desire of leaving a natural heritage for future generations would also be among the reasons for the establishment of these areas. In this sense, 32% (n=11) of the interviewees mentioned as a primary or secondary reason the personal satisfaction of contributing to the conservation of natural environments and of knowing that their descendants would have the opportunity of knowing and enjoying the place they turned into a PNHR.

Despite the conservationist reasons being emphasized in the study, the economic variable, which sometimes is directly linked to legal incentives to owners of PNHRs, was considered a decision factor by 55% (n=18) of the interviewees, even in a manner associated to conservation or personal satisfaction. The reasons mentioned the most were: 15% (n=5) mentioned obtaining exemption on the Rural Property Tax (RPT), economic alternative – tourism, protection against their land being possessed by the government, and to add economic value – marketing, each one with 12% (n=4).

Even though all the interviewees allege counting on RPT exemption on the reservation area, it was considered a primary reason for the creation of only five PNHRs and secondary for two.

Currently, RPT exemption is the main benefit offered by the government to owners of PNHRs, but it is considered unattractive because of its relatively low value and because it is not an exclusive incentive (according to the Farm Act 9.393/1996, areas of permanent preservation, legal reservation, and other areas of ecological interest are also exempt). This factor was probably only considered important by some owners, because of the size of their PNHRs, which are larger than the national average, and also for their locations in

area of low farming potential, such as some areas in the Pantanal.

### Incentives related to the creation and management of PNHRs

The creation of PNHRs in Mato Grosso do Sul has been being undertaken both by the federal and state environmental agencies. According to Pellin *et al.* (2008) until 1998, PNHRs in the state were created exclusively by the federal agency, however, currently, the areas recognized within the scope of the state make up 66% of the total. According to the same authors, the average time of procedure for processes of establishment of PNHRs was 269 days for the state agency and 316 days for the federal one (for this calculation four processes with time of procedure between 1001 and 3560 days were not taken into account).

According to the interviews, 61% (n=20) of the owners faced some difficulties in the recognition of their areas, with the slowness in process analysis and bureaucracy being the most mentioned (FIGURE 2). When analyzing the procedure time for only the processes considered slow by the interviewees, and using the same criterion described above of not taking into consideration processes with procedure time between 1001 and 3560 days, an average procedure time of 447 days was observed. However, taking into account all processes that were considered slow by the interviewees, the average procedure time rises to 956 days.

A survey in the municipality of Silva Jardim, Rio de Janeiro, also identified owners of PNHRs who complained about the slowness of public agencies in receive and processing their claims of creation of these areas, also emphasizing that from the beginning of the process to its recognition it might take over two years (Melo *et al.*, 2004).

The delay might be attributed to the small number of public servants performing the task, and to the bureaucracy inherent to its

### Difficulties faced in the creation process

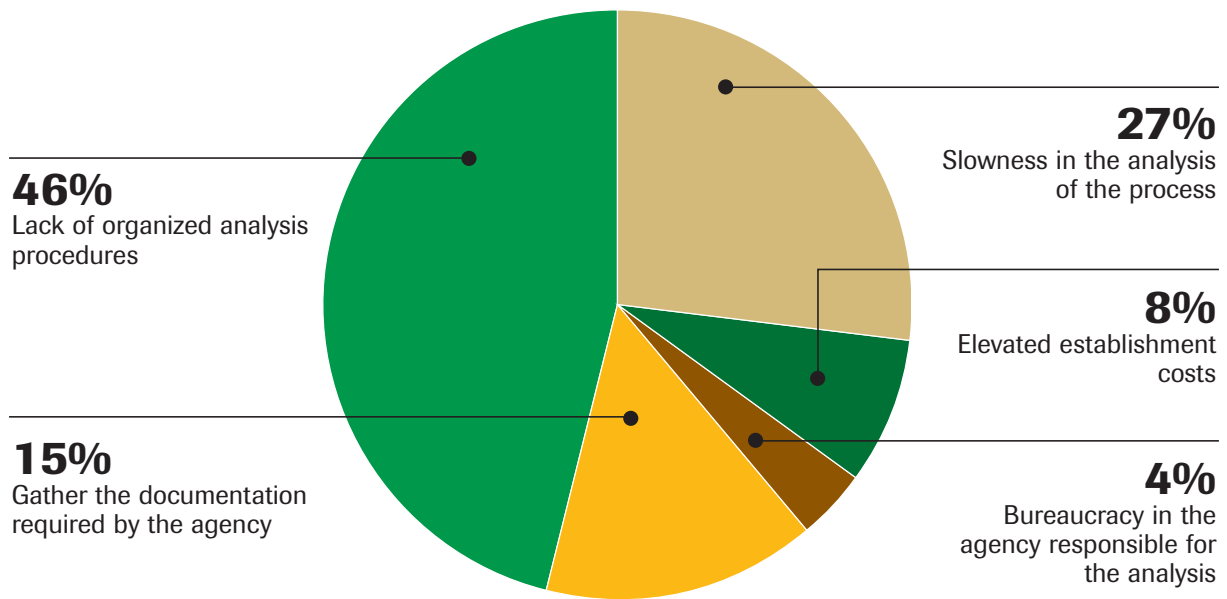


FIGURE 2: Main difficulties faced in the process of PNHR creation in Mato Grosso do Sul, according to their owners or managers

analysis within the agencies, as well as the need for complementary documents for many processes. In Mato Grosso do Sul, of the processes that resulted in the creation of the 38 currently existing PNHRs, only 14 did not present technical or legal disputes. Among the most common disputes are the lack or inadequacy of maps and the absence of: updated registration, RPT payment invoices, creation requirement form, description, and personal documents of the owners (Pellin et al., 2008).

The elevated costs for the recognition of PNHRs were also mentioned as difficulties for their creation. However, only 35% (n=12) considered the costs reasonable, high or very high, referring mainly to the georeferencing of both the property and the PNHR. Conversely, 59% (n=20) of the owners considered the costs negligible or low, which might be explained by the fact that some properties already possess georeferencing or they had obtained this service as a counterpart for the creation of the PNHR. The remaining interviewees did not remember or ignored the costs.

During the interviews, 53% (n=18) stated they

received some aid for the creation of the reserve. Of these, only one mentioned the state environmental agency, which had provided technical guidance for the creation, along with an environmental NGO. The other areas received support for creation from environmental NGOs or from the PNHR Owners' Association of Mato Grosso do Sul – REPAMS. Among the benefits received, they mentioned: technical support associated to georeferencing (67%, n=12); resources for the acquisition of the area for the creation of the reserve (22%, n=4); and technical support for the creation (11%, n=2).

When asked about the existence of incentives for the management of the areas, 65% (n=22) of the interviewees (n=22) asserted that they are receiving or have already received some aid, 3% (n=1) of them from the city administration, 21% (n=7) from environmental NGOs, and 41% (n=14) from REPAMS. Among the main types of support are: equipment purchase, building and maintenance of fences and clearings, infrastructure building, monitoring and elaboration of management plan. The existence of partnerships in the management of the re-

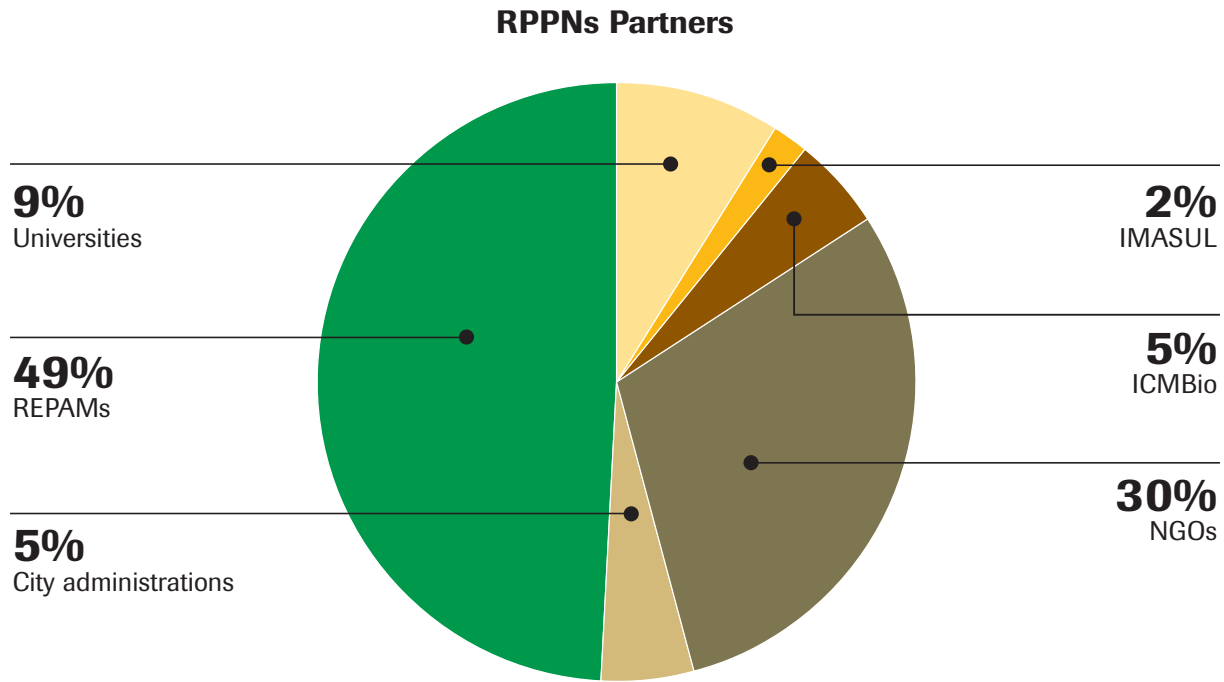


FIGURE 3 – Partners mentioned by the owners or managers of PNHRs in Mato Grosso do Sul.

serve was reported by 76% (n=26) of the interviewees (FIGURE 3).

Among the institutions that were mentioned as sources of support for the creation and management of PNHRs, REPAMs was the most outstanding, also being mentioned as the main partner institution by 49% of the interviewees. REPAMs, which was established in 2003, plays an important role in the support of owners of PNHRs, helping them in the creation process, in the search for resources for the management, in making the reservations known, in the capacitation and exchange of experiences among its members, and in attempts to get environmental agencies, NGOs, and rural owners closer. Other authors have already recognized the role of owners' associations in the institutional strengthening of PNHRs and in the establishment of forums for articulation and negotiation with environmental agencies (Mesquita & Vieira, 2004) and in the establishment of partnerships end project development (Melo et al., 2004).

Among environmentalist NGOs, the most mentioned institution was Conservation

International, who has a history of actions in the state encouraging the establishment of new areas and, beginning in 2004, started supporting REPAMs. In 2005, the partnership resulted in the launching of the "Incentive Program to Pantanal PNHRs," that, until the present time, has already help approving 33 projects via three public announcements (Giori *et al.*, 2008). Other organizations which were also mentioned as PNHR partners were: World Wildlife Fund, Fundação Neotrópica do Brasil, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Oréades, Instituto Homem Pantaneiro, Gordon and Betty Moore Foundation, and The Nature Conservancy.

When analyzing the profiles of the institutions that offered either support or partnership, the absence of the administrations of the municipalities where the PNHRs are located is noticeable. Because of the existence of an ecological Sales Tax Program in the state, it was expected that there would be more instances of incentives for the establishment and management of PNHRs from municipal administrations. Martins (2003) states that the ecological Sales Tax helped at least the states of Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, and

Paraná to put into work their stimulus programs to the establishment of PNHRs, widening the area protected by these PAs. Experiments of this nature have been reported for Paraná (Loureiro & Martinez, 2004) and, according to Cegana (2005), municipal administrations appear as the promoters of around 40% (n=27) of the PNHRs in his survey. However, the results obtained in the present survey show that this has not been actually happening in Mato Grosso do Sul.

The use of resources originating from the ecological Sales Tax was analyzed by Nagel (2005) for 12 municipalities that possess PNHRs in Mato Grosso do Sul. In the survey, 58% of the administrations stated that they did not support the establishment of PAs, and only 5% stated that they provided some support for their management, which was by way of the maintenance of roads and entrances, technical assistance, population awareness, and conservation of the soil surrounding the reserves. This data shows that not all municipal administrations give priority to the support to the establishment and management of the areas and, additionally, revealed a discrepancy between the discourses by some administrations, who alleged to support PNHR owners, and the opinion of the interviewees, given the few times they mentioned partnerships of this type. Thus, the need is emphasized for an increased dialogue between municipal administrations and owners and also of reinforcing the disclosure of the several benefits linked to the presence of the areas in the municipalities, since besides conserving remnants of natural areas without any additional costs to the public administration, these areas can also increase tourism and generate revenues to the administrations because of the ecological Sales Tax.

The increase in the protection of the area and providing technical guidance are also possibilities of benefits stated in the legislation. However, according to the perception of the interviewees, only four areas had some kind of additional protection and only four inter-

viewees mentioned having already received some type of technical guidance, all of them mentioning the state environmental agency.

Another possible benefit stated in the legislation is priority in the analysis of projects sent to the National Environment Fund (FNMA). According to REPAMS, even though it has not been mentioned, there is a project from 2007 that has been approved by the FNMA which predicts the integrated devising of management plans for six PNHRs in the High Paraguay Basin (BAP), however, until the data collection was finished, in March/2009, the resources for their execution had not been released yet, which was probably the reason why it was not mentioned by none of the owners.

#### **POSSIBILITIES OF WIDENING THE BENEFITS OFFERED TO THE OWNERS OF PNHRs IN MATO GROSSO DO SUL**

Some benefits currently predicted for owners of PNHRs by the Federal Decree 5.746/2006 are: payment exemption of the RPT on the area; the inclusion of analysis priority to projects related to the PNHR in other official programs besides FNMA; preference in the analysis of requests for rural credit for the productive areas in the property; the possibility of the PNHRs receiving environmental compensation resources because of the establishment of endeavors that might cause significant environmental impact which therefore should undergo a licensing process; and support to owners in the monitoring, protection, and enforcing environmental law by IBAMA.

The state of Mato Grosso do Sul can be considered a pioneer regarding conservation in private lands, because it was the first to develop specific legislation on PNHRs. The State Decree 7.251/1993 and the SEMA Directive 006/1993, which was recently replaced by SEMA Directive 044/2006, are the state regulations referring to the creation and implementation of these areas. However, as far as the benefits offered to owners are con-



cerned, these rules did not bring additional elements to what was already predicted by the federal legislation.

As it can be verified in the results of the present survey, despite the fact that the legislation already predicts some benefits to the owner of a PNHR, one of the only incentives offered by the public administration in Mato Grosso do Sul has been the exemption in the payment of RPT on the area. In this sense, one of the first challenges for the widening of support and incentive to the establishment of PNHRS in the state would be the regulation and the application *de facto* of incentives that are already established by the legislation and have never been implemented, or that have been reduced to a few sparse cases throughout the country. As examples that might be mentioned are the preference in the analysis of requests for farm credits or the possibility of receiving resources originating from environmental compensations.

Even though there is a case of a PNHR receiving resources from environmental compensation (ICMBio, 2008), this was not verified in Mato Grosso do Sul, according to the interviewees. According to Pellin et al. (2007) these resources have been destined mainly to public PAs, making it an important financing source for management, taking into account the scarcity of resources from the government budget which are destined to these areas.

A great part of the interviewees emphasized the possibility of increasing protection of the area declared as PNHR as an example of benefit they would like to receive. This has already been predicted by legislation since Federal Decree 98.914/1990, which states that the public administration would grant to the PNHR the same protection ensured by the legislation to areas whose conservation is considered of public interest. In this sense, the SNUC Act also predicts that its agencies, whenever possible and appropriate, will provide technical and scientific guidance to the owner of a PNHR.

The majority of PNHRS undergo periodical audits by the state environmental agency in account of qualitative evaluation of PAs, in order to calculate the ecological Sales Tax which is granted to municipalities. These visits might present excellent opportunities to increase the proximity between owners and the environmental agency and for the providing of guidance regarding the management and protection of the areas. Additionally, it would also represent important contributions from the public administration the capacitation of control and oversight public agents on the concepts and features related to protected areas, and the establishment of priority on the responding to occurrences in these areas, which are often threatened by invasions, poaching, fishing, and fires.

The results of this survey also show that, in Mato Grosso do Sul, the third sector has quite significantly supported the establishment and management of PNHRS, and that, regionally at least, it can attenuate the lack of incentives from the public administration. However, a concentration of resources for the High Paraguay Basin has been taking place, with few reports of support for the Paraná Basin. The consequences of this practice are evident in the results, with only 12% (n=1) of the interviewees at the Paraná Basin receiving support for the establishment of an area and 25% (n=2) for its management. For the High Paraguay Basin, on the other hand, figures are quite different, with 65% (n=17) of the PNHRS receiving support for their establishment, and 77% (n=20) for their management.

REPAMS has been seeking to minimize this problem and has recently approved, through the Atlantic Forest PNHRS Incentive Program, a project to devise the management plan for a PNHR in Nova Andradina (Paraná Basin). Besides, the Association has been seeking the establishment, with the aid of its partners, an endowment fund for PNHRS from all over the state (Giori et al., 2008). Initiatives such as this one emphasize even more the need for owners to organize into associations that represent them, helping them

in negotiation and conflict resolution forums and in seeking sustainability alternatives.

Recently, with the issuing of State Decree 12.528/2008, which established the Mato Grosso do Sul Legal Reservation System, the possibility appeared of establishing title shares of legal reservation for PNHRS that possess areas exceeding the one established by law in order to comprise the legal reservation of the property. According to Mendes Neto (2009, personal communication), in the state there already are two processes filed at the state agency, which together add to 13,000 hectares and which will serve as compensation areas of legal reserves of properties presenting deficit in natural vegetation. Thus, a new possibility arises of generation of income for owners who choose to preserve remnants of native vegetation in their properties.

When discussing the need of increasing support to owners of PNHRS, Wiedmann (2001) also mentions some alternatives, such as the donation of illegally-extracted timber confiscated by environmental agencies, and the exemption of payment for authorization, for instance, for the establishment of wild birds' breeding grounds. And Mesquita (2004) mentions the payment for environmental services obtained or developed from the area's natural resources.

In this sense, a great advance would be the establishment of a PNHRS program in the state that took into consideration, among other activities, the regulation of benefits already predicted by the legislation and also the establishment of new support strategies and the valuing of these initiatives.



## ACKNOWLEDGMENTS

The present paper was done with the support of CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Brazil. We also thank the support to our research provided by Conservation International and REPAMS, and also to PNHRS owners and managers who kindly accepted to take part in this survey.

## REFERENCES

- Cegana, A.C.V. 2005. *Reservas Particulares do Patrimônio Natural do Estado do Paraná: situação atual e perspectivas*. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 77p.
- CNRPPN – Confederação Nacional de RPPN. 2009. Cadastro Nacional de RPPN. Disponível em: <http://www.rppnbrasil.org.br/>. Acesso em 15/07/2009.
- Environmental Law Institute. 2003. *Legal tools and incentives for private lands in Latin America: building models for success*. Washington DC. 217 p.
- Giori, D.V. et al. 2008. REPAMS e suas ações em prol das RPPNs do Mato Grosso do Sul. In: Mesquita, C.A.B. (Org.). *8 Congresso Interamericano de Conservação em Terras Privadas. Memórias*. Rio de Janeiro. Pp. 231- 234. CNRPPN; TNC; IBio; APN; IEF-RJ. Rio de Janeiro.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Extrato da Reunião Ordinária nº 001/2008 da Câmara de Compensação Ambiental. Disponível em: [http://www.icmbio.gov.br/ChicoMendes/Editais/extrato\\_ro\\_00108.pdf](http://www.icmbio.gov.br/ChicoMendes/Editais/extrato_ro_00108.pdf). Acesso em 13/07/2008.
- Langholz, J. 1996. Economics, objectives and success of private nature reserves in Sub-Saharan África and Latin América. *Conservation Biology*. 10 (1): 271-280.

Langholz, J.; Lassoie, J.; Schelhas, J. 2000. Incentives for Biological Conservation: Costa Rica's Private Wildlife Refuge Program. *Conservation Biology*. 14(6): 1735-1743.

Langholz, J.; Lassoie, J. 2001. Perils and promise of privately owned protected areas. *BioScience*. 51 (12):1079-1085.

Langholz, J. 2002. Parques de Propriedade Privada. In: Terborgh, J. et al. (Orgs.). *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Pp. 197-212. Curitiba: UFPR; FBPN.

Levy, D.U. 2004. Como originar e operar um programa bem sucedido de apoio às RPPN. In: Castro, R.; Borges, M. (Orgs.). *Conservação em terras privadas: desafios para a sustentabilidade*. Pp. 79-90. Planaltina do Paraná: Edições CNRPPN.

Martins, I.D.M. 2003. *Influência das políticas públicas na criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural no Brasil*. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) Universidade Federal de Brasília. Brasília. 96p.

Melo, A.L.; Valcarcel, R.; Mesquita, C.A.M. 2004. Ações civis de conservação da biodiversidade em terras privadas no Rio de Janeiro. In: *XIV Jornada de Iniciação Científica da UFRRJ. Anais*. v.2. Rio de Janeiro.

Mesquita, C.A.B. 1999. *Caracterización de las Reservas Naturales Privadas em América Latina*. Dissertação (Mestrado em Ensino para o Desenvolvimento e Conservação). Centro Agronômico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba. Costa Rica. 120p.

Mesquita, C.A.B.; Vieira, M.C.W. 2004. *RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural da Mata Atlântica*. São Paulo: Conselho Nacional da RBMA. 56p.

Mesquita, C.A.B. 2004. Viabilizando um Sonho: Captação de Recursos e Financiamento de Projetos em Reservas Particulares do Patrimônio Natural In: Castro, R.; Borges, M. (Orgs.). *Conservação em terras privadas: desafios*

*para a sustentabilidade*. Pp. 38-56. Planaltina do Paraná: Edições CNRPPN.

Morsello, C. 2001. *Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo*. São Paulo: Annablume. 344 p.

Nagel, C.C. 2005. *As Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) como instrumento para a conservação da biodiversidade no Estado de Mato Grosso do Sul*. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Estadual de Maringá. Maringá. 76p.

Pádua, M.T.J. Vitimando as reservas particulares. Disponível em: <http://arruda.rits.org.br/oeco/servlet/newsform.ns.presentation.NavigationServlet?publicationCode=6&pageCode=78&textCode=15658&date=1139666400000>. Acesso em 28/11/2006.

Pellin, A. et al., 2007. Compensação ambiental como fonte de recursos para unidades de conservação: situação atual e aspectos polêmicos. *OLAM Ciência & Tecnologia*. 7 (2): 171-186.

Pellin, A.; Ranieri, V.E.L.; Santos, C.C. 2008. Análise dos processos de criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural no Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. In: Mesquita, C.A.B.(Org.). *8 Congresso Interamericano de Conservação em Terras Privadas. Memórias*. Rio de Janeiro. Pp. 223- 226. CNRPPN; TNC; IBio; APN; IEF-RJ. Rio de Janeiro.

Rodrigues, K. Burocracia emperra criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural. Disponível em: [http://www.rppncatarinense.org.br/hp/noticias.asp?p\\_codmnu=&p\\_codnot=31](http://www.rppncatarinense.org.br/hp/noticias.asp?p_codmnu=&p_codnot=31). Acesso em 27/09/2008.

Wiedmann, S.M.P. 2001. Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN – na Lei n 9.985/2000 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC. In: Benjamin, A.H. (Org). *Direito ambiental das áreas protegidas: o regime jurídico das unidades de conservação*. Pp.400-424. Rio de Janeiro: Forense Universitária.

# Design of a wildlife refuge area for the conservation of the west indian manatee

**Katherine F. Choi**<sup>1</sup>

- Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – Aquasis

**Thaís Moura Campos**

- Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – Aquasis

**Ana Carolina O. de Meirelles, MSc**

- Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – Aquasis

**Alberto Alves Campos, Dr.**

- Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos – Aquasis

**Márcio Barragana Fernandes**

- ICMBio - APA Cananéia-Iguape-Peruíbe

**ABSTRACT.** The West Indian manatee is the most endangered marine mammal in Brazil. It has a quite low populational density, with 200 individuals sporadically distributed along the Brazilian coast. This fragmentation of the populations, which are genetically isolated, makes its conservation status even more critical. The species is currently concentrated in coastal and estuarine areas which are still well preserved, making these locations critical for the conservation of the manatee. The area between the estuarine complexes of the Timonha/Ubatuba and Cardoso/Camurupim rivers, in the border of the states of Ceará and Piauí, is one of these areas that, besides sheltering a well-preserved manatee population, possess an enormous ecological importance. These complexes encompass the largest area of mangrove remnants in Northeastern Brazil (except for Maranhão), with 10,000 hectares, and also shelters other populations of endangered species, such as the leatherback sea turtles and the Red Knot, as well as a great diversity of migratory or endemic birds. As these factors were recognized, the establishment of an Integrally Protected Area was proposed for the area, in the Wildlife Refuge category, encompassing both land and marine territories. The project was developed to subsidize the design of the marine area of the Area, based on the distribution of the manatee in the area and the location of critical habitats (feeding, rest, breeding, and parental care areas) for the species. The information survey was based on the traditional knowledge of fishermen and local residents, and was performed through semi-structured interviews.

## INTRODUCTION

The West Indian manatee (*Trichechus manatus*) is the most endangered aquatic mammal in Brazil, with approximately 200 individuals in the wild (IUCN, 2009). Besides presenting an extremely low populational density in relation to the magnitude of the Brazilian coast,

the West Indian manatee is currently distributed in a fragmented manner, with populations that probably are genetically isolated already, which makes its conservation status even more critical. Due to these factors, the species is listed in the Official List of Endangered Species of the Brazilian Fauna (BRASIL, 2003), being considered “Critically Endangered” (CE) by the Action Plan for Aquatic Mammals in Brazil (IBAMA, 2001), i.e., there is an extremely high risk of extinc-

<sup>1</sup> katherine@aquasis.org



tion in nature, in the near future. Currently, the West Indian manatee is already considered extinct in the states of Sergipe, Bahia, and Espírito Santo, occurring intermittently from Amapá to Alagoas, concentrating in coastal and estuarine areas where ecological factors and environmental quality allow its survival.

One of these areas is located in the Ceará-Piauí state line, where two estuarine complexes of extreme biological importance are located: the estuaries of the Timonha/Ubatuba rivers and the Cardoso/Camurupim rivers, as well as the adjacent coastal area.

These complexes comprise the largest mangrove remnants in Northeastern Brazil (except for Maranhão), measuring over 10,000 hectares (Alberto Campos, *Pers. Comm.*), and shelter other populations of endangered species, such as the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) and the Red Knot (*Calidris canutus*), as well as a great diversity of migratory or endemic birds.

For these reasons, the area is considered critical for conservation and, consequently, for the establishment of Protected Areas, both by state (AQUASIS, 2003), regional (ZEE Delta do Parnaíba), national (Avaliação de Áreas Críticas para a Conservação da Biodiversidade, MMA, 2007), and global (Birdlife, CI, and IUCN).

Because of the socioeconomic and environmental importance, a partnership between NGOs, universities, and federal environmental agencies was formed aiming at the establishment of a Protected Area in the region, which would comprise both land and marine territories.

The partner institutions in this proposal filed a formal request to DIREC/IBAMA in 2005 for the establishment of the Area. However, a necessity was diagnosed for complementary studies for the completion of the proposal of establishment of the Area, and an Integrally Protected Area was suggested to be established, in the Wildlife Refuge category.

In order to delimit the marine territory of the Area, a study on the occurrence of the manatee, one of the flag species for the proposed PA, in the region was performed. A key ingredient for the success of a Protected Area is its design (PRIMACK, 1998), that includes size and shape. When a protected area is established mainly for the protection of one species, the studies to identify the area of the PA should focus on the ecological and spatial requirements of that species (WEDEKIN *et al.*, 2002).

One of the tools used to identify the area of geographical use of a species and its critical habitats (feeding, rest, breeding, and parental care), specially of species that are difficult to monitor, like the manatee, is the survey of the traditional knowledge of the local populations.

Thus, the present study aimed at doing a survey of the traditional knowledge of the fishermen in the area between Piauí and Ceará about the occurrence spots of the manatee, as well as its critical habitats, in order to subsidize the design of the Manatee Wildlife Refuge.

## METHODOLOGY

### Study Area

The study area is inserted between the Praia do Coqueiro (02°54'25"S/ 41°34'52"W), in the municipality of Luiz Correa – PI, and the Praia Nova (02°53'37"S/ 41°8'W), in the municipality of Barroquinha – CE, measuring approximately 55 kilometers of coast (Figure 1).

This area includes two large estuarine complexes: the Cardoso and Camurupim rivers estuary (02°54'37"S/ 41°26'28"), and the Timonha and Ubatuba rivers estuary (02°56'18" S/ 41° 19' 21"), as well as an adjacent coastal-marine area.

### Data Collection

Data collection was based on semi-structured interviews with fishermen and permanent



**Figure 1.** Study area, comprising the municipalities of Barroquinha and Chaval, in the state of Ceará, and Luiz Correa and Cajueiro da Praia, in the state of Piauí, from the community of Coqueiro (PI) to Praia Nova (CE).

residents of the communities of the study area, in order to determine the manatees' occurrence areas, and also the main areas used by the species (feeding and parental care areas), and in the mapping of fresh water sources and potential feeding areas.

The scripted questions served as guideline for the interview, allowing the collection of both basic and general information on the manatee, their feeding and parental care areas, in a relatively fast and little expensive manner. The goal of the interview was explained and started only after consent was given by the interviewee.

The field trips were done between the months of February and July of 2008. Initially, the technicians conducted informal conversations with the potential interviewee, investigating his knowledge about the manatee. The first question, "Do you know the manatee?" – asking the interviewee to describe one or to point which was the manatee in a visual iden-

tification guide with pictures of marine animals (turtles, dolphins, whales, and manatees) – aimed at analyzing the level of reliability of the interview. Dubious answers or wrong descriptions led to the discarding of the interview. Correct replies and descriptions were followed by a formal interview.

In case the interviewee did not recognize the manatee, the interview continued just for the sake of investigating potential feeding areas and fresh water sources. In the two estuaries comprising the study area, trips with an aluminum speed boat provided by the Projeto Peixe-boi/CMA/PI were done in order to informally interview fishermen found upriver.

During the interviews, secondary data was obtained on the manatee's feeding areas and fresh water sources. This information was investigated in the field, during the study trips. For the mapping of the manatee's grazing grounds (i.e., seagrass beds), trips were done by boat with the help from local residents and

from the Projeto Peixe-boi/CMA/PI. The internal and external spots of the bank were located via free diving and determined with the aid of GPS, so that they could be plotted in a map afterwards. Divergences were performed to determine sources of fresh water (i.e., fresh-water spring), in order to reach the water outlet in the sediment. Both the temperature and the movement of the water are different in these places. The location of the fresh water sources was also determined via GPS in order to be plotted in the map.

### Data Analysis

The interviews were transcribed and the answers of all interviewees were inserted into an Excel spreadsheet data base, to separately count and analyze the data from each question.

## RESULTS AND DISCUSSIONS

113 interviews were conducted in 15 communities, comprising the municipalities of Luiz Correa and Cajueiro da Praia, in the state of Piauí, and the municipalities of Barroquinha and Chaval, in the state of Ceará.

From the interviews, it was diagnosed that the eastern limit of distribution of the manatee is the estuary mouth of the Timonha/Ubatuba rivers, and the western limit is the Praia do Coqueiro, in Luiz Correa, state of Piauí.

The northern occurrence limit for the species was not determined in the interviews, but the species occurs preferably up to the 10-meter isobath. There are records of occurrence of manatees at a 0.4-meters minimum depth (PALUDO, 1998) and at a 10-meters maximum depth (NOWAK, 1999). According to Bossart (1999), the animals remain most of the time at depths between 0.9 and 2.1 meters, where there is more abundance of submerged seagrasses and rest areas. Hartman (1979), however, states that the animals live preferably in waters 1-3-meters deep. In a study conducted by Aquasis in the eastern

coast of Ceará, it was observed that the animals did not surpass the 6-meter isobath (AQUASIS, 2006).

The southern distribution limit of the manatee differed in the estuaries: the manatee occurs only in the mouth of the estuary of the Camurupim/Cardoso rivers; while in the estuary of the Timonha/Ubatuba rivers the occurrence of the species extends further south, near the municipality of Chaval.

The manatee's main food item in the study area is the needle sea grass (*Halodule* sp.), but mangrove leaves and propagules (especially of *Rhizophora mangle*), as well as algae, were reported as part of the diet of the species. The feeding areas of the manatees are: Coqueiro and Carnaubinha (Luiz Correa), and Barra Grande, Barrinha, Sardim, Morro Branco, and Cajueiro da Praia (Cajueiro da Praia) – where seagrasses beds are found, and the banks of the estuaries, where there are mangroves, which is also source of food. Studies confirm the information obtained in the interviews and report that the marine phanerogams (particularly the needle seagrass), algae, mangrove leaves, and other aquatic plants are part of the diet of the manatee (BORGES et al., 2008; HUSAR, 1978; HARTMAN, 1979; BEST & TEIXEIRA, 1982; HURST & BECK, 1988). Lima (1997) reports that the needle sea grass is the main food item of these animals. However, according to Borges et al. (2008) and Paludo (1997), besides this phanerogamae, other species are relevant in its diet, with a predominance of red algae such as *Cryptonemia crenulata*, *Gracilaria* sp., *Hypnea musciformis*, and *Soliera* sp. Hartman (1979), studying manatees in Florida, stated that they feed from algae in order to supplement their diet.

Manatees must eat great amounts of aquatic vegetation in order to supply to their metabolic needs, due to the small caloric value of the plants, emphasizing the enormous importance of seagrasses beds and algae for the preservation of the species.

In the mapping of fresh water sources, only



two springs that might be used by manatees were found in the study area, both were located at the Praia do Coqueiro, in Luiz Correa. The presence and volume of water available in these freshwater springs depend on the volume of underground water that supplies them, varying according to the time of the year and rainfall in the region (AQUASIS, 2006). Behavioral evidences suggest that the manatees need fresh water to drink. However, studies performed on their blood and urine suggested that fresh water might not be physiologically necessary (BROWNELL et al., 1978). The ability of the manatees to concentrate urine suggested that they might drink sea water in order to maintain the concentration of body fluids (IRVINE et al., 1980), and more recently studies on the kidney structures in manatees suggest that they can survive for long periods without fresh water (ORITZ, 1994). However, Odell (1992), Marmontel et al. (1992), Lefevbre et al. (2001), and Oliveira-Gomez & Mellink (2005) reported that the association of manatees to fresh water sources is a highly relevant pattern in its occurrence frequency. That is, they should be considered critical spots for species conservation.

The shallow waters in both the estuary and its adjacent marine-coastal area are used by females for parental care. The locations where calves were observed and that were defined as parental care areas are: Coqueiro, Carnaubinha, Maramar, and Macapá, in Luiz Correa; Barra Grande, Barrinha, Morro Branco, and Cajueiro da Praia, in Cajueiro da Praia; and the estuary of the Timonha and Ubatuba rivers. According to Hartman (1979), manatees seek sheltered areas such as rivers to breed and give birth. Despite the fact that beaches in general are not appropriate places for breeding of the species, in the study area they are reasonably sheltered and present still waters. Parental care in the species is essential for the survival of calves. There are records of female manatee lifting new-born calves and carrying them on their backs and tails for several hours, until it establishes its breathing rhythm (REYNOLDS, 1977 *apud* CALDWELL & CALDWELL, 1985).

The presence of manatees throughout its distribution area is regulated by four environmental factors: presence of fresh water, presence of food, sheltered areas, and temperatures above 20°C (HARTMAN, 1979). Water temperature is not a limiting factor for the delimitation of the Protected Area, once the temperature of the waters in the study area remains constant during the year. Therefore, the variables used for the proposed area were: presence of the species, presence of fresh water sources, presence of marine phanerogams, and sheltered waters for parental care.

## CONCLUSIONS

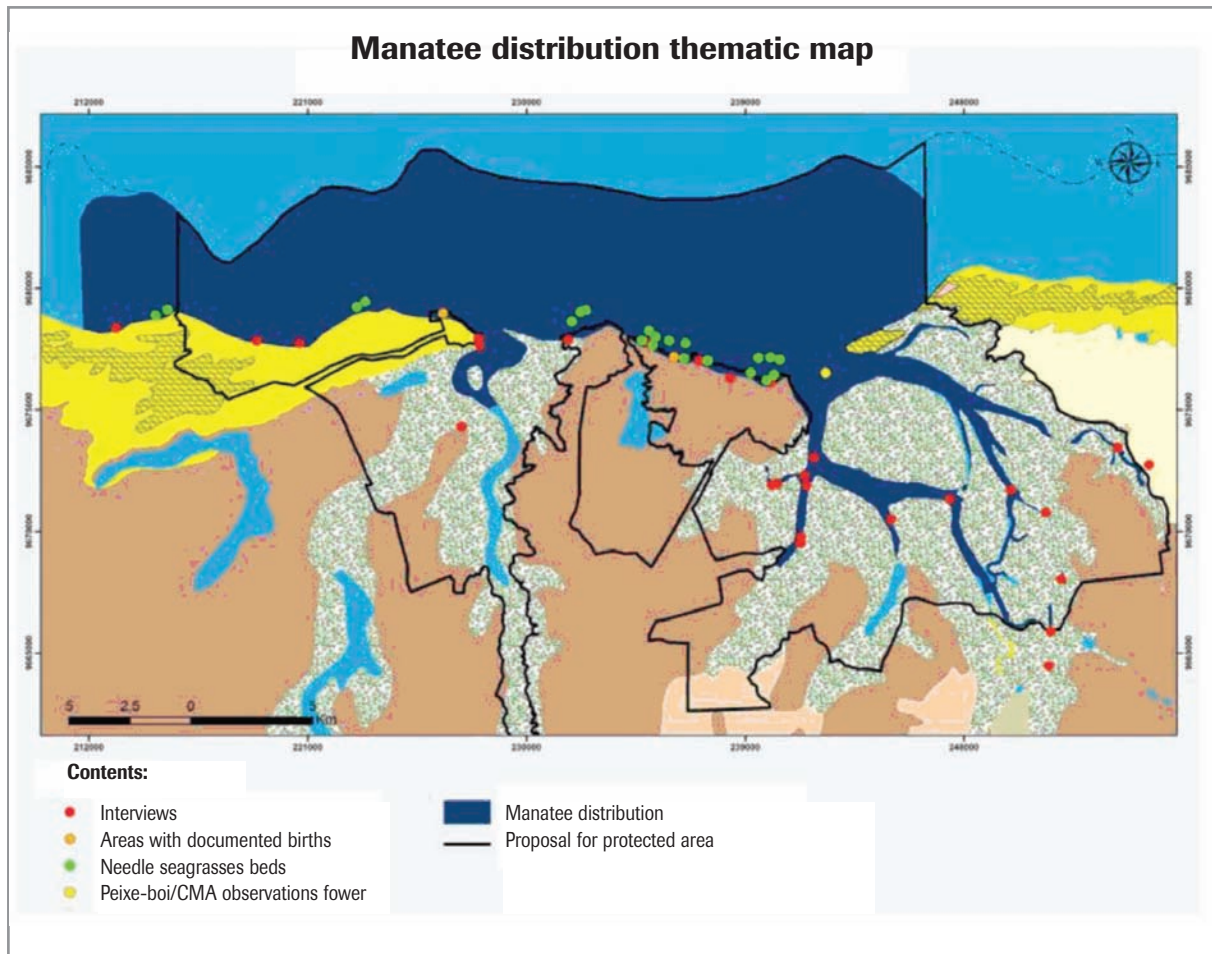
The marine area defined for the Protected Area corresponds almost exactly to the distribution of manatees in the area (Figure 2). Because it is a relatively small occurrence area, all of its extension becomes critical for the conservation of the species. Furthermore, within this area, seagrasses beds, fresh water sources, and parental care locations were found and mapped.

Due to the criticality of the conservation of the species and the lack of nursing environments in good conservation state in Northeastern Brazil, integral protection is necessary for this environment in the form of a restrict use Protected Area, preferably a Wildlife Refuge.

## RECOMMENDATIONS

Illegal activities were observed in the study area (e.g., shrimp farms within Permanently Protected Area/PPA and Federal Protected Area; and fish traps, dragnets, and other regional artisanal techniques (such as the complete obstruction of the river mouth by trap nets). The enforcement of the environmental legislation and supervising might help minimize pressures currently exerted on the manatee population, especially regarding shrimp farming and fishing activities. An adequate supervision, with punishment and the promotion of the recovery of environmental





**Figure 2:** Manatee distribution in the area and proposed limits for the Protected Area.

damages, might significantly contribute to the decrease in direct and indirect threats to the manatee.

### Recovery of Environments

There is a suppression of mangrove areas in the estuary banks, due to the implementation of shrimp farms and removal of timber for fire and construction. These environments, besides representing sources of food for the manatee, are essential for the maintenance of the estuaries. Strategies should be adopted for the recovery of these areas, as well as for the associated environments that are related to their maintenance.

### Future Research

There is a lack of information regarding the manatee which is essential for devising a con-

servation strategy. Information such as population estimates, birth and mortality rates, living areas, genetic variability, and threat identification, are extremely important for the evaluation of the conservation status of the manatee in the study area. Other studies are also necessary: the dynamics of marine phanerogams beds in order to evaluate food availability throughout the year; stomach content and feces studies to determine precisely the feeding habits of the manatees in the area; greater field efforts to determine whether there are other fresh water sources.

### Fishing exclusion areas

Despite fishing in the area be done at a small scale and being essentially artisanal, the Barrinha and Sardim beaches are suggested as areas where fishnet fishing is vetoed, because of the existence of a thick marine

phanerogams bed, which is considered an important feeding area for the manatee. Additionally, Barrinha is a parental care area, where births have been recorded. Fishnets constitute a potential threat to manatees because there are records of accidental captures using this type of fishing, as well as interaction records of this type of net and the species. Bottom fishnets might also damage the substrate of needle seagrass beds, causing damages to its structure and composition.



## REFERENCES

- AQUASIS. 2003. A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada. Fortaleza: AQUASIS, 248p. + 45 laminas.
- AQUASIS. 2006. *Status* de conservação e Plano de Ação preliminar para o peixe boi marinho (*Trichechus manatus manatus*) no litoral leste do Ceará. Relatório Final do Projeto “*Status* do Peixe-Boi no Litoral Leste do Ceara”, Convenio MMA/FNMA n.059/02. 173p.
- BEST, R. C. & TEIXEIRA, D. M. 1982. Notas sobre a distribuição e *status* aparente dos peixes-bois (Mammalia, Sirenia) nas costas amapaenses brasileiras. **Bol. FBCN**, Rio de Janeiro, v. 17, p.41-47.
- BORGES, J. C. G.; ARAUJO, P. G.; ANZOLIN, D. G. & MIRANDA, G. E. C. 2008. Identificação de itens alimentares constituintes da dieta dos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) na região Nordeste do Brasil. **Biotemas**, 21 (2): 77-81.
- BOSSART, G. D. 1999. The Florida manatee: On the verge of extinction? **J. Am. Vet. Med. Assoc.**, v.214, n. 8, p. 1178-1183.
- BRASIL, 2003. Portaria IBAMA no 1522 de 19 de dezembro de 1989. Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/lista.html>>. Acesso em: agosto de 2008.
- BROWNELL, R.L.; RALLS, K.; AND REEVES, R.R. 1978. Report of the West Indian manatee workshop, Orlando, florida, p. 27-29 (eds.) Cosponsored by the Florida Audubon Society, Florida Dept. Nat. Res., Natl. Fish and Wildlife Lab. Of the U.S. Fish and Wildlife Serv., and Sea World of Florida.
- CALDWELL, D. K. & CALDWELL, M. C. 1985. Manatees *Trichechus manatus* Linnaeus, 1758; *Trichechus senegalensis* Link, 1795, and *Trichechus inunguis* Natterer, 1883, p. 33-66. In: RIDGWAY, S. H. & HARRISON, R. J. (eds.). **Handbook of Marine Mammals: The Sirenians and Baleen Whales** vol. 3, Academic Press Inc., 362 p., London and San Diego.
- HARTMAN, D. S. 1979. Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida. **Am. Soc. Mammal. Spec. Publ.** 5, 153 p.
- HURST, L. A. & BECK, C. A. 1988. Microhistological characteristics of selected aquatic plants of Florida, with techniques for the study of manatee food habitats. **U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.**, v. 88, n. 18, 145 p.
- HUSAR, S. L. 1978. *Trichechus manatus*. **Mammalian Species**, v. 93, p. 1-5.
- IBAMA. 2001. Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação II. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, 40 p.
- IRVINE A.B.; NEAL, R.C.; CARDEILHAC, R.T.; POPP, J.A.; WHITER, F.H., and JENKIS, R.C. 1980. Clinical observations on captive and free-ranging West Indian manatees, *Trichechus manatus*. **Aquat. Mamm.**, v. 8, p. 2-10.
- IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acesso em 31 de março de 2009.
- LEFEBVRE, L. W.; MARMONTEL, M.; REID, J. P.; RATHBUN, G. B. & DOMNING, D. P. 2001. Status and Biogeography of the West Indian Manatee, p. 425-474. In: WOODS, C. A. & SERGILE, F. E. (eds.), 2nd ed.,

Biogeography of the West Indies: patterns and perspectives, CRC Press.

LIMA, R. P. 1997. Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*): Distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral nordeste do Brasil. Dissertação de Pós-Graduação em Oceanografia – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 81p.

MARMONTEL, M.; ODELL, D.K. & REYNOLDS III, J.E. 1992. Reproductive Biology of South American Manatees, p. 295-312. In: HAMLETT, W. C. (ed.), **Reproductive Biology of South American Vertebrates**. Springer-Verlag, xvii, 328p., New York.

NOWAK, R. M., 1999. Walker's mammals of the world. 6th ed. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.

ODELL, D.K. 1982. West Indian Manatee *Trichechus manatus*. p. 828-837, In: CHAPMAN, J. A. & FELDHAMER, G. A. (eds.). **Wild Mammals of North America: Biology Management and Economics**. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1184 p.

OLIVERA-GOMEZ, L.D. & MELLINK, E. 2005. Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahia de Chetumal, Mexico. **Biol. Conserv.**, v. 121, n. 1, p. 127-133.

ORITZ, R. M. 1994. Water Flux and Osmoregulatory Physiology of the West Indian Manatee (*Trichechus manatus*). M.S. Thesis. Texas A&M Univeristy. College Station, TX.

PALUDO, D. 1997. Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no nordeste do Brasil. 94p. Dissertação de Mestrado, curso de Zoologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

PALUDO, D. 1998. Estudos sobre a ecologia e conservação do peixe-boi marinho *Trichechus manatus manatus* no nordeste do Brasil. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Série Meio Ambiente em Debate**, n. 22, 70 p., Brasília.

PRIMACK, 1998. Essentials of conservation

biology. 2. ed. Massachussets: Sinauer Associates. 659 p.

REYNOLDS III, J. E. 1977. Aspects of the social behavior and ecology of a semi isolated colony of Florida manatees, *Trichechus manatus*. Tese submetida a Faculdade da Universidade de Miami. Coral Gables, Florida. 206 p.

WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2002. Desenho de Unidades de Conservação Marinhas com cetáceos: estudo do caso do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na baía norte de Santa Catarina, sul do Brasil. III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Anais. p. 56-62. Fortaleza: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: Associação Caatinga.

**NATUREZA & CONSERVAÇÃO**

The manuscripts may be sent to the new editor-in chief  
**diniz@icb.ufg.br**

To the guidelines to authors, visit  
<http://www.abecol.org.br/revista.htm>

**General guidelines to authors**





FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA

[www.fundacaoboticario.org.br](http://www.fundacaoboticario.org.br)