

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

Cíntia Camila Silva Angelieri

**BIODIVERSIDADE E PLANEJAMENTO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO:
ESTUDO DE CASO BROTAS (SP).**

São Carlos, SP
2011

Cíntia Camila Silva Angelieri

**BIODIVERSIDADE E PLANEJAMENTO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO:
ESTUDO DE CASO BROTAS (SP).**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Tit. Marcelo Pereira de Souza.

VERSÃO CORRIGIDA, a versão original está disponível na EESC.

São Carlos, SP
2011

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

A582b

Angelieri, Cíntia Camila Silva

Biodiversidade e planejamento de uso e ocupação do solo : estudo de caso Brotas (SP) / Cíntia Camila Silva Angelieri ; orientador Marcelo Pereira de Souza. -- São Carlos, 2011.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2011.

1. Planejamento ambiental. 2. Zoneamento ecológico-econômico. 3. Avaliação ambiental estratégica. 4. Modelagem ecológica preditiva. 6. Grandes mamíferos. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

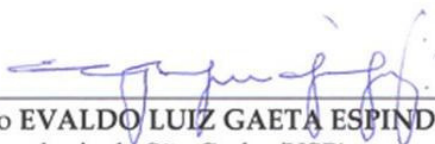
Candidato(a): Bacharel CÍNTIA CAMILA SILVA ANGELIERI.

Dissertação defendida e julgada em 17.02.2011 perante a Comissão Julgadora:

PARTICIPAÇÃO POR VIDEOCONFERÊNCIA

APROVADA

Prof. Titular **MARCELO PEREIRA DE SOUZA** – (Orientador)
(Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP)



Prof. Associado **IVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADA

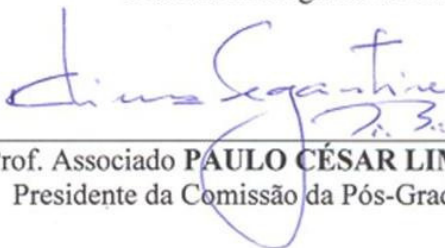


Prof. Associado **JOSÉ SALATIEL RODRIGUES PIRES**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADA



Prof. Associado **IVALDO LUIZ GAETA ESPÍNDOLA**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
Ciências da Engenharia Ambiental



Prof. Associado **PAULO CÉSAR LIMA SEGANTINE**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

*Dedico este trabalho a minha avó Maria José,
exemplo de força, amor e dedicação à família.*

AGRADECIMENTOS

Ao CNPQ e à FAPESP pelas bolsas concedidas. Ao professor Marcelo Pereira de Souza pela oportunidade e pela orientação.

À Prof^a. Dr^a. Marinez Ferreira de Siqueira do Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro e Thomaz Almeida do Instituto de Pesquisas Ecológicas/Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade pela ajuda na preparação das camadas ambientais e a Luiz M. Horta e Alan Oliveira do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais pela ajuda com a instalação dos programas utilizados. À Prof^a. Dr^a. Riki Therivel da Oxford Brookes University pelos esclarecimentos sobre a AAE e ao Prof. Dr. José Carlos Motta Jr. do Instituto de Biociências da USP São Paulo pelos esclarecimentos sobre ecologia animal.

Aos amigos: Danilo Muniz da Silva pelas conversas esclarecedoras, Augusto Hashimoto de Mendonça pela ajuda com os programas de SIG, Bruno Arantes pela ajuda com os programas de modelagem e Camilla Helena da Silva pela participação desde a definição da técnica de modelagem até a validação dos modelos.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência da Engenharia Ambiental (PPG-SEA) por me atenderem prontamente sempre que tive dúvidas conceituais e metodológicas, especialmente ao Prof. Dr. Victor Ranieri e Prof. Dr. Marcelo Montaña. Aos alunos do PPG-SEA pelas dicas, conversas, discussões e por tornarem o ambiente de trabalho acolhedor e divertido. Aos funcionários do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) pela atenção e cuidado excepcional que ofereceram ao longo desses anos.

Às melhores roomates que eu poderia encontrar Raquel Rodrigues dos Santos e Carolina Megume Mizuno pelas contribuições e correções na dissertação e pela participação pessoal e profissional em todas as etapas percorridas desde o início da graduação até agora.

Aos amigos que participaram de mais essa conquista pessoalmente, por telefone, MSN, skype, sinais de fumaça, etc. À minha família e em especial a minha mãe pelo apoio incondicional que sempre dedicou a mim e a minha carreira.

A ciência está longe de ser um instrumento perfeito de conhecimento. É apenas o melhor que temos. Nesse aspecto, como em muitos outros, ela se parece com a democracia. A ciência, por si mesma, não pode defender linhas de ação humana, mas certamente pode iluminar as possíveis conseqüências de linhas alternativas de ação.

Carl Sagan. “O mundo assombrado pelos demônios: a ciência vista como uma vela no escuro”.

RESUMO

ANGELIERI, C. C. S. (2011). Biodiversidade e planejamento de uso e ocupação do solo: estudo de caso Brotas (SP). 86 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

A conservação da biodiversidade tornou-se uma preocupação mundial devido ao aumento da taxa de extinção de espécies. Mesmo assim a importância da biodiversidade frequentemente é subestimada, não sendo considerado seu papel chave na evolução e adaptação à mudança de ambientes e no fornecimento de bens e serviços para a humanidade. O Brasil tem importância central na conservação da biodiversidade mundial (é o primeiro em *Megadiversidade* e em *Áreas Selvagens* e possui dois *Hotspots*), sendo indispensável implementar instrumentos que contemplem a inclusão da biodiversidade no planejamento de uso e ocupação do solo. Visto que ainda não foi claramente definido como integrar efetivamente a biodiversidade nesse processo, este estudo investigou instrumentos indicados para esse fim, especialmente o Zoneamento Ambiental (ZA) e a Avaliação Ambiental Estratégica (AAE). O estudo de caso foi realizado no município de Brotas-SP. Primeiramente foram sobrepostos critérios e áreas prioritárias para a biodiversidade em escala nacional, estadual e municipal para a elaboração do mapa das áreas prioritárias para conservação e recuperação da biodiversidade local utilizando o programa *IDRISI Andes Edition*. Os resultados mostram que princípios e objetivos abordados em diversas escalas e em outros instrumentos de planejamento podem ser integrados ao processo de AAE. Também foram gerados modelos de distribuição de grandes mamíferos – *Chrysocyon brachyurus* (loboguará), *Leopardus pardalis* (jaguatirica) e *Puma concolor* (onça-parda) – para a região central do Estado de São Paulo (Brotas e municípios do seu entorno). Para isso, foram utilizados dados biológicos do banco de dados do Programa Biota-FAPESP aos quais foi aplicado o modelo *MAXENT*. As técnicas de Sistemas de Informação Geográfica aplicadas neste estudo permitiram integrar princípios e objetivos relacionados à biodiversidade já abordados em outros instrumentos e estabelecidos em níveis nacionais, estaduais e municipais ao planejamento espacial. A modelagem permitiu a determinação da adequabilidade ambiental das áreas testadas e a inclusão dessas áreas como critérios a serem considerados ao planejamento de uso e ocupação do solo. Os resultados da modelagem mostraram que o território de Brotas abrange áreas altamente adequadas para as três espécies estudadas. Os mapas gerados foram reclassificados para a elaboração dos mapas das áreas prioritárias para conservação de grandes mamíferos na região central do Estado de São Paulo. Tanto o mapa de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade local quanto o mapa de áreas prioritárias para grandes mamíferos elaborados nesse estudo podem ser incluídos no planejamento de uso e ocupação do solo, tanto em ZAs como em AAEs. As técnicas utilizadas nesse estudo podem embasar a escolha de alternativas de uso e ocupação do solo, direcionando a alocação de Reservas Legais - RLs -, subsidiando a elaboração de ações de recuperação da biodiversidade e direcionando estratégias de manejo.

Palavras chave: Zoneamento Ambiental, Avaliação Ambiental Estratégica, Modelagem Ecológica Preditiva, Grandes mamíferos.

ABSTRACT

ANGELIERI, C. C. S. (2011). Biodiversity and landuse planning: case study Brotas, São Paulo State, Brazil. 86 p. Dissertation (Master) – Engineering School of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2011.

Biodiversity conservation has become a worldwide concern due to the increased rate of species extinction. Nevertheless, the importance of biodiversity is often underestimated and its key role in the evolution, adaptation to changing environments and the supply of goods and services to humanity is not considered. Brazil has a central importance in global biodiversity conservation (its the first in Megadiversity and Wilderness Areas, and it has two hotspots). Therefore, the implementation of tools that address the inclusion of biodiversity in land-use planning is essential. Seeing that how to integrate biodiversity in this process has not been clearly defined, this study investigated tools for integrate the biodiversity in land-use planning, specially the zoning and the Strategic Environmental Assessment (SEA). The case study has been the municipality of Brotas, state of São Paulo, Brazil. Firstly, criteria and priority areas for biodiversity at the national, state and municipal level have been overlapping using the software IDRISI Andes Edition to prepare the map of priority areas for conservation and recovery of local biodiversity. The results indicate that the principles and objectives discussed at various scales and in other planning tools can be integrated by the use of Geographic Information System (GIS). In addition, models of distribution of great mammals - *Chrysocyon brachyurus* (maned wolf), *Leopardus pardalis* (Ocelot) and *Puma concolor* (puma) – have been generated for the central region of São Paulo (Brotas and its surrounding cities). For this, biological data from the database of the Biota-FAPESP have been used and the software MAXENT has been applied. Modeling results show that the study area is highly suitable for the three species. The maps of models have been reclassified to prepare maps of priority areas for conservation in the central region of São Paulo. The both final maps developed in this study (map of priority areas for conservation of local biodiversity and maps of priority areas for large mammals) may be included in zoning and SEA process. The techniques applied in this study permit to integrate the principles and objectives relating to biodiversity in land-use planning, supporting the choice of alternatives for use and occupation, basing the allocation of legal reserves, subsidizing the development of management actions and guide decision makers to choose the best alternatives for development.

Key words: Zoning, Biodiversity, Strategic Environmental Assessment, Modeling habitat suitability, Great mammals.

LISTA DE ABREVIATURAS

AIA – Avaliação de Impactos Ambientais
AAE – Avaliação Ambiental Estratégica
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
CBBIA – Capacity Building for Biodiversity in Impact Assessment
CBD – Convention of Biological Diversity
CI – Conservation International
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
EIA – Estudo de Impacto Ambiental
IAIA – International Association for Impact Assessment
IEA – Instituto de Economia Agrícola
MMA – Ministério do Meio Ambiente
OECD - Organization for Economic Co-operation and Development
PNB – Política Nacional da Biodiversidade
PNMA – Política Nacional de Meio Ambiente
PPA – Plano Pluri-anual
PPPs – Políticas, Planos e Programas
PMB – Prefeitura Municipal de Brotas
PPS – Planning Policy Statement
SEA – Strategic Environmental Assessment
SIG – Sistemas de Informação Geográfica
UNEP – United Nations Environment Programme
UNDP – United Nations Development Programme
UNCED – United Nations Conference on the Environment and Development
UNECE – United Nations Economic Commission for Europe
UNCD – United Nations Conference on the Environment and Development
WCED – World Commission for the Environment and Development
ZA – Zoneamento Ambiental
ZEE – Zoneamento Ecológico-Econômico

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Características dos processos de AAE e EIA.	6
Quadro 2. Questões sobre biodiversidade a serem respondidas no processo de AIA.	8
Quadro 3. Fatores e suas escalas utilizadas na elaboração das áreas de vegetação nativa, de alta suscetibilidade à erosão e de bacias de primeira ordem.	21
Quadro 4. Alguns métodos para modelagem de distribuição de espécies.	39
Quadro 5. Categorias de ameaça, descrição e siglas correspondentes usadas para classificar as espécies.	44
Quadro 6. Classificação das espécies de mamíferos ameaçados registrados pelo Biotafapesp no território em Brotas.	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Camadas ambientais utilizadas na modelagem.	48
Tabela 2. Pontos de encontro georreferenciados da espécie <i>Chrysocyon brachyurus</i> utilizados para a geração dos modelos convertidos para o sistema latitude/longitude decimal / Datum WGS84.	53
Tabela 3. Pontos de encontro georreferenciados da espécie <i>Leopardus pardalis</i> utilizados para a geração dos modelos convertidos para o sistema latitude/longitude decimal / Datum WGS84.	58
Tabela 4. Pontos de encontro georreferenciados da espécie <i>Puma concolor</i> utilizados para a geração dos modelos convertidos para o sistema latitude/longitude decimal / Datum WGS84.	63
Tabela 5. Estimativa das contribuições relativas das variáveis ambientais aos modelos gerados. Destaque em negrito para as variáveis com maior influência sobre os modelos.	68

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Gráfico da sensibilidade do modelo versus a especificidade dos resultados para a modelagem da espécie <i>Chrysocyon brachyurus</i>	55
Gráfico 2. Teste <i>jackknife</i> de AUC aplicado para o modelo da espécie <i>Chrysocyon brachyurus</i>	56
Gráfico 3. Gráfico da sensibilidade do modelo versus a especificidade dos resultados para a modelagem da espécie <i>Leopardus pardalis</i>	60
Gráfico 4. Teste <i>jackknife</i> de AUC para o modelo da espécie <i>Leopardus pardalis</i>	61
Gráfico 5. Gráfico da sensibilidade do modelo versus a especificidade dos resultados para a modelagem da espécie <i>Puma concolor</i>	65
Gráfico 6. Teste <i>jackknife</i> de AUC para o modelo da espécie <i>Puma concolor</i>	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Abordagens da Avaliação de Impacto Ambiental em diferentes níveis e escalas.....	5
Figura 2. Esquemática das etapas para o desenvolvimento do mapa das áreas prioritárias para conservação e recuperação da biodiversidade local.....	19
Figura 3. Mapa dos municípios do Estado de São Paulo (Brasil).....	22
Figura 4. Mapa de uso e ocupação do solo em Brotas-SP.....	24
Figura 5. Áreas prioritárias para conservação e recuperação de vegetação nativa de Brotas-SP.....	25
Figura 6. Mapa das áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios do cerrado brasileiro no município de Brotas-SP.....	26
Figura 7. Mapa das áreas prioritárias para incremento da conectividade no município de Brotas-SP.....	27
Figura 8. Mapa dos critérios estabelecidos pelo ZA para definição de áreas prioritárias para recuperação da vegetação nativa de Brotas-SP.....	28
Figura 9. Mapas das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade estabelecidas em nível nacional (a), estadual (b) e municipal (c). Destaque para áreas definidas como prioritárias nos três níveis considerados.....	29
Figura 10. Mapa das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e recuperação da vegetação nativa de Brotas.....	30
Figura 11. Mapa de aptidão para a disposição de resíduos sólidos domiciliares.....	32
Figura 12. Mapa de aptidão para expansão urbana.....	32
Figura 13. Principais passos necessários para construir e validar um modelo de distribuição de espécies.....	38
Figura 14. Mapa Florestal do município de Brotas.....	42
Figura 15. Áreas prioritárias para conservação de mamíferos no Estado de São Paulo, ressaltada a região de Brotas.....	43
Figura 16. Localização das imagens utilizadas para gerar as camadas os índices de vegetação (NDVI e EVI).....	49
Figura 17. Localização da imagem utilizada para gerar a camada ambiental de elevação.....	49
Figura 18. Unidades de Conservação de Proteção Integral (UPIs) já estabelecidas e a serem estabelecidas no Estado de São Paulo.....	50
Figura 19. Distâncias das Unidades de Conservação de Proteção Integral (UPIs) já estabelecidas e a serem estabelecidas no Estado de São Paulo.....	51
Figura 20. Modelo de adequabilidade ambiental (de 0 a 1) gerado para a espécie <i>Chrysocyon brachyurus</i>	54
Figura 21. Mapa de áreas prioritárias para conservação do lobo-guará na região central do Estado de São Paulo.....	57
Figura 22. Modelo de adequabilidade ambiental (de 0 a 1) gerado para a espécie <i>Leopardus pardalis</i>	59
Figura 23. Mapa de áreas prioritárias para conservação da jaguatirica na região central do Estado de São Paulo. Delimitado o limite de município de Brotas.....	62
Figura 24. Mapa de adequabilidade ambiental (de 0 a 1) gerado para a espécie <i>Puma concolor</i>	64
Figura 25. Mapa de áreas prioritárias para conservação da onça-parda na região central do Estado de São Paulo. Delimitado o limite de município de Brotas.....	67
Figura 26. Proposta de integração da biodiversidade no planejamento espacial utilizando a AAE.....	72

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. BIODIVERSIDADE	2
1.2. AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS (AIA).	4
1.3. AVALIAÇÃO AMBIENTAL ESTRATÉGICA (AAE).	9
1.4. ZONEAMENTO AMBIENTAL (ZA)	13
2. OBJETIVOS.....	16
3. ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE LOCAL.	17
3.1. INCORPORAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NO PLANEJAMENTO EM ESCALA MUNICIPAL	17
3.2. MATERIAIS E MÉTODOS	19
3.2.1 Área de estudo – Brotas-SP	21
3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
3.5. CONCLUSÕES	33
4. MODELAGEM DE BIODIVERSIDADE COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	34
4.1. ABORDAGEM A SER UTILIZADA EM ESTUDOS DE BIODIVERSIDADE.....	34
4.2. MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES – ‘HABITAT SUITABILITY’	36
4.3. INFORMAÇÕES BIOLÓGICAS: GERAÇÃO, DISPONIBILIDADE E ACESSIBILIDADE.....	39
4.4. MATERIAIS E MÉTODOS	41
4.4.1. Área de estudo	41
4.4.2. Espécies Estudadas	45
4.4.3. Modelagem de distribuição de espécies	46
4.4.4. Mapa das áreas prioritárias para conservação de grandes mamíferos	52
4.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
4.5.1. Modelo para a espécie <i>Chrysocyon brachyurus</i>	53
4.5.2. Modelo para a espécie <i>Leopardus pardalis</i>	57
4.5.3. Modelo para a espécie <i>Puma concolor</i>	62
4.5.4. Áreas prioritárias para conservação de grandes mamíferos	67
4.6. CONCLUSÕES	69
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	70
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	74

1. INTRODUÇÃO

A atual taxa de perda de biodiversidade vem aumentando a um ritmo sem precedentes na história (CBD, 2002.b), caracterizando a chamada crise global de biodiversidade (WESTERN, 1992). Com isso, os países signatários da Convenção de Diversidade Biológica (CBD) devem implementar políticas públicas para proteção da biodiversidade (IAIA, 2005) com o objetivo de evitar ou ao menos minimizar essa perda irreversível. Para isso, a biodiversidade deve ser considerada em todos os níveis de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA), tanto em níveis estratégicos (Avaliação Ambiental Estratégica de políticas, planos e programas de desenvolvimento – AAE) quanto em projetos e empreendimentos (Estudo de Impacto Ambiental – EIA) (SLOOTWEG & KOLHOFF, 2003; GONTIER et al., 2006).

A conservação dos recursos naturais e o desenvolvimento social e econômico são itens cruciais a serem considerados nas políticas públicas em todos os níveis: global, nacional, regional e local. As Nações Unidas ressaltam no primeiro Global Environment Outlook (UNEP, 1997) a necessidade de se associar fortemente o meio ambiente às políticas sócio-econômicas. Essa associação anteciparia os esforços de minimização de impactos ambientais negativos e relacionaria a capacidade de suporte do meio com limites, restrições e possibilidades ambientais (THERIVEL, 2004). Assim, o desenvolvimento poderia ser considerado “sustentável”.

Conceitualmente, desenvolvimento sustentável visa "ao atendimento das necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem as suas próprias necessidades" (WCED, 1987). De acordo com a Agenda 21, “exige-se assumir perspectivas de longo prazo, integrar os efeitos locais e regionais das mudanças mundiais no processo de desenvolvimento e utilizar os melhores conhecimentos científicos e tradicionais disponíveis” (UNCED, 1992). Fundamentalmente, isso remete à fixação de limites ecológicos para o crescimento econômico, pois a sustentabilidade depende da capacidade dos ecossistemas para se recompor das agressões antrópicas e dos resíduos das atividades produtivas, mantendo a integridade dos processos naturais e preservando a biodiversidade (GUIMARÃES, 2001).

O conceito de uso sustentável da biodiversidade significa “a utilização de componentes da diversidade biológica de um modo e a um ritmo que não conduza ao seu declínio em longo prazo, mantendo assim seu potencial para satisfazer as necessidades e aspirações das gerações presentes e futuras” (CBD, 2008). Essa definição utilitarista tem sido amplamente utilizada,

porém os limites para o uso da biodiversidade ainda não são claramente definidos. Nesse sentido, Fernandez (2005) argumenta que a única maneira de avaliar se o uso de uma espécie pode realmente ser denominado sustentável é fazendo um monitoramento demográfico em longo prazo que mostre conclusivamente que a população biológica não está declinando. Dessa forma, para prever impactos relativos à biodiversidade é necessário um enquadramento conceitual e metodológico adequado (BALFORS et al., 2005).

A pesquisa em conservação tem produzido um volume importante de conhecimento científico relacionado aos efeitos do uso e ocupação do solo sobre a biodiversidade, mas que esse conhecimento não tem sido devidamente incorporado nas políticas públicas (TABARELLI & GASCON, 2005). Esses autores ressaltam a urgência da inclusão da biodiversidade no processo decisório para salvar regiões ameaçadas e manejar regiões naturais que irão enfrentar grandes ondas de desenvolvimento num futuro próximo.

Ainda não foi claramente definido como integrar efetivamente a biodiversidade no processo de planejamento e tomada de decisão, porém a Convenção de Diversidade Biológica (CBD), diversas organizações como a Associação Internacional para Avaliação de Impacto (IAIA) e a Comissão da Diretiva Européia, agências de fomento como o Banco Mundial e diversos pesquisadores como Balfors (2005), Gontier et al. (2006), Gontier (2007), Sloomweg et al. (2006) e Treweek et al. (2005) indicam o uso da Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) para esse fim. Os métodos a serem aplicados nesse processo são peculiares para cada caso, devido às condições econômicas, políticas e institucionais locais, às condições ecológicas e às pressões de desenvolvimento.

Esse é o contexto no qual se desenvolve o presente trabalho, que apresenta biodiversidade, uso e ocupação do solo, Zoneamento Ambiental (ZA) e Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) como temas centrais de investigação.

1.1. BIODIVERSIDADE

O Brasil é destacado mundialmente por sua rica biodiversidade: é o primeiro em *Megadiversidade* (tem o maior número de espécies do que qualquer outra nação) (MITTERMEIER et al., 1997), o primeiro em *Áreas Selvagens* (possui o maior bloco de área verde do planeta, a Floresta Amazônica) (CI, 2003) e, além disso, possui dois *Hotspots* em seu território (a Mata Atlântica e o Cerrado) (MYERS, 2000). Dessa forma, entende-se que esse país tem importância central na conservação da biodiversidade mundial, sendo

necessárias políticas públicas de planejamento e avaliação de impacto ambiental que atuem em prol desse objetivo.

A Política Nacional da Biodiversidade (Decreto Nº 4.339 / 2002) estabelece que “é vital prever, prevenir e combater na origem as causas da sensível redução ou perda da diversidade biológica” e que “onde exista evidência científica consistente de risco sério e irreversível à diversidade biológica, o Poder Público determinará medidas eficazes em termos de custo para evitar a degradação ambiental”. Os princípios e diretrizes dessa lei abordam basicamente os estabelecidos na Convenção sobre Diversidade Biológica (1992) e na Declaração do Rio (1992) associando-os com a legislação já vigente. Além disso, a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) coloca como um de seus objetivos (Artigo 4º): definir áreas prioritárias de ação governamental relativa à qualidade e ao equilíbrio ecológico, atendendo aos interesses da União, dos Estados, do Distrito Federal, dos Territórios e dos Municípios (Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981).

A Convenção da Diversidade Biológica (CBD) define biodiversidade como "a variabilidade entre organismos vivos de todas as fontes incluindo, entre outras coisas, ecossistemas aquáticos, terrestres e outros e os complexos ecológicos dos quais eles são parte; isto inclui diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas" (CBD, 2008). Os termos biodiversidade ou diversidade biológica são sinônimos e podem ser utilizados para denominar toda a variedade da vida no planeta Terra, incluindo a genética dentro das populações e espécies, de espécies de flora, fauna e microorganismos, bem como a variedade de funções ecológicas desempenhadas pelos organismos nos ecossistemas e a variedade de comunidades, habitats e ecossistemas formados pelos organismos (IAIA, 2005).

Devido à dificuldade e talvez até mesmo à impossibilidade de uma definição unificadora, este estudo adotou o conceito mais amplo possível, na tentativa de se aproximar de uma abordagem mais representativa do que seria biodiversidade. Neste estudo o conceito mais amplo de diversidade biológica será utilizado, ou seja, como define Lewinson e Prado (2006), considerando desde a variabilidade genética intra-específica, passando pela diversidade de espécies, até considerar as interações e interdependências entre as espécies e entre as espécies e seu ambiente.

Lewinson e Prado (2008) relatam que mesmo dentro da concepção mais ampla do que seria biodiversidade ainda existem dúvidas e ambigüidades conceituais, no entanto essa palavra já foi incorporada ao idioma comum sem o estabelecimento consensual de uma definição. Além disso, os autores destacam que a biodiversidade assumiu outros significados na sociedade e na política, que extrapolam essas questões científicas. Dessa forma, o conceito

de biodiversidade atualmente emerge como estratégico não só do ponto de vista ecológico e ambiental, mas a partir de sua incorporação como recurso natural, também econômico, político e social (PIRES, 2001). E a avaliação de impacto é considerada pela CBD como processo chave para conservação e uso sustentável desse recurso (CBD, 2002 a.).

Todos os países signatários da CBD têm o compromisso de concentrar esforços para implementar políticas públicas visando à proteção dos diversos níveis de biodiversidade que são (IAIA, 2005):

- Ecossistemas que contêm rica biodiversidade, grande número de espécies ameaçadas ou endêmicas, com significância econômica, cultural ou científica ou os ecossistemas chave para processos evolutivos e relevantes para espécies migratórias.
- Espécies e comunidades ameaçadas em sua existência, relacionadas a espécies domesticadas ou cultivadas, espécies indicadoras e espécies com significância medicinal, agrícola, científica, econômica, social ou cultural.
- Genótipos significativos social, científica ou economicamente.

Todos os níveis abordados pela denominação “biodiversidade” (ou seja, genótipos, espécies e ecossistemas) podem sofrer impactos significativos da perda e fragmentação de habitats. Dessa forma, é crucial que todos esses níveis sejam abordados no planejamento de uso e ocupação do solo.

Abordar todas as definições de biodiversidade, assim como todos os princípios propostos para sua avaliação é conceitual e metodologicamente difícil ou até mesmo impossível, mas é possível e necessário incluir algumas abordagens no processo decisório. Para isso são indicados instrumentos de planejamento como a Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) e o Zoneamento Ambiental (ZA).

1.2. AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS (AIA).

A Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) é um dos principais procedimentos legais adotados mundialmente para inserção da variável ambiental no processo de decisão de Políticas, Planos, Programas e Projetos (CANTER, 2006). O termo AIA tem diversas interpretações dependendo da perspectiva, ponto de vista e propósito aos quais está vinculado (SANCHEZ, 2006). De acordo com Moreira (1992 apud SANCHEZ, 2006: 39):

AIA é um instrumento de política ambiental, formado por um conjunto de procedimentos, capaz de assegurar, desde o início do processo que se faça em exame sistemático dos impactos ambientais de uma ação proposta (projeto, programa, plano ou política) e de suas alternativas, e que os resultados sejam apresentados de forma

adequada ao público e aos responsáveis pela tomada de decisão, e por eles sejam considerados.

No Brasil, a AIA foi instituída pela Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) em 1981 (Lei Federal nº 6.938/81), tendo como principais procedimentos o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e o Relatório de Impactos Ambientais (RIMA), devidamente regulamentados pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) pela Resolução 1/86. A AIA no Brasil está legalmente vinculada ao licenciamento de projetos e empreendimentos (SANCHEZ, 2006), ou seja, como avaliação da viabilidade ambiental de projetos e empreendimentos (SOUZA, 2006). A **figura 1** mostra os diversos níveis de AIA e as relações de escala espacial e temporal associadas a eles.

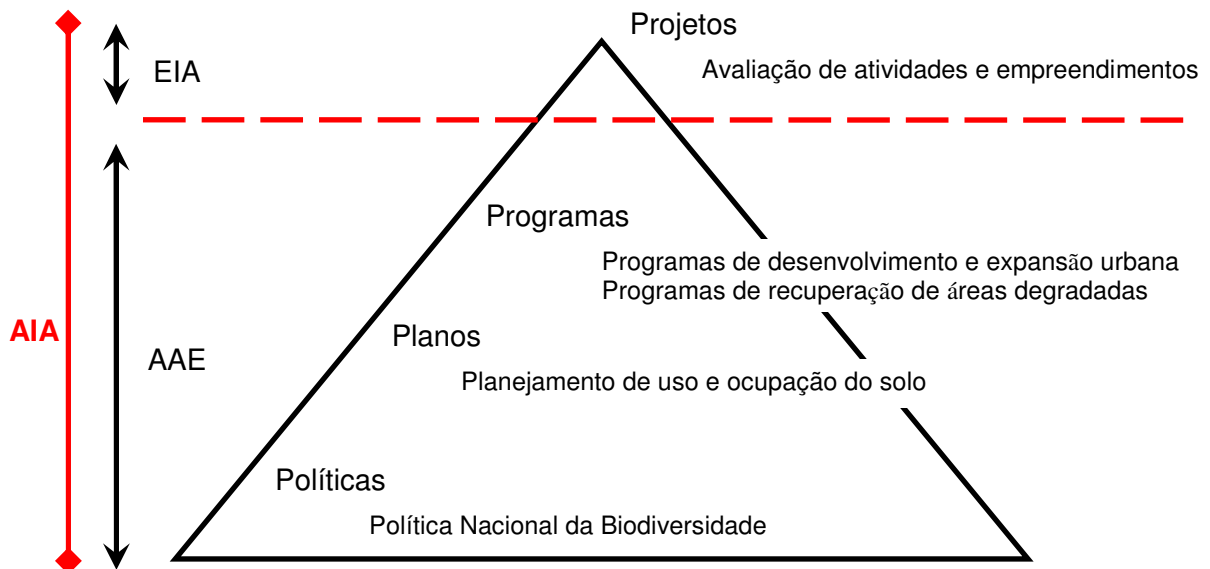


Figura 1. Abordagens da Avaliação de Impacto Ambiental em diferentes níveis e escalas.

Nota-se que a AAE de políticas e programas deve oferecer base político-institucional e técnico-operacional para avaliações mais detalhadas em menores escalas como nas avaliações de impactos de empreendimentos. Além disso, em muitos casos o EIA não é uma avaliação eficaz, por isso Partidário (2000) recomenda a extensão da avaliação de impactos de projetos para planos, políticas e programas (PPPs).

A AAE é o procedimento sistemático e contínuo de avaliação da qualidade do meio ambiente e das conseqüências ambientais decorrentes de visões e intenções alternativas de desenvolvimento, incorporadas em iniciativas como formulações de PPPs, de modo a assegurar a integração efetiva dos aspectos biofísicos, econômicos, sociais e políticos, o mais cedo possível, aos processos de planejamento e tomada de decisão (PARTIDÁRIO, 1999). O **quadro 1** exemplifica algumas características dos processos de AAE e EIA.

Quadro 1. Características dos processos de AAE e EIA.

Fonte: CBD (2005a)

AAE	EIA
Considerações são aplicadas mais cedo no processo decisório.	Atua somente ao final do processo decisório.
Instrumento pró-ativo para ajudar no desenvolvimento de propostas.	Instrumento reativo para o desenvolvimento de propostas.
Considera diversas possíveis alternativas.	Considera um número limitado de alternativas.
Alerta antecipadamente para efeitos cumulativos.	Revisão limitada de efeitos cumulativos.
Ênfase nos objetivos estabelecidos e na manutenção de sistemas.	Ênfase na mitigação e minimização de impactos.
Perspectivas maiores e níveis mais baixos de detalhes para promover visão geral.	Perspectivas menores e alto nível de detalhamento.
Processo com muitas fases, contínuo e interativo, sobreposição de componentes.	Processo bem definido, com início e fim claros.
Foco em agendas de sustentabilidade e deterioração de recursos ambientais.	Foco na agenda padrão e sintomas de deterioração ambiental.

O caráter pró-ativo da AAE (e não reativo como a AIA de projetos) permite que diferentes alternativas sejam consideradas (escala, localidade, tecnologia) e que as medidas de mitigação sejam concebidas e decididas antecipadamente ao investimento (BRASIL, 2006). Além disso, permite integrar a questão ambiental ao planejamento, principalmente pela identificação de localidades mais ou menos sustentáveis (THÉRIVEL & PARTIDÁRIO, 1996) e avaliar a viabilidade ambiental e as conseqüências dos impactos oriundos de novas políticas, planos, programas ou projetos antes de qualquer decisão direcionada à exploração de áreas naturais ¹ (MÖRTBERG et al., 2007). Treweek et al. (2005) argumentam ainda que a AAE permite adiantar a identificação de ameaças e oportunidades para a biodiversidade no processo decisório e também pode abordar considerações mais amplas ou mais fundamentais do que a avaliação de impactos ambientais de projetos, podendo oferecer soluções, alternativas ou locais para tipos diferentes de atividades e trabalhar informações em longo prazo.

¹ Traduzido do original “green areas” – No Brasil a tradução literal “áreas verdes” remete-se a espaços urbanos como praças e áreas de lazer.

Dentro dos prazos e limites geográficos da AIA de projetos é difícil fazer estudos que expliquem: processos e interações ecossistêmicas; ameaças cumulativas e pressões sobre os recursos da biodiversidade; implicações em usos tradicionais da biodiversidade; e monitoramento de dados necessários para entender tendências em longo prazo ou prever impactos (TREWEEK et al. 2005). Porém, a AAE é reconhecida como uma importante ferramenta de planejamento para identificar, evitar, minimizar e mitigar impactos negativos sobre a biodiversidade e é recomendada para promover a conservação e o uso sustentável da biodiversidade (TREWEEK et al., 2005). Essa ferramenta é aplicada em diversos países e já podem ser notadas iniciativas para sua implementação no Brasil (EGLER, 2001, BRASIL, 2002 a; PPA, 2006; BRASIL, 2010).

Uma AAE pode auxiliar na inserção da biodiversidade no processo de planejamento e tomada de decisão (GONTIER et al, 2006; CBBIA, 2009; TREWEEK et al., 2005; SLOOTWEG et al, 2006; SEA DIRECTIVE, 2001). Uma AAE pode assegurar que os planos propostos sejam coerentes com as metas e ações prioritárias nacionais e internacionais para a conservação, proteção e uso sustentável da biodiversidade (TREWEEK et al., 2005; GONTIER et al, 2006). Além disso, permite adiantar a identificação de ameaças e oportunidades para a biodiversidade no processo decisório, atendendo a dois princípios fundamentais da CBD para proteção da biodiversidade: o princípio da precaução e de nenhuma perda líquida (TREWEEK et al., 2005); e analisar problemas causados pela urbanização em grande escala e pelo desenvolvimento de infra-estrutura, como perda de habitat, fragmentação e degradação (BALFORS et al, 2005).

A implementação de diretrizes para inclusão da biodiversidade nas avaliações de impacto, tanto em projetos como em nível estratégico, deveria ser um processo específico de cada país, pois requer um sistema de avaliação de impacto estabelecido e funcional que depende da legislação e das condições culturais, socioeconômicas e naturais específicas (CBD, 2005). Porém existem questões gerais a serem respondidas durante o processo (IAIA, 2005) (**quadro 2**).

Quadro 2. Questões sobre biodiversidade a serem respondidas no processo de AIA.

Fonte: CBD (2005a).

Nível de biodiversidade	Conservação da biodiversidade	Uso sustentável da biodiversidade
Diversidade genética	A atividade resultaria na extinção de uma população de espécies endêmicas ou com valor científico, ecológico ou cultural?	A atividade causaria uma perda local de variedades / cultivos / espécies de plantas cultivadas e/ou animais domesticados de importância científica, ecológica ou cultural e seus genes ou genomas?
Diversidade de espécies	A atividade causaria perda direta ou indireta de uma população de espécies?	A atividade afetaria o uso sustentável de uma população de espécies?
Diversidade de ecossistemas	A atividade conduziria direta ou indiretamente a sérios danos ou perda total de um ecossistema ou tipo de uso do solo que levaria a perda de serviços ecossistêmicos de valor científico, ecológico ou cultural?	A atividade afetaria a exploração humana sustentável de um ecossistema ou tipo de uso do solo de maneira que a exploração se tornaria destrutiva ou não-sustentável?

Para a preservação da biodiversidade em áreas naturais que não são consideradas protegidas por lei, o papel da Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) e do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) é crucial (GONTIER et al, 2010). Porém, a avaliação ambiental de projetos tem possivelmente sido menos efetiva para considerações ecológicas e de biodiversidade que para qualquer outra categoria de impacto (TREWEEK, 1999). Para superar essas dificuldades, muitos especialistas e organizações internacionais têm apoiado o uso da AAE (CBD, 2005a; CBD, 2005b; SEA DIRECTIVE, 2001; GONTIER et al, 2006; SLOOTWEG et al, 2006; TREWEEK et al., 2005).

Dentro desse processo seria preciso definir o que será considerado como biodiversidade nos procedimentos e identificar impactos potenciais (SLOOTWEG et al., 2006); utilizar métodos que permitam previsões qualitativas e quantitativas desses impactos potenciais das diferentes alternativas de desenvolvimento na biodiversidade (GONTIER et al., 2010); fazer uma análise robusta de como é provável que a biodiversidade responda às mudanças planejadas e se ela permanecerá viável, saudável e disponível para as futuras gerações (TREWEEK et al, 2005); selecionar alternativas e cenários mais adequados para cada caso (GONTIER et al, 2006); e apoiar a comunicação entre os atores envolvidos dentro dos processos de AAE (GONTIER et al., 2010).

1.3. AVALIAÇÃO AMBIENTAL ESTRATÉGICA (AAE).

A IAIA (2008) coloca como amplamente reconhecido que o planejamento espacial e a AAE são pré-requisitos para se alcançar alternativas mais sustentáveis de desenvolvimento a partir da análise dos fatores ecológicos, sociais e econômicos adversos e de suas implicações. No United Nations Environment Programme (UNEP), as avaliações ambientais são colocadas como os principais veículos para promover a integração entre a ciência dos procedimentos e as diferentes fases da política e do processo de tomada de decisão (UNEP, 2009).

A AAE muitas vezes é aplicada paralelamente ao planejamento (destinada a apoiar a tomada de decisão no final do processo), porém tem demonstrado maior eficácia quando integrada ao processo de planejamento (aproximando as partes interessadas em conjunto durante principais fases e alimentando o debate com informações ambientais confiáveis) (SLOOTWEG et al, 2006). Contudo, Chaker et al. (2006) argumentam que ainda existem controvérsias sobre a natureza e âmbito de aplicação da AAE, visto que os relatos ainda são insuficientes e incompletos para a dedução de lições, pois não demonstram avaliação de desempenho ambiental e de eficiência para influenciar a tomada de decisões estratégicas. Esses autores colocam ainda que a escolha do processo de AAE deva depender do contexto em que as tomadas de decisões estratégicas estão vinculadas.

Apesar de existirem alguns elementos básicos a serem abordados, deve existir uma forma mais adequada para aplicação da AAE em cada contexto (BRASIL, 2002 a; CHAKER et al., 2006; OECD, 2006). Nesse sentido, Slootweg et al. (2006) relatam a importância de se desenvolver guias que considerem as condições naturais, culturais e sócio-econômicas específicas de cada local e que permitam a integração das considerações de biodiversidade na legislação de avaliação de impacto em cada país. Porém, Chaker et al. (2006) recomendam o aproveitamento da experiência internacional (procedimentos, boas práticas e estudos de caso de sucesso) para melhoria da eficácia nos processos de elaboração ou de atualização dos sistemas nacionais de AAE, particularmente para os países em desenvolvimento que possuem recursos limitados.

Todos os níveis de biodiversidade deveriam ser considerados nos processos de AAE (SLOOTWEG & KOLHOFF, 2003; GONTIER et al., 2006). Slootweg et al. (2006) consideram que para a efetiva incorporação da biodiversidade nesse processo precisam ser incluídos, no mínimo, os princípios contidos nos seguintes documentos: “Principles of the CBD” (CBD, 2005), “IAIA Principles of Biodiversity Inclusive” (IAIA, 2005), “Ecosystem

Approach” (CBD, 2009) e “Millenium Ecosystem Assessment” (2003). Sendo assim, a avaliação de biodiversidade deveria atender, no mínimo, aos seguintes princípios:

- Nenhuma perda líquida: a crescente perda de biodiversidade deve ser barrada, em termos quantitativos e qualitativos. Perdas insubstituíveis devem ser evitadas e outros tipos de perdas devem ser compensados.

- Princípio da precaução: pede abordagem cautelosa nos casos em que os impactos não possam ser previstos com confiança e/ou quando exista incerteza sobre a eficácia das medidas de atenuação dos impactos.

- Conhecimento local, tradicional e indígena: é utilizado para fornecer uma panorâmica mais completa e confiável dos temas relacionados à biodiversidade e para consolidar as informações.

- Participação: a valoração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos deve ser feita em negociação com os diferentes grupos ou indivíduos interessados na manutenção e/ou utilização da biodiversidade.

Treweek et al. (2005) argumentam que o processo de AAE deve focar nos valores e usos da biodiversidade e na dependência atual e futura dos atores envolvidos. Além disso, a CBD (2005b) considera que este processo só pode ser efetivo se focalizar nos assuntos de real preocupação de sociedade. Porém, considerando que a importância da biodiversidade ainda é frequentemente subestimada (IAIA, 2005), ressaltamos que nem sempre os segmentos da sociedade estão realmente interessados em abordar esse tema, dificultando assim sua inserção política e social no processo decisório.

A CBD (2005b) considera que nem sempre a biodiversidade deve ser focada nos processos de AAE. Porém, considerando as perdas e custos ambientais, sociais e até econômicos diretos e indiretos associados ao processo de perda da biodiversidade, essa alegação é questionável. Os itens abaixo foram colocados pela CBD (2005) indicando quando NÃO se deve focar a biodiversidade durante o processo de AAE:

- “Quando a área não provê nenhum ecossistema importante e/ou de serviços e/ou o PPP não conduz a mudanças conhecidas que afetem a biodiversidade”. Vale ressaltar que tanto ecossistemas íntegros como antropizados são habitats importantes, assim como sua biodiversidade específica.

- “Quando as espécies que se espera que sofram influência não são reconhecidas como espécies protegidas ou não estão incluídas em qualquer lista internacional (como a Lista Vermelha) da IUCN”. As espécies deveriam ser consideradas especialmente para que os

impactos não as levem a um processo de extinção e, portanto, para que não seja necessário enquadrá-las em categorias de ameaça.

- “Quando as mudanças estão comprovadamente dentro de um limite aceitável, considerando guias de uso e planejamento, indicadores e sistema de monitoramento”. Considerando que esse chamado limite aceitável ainda não foi claramente definido e que os indicadores e sistema de monitoramento deveriam acompanhar e alimentar o processo de AAE, a biodiversidade deveria ser sempre abordada.

- “Quando a atenção for focalizada pelas Estratégias Nacionais de Biodiversidade (chamadas National Biodiversity Strategy and Action Plan – NBSAP)”. Como a AAE pressupõe também a integração entre diferentes planos e estratégias, deveria integrar as NBSA ao processo.

- “Quando nenhum interessado falar em nome da biodiversidade, considerando que todos os envolvidos foram convidados para o processo e que os interesses das gerações futuras foram considerados”. Considerando que as dificuldades dos processos de participação, mesmo em uma AAE, essa premissa pode atrapalhar a inclusão de um tema que se mostra primordial.

Nota-se que dificilmente é possível identificar uma política, plano ou programa nos quais possa ser dispensada a inclusão da biodiversidade, principalmente em um país com a rica diversidade de espécies e habitats como o Brasil. Isso sugere que a biodiversidade sempre deveria ser considerada em todas as suas decisões estratégicas.

Há dois documentos legais que regulamentam e dão força motriz para aplicação da AAE na Europa: a Diretiva Européia para Avaliação Ambiental Estratégica “SEA Directive 2001/42/CE” (SEA DIRECTIVE, 2001) e o Protocolo de Avaliação Ambiental Estratégica “SEA Protocol” aprovado em 21 de maio de 2003 em Kiev (UNECE, 2003). A Diretiva em questão influenciou a negociação desse protocolo, porém existem diferenças importantes entre esses dois instrumentos, incluindo o âmbito geográfico e a análise e integração das preocupações ambientais na elaboração de políticas e legislação (UNECE, 2009).

A Diretiva 2001/42/CE estabelece um quadro mínimo para a avaliação ambiental e princípios gerais para seus sistemas de avaliação, visando à proteção do ambiente e a integração de suas considerações na preparação e aprovação de planos e programas; já o Protocolo de AAE (ainda não em vigor) é de certa forma mais amplo do que a diretiva, abrangendo explicitamente PPPs e a legislação, fornecendo um enquadramento para a integração de considerações ambientais na preparação e aprovação de planos, programas e quando pertinente de políticas e legislação (IAIA, 2009).

Diversos outros países do mundo possuem dispositivos institucionais que exigem ou estimulam a adoção da AAE como: Austrália (Environment Protection and Biodiversity Act, 1999), Nova Zelândia (Resource Management Act, 1991 e suas alterações), Estados Unidos da América (National Environmental Policy Act, 1969 e suas regulamentações) e Canadá (Cabinet Directive 1990 e 1999) (DALAL-CLAYTON & SADLER, 2005). Além disso, existe previsão para a aplicação da AAE em todas as operações do Banco Mundial e para investimentos e programas de capacitação e aprendizagem, envolvendo governos e especialistas (clientes do Banco Mundial), parceiros de desenvolvimento e a comunidade envolvida com o desenvolvimento sustentável (KJORVEN & LINDHJEM, 2002).

Na América Latina, agências internacionais de desenvolvimento, como o Banco Mundial e o Banco Interamericano de Desenvolvimento, têm sido os principais promotores da AAE: o Banco Mundial tem incentivado AAEs regionais e setoriais desde 1990 em países como Brasil, Bolívia, Chile, Colômbia e Argentina; o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) tem focado na avaliação ambiental estratégica em seus grandes programas e projetos de infra-estrutura no Brasil, Bolívia e Argentina; e as agências governamentais e universidades têm investigado esse processo visando o desenvolvimento de modelos adequados e procedimentos para a adoção formal da AAE no Brasil e Chile (IAIA, 2009).

Existem fortes perspectivas para a implementação da AAE no Brasil (PARTIDÁRIO, 1998). O Ministério do Meio Ambiente brasileiro argumentou em 2002 que o contexto político-institucional brasileiro era adequado para aplicação da AAE como instrumento de avaliação de sustentabilidade e de biodiversidade. Foi retratado ainda que as características da conjuntura econômica, social e ambiental e do planejamento brasileiro impunham a adequação dos aspectos avançados de aplicação da AAE que eram observados na experiência internacional (BRASIL, 2002 a). Além disso, em 2010 foi disponibilizado um documento preliminar para consulta pública indicando que a AAE brasileira deva atuar sobre políticas públicas, planos de desenvolvimento setorial, programas, grupos de projetos de infra-estrutura e estruturantes, sempre que tenham implicações relacionadas com a perda de biodiversidade (BRASIL, 2010 a.). O Plano Pluri-Anual divulgado em 2006 apontou ainda três aspectos que reforçam a relevância e a oportunidade da aplicação da AAE (BRASIL, 2006):

1. A evidência de que a prática do planejamento é fundamental para a questão ambiental e para a viabilização do desenvolvimento sustentável;
2. A disponibilidade ainda existente de imensas áreas a serem ocupadas;

3. Os objetivos em comum partilhados com o Programa de Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE).

1.4. ZONEAMENTO AMBIENTAL (ZA)

No Brasil, o “zoneamento ambiental” é um dos treze instrumentos instituídos pela Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA – Lei Federal nº 6.938 de 1981) e tem por objetivo preservar, melhorar e recuperar a qualidade ambiental propícia à vida, visando o desenvolvimento socioeconômico, os interesses da segurança nacional e a proteção da dignidade da vida humana. Este instrumento foi regulamentado pelo Decreto nº 4.297 de 10 de julho de 2002 sob a denominação de Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE). O ZEE (federal, estadual ou municipal) é um importante para subsidiar a formulação de políticas territoriais e deve estabelecer critérios técnico-científicos de usos e não-usos em terras e águas que estão livres de disciplinamentos já estabelecidos por lei (ROSS, 2006). Esse instrumento deve dividir o território de acordo com a necessidade de proteção, conservação e recuperação dos recursos naturais e do desenvolvimento sustentável (art. 11º), considerando a compatibilidade entre crescimento econômico e proteção dos recursos naturais para as gerações presentes e futuras, contando com ampla participação dos diferentes níveis da administração pública e da sociedade civil e valorizando o conhecimento multidisciplinar (art. 4º) (BRASIL, 2002 b).

As proposições de um zoneamento ambiental (ZA) devem refletir a integração das disciplinas técnico-científicas na medida em que consideram potencialidades naturais: solos, relevo, rochas e minerais, clima, flora e fauna. Exige-se, portanto, que esses componentes setorizados sejam analisados de forma integrada, articulando-se diferentes agentes e fixando procedimentos técnico-científicos multidisciplinares para uma visão interdisciplinar do conhecimento da realidade (ROSS, 2006). O zoneamento é um trabalho interdisciplinar passível do uso de análise numérica (quantitativo), tendo caráter analítico quanto à regionalização, aos inventários e diagnósticos dos atributos principais e enfoque sistêmico, quanto à estrutura proposta para a integração de diagnósticos, prognósticos e síntese das informações (SILVA & SANTOS, 2004).

Além dos ZA e do ZEE definidos por lei, existem ainda diversos outros tipos de zoneamento já utilizados no Brasil (BRASIL, 2010 b.):

- **Zoneamento Sócio-Ecológico-Econômico (ZSEE):** significa o mesmo que ZEE, sendo que a nomenclatura apenas tenta evidenciar a questão social que já faz parte do Zoneamento Ecológico-Econômico.

- **Zoneamento Geoambiental:** zoneamento voltado para os elementos e aspectos naturais do meio físico e biótico.

- **Zoneamento Costeiro:** ZEE aplicado à Zona Costeira.

- **Zoneamento Urbano:** Zoneamento dos municípios de acordo com o Plano Diretor.

- **Zoneamento Industrial:** Zoneamento de áreas destinadas à instalação de indústrias. São definidas em esquema de zoneamento urbano, aprovado por lei. Visa a compatibilização das atividades industriais com a proteção ambiental.

- **Zoneamento Etnoecológico:** instrumento de gestão territorial para populações tradicionais e indígenas.

- **Zoneamento Agrícola de Risco Climático:** mostra meios para planejar os riscos climáticos, direcionar o crédito e o seguro à produção agrícola. A Secretaria de Política Agrícola (SPA) do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) define o Zoneamento Agrícola de Risco Climático para o cultivo de algumas culturas.

- **Zoneamento Agroecológico (ZAE):** determina o que e onde será possível plantar; quais as limitações de uso do solo, em atividades agropecuárias; quais as causas da poluição ambiental e da erosão do solo, o que pode ser feito para combater esses problemas; e como reduzir os gastos com insumos agrícolas, aumentando a produtividade e mantendo a qualidade da produção, facilitando o rendimento da mão-de-obra. É realizado o estudo do uso do solo para a agricultura, pecuária, silvicultura, extrativismo, conservação e preservação ambiental, a partir da elaboração de mapas na escala de 1:100.000 com informações sobre caracterização climática, solos, aptidão agrícola, cobertura vegetal e uso das terras, potencial para uso de máquinas, sustentabilidade à erosão, e potencial social para diferentes atividades.

Além das diversas adjetivações citadas, a definição de Unidades de Conservação (SNUC) também pode ser considerada um tipo de zoneamento, já que delimita zonas ou unidades ambientais em função da preservação ou conservação da biodiversidade (SILVA & SANTOS, 2004). Porém, os critérios de biodiversidade poderiam ser considerados também em outros zoneamentos, permitindo uma incorporação mais integrada dessa temática no planejamento.

O zoneamento deve ter caráter indicativo de aptidões do território, visando maior capacidade de articulação com outros instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente

(PNMA), particularmente os instrumentos licenciamento e avaliação de impacto ambiental, devendo ser base de informações tanto para EIAs como para AAAs (RANIERI et al., 2005).

Como exemplo de iniciativas brasileiras de zoneamento, pode ser citado o Zoneamento Agroambiental² para o Setor Sucroalcooleiro elaborado no Estado de São Paulo e regulamentado pela Resolução conjunta SMA-SAA nº 004 de 18 de setembro de 2008. Esse zoneamento estabeleceu áreas mais ou menos adequadas para o cultivo da cana no Estado. De acordo com a Secretaria de Meio Ambiente desse estado (SMA-SP) foram considerados critérios relacionados à biodiversidade como: áreas de proteção ambiental (APA); unidades de proteção integral estaduais e nacionais (UC-PI) e suas zonas de amortecimento; indicações de áreas prioritárias para o estabelecimento de novas UCs; grau de prioridade para incremento da conectividade e importância para proteção da biodiversidade. Nesse zoneamento foram incluídas áreas consideradas importantes para biodiversidade pelo projeto BIOTA/FAPESP, porém ainda não protegidas por lei.

Em nível municipal, outro exemplo é o Zoneamento Ambiental do município de Brotas-SP, um documento de caráter indicativo que estabeleceu mapas temáticos de aptidão do território em escala local: áreas mais ou menos aptas para expansão urbana, áreas mais ou menos aptas para reposição de resíduos sólidos domiciliares e áreas prioritárias para conservação e recuperação da vegetação nativa. Os critérios utilizados para elaboração desses mapas foram baseados em oficinas realizadas com participação da comunidade local (PREFEITURA MUNICIPAL DE BROTAS, 2007).

² Na literatura, os termos zoneamento agroambiental e zoneamento agroecológico têm sido usados como sinônimos.

2. OBJETIVOS

O **objetivo geral** é investigar formas para a incorporação da biodiversidade no planejamento de uso e ocupação do solo, especialmente com a utilização dos instrumentos: Zoneamento Ambiental (ZA) e Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), visando propor uma alternativa técnica-operacional viável para aplicação no planejamento espacial brasileiro.

Os **objetivos específicos** relacionados são: levantar possibilidades, indicações e desafios para integração da biodiversidade no planejamento brasileiro; adequar instrumentos e técnicas aplicadas internacionalmente à realidade brasileira, e aplicar abordagens metodológicas selecionadas em uma área contexto permitindo contemplar de forma crítica os procedimentos recomendados.

3. ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE LOCAL.

3.1. INCORPORAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NO PLANEJAMENTO EM ESCALA MUNICIPAL

Em regiões urbanizadas, a expansão urbana e das infra-estruturas pode causar profundas alterações dos habitats naturais, sendo que a perda de habitat, fragmentação e outros impactos relacionados com a urbanização em grande escala e de infra-estruturas devem ser abordados (BALFORS et al, 2005). Devido aos altos níveis de fragmentação e as intensas alterações no uso do solo, o planejamento do desenvolvimento urbano (dentro de uma paisagem urbana ou suburbana ou em uma paisagem rural perto da cidade) precisa se basear em uma compreensão científica de padrões de paisagem, exigências de espécies e pressões de desenvolvimento em fases estratégicas do planejamento (GORDON et al. (2009). Além disso, esse planejamento deve considerar as conseqüências das propostas de alteração do uso do solo em uma escala relevante para os processos ecológicos e para os impactos sobre a biodiversidade (BALFORS et al, 2005).

A AAE é um instrumento indicado para atuar na análise de problemas causados pela urbanização em grande escala e pelo desenvolvimento de infra-estruturas, como perda de habitat, fragmentação e degradação (BALFORS et al, 2005). Esse instrumento ainda não foi implementado no Brasil, mas é indicado pelo Ministério do Meio Ambiente – BRASIL (2002) e pelo Plano PluriAnual - PPA (2006) como modelo a ser adotado para o planejamento espacial brasileiro. Além disso, tem sido indicado internacionalmente como instrumento para auxiliar a inserção da biodiversidade no processo de planejamento e tomada de decisão (CBD, 2005a; CBD, 2005b; GONTIER et al, 2006; TREWEEK et al., 2005; SLOOTWEG et al, 2006; SEA DIRECTIVE, 2001).

O Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) também é um instrumento importante para incorporar o tema biodiversidade nos diversos níveis (nacional, estadual e municipal) no Brasil, mas essa incorporação ainda é um desafio a ser solucionado do ponto de vista técnico-operacional e político-institucional (PIRES, 2001). Além disso, na administração municipal brasileira, o termo “zoneamento” tem tido caráter normativo e entre os profissionais de planejamento e/ou administração municipal normalmente se refere a um mapa com subdivisões do espaço urbano (ou a ser urbanizado) em zonas nas quais determinados usos são permitidos (com ou sem restrições) ou proibidos (RANIERI et al., 2005).

O planejamento espacial precisa incorporar critérios relacionados à biodiversidade nas estratégias de desenvolvimento, indicando áreas com maior ou menor aptidão para diferentes alternativas de desenvolvimento e/ou indicando formas de manejo para as áreas em questão. Nessa perspectiva, instrumentos como o Zoneamento Ambiental (ZA) e outros ainda não implementados como a Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) podem oferecer base de informações e critérios a serem considerados no planejamento espacial.

As propostas de gestão e planejamento ambiental vêm sendo reforçadas por procedimentos de divisão em unidades territoriais, por regiões geográficas, biomas ou bacias hidrográficas, permitindo assim o aprimoramento dos meios de verificação de licenciamento e monitoramento pelas entidades de meio ambiente através do uso de sistemas de informação georreferenciados (BRASIL, 2002 a). Porém, a maioria dos modelos atuais de zoneamento e planejamento tem sido elaborada para ser executada de maneira subjetiva e pouco tem abordado análises estatísticas e numéricas (SILVA & SANTOS, 2004). Dessa forma, apesar dos avanços dos instrumentos de planejamento, a incorporação efetiva da biodiversidade ainda é um tema desafiador.

Este trabalho visa investigar a incorporação de ações estratégicas para conservação da biodiversidade no planejamento de uso e ocupação do solo em escala municipal, propiciando a inclusão da biodiversidade como critério a ser considerado nos ZAs e em AAEs. Isso será feito através da elaboração de um mapa temático de áreas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa e conservação da biodiversidade local no município de Brotas (SP). Para tanto, foram respondidas as seguintes questões: 1) Quais as áreas já definidas como prioritárias para conservação da biodiversidade dentro do território de Brotas-SP? 2) Essas áreas podem ser integradas para elaboração de um mapa de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade local?

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

Foram identificadas áreas consideradas prioritárias para a biodiversidade em escala nacional, estadual e municipal de acordo com indicações na literatura, sua importância, adequação ao tema, disponibilidade e acessibilidade. Considerando que o planejamento de uso e ocupação do solo deva assegurar que sejam contempladas as metas e ações prioritárias para a biodiversidade em escalas de decisão mais elevadas, julgou-se que em uma escala municipal deveriam ser incorporadas as áreas já definidas como prioritárias em nível nacional e estadual. Essas áreas foram sobrepostas para a elaboração do mapa de áreas prioritárias para conservação e recuperação da biodiversidade local. A **figura 2** mostra as etapas percorridas para a elaboração das áreas prioritárias para conservação e recuperação da biodiversidade local.

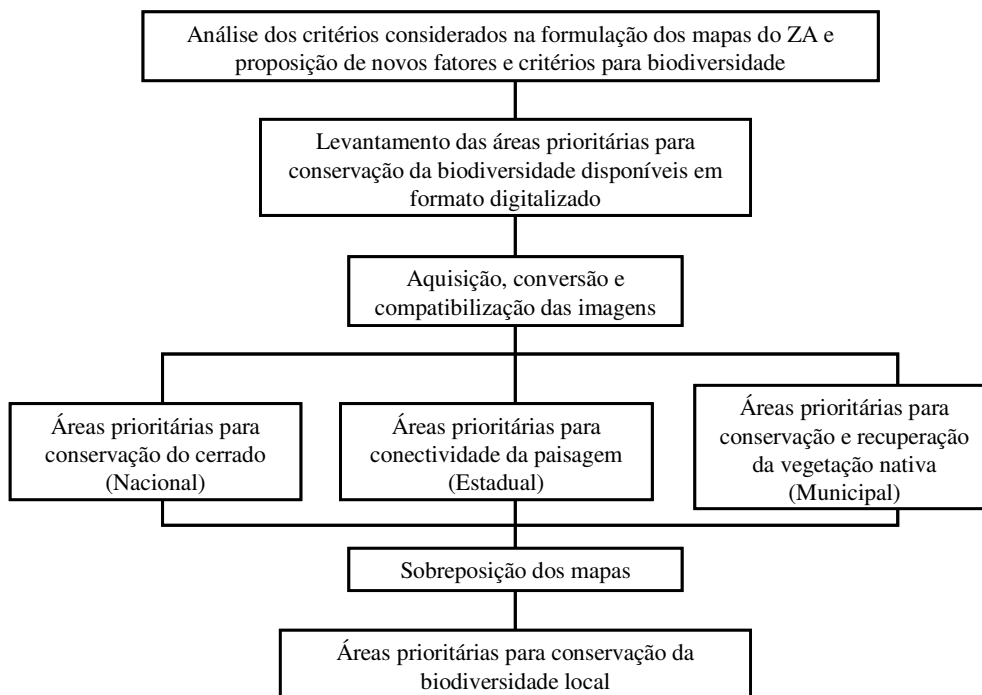


Figura 2. Esquemática das etapas para o desenvolvimento do mapa das áreas prioritárias para conservação e recuperação da biodiversidade local.

Para a manipulação dos dados utilizou-se o software IDRISI 15 Andes Edition e o sistema de coordenadas UTM fuso 22, DATUM SAD-69. Foram atribuídos pesos iguais a todas as áreas consideradas nesse estudo. Sendo assim, as prioridades surgiram da somatória dos valores das áreas sobrepostas.

Foram obtidos arquivos SHAPE das “áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios do cerrado brasileiro” reconhecidas pela Portaria MMA n.º

09/2007 de 23 de janeiro de 2007 e disponibilizadas para download no site do Ministério do Meio Ambiente³. Os arquivos foram convertidos para formato vetorial (vector), compatível com o software Idrisi 15 Andes Edition e posteriormente convertidos para formato matricial (raster). A compatibilização dos mapas foi feita por estabelecimento de pontos conhecidos e identificáveis nos mapas vetoriais e posteriormente esses pontos foram reclassificados a partir de pontos já anteriormente georreferenciados no ZA de Brotas, o sistema de coordenadas utilizado foi o UTM22s.

Num segundo momento, foi incorporado às análises, o mapa das áreas prioritárias para incremento da conectividade do Estado de São Paulo elaborado pelo Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Estado de São Paulo - BIOTA-FAPESP. Essas áreas foram consideradas como critérios para fins de compensação ambiental de áreas objeto de pedido de autorização para supressão de vegetação nativa em áreas rurais pela Resolução SMA-086 de 26 de novembro de 2009. Foi feito o download dessas áreas em formato SHAPE⁴, o arquivo foi convertido para formato vetorial (vector), compatível com o software Idrisi 15 Andes Edition e posteriormente para formato matricial (raster). O sistema de coordenadas foi alterado para UTM 22s e a imagem foi recortada nas coordenadas mínimas e máximas correspondentes ao limite do município de Brotas-SP.

Em nível municipal, foram adicionados três critérios utilizados para a elaboração do mapa de “áreas prioritárias para a manutenção e recuperação da vegetação nativa” do ZA de Brotas: (1) existência de vegetação nativa, (2) alta suscetibilidade à erosão e (3) localização de bacias de primeira ordem. A existência de vegetação nativa foi considerada critério para conservação e as outras como possíveis indicações para recuperação.

Os critérios estabelecidos em nível municipal foram alguns dos propostos por Ranieri (2004) para a escolha de áreas prioritárias para locação de Reservas Legais em áreas fragmentadas de cerrado e Floresta Atlântica no interior do Estado de São Paulo. Os dados referentes a esses critérios foram cedidos pelos profissionais que elaboraram o ZA de Brotas (**Quadro 3**).

³ Disponível em: <http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=72&idMenu=3812>. Acesso em: 15/09/09.

⁴ Disponível em: <http://homologa.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/zonamento.asp>. Acesso em: 15/09/09.

Quadro 3. Fatores e suas escalas utilizadas na elaboração das áreas de vegetação nativa, de alta suscetibilidade à erosão e de bacias de primeira ordem.

Fatores	Escala	Origem
Vegetação	1:100.000	Interpretação visual de imagem INPE (CBERS-2) registrada em agosto de 2006 e trabalho de campo
Topografia	1:50.000	Complementadas com a base da Prefeitura Municipal
Pedologia	1:100.000	Instituto Agrônômico de Campinas (IAC)
Geologia	1:250.000	Instituto Geológico (IG)

Os critérios utilizados neste estudo correspondem a áreas definidas como prioritárias para conservação e restauração em nível nacional, estadual e municipal. A sobreposição dessas áreas e a ponderação dos critérios geraram o mapa das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e recuperação da vegetação nativa de Brotas (**Figura 9**).

A ordem de prioridade atribuída foi primeiramente nacional, posteriormente estadual e por fim municipal. O mapa final elaborado consta com os seguintes níveis de prioridade:

- nível 1 (conservação): remanescentes de vegetação nativa;
- nível 2 (recuperação): áreas já prioritárias para conservação do cerrado brasileiro e/ou alta prioridade para conectividade do Estado de São Paulo e que se situam em bacias de primeira ordem E em áreas de alta suscetibilidade à erosão;
- nível 3 (recuperação): áreas já prioritárias para conservação do cerrado brasileiro e/ou de alta prioridade para conectividade do Estado de São Paulo E que se situam em bacias de primeira ordem OU em áreas de alta suscetibilidade à erosão;
- nível 4 (recuperação): áreas já prioritárias para conservação do cerrado brasileiro e/ou de alta prioridade para conectividade do Estado de São Paulo;
- nível 5 (recuperação): áreas que se situam em bacias de primeira ordem E em áreas de alta suscetibilidade à erosão;
- nível 6 (recuperação): que se situam em bacias de primeira ordem OU em áreas de alta suscetibilidade à erosão.

3.2.1 Área de estudo – Brotas-SP

O município de Brotas localiza-se no centro do Estado de São Paulo, nas coordenadas 22° 17' 12" de Latitude Sul e 48° 07' 35" de Longitude Oeste do meridiano de Greenwich (**Figura 3**). O município possui 1102 km² e é limitado territorialmente ao norte com Ribeirão

Bonito, ao sul com Torrinha e São Pedro, a leste com São Carlos e Itirapina e a oeste com Dourado e Dois Córregos (Brotas, 2008). Este município possui características naturais interessantes para a conservação da biodiversidade, nele ainda são encontradas espécies endêmicas, ameaçadas, vulneráveis e simbólicas para o ecoturismo (BIOTA/FAPESP, 2009), sendo definido como o cenário contexto deste trabalho.

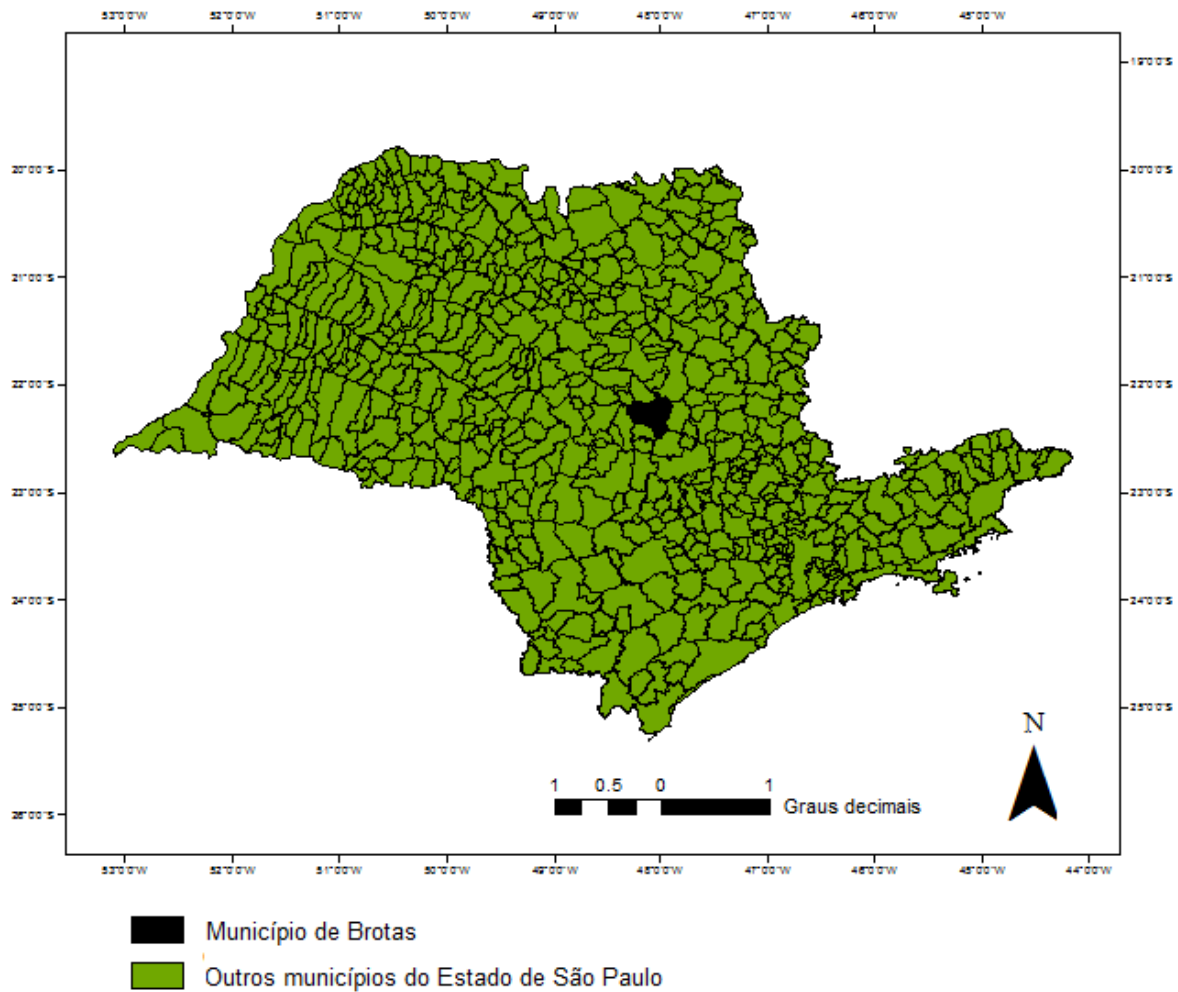


Figura 3. Mapa dos municípios do Estado de São Paulo (Brasil).

Brotas possui aproximadamente 23 mil habitantes e destaca-se como um dos pólos pioneiros de atividade turística, em expansão desde meados da década de 1990 (PREFEITURA MUNICIPAL DE BROTAS, 2007). Geologicamente, está localizado na Bacia Sedimentar da Província do Paraná, constituído de planaltos tubulares e cuevas basálticas concêntricas, que drenam suas águas para os rios Paraná e Uruguai. As condições naturais de Brotas, principalmente os recursos hídricos do município, propiciam um favorável potencial ecoturístico (BROTAS, 2008). Aqui vale ressaltar que o turismo e, particularmente,

o chamado “turismo sustentável” está diretamente ligado às condições da biodiversidade local, estabelecendo uma relação muito próxima e interdependente (UNDP, 2009).

A vegetação típica do município divide-se em trechos de Mata Atlântica (localizados nas escarpas da cuesta) e de Cerrado (no reverso da cuesta) – dois *hotspots* apontados por sua importância prioritária na conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000), conceito que se apóia em duas bases: grande variedade de espécies endêmicas e alto grau de ameaça. De acordo com o Zoneamento Ambiental (ZA), Brotas possuía 60% de seu território coberto por culturas de cana-de-açúcar, laranja e eucalipto em expansão em 2006 (PREFEITURA MUNICIPAL DE BROTAS, 2007). A **figura 4** mostra o mapa de uso do solo elaborado a partir de interpretação visual de fotos aéreas e imagens de satélite, articulação junto às principais empresas que atuam no município e trabalho de campo.

O ZA de Brotas informou ainda as atividades agroindustriais como responsáveis pela maior parte da arrecadação econômica municipal, porém essas atividades foram apontadas pela população como algo a ser controlado pelo Poder Público, pois são consideradas como as principais responsáveis pela erosão, assoreamento, contaminação com agrotóxicos e remoção de vegetação nativa. Por isso foi definido como objetivo do zoneamento de Brotas identificar áreas prioritárias para a conservação das bacias hidrográficas e para manutenção e recuperação da vegetação nativa, sobretudo para manter a atratividade dos sítios turísticos do município.

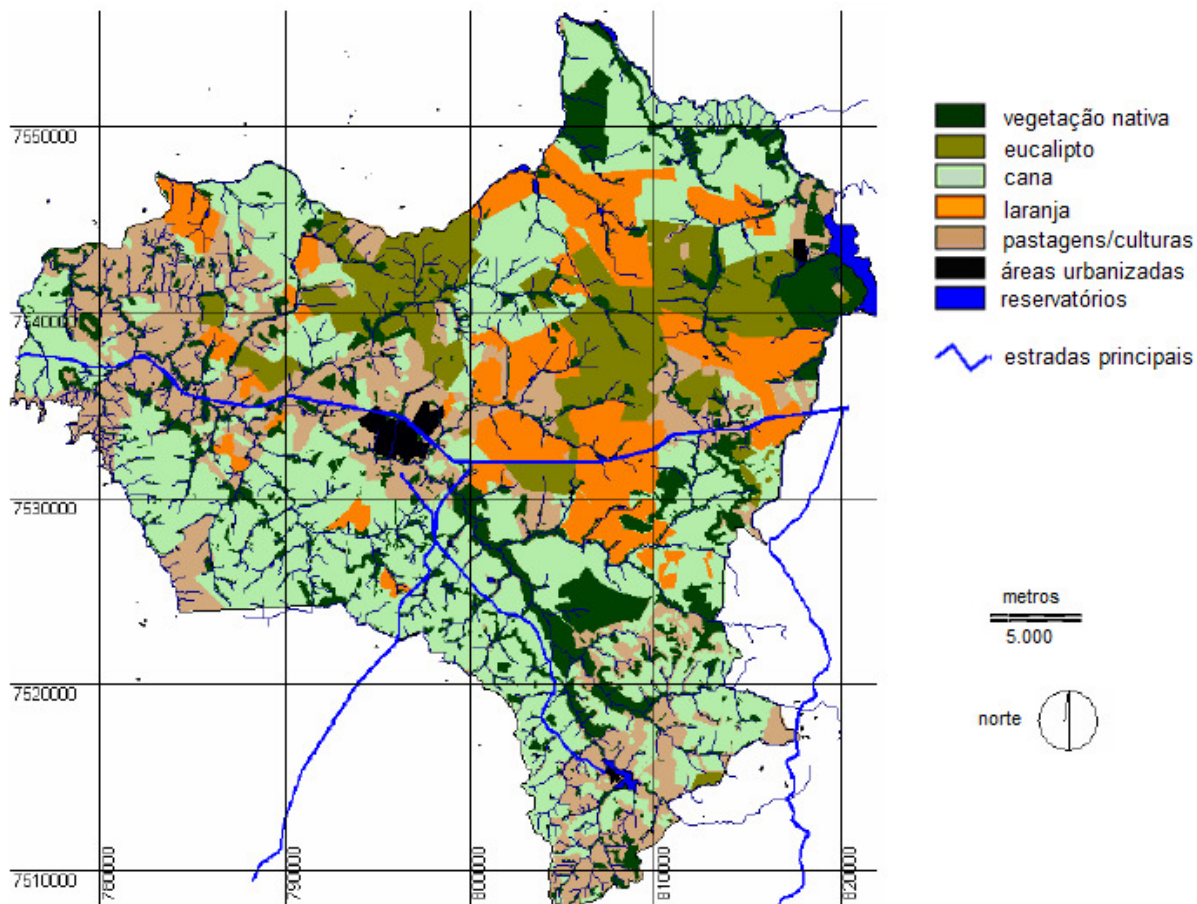


Figura 4. Mapa de uso e ocupação do solo em Brotas-SP.
 Fonte: Prefeitura Municipal de Brotas (2007).

Para a elaboração das “áreas prioritárias para a manutenção e recuperação da vegetação nativa” (**Figura 5**), o documento informa que deveriam ser consideradas: a condição de fragilidade das áreas, sua relevância ecológica e de localização como elementos estratégicos para atividade agropecuária (proteção do solo e da água), assim como importância para a atividade turística. Os critérios definidos e utilizados para estabelecimento desse mapa foram: existência de vegetação nativa diagnosticada por imagens de satélite (prioridade de conservação – 1º nível), suscetibilidade à erosão e localização em bacias de primeira ordem (prioridades de recuperação – 2º e 3º nível).

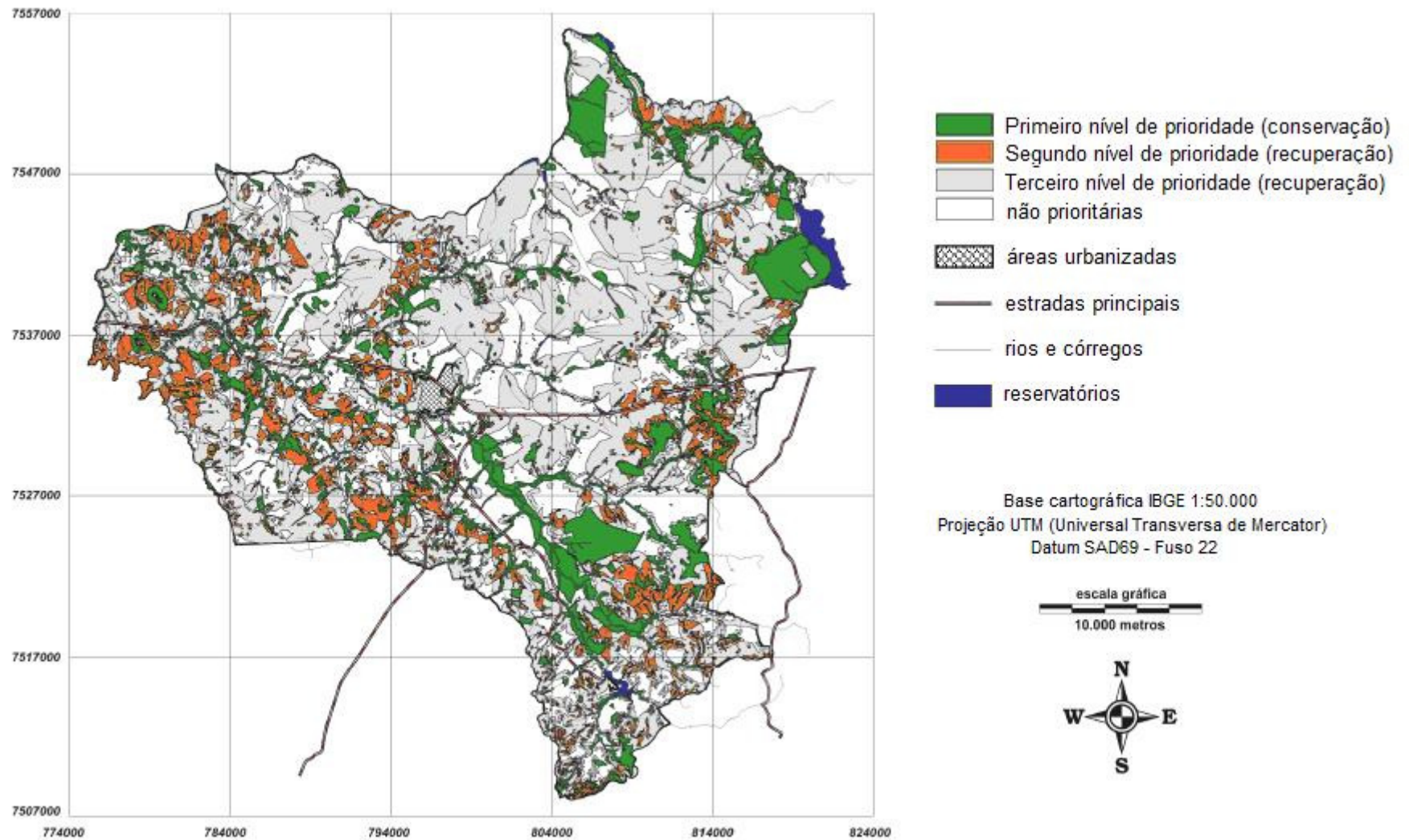


Figura 5. Áreas prioritárias para conservação e recuperação de vegetação nativa de Brotas-SP.
 Fonte: Prefeitura Municipal de Brotas (2007).

3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos para as áreas prioritárias para conservação do cerrado encontram-se descritos na **figura 6**, sendo que da área total do município de Brotas (110.225 ha), 17,60% (19.400 ha) são considerados prioritários para conservação do cerrado brasileiro. As três maiores áreas indicadas como prioritárias abrangem se concentram em duas regiões: a primeira abrange remanescentes de vegetação já protegidos como Unidades de Conservação de Proteção Integral (Estação Ecológica de Itirapina e Estação Ecológica de São Carlos) e atividades agropecuárias; e a segunda coberta por cana-de-açúcar e pastagens. As outras áreas abrangem pequenos fragmentos de vegetação nativa.

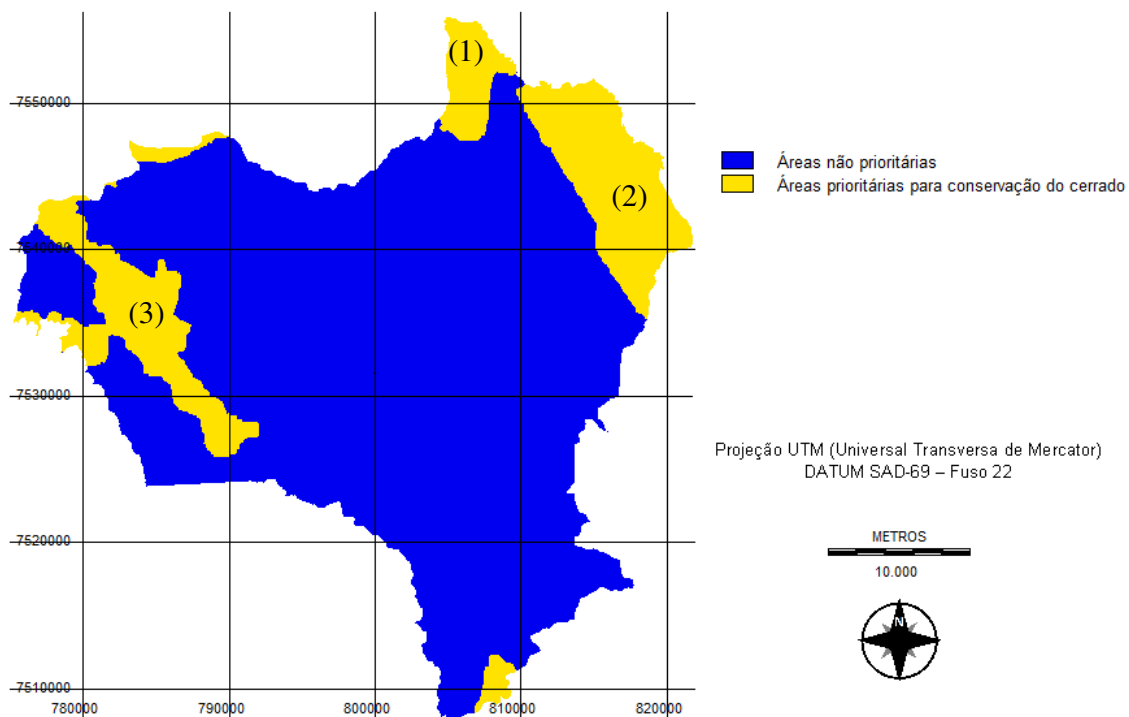


Figura 6. Mapa das áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios do cerrado brasileiro no município de Brotas-SP.

- (1) Área com remanescente de vegetação nativa e cana-de-açúcar.
- (2) Área com remanescente de vegetação nativa e diversas atividades agropecuárias.
- (3) Área coberta por pastagens e cana-de-açúcar.

Os resultados para as áreas prioritárias para incremento da conectividade na **figura 7**, sendo que 24,96 % (27.514,75 ha) são áreas consideradas de alta prioridade para conectividade da paisagem do Estado de São Paulo; 74,82 % (82.472,64 ha) são áreas consideradas de média

prioridade para conectividade da paisagem do Estado de São Paulo e apenas 0,21 % (237,44 ha) são áreas consideradas de baixa prioridade para conectividade da paisagem do Estado de São Paulo. Isso mostra que o território de Brotas tem papel chave na conectividade da paisagem do Estado de São Paulo.

As áreas de alta prioridade para conectividade estão localizadas basicamente em duas regiões, a primeira abrange remanescentes de vegetação nativa, assim como áreas utilizadas para agropecuária, principalmente cana-de-açúcar; e a segunda diferentes tipos de uso do solo: cana, laranja, eucalipto e pastagens. As outras áreas indicadas são pequenos fragmentos de vegetação nativa.

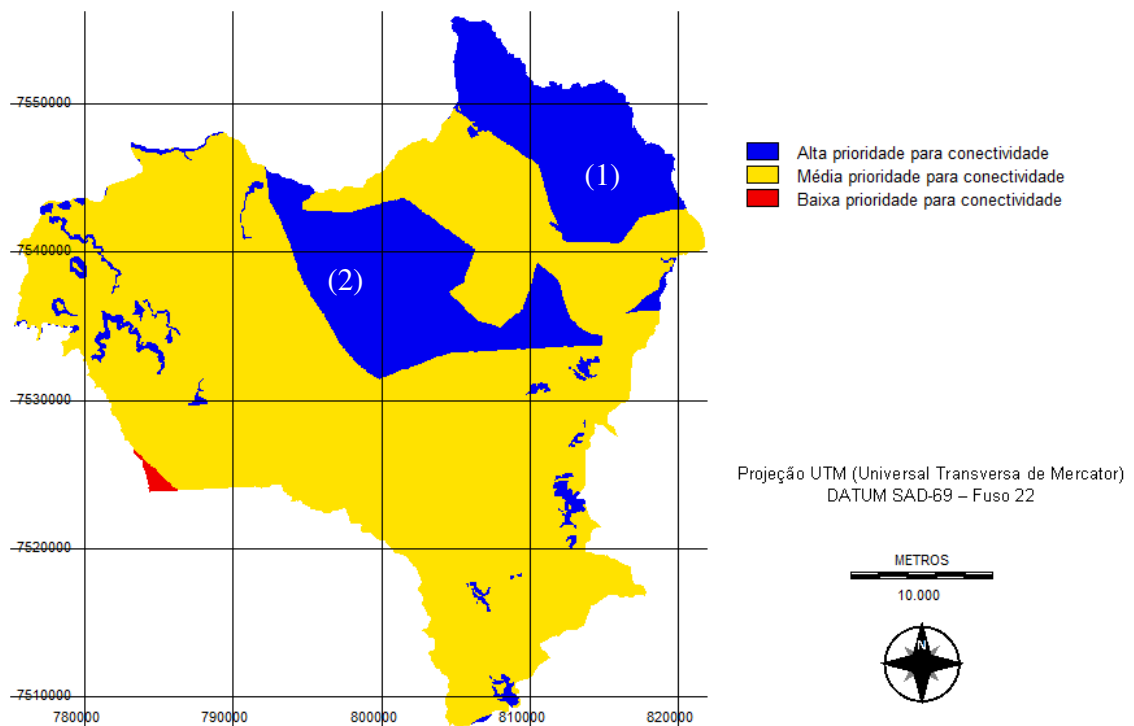


Figura 7. Mapa das áreas prioritárias para incremento da conectividade no município de Brotas-SP.

- (1) área coberta por vegetação nativa e agropecuária, principalmente cana-de-açúcar.
- (2) área coberta por diferentes tipos de uso do solo: cana, laranja, eucalipto e pastagens.

A **figura 8** mostra o mapa gerado considerando os critérios estabelecidos pelo ZA para definição de áreas prioritárias para recuperação da vegetação nativa de Brotas-SP. Da área total desse município, 16,32 % (17.991,67 ha) correspondem à cobertura de vegetação nativa; 14,19 % (15.642,55 ha) correspondem à áreas de alta suscetibilidade à erosão E localizadas em bacias de

primeira ordem; e 51,54 % (56.814,87 ha) são áreas consideradas de alta suscetibilidade à erosão OU localizadas em bacias de primeira ordem.

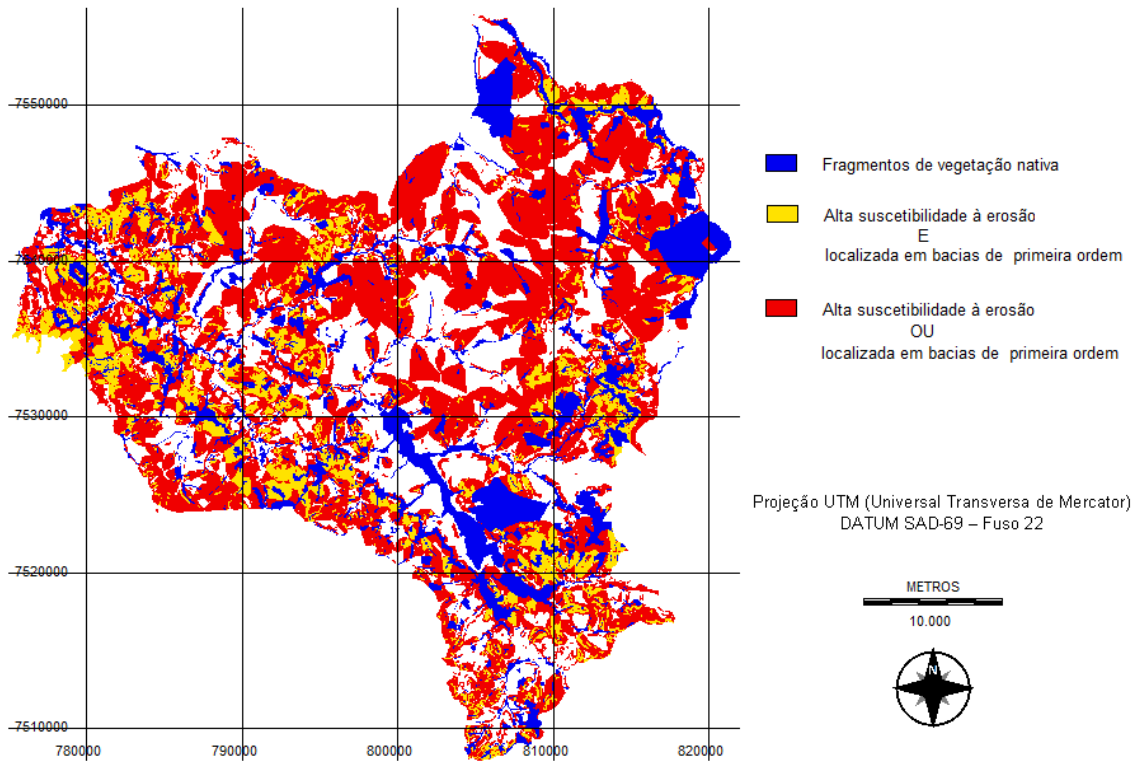


Figura 8. Mapa dos critérios estabelecidos pelo ZA para definição de áreas prioritárias para recuperação da vegetação nativa de Brotas-SP.

Pode-se notar que parte das áreas prioritárias definidas em escala nacional, estadual e municipal se sobrepõe (**Figura 9**). Porém, como as metodologias utilizadas para a indicação dessas áreas foram diferenciadas, elas não estão necessariamente relacionadas. Além disso, prioridades estabelecidas em escala nacional não são necessariamente prioridades estaduais e municipais e vice-versa. Por outro lado, políticas e programas de conservação elaborados pelo município poderiam atuar positivamente para que objetivos e prioridades estaduais e municipais fossem mais facilmente atingidas.

A **figura 10** mostra as áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e recuperação da vegetação nativa de Brotas elaborado a partir da sobreposição de áreas prioritárias estabelecidas em escala nacional, estadual e municipal.

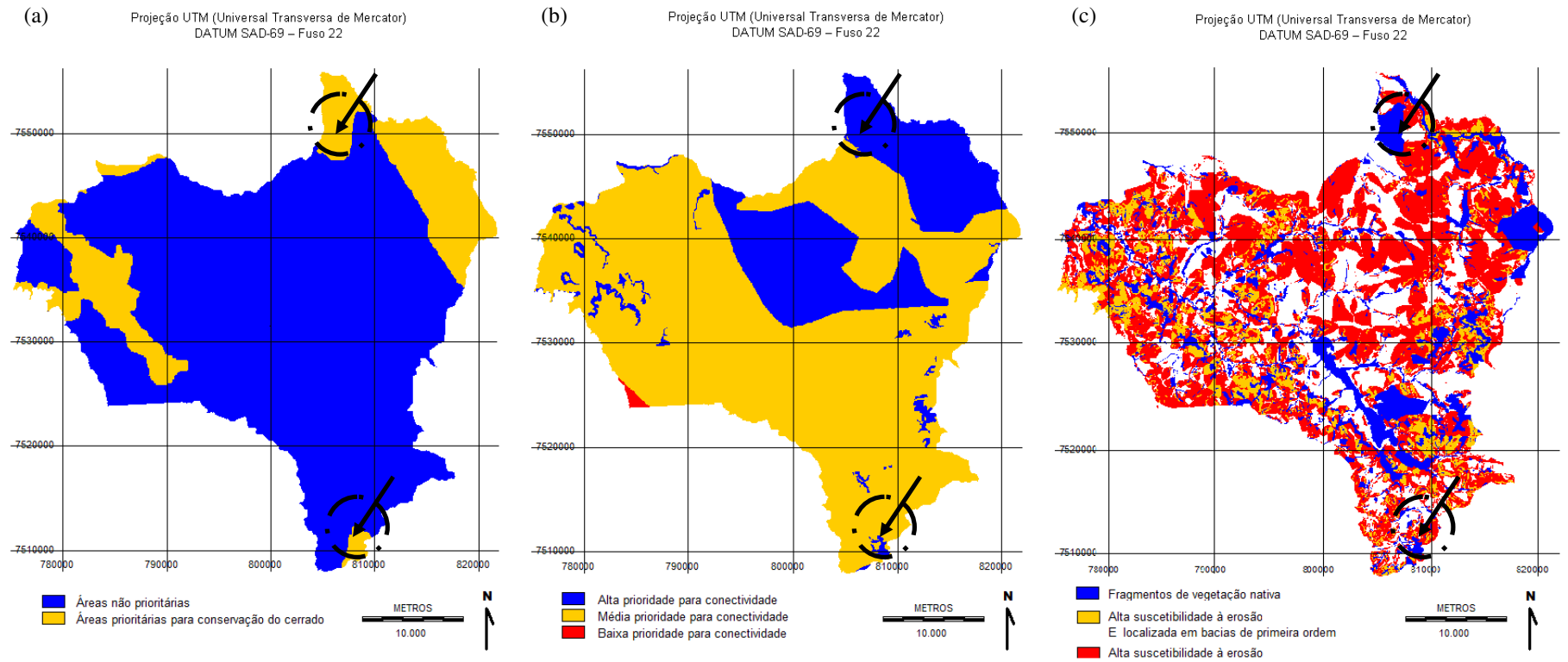


Figura 9. Mapas das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade estabelecidas em nível nacional (a), estadual (b) e municipal (c). Destaque para áreas definidas como prioritárias nos três níveis considerados.

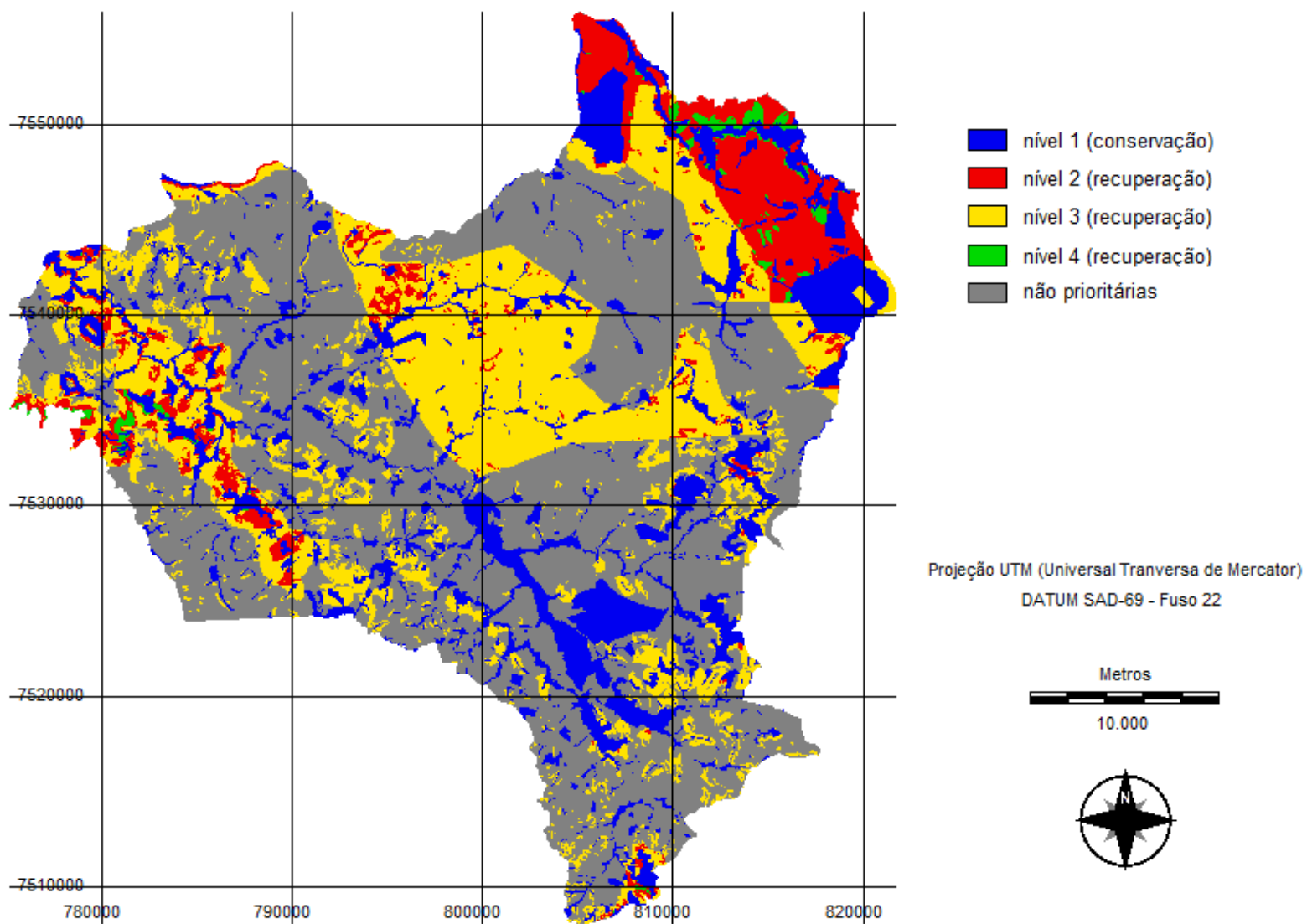


Figura 10. Mapa das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e recuperação da vegetação nativa de Brotas.

O mapa das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e recuperação da vegetação nativa de Brotas elaborado dividiu o município nas seguintes categorias:

- remanescentes de vegetação nativa (nível 1): 16,32 % do território (17.991,67 ha) que considerando a localização estratégica do município para conservação da biodiversidade no Estado de São Paulo, são prioritários para conservação e portanto não deveria ocorrer supressão da vegetação nativa.

- alta prioridade para restauração (nível 2): áreas que atendem aos três requisitos considerados na metodologia, ou seja, os 7,85 % do território (8.654,83 ha) que abrangem as áreas consideradas prioritárias tanto em escala nacional como estadual e municipal.

- média prioridade para restauração (nível 3): 25,60 % do território (28.219,83 ha) que atendem à dois dos três requisitos considerados na metodologia.

- baixa prioridade para restauração (nível 4): 0,77 % do território (848,96 ha) que atendem à um dos três requisitos considerados na metodologia.

- áreas não prioritárias: 49,45 % do território (54.509,71 ha) que não atendem à nenhum dos requisitos considerados na metodologia.

As áreas estabelecidas podem direcionar medidas de restauração para fins de compensação ambiental e orientar a alocação de Reservas Legais (RLs). Além disso, podem subsidiar a escolha de alternativas locacionais para diversos fins. Nota-se, por exemplo, que os mapas gerados no ZA de Brotas indicaram áreas consideradas com alta prioridade para a restauração como sendo áreas com alta aptidão para depósito de resíduos sólidos domiciliares (**Figura 11**) e para expansão urbana (**Figura 12**). Considerando a importância dessas áreas para a biodiversidade e o fato de existirem outras áreas também urbanizáveis e aptas para depósito de resíduos, seu uso deveria ser evitado.

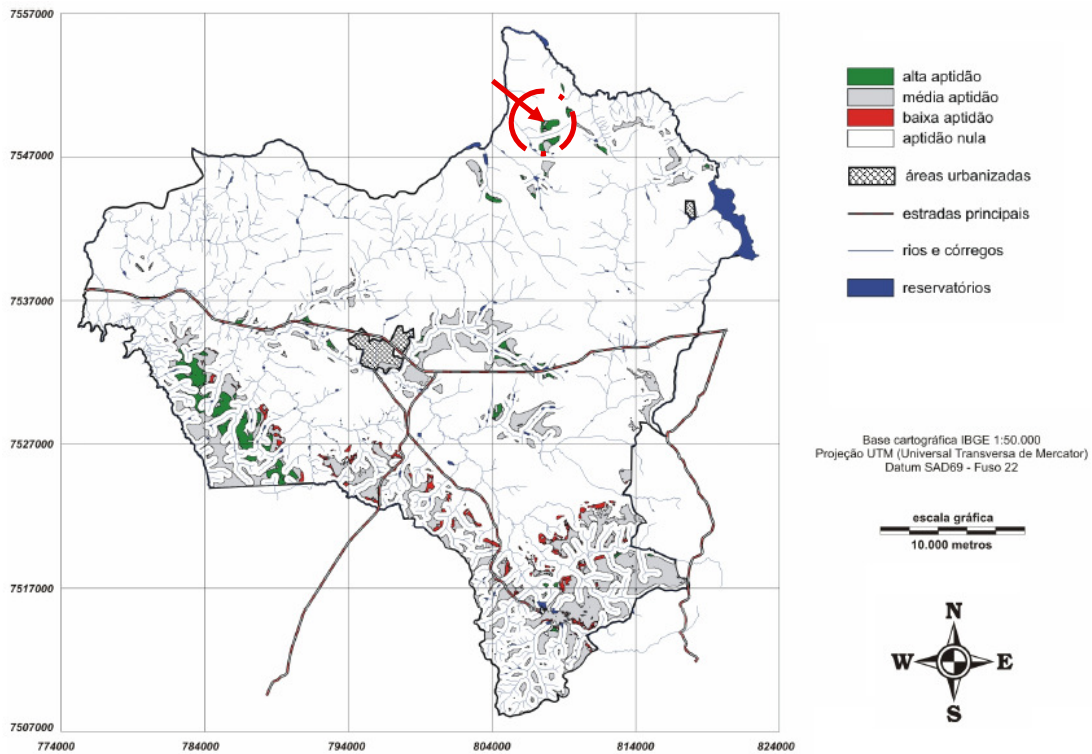


Figura 11. Mapa de aptidão para a disposição de resíduos sólidos domiciliares.
 Fonte: Prefeitura Municipal de Brotas (2007).

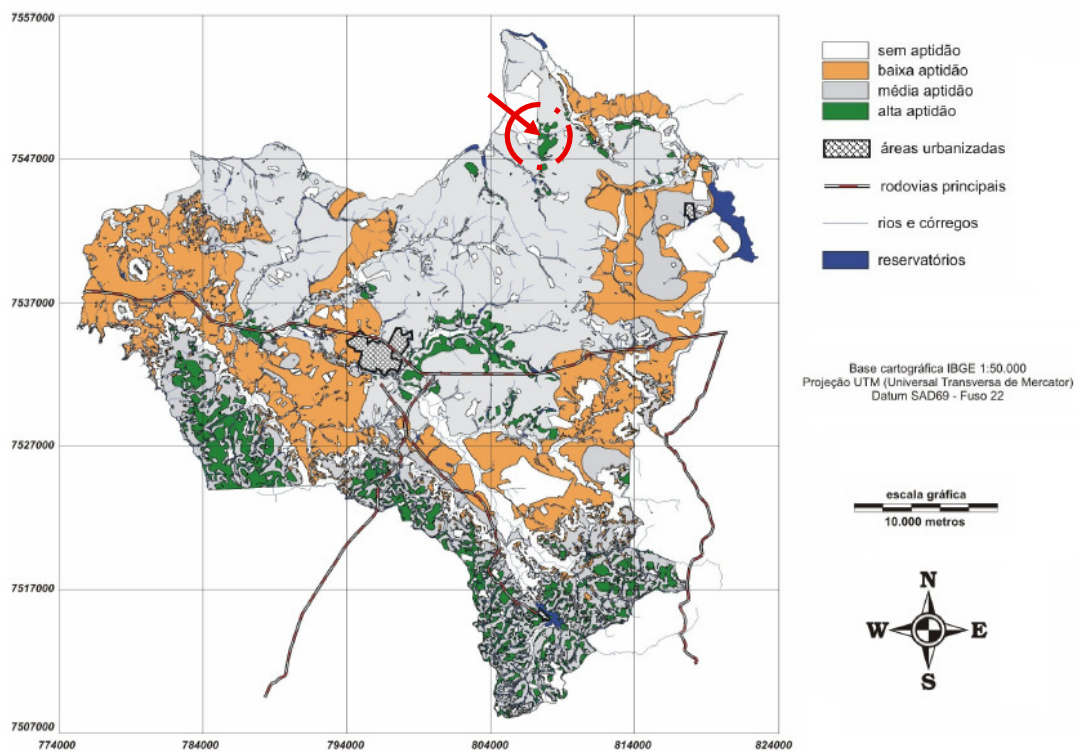


Figura 12. Mapa de aptidão para expansão urbana.
 Fonte: Prefeitura Municipal de Brotas (2007).

3.5. CONCLUSÕES

1) Quais as áreas já definidas como prioritárias para conservação da biodiversidade dentro do território de Brotas-SP?

O território de Brotas abrange as seguintes áreas definidas como prioritárias para conservação da biodiversidade: áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios do cerrado brasileiro; áreas prioritárias para incremento da conectividade do estado de São Paulo; e áreas prioritárias para recuperação da vegetação nativa de Brotas-SP.

2) Essas áreas podem ser integradas para elaboração de um mapa de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade local? De que forma?

A integração de áreas prioritárias para conservação definidas em diferentes escalas é possível com a aplicação de técnicas de SIG, permitindo, por exemplo, que as áreas prioritárias estabelecidas em escala nacional e estadual sejam contempladas em planejamentos de uso e ocupação do solo municipal e subsidiando assim a elaboração de políticas públicas que contemplem áreas importantes e potencialmente ricas em espécies que não são protegidas por lei.

4. MODELAGEM DE BIODIVERSIDADE COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.

4.1. ABORDAGEM A SER UTILIZADA EM ESTUDOS DE BIODIVERSIDADE

O planejamento para a conservação frequentemente focaliza em espécies raras ou ameaçadas, mas Gontier (2007) julga que o planejando físico deve ter um propósito diferente, com foco em espécies mais comuns com funções ecológicas específicas relevantes ou valores relacionados à área sob influência do desenvolvimento. A perda e fragmentação de habitats em consequência da urbanização e seus projetos de infra-estrutura afeta principalmente os níveis de biodiversidade genética e de espécies, podendo aumentar o risco de extinção em pequenas populações isoladas (BALFORS et al, 2005).

O estudo de espécies individuais e seu uso como espécies indicadoras podem oferecer respostas e simplificar o manejo e a gestão (BEAZLEY & CARDINAL, 2004). Além disso, a identificação de espécies prioritárias para conservação é o primeiro passo não só para planos de sobrevivência de espécies individuais, mas consequentemente para conservação de comunidades biológicas inteiras (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Vários conceitos têm sido definidos para estabelecer essas espécies prioritárias: espécies bandeira, espécies guarda-chuva, espécies chave e espécies focais (MEFFE et al., 2002, apud PADOA-SCHIOPPA et al., 2006) e devido especialmente à carência de dados, Primack & Rodrigues (2001) indicam três critérios para sua escolha:

1. Diferenciação: maior prioridade às espécies e comunidades endêmicas raras e às espécies únicas em relação à sua taxonomia (classe ou família);
2. Perigo: maior prioridade às espécies e comunidades ameaçadas de extinção;
3. Utilidade: maior prioridade às espécies com valor atual ou potencial para uso evidente pela humanidade. Por exemplo, a proteção da “megafauna carismática”, altamente simbólica para o ecoturismo.

Para definir os alvos da AAE, por exemplo, precisam ser escolhidas espécies representativas dos valores ecológicos da área em questão (BALFORS et al., 2005) e da sensibilidade dos componentes da biodiversidade aos efeitos esperados das alternativas de

desenvolvimento (MÖRTBERG et al., 2007). Para isso, normalmente é utilizada uma abordagem com nível de detalhamento baixo (estrutura ecológica, processos chave e serviços ecossistêmicos) em altos níveis de tomada de decisão (ex: nacional), e uma abordagem com detalhamento alto (composição de espécies) em baixos níveis de tomada de decisão (ex: regional, local) (SLOOTWEG et al., 2006).

A fauna ameaçada é um critério de grande relevância e decisivo para definição de áreas prioritárias para preservação e conservação e criação de Unidades de Conservação (SNUC- Lei 9.985 de 18 de julho de 2000). Considerando a alta diversidade faunística e os ainda poucos investimentos em levantamentos de biodiversidade existentes no Brasil, Santos (2004) recomenda selecionar bons indicadores de fauna local em função de peculiaridades como: área de domínio, dominância de habitat, exclusividade à paisagem, especificidade alimentar, diferentes exigências ecológicas, facilidade de identificação ou outras características que conduzam à interpretação da qualidade ambiental.

Os mamíferos carnívoros são considerados espécies-chave para a conservação da biodiversidade devido ao seu apelo carismático e simbólico para projetos de conservação (espécies-bandeira) e também pela necessidade de grandes áreas para manter suas populações viáveis, cujos esforços para conservação acabariam por preservar também as outras espécies da comunidade (espécies-guarda-chuva) (BRASIL, 2008). Além disso, a abordagem de espécies focais tem sido aplicada a essas espécies, especialmente em predadores de topo de cadeia trófica, por suas interações tróficas de grande alcance, seus padrões maiores de distribuição e sua capacidade de migração, refletindo assim os efeitos de processos e funções em escala regional (BEAZLEY & CARDINAL, 2004). Portanto, esses mamíferos seriam espécies a serem indicadas como prioritárias para conservação.

A fragmentação tem reduzido as populações de mamíferos a tamanhos não viáveis a médio e longo prazo, sendo prioritário o manejo para aumentar a disponibilidade e conectividade da paisagem, minimizando assim os impactos em áreas altamente fragmentadas (COSTA et al., 2005). Porém, apesar de grandes mamíferos precisarem de grandes áreas para sobrevivência ao longo do tempo, diversos estudos têm mostrado não haver diferença significativa entre a riqueza de médios e grandes mamíferos em áreas protegidas e não protegidas no Brasil (METZGER, 2006). Nessa perspectiva, Dotta & Verdade (2007) argumentam que uma paisagem heterogênea com estratégias diferenciadas de planejamento e manejo poderia ser capaz de manter uma

diversidade considerável de mamíferos, principalmente os que possuem hábitos generalistas. Portanto, a conservação dessas espécies dependeria não só do estabelecimento de áreas especialmente protegidas como de estratégias diferenciadas de planejamento do uso e ocupação do solo.

4.2. MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES – ‘HABITAT SUITABILITY’

A partir do estabelecimento das espécies alvo para inclusão no planejamento de uso e ocupação do solo, muitos modelos ecológicos computacionais podem ser aplicados potencialmente como ferramentas de predição. Esses modelos podem ser utilizados para indicação de alterações biofísicas (SLOOTWEG et al, 2006), para avaliação da distribuição dos componentes da biodiversidade (habitats, espécies e comunidades) e para fazer previsões quantitativas e espaciais explícitas sobre os impactos nesses componentes (GONTIER et al, 2006).

Em pesquisas relacionadas à biodiversidade, como biologia de conservação, ecologia de paisagem e planejamento da conservação, há uma grande variedade de modelos preditivos baseados em dados empíricos ou em conhecimento de especialistas (GUISAN & ZIMMERMANN 2000; GONTIER et al., 2006). As técnicas de SIG podem ser aplicadas de diversas formas como em modelos em ecologia de paisagem, dinâmica da paisagem, modelagem de distribuição de espécies, geração de modelos para análise de viabilidade populacional e geração de mapas de preferência de habitat para espécies de interesse (UEZU, 2006). Os métodos preditivos baseados em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) podem ser discutidos no processo de AAE, por exemplo, para integrar questões da biodiversidade no processo de planejamento e tomada de decisão (BALFORS et al, 2005; GONTIER et al, 2006; GONTIER, 2007).

Mörtberg et al. (2007) indicam o uso da Avaliação Ecológica da Paisagem (Landscape Ecological Assessment - LEA) como ferramenta para avaliar e visualizar impactos sobre a biodiversidade no planejamento de regiões urbanizadas. Esses autores argumentam sobre o potencial dessa ferramenta para avaliar impactos, selecionar opções que minimizem o risco ecológico e planejar a mitigação de possíveis impactos adversos. Gordon et al. (2009) recomendam instrumentos quantitativos usados para seleção de áreas prioritárias para

conservação como o Planejamento Sistemático para a Conservação⁵, desenvolvido por Margules & Pressey (2000), para integrar informações de espécies ameaçadas no planejamento do uso do solo e incorporar a biodiversidade no planejamento urbano. Já Balfors et al. (2005), Gontier et al. (2006), Gontier (2007) e Gontier et al. (2010) indicam o uso de Sistemas de Informação Geográfica baseados em modelagem de habitats para avaliação da biodiversidade em avaliações de impacto.

A seleção do modelo mais adequado para avaliar a biodiversidade nos processos de AIA e AAE deve ser feita especificamente para cada caso, dependendo do objetivo, da extensão e do contexto no qual os resultados serão utilizados, além dos componentes de biodiversidade a serem modelados, da disponibilidade e qualidade dos dados, assim como do conhecimento dos peritos e dos recursos disponíveis, entre outros (GONTIER et al., 2006).

A modelagem ecológica de habitats é uma técnica que relaciona registros de ocorrência de espécies com variáveis ambientais, permitindo estimar a adequabilidade ambiental de uma determinada área de estudo a sobrevivência de uma espécie. Essa técnica é baseada no conceito de nicho ecológico, definido por Hutchinson (1957) como um espaço com hipervolume n-dimensional no qual cada dimensão representa o intervalo de condições ambientais ou de recursos necessários para sobrevivência e reprodução de uma espécie (por exemplo: temperatura, umidade, pH, recursos alimentares, entre outras).

O conceito de nicho pode ser subdividido em: *nicho fundamental*, que é o intervalo de condições ambientais necessárias para a existência da espécie sem considerar as interações bióticas; e *nicho realizado*, que considera as interferências bióticas (como competição entre espécies) que podem alterar as condições ambientais realmente disponíveis para compor o nicho em que a espécie ocorre (TOWNSEND et al., 2006). O nicho realizado é sempre menor que o fundamental e Guisan & Zimmermann (2000) argumentam que essa diferenciação é particularmente importante para distinguir se uma distribuição simulada possui limitações teóricas ou se é bastante fiel as observações. Entretanto, Phillips (2006) argumenta que a separação entre o nicho fundamental (construção teórica) e o nicho realizado (observado) das espécies não é conhecida na prática.

⁵ Traduzido do inglês “systematic conservation planning”.

A modelagem de espécies tem sido dividida por alguns autores em: modelagem de nicho ecológico e modelagem de distribuição de espécies (PETERSON et al., 2008). O modelo gerado por essas técnicas representa apenas uma distribuição potencial da espécie, baseada exclusivamente nas camadas ambientais utilizadas. Esse modelo pode ser interpretado como a adequabilidade ambiental para a presença da espécie em questão. A **figura 13** mostra um diagrama dos principais passos necessários para construir e validar um modelo de distribuição de espécies:

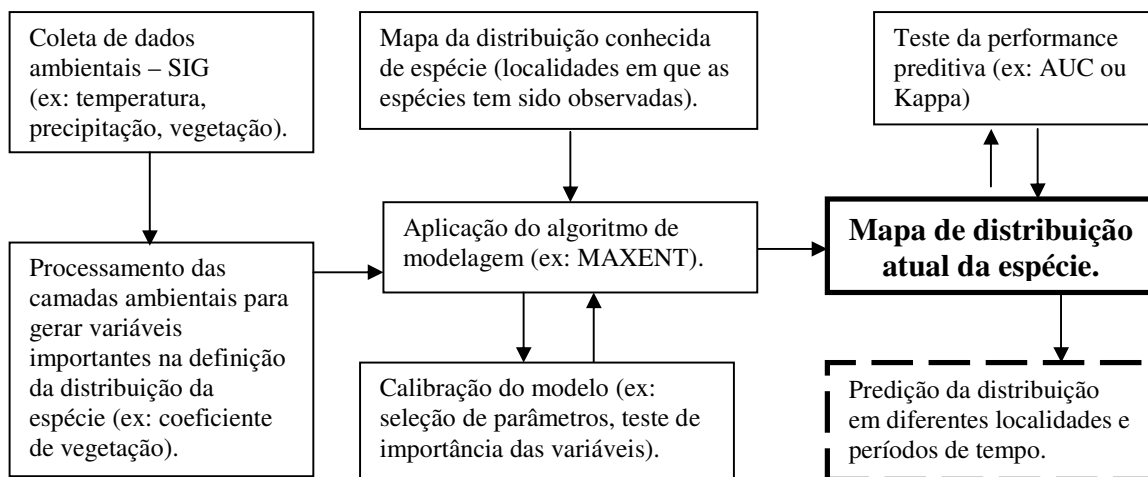


Figura 13. Principais passos necessários para construir e validar um modelo de distribuição de espécies.
Adaptado de Pearson (2007)

Diversos modelos empíricos têm sido aplicados na modelagem de distribuição de espécies como, por exemplo, o algoritmo genético (GARP), a máxima entropia (MAXENT), o IDRISI Land Change Modeler e o Suport Vector Machine (SVM) (**Quadro 4**). Para a escolha do algoritmo a ser utilizado nos estudos de AAE, é particularmente importante considerar critérios como a escolha da espécie a ser modelada, a disponibilidade e adequação dos dados ambientais, a funcionalidade e a capacidade de uso dos resultados, além do desempenho do algoritmo aplicado (GONTIER et al., 2010).

Quadro 4. Alguns métodos para modelagem de distribuição de espécies.
Adaptado de Gontier et al. (2010)

Método(s)	Modelo/nome do software	Tipos de dados de espécies	Referência/URL
Análise fatorial de Nicho Ecológico ⁶	BIOMAPPER	Presença e background	Hirzel et al. 2002 http://www2.unil.ch/biomapper/
Máxima Entropia	MAXENT	Presença e background	Phillips et al. 2006 http://www.cs.princeton.edu/~schapi re/maxent/
Algoritmo Genético	GARP	Pseudo-ausência	Stockwell e Peters 1999 http://www.lifemapper.org/desktopg arp/
Múltiplos Métodos	OpenModeller	Depende do modelo aplicado	http://openmodeller.sourceforge.net/

Vale ressaltar a argumentação de Gontier (2007) de que a modelagem não é uma avaliação completa da biodiversidade, mas certamente é benéfica para a avaliação ecológica, fornecendo informações sobre os impactos da fragmentação sobre a espécie estudada. Além disso, esse autor defende o uso dessas técnicas devido a sua alta comunicabilidade, ou seja, o suporte visual que os mapas de habitats oferecem para discussões sobre os potenciais impactos em EIA e AAE.

4.3. INFORMAÇÕES BIOLÓGICAS: GERAÇÃO, DISPONIBILIDADE E ACESSIBILIDADE

Inventariar a fauna é a forma mais direta para se acessar parte dos componentes da diversidade animal de um local em um determinado espaço e tempo (SILVEIRA, 2010). Apesar do grau de ameaça e da importância ecológica dos médios e grandes mamíferos, eles ainda têm sido pouco abordados em estudos ecológicos, sendo explícita a necessidade da inclusão de informações sobre esse grupo em inventários e diagnósticos ambientais (PARDINI et al., 2006).

Populações de mamíferos grandes são difíceis de monitorar, já que normalmente têm hábitos reservados, são predominantemente noturnos e solitários, possuem áreas de vida relativamente grandes e baixa densidade populacional (KINDBERG et al., 2009; PARDINI et al., 2006). Dessa forma, a tendência global é de geralmente diminuir as reais populações desses animais, sendo necessários esforços para a geração de informações que correlacionem a presença

⁶ Traduzido do Inglês “Ecological Niche Factor Analysis (ENFA)”

dessas espécies aos diferentes tipos de usos do solo, e da organização e sistematização dessas informações em listas e diagnósticos locais que considerem as particularidades distintas de cada região (KINDBERG et al., 2009).

No Estado de São Paulo, o Programa de Pesquisas em Conservação Sustentável da Biodiversidade – Programa Biota/FAPESP – vem se destacando por estimular a divulgação de listas já existentes de espécies e por estruturar essas listas em um banco de dados divulgado via internet. As listas disponíveis ainda são poucas e incompletas, os métodos de coleta nem sempre são padronizados e as informações de localização são pouco precisas, prejudicando sua utilidade para estudos ecológicos. Porém, softwares de modelagem de distribuição como o MAXENT (PHILLIPS, 2004), método baseado no princípio da máxima entropia, tem oferecido um bom desempenho para dados biológicos incompletos (poucos registros de encontro) (PHILLIPS, 2006; PEARSON et al., 2007; GONTIER et al., 2010).

Visando a inclusão de considerações sobre a biodiversidade no processo de Avaliação Ambiental Estratégica e a utilização de sistemas de informação biológica disponíveis no Estado de São Paulo – BR, foram aplicadas neste estudo técnicas de modelagem de distribuição de espécies a registros de encontro de grandes mamíferos na região de Brotas-SP.

O objetivo deste capítulo é gerar modelos de distribuição de espécies de grandes mamíferos a partir de bancos de dados biológicos que possam ser utilizados como critério a ser incluído no planejamento espacial. Para isso, foram respondidas as seguintes questões: 1) Os pontos de encontro disponíveis no site Biota-FAPESP para as espécies em questão permitem a aplicação de técnicas de modelagem? 2) Se sim, qual a confiança que pode ser atribuída aos modelos gerados? 3) Os modelos gerados podem ser utilizados para indicar áreas prioritárias em escala regional?

4.4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.4.1. Área de estudo

O município de Brotas está localizado na região central do estado de São Paulo, nas coordenadas 22° 17' 12" de Latitude Sul e 48° 07' 35" de Longitude Oeste do meridiano de Greenwich. Brotas possui 1102 km² e 23 mil habitantes. Devido a suas condições naturais, principalmente os recursos hídricos, Brotas destaca-se como um dos pólos pioneiros de atividade turística, em expansão desde meados da década de 1990 (PREFEITURA MUNICIPAL DE BROTAS, 2007).

A vegetação típica da região divide-se em trechos de Mata Atlântica (localizados nas escarpas da cuesta) e de Cerrado (no reverso da cuesta) – dois *hotspots* apontados por sua importância prioritária na conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000). O município abrange ainda as seguintes Unidades de Conservação (UCs): Estação Ecológica de Itirapina, a Estação Experimental de Itirapina, a Estação Ecológica de São Carlos e a APA Corumbataí.

De acordo com o mapa florestal divulgado em 2010 pelo Instituto Florestal, o município de Brotas possui 3.101,84 ha de mata (2,92 %), 3.037,78 ha de capoeira (2,86 %), 646,91 ha são fragmentos de cerrado (0,61 %), 2.949,19 de cerradão (2,78 %), 750, 65 ha são vegetação de várzea (0,71 %) e 78,84 ha de vegetação (0,07 %) não foram classificadas, num total de 10.565,21 ha de vegetação nativa, ou seja, 9,95 % do território do município de 106.200 ha de superfície. Além disso, Brotas ainda possui 14.849,30 ha de áreas de reflorestamento, correspondentes a 13,49 % do município (**Figura 14**).

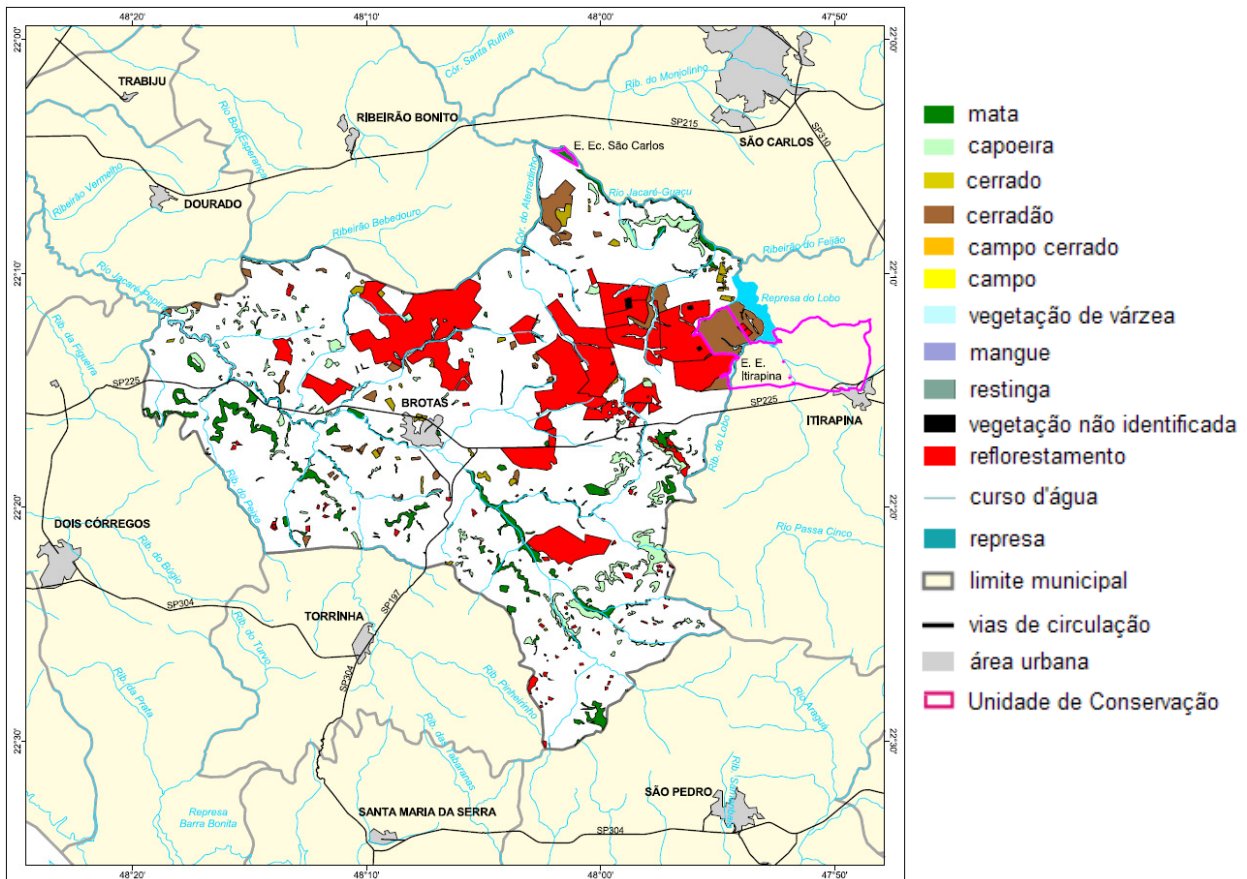


Figura 14. Mapa Florestal do município de Brotas.
Fonte: Instituto Florestal (2010)

O Workshop Áreas Continentais Prioritárias para Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo, realizado pelo programa BIOTA FAPESP em 2006 indicou 37 áreas prioritárias para a conservação de mamíferos. A região de Brotas foi indicada como uma dessas áreas e está destacada na **figura 15**. Isso mostra a necessidade de políticas públicas direcionadas ao manejo e conservação de mamíferos nessa região.

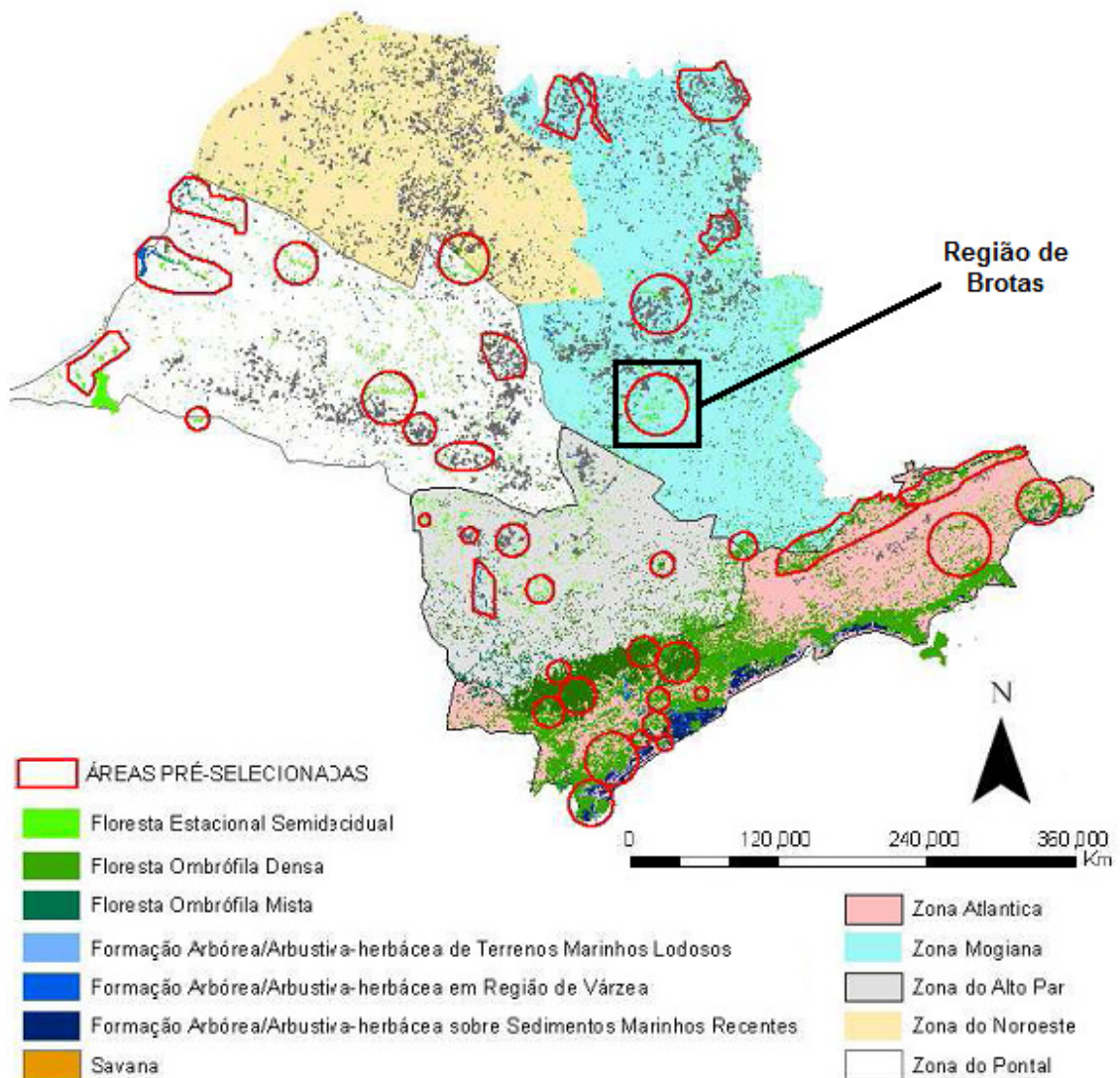


Figura 15. Áreas prioritárias para conservação de mamíferos no Estado de São Paulo, ressaltada a região de Brotas. Fonte: BIOTA (2006 a)

Na região existem registros de ocorrência de populações de médios e grandes mamíferos. Quanto à fauna local, o banco de dados Species Link (SINBIOTA, 2009) indica a existência de espécies de mamíferos enquadrados em categorias de risco pelas seguintes listas: 1 – Red List IUCN; 2 – Lista IBAMA; 3 – Lista SMA (**Quadros 5 e 6**). Algumas dessas espécies em risco de extinção são endêmicas ou encontradas em altas densidades no Cerrado, como o tamanduá-bandeira e o lobo-guará (COSTA et al., 2005). Esses mamíferos listados não representam todos os que estão ameaçados e presentes no território estudado, porém indicaram inicialmente espécies potenciais a serem consideradas como prioritárias no planejamento local.

Quadro 5. Categorias de ameaça, descrição e siglas correspondentes usadas para classificar as espécies.

Categoria de ameaça	Descrição	Siglas	
		IUCN	MMA/SMA
Criticamente em Perigo	Enfrenta um risco extremamente elevado de extinção na natureza.	CR	CR
Em Perigo	Considerado como sofrendo um risco muito alto de extinção na natureza.	EN	EP
Vulnerável	Considerado como sofrendo um risco alto de extinção na natureza.	VU	VU
Quase Ameaçada	Próximo de ser qualificado ou provavelmente será qualificado em categoria de ameaça num futuro próximo.	NT	QA
Pouco Preocupante	Não é qualificável em categoria de maior risco. Inclui táxons abundantes e amplamente distribuídos.	LC	PP
Dados Insuficientes	Informação inadequada para fazer associação direta ou indireta do risco de extinção.	DD	DD

Quadro 6. Classificação das espécies de mamíferos ameaçados registrados pelo Biota-FAPESP no território em Brotas.

MAMMALIA					Categorias de ameaça		
Familia	Gênero	Espécie	Autor / Ano	Nome Popular	IUCN ⁷	MMA ⁸	SMA ⁹
Canidae	<i>Chrysocyon</i>	<i>brachyurus</i>	(Illiger, 1815)	lobo-guará	NT	VU	VU
Canidae	<i>Pseudalopex</i>	<i>vetulus</i>	(Lund, 1842)	raposa-do-campo	LC	CR	*
Felidae	<i>Leopardus</i>	<i>pardalis</i>	(Linnaeus, 1758)	jaguaritica	LC	VU	VU
Felidae	<i>Panthera</i>	<i>onca</i>	(Linnaeus, 1758)	onça-pintada	NT	VU	CR
Felidae	<i>Puma</i>	<i>concolor</i>	(Linnaeus, 1771)	onça-parda	LC	VU	VU
Procyonidae	<i>Procyon</i>	<i>cancrivorus</i>	(G. Cuvier, 1798)	Mão-pelada	LC	*	*
Cebidae	<i>Alouatta</i>	<i>guariba</i>	(Humboldt, 1812)	Bugio	LC	CR	*
Cebidae	<i>Callicebus</i>	<i>personatus</i>	(E. Geoffroy, 1812)	macaco-sauá	VU	VU	QA
Agoutidae	<i>Agouti</i>	<i>paca</i>	(Linnaeus, 1766)	paca	LC	*	QA
Dasypodidae	<i>Cabassous</i>	<i>unicinctus</i>	(Linnaeus, 1758)	tatu-de-rabo-mole-pequeno	LC	*	*
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga</i>	<i>tridactyla</i>	(Linnaeus, 1758)	tamanduá-bandeira	NT	VU	VU
Myrmecophagidae	<i>Tamandua</i>	<i>tetradactyla</i>	(Linnaeus, 1758)	tamanduá-mirim	LC	*	*
Echimyidae	<i>Clyomys</i>	<i>bishopi</i>	(Avila-Pires & Wutke, 1981)	roedor	DD	*	*

⁷ IUCN Redlist (2009). Disponível: <http://www.iucnredlist.org/news/iucn-red-list-site-made-easy-guide>. Acesso: 05-10-09.

⁸ Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (2008). Disponível: http://www.mma.gov.br/estruturas/179/_arquivos/vol_ii_parte_inicial.pdf. Acesso: 20-11-09.

⁹ Lista de animais ameaçados de extinção em São Paulo (2008). Disponível: http://www.ambiente.sp.gov.br/listas_fauna.zip. Acesso: 20-11-09.

* Não citadas na lista.

4.4.2. Espécies Estudadas

Das espécies com ocorrência na região, definiu-se *Chrysocyon brachyurus*, *Leopardus pardalis* e *Puma concolor* para a pesquisa, uma vez que são mamíferos considerados prioritários para conservação.

Chrysocyon brachyurus (Illiger, 1815) – lobo guará

A espécie *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815), popularmente conhecida como lobo-guará, está classificada como Quase Ameaçada (Near Threatened – NT) na lista vermelha da IUCN (RODDEN et al., 2008), ou seja, está próxima de ser qualificada ou provavelmente será qualificada como ameaçada num futuro próximo. Porém, nas listas da fauna ameaçada do MMA e da SMA do Estado de São Paulo essa espécie já é considerada como vulnerável, ou seja, em alto risco de extinção na natureza, sendo individualmente prioritária para conservação.

O lobo-guará é o maior canídeo da América do Sul, trata-se de um animal onívoro e oportunista sazonal em seus hábitos alimentares, solitário e ativo no período crepuscular-noturno. Essa espécie vive preferencialmente em habitats abertos como campos, cerrados, veredas e campos úmidos (RODDEN et al., 2004) e depende de grandes áreas que variam de 6 a 115 km² para sua sobrevivência (DIETZ, 1984).

Leopardus pardalis (Linnaeus, 1758) – jaguatirica

A espécie *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), popularmente conhecida como jaguatirica, está classificada como pouco preocupante (Least Concern - LC) na lista vermelha da IUCN (CASO et al., 2008a), ou seja, é considerada ainda em baixo risco de extinção na natureza, porém sua população está em declínio, já sendo atualmente considerada como vulnerável e prioritária para conservação nas listas da fauna ameaçada do MMA e da SMA do Estado de São Paulo. Além disso, possui características ecológicas que permitem o seu enquadramento como espécie guarda-chuva.

A jaguatirica é um carnívoro de porte médio, de hábito solitário e predominantemente noturno, mas também mostra atividade durante todo o dia. Sua dieta é bastante abrangente, incluindo aves, répteis, pequenos e grandes mamíferos. As áreas de vida variam bastante em tamanho, entre 4 e 40 km² para fêmeas adultas e entre 20 a 51 km² para machos adultos (CRAWSHAW, 1995).

Puma concolor (Linnaeus, 1771) – onça parda

A espécie *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), popularmente conhecida como onça-parda ou suçuarana, está classificada como pouco preocupante (Least Concern - LC) na lista vermelha da IUCN (CASO et al., 2008b), ou seja, é considerada ainda em baixo risco de extinção na natureza, porém sua população está em declínio, já sendo atualmente considerada como vulnerável e prioritária para conservação nas listas da fauna ameaçada do MMA e da SMA do Estado de São Paulo.

A onça-parda é o segundo maior carnívoro da América Latina, alimenta-se de pequenos e médios vertebrados terrestres (mamíferos, répteis e aves), tem hábitos solitários e alta capacidade de dispersão. Sua distribuição original incluía a América do Norte, América Central, e América do Sul até a Patagônia, ocupando os mais variados habitats e necessitando de grandes áreas para sua sobrevivência (CASO et al., 2008b).

4.4.3. Modelagem de distribuição de espécies

Visando a inclusão de considerações sobre a biodiversidade no processo de Avaliação Ambiental Estratégica, foram gerados modelos de distribuição de grandes mamíferos na região central do Estado de São Paulo, sendo eles Brotas e os seguintes municípios do seu entorno: Agudos, Anhembi, Bocaina, Borebi, Botucatu, Boa Esperança do Sul, Brotas, Ipeúna, Itirapina, Jaú, Lençóis Paulista, Ribeirão Bonito, Santa Maria da Serra, Santo Antonio, São Pedro e Bauru. Para isso, foi aplicado o programa *Maxent version 3.3.2*¹⁰, desenvolvido por Phillips et al. (2004), um modelo determinístico que utiliza dados de presença de espécies e fornece um mapa de gradiente potencial (variando de zero a 100% de probabilidade de ocorrência) de distribuição para as espécies (PHILLIPS et al., 2006).

Preparação dos dados biológicos

Os dados biológicos utilizados para gerar os modelos de distribuição (pontos de treino e teste) foram os registros das espécies *Chrysocyon brachyurus*, *Puma concolor* e *Leopardus pardalis* disponibilizados pelo Programa de Pesquisas em Conservação Sustentável da

¹⁰ Disponível em: <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>. Acesso em: 30-03-10.

Biodiversidade – Programa Biota/FAPESP – no banco de dados *SINBIOTA*, rede *SpeciesLink*. O banco de dados foi obtido via internet, mas ainda são poucos os registros disponibilizados e as coletas são espacialmente e temporalmente concentradas. Além disso, diversos registros possuem dados incompletos, com métodos de coleta não padronizados e informações de localização pouco precisas, dificultando a utilização desses dados em estudos ecológicos.

Foram selecionados os pontos localizados em municípios da região central do Estado de São Paulo, próximos ao município de Brotas, datados do ano de 1999 a 2003. Os registros desse período correspondiam a grande maioria e aos pontos mais atuais. Cada registro foi conferido manualmente em imagens de satélite georreferenciadas e os pontos que apresentaram eventuais inconsistências e erros foram excluídos das análises. O banco de dados apresentou 81 pontos de encontro do lobo-guará, 72 da jaguatirica e 101 da onça-parda, dos quais foram utilizados 18, 16 e 22, respectivamente, para a análise.

Preparação dos dados ambientais

Para construção das camadas ambientais, foram utilizados os dados climáticos do Worldclim version 1.1 Global Climate Surface¹¹ (HIJMANS et al., 2005): temperatura média anual, oscilação da temperatura anual, sazonalidade da temperatura – coeficiente de variação, variação média da temperatura do dia, temperatura máxima do mês mais quente, temperatura mínima do mês mais frio, precipitação anual, precipitação do mês mais úmido, precipitação do mês mais seco, sazonalidade da precipitação – coeficiente de variação (dados com resolução de 0,083 km); os índices de vegetação EVI (Enhanced Vegetation Index) e NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada) referente aos meses de janeiro (estação chuvosa) e julho (estação seca) de 2002; o modelo digital de elevação SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) e o mapa de distância das áreas já protegidas e prioritárias para proteção integral (**Tabela 1**). Todas as camadas utilizadas foram convertidas para a resolução 0,083 km no Datum WGS-84.

¹¹ Disponível em: <http://www.worldclim.org/current> . Acesso em: 10-02-10.

Tabela 1. Camadas ambientais utilizadas na modelagem.

	Variável	Resolução	Fonte
Clima	variação média da temp. do dia	0,083 km	Worldclim
	sazonalidade da temperatura	0,083 km	Worldclim
	temperatura mín. do mês + frio	0,083 km	Worldclim
	temp. máx. do mês + quente	0,083 km	Worldclim
	temperatura média anual	0,083 km	Worldclim
	oscilação da temperatura anual	0,083 km	Worldclim
	precipitação do mês mais úmido	0,083 km	Worldclim
	precipitação do mês mais seco	0,083 km	Worldclim
	precipitação anual	0,083 km	Worldclim
	sazonalidade da precipitação	0,083 km	Worldclim
Topografia	SRTM	0,090 km	NASA
Vegetação	NDVI	0,250 Km	NASA
	EVI	0,250 km	NASA
UCs	Áreas protegidas e indicadas para proteção integral		Biota/FAPESP

As imagens NDVI e EVI do sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), a bordo do satélite TERRA, foram adquiridas em formato HDF (Hierarchical Data Format) em projeção sinusoidal contínua com resolução espacial de 250 metros, temporal de 16 dias e radiométrica de 12 bits¹² (EOSDIS, 2009). Os arquivos de metadados (HDF) foram convertidos em imagens Geotiff através do programa HEG version 2.9¹³. Foi feito o download dos dados referentes à área indicada na **figura 16**, a qual abrange toda a região estudada, posteriormente foi recortada somente a área utilizada para modelagem.

¹² Disponível em: <http://edcdaac.usgs.gov/dataproducts.asp> . Acesso em: 15-06-10.

¹³ Disponível em: ftp://edhs1.gsfc.nasa.gov/edhs/HEG_Tool/ . Acesso em: 11-08-10.

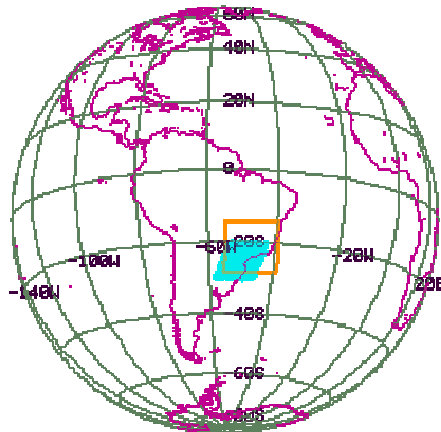


Figura 16. Localização das imagens utilizadas para gerar as camadas os índices de vegetação (NDVI e EVI).

Foi feito o download do modelo digital de elevação (MDE) Shuttle Radar Topography Mitition (SRTM) em formato GeoTiff com resolução de 90m no DATUM WGS84 (JARVIS et al., 2008). A **figura 17** mostra a imagem usada e sua localização.

Nome do arquivo: srtm_27_17.zip
Ponto central: Lat 22.50 S e Long 47.50 W
Latitude: mín 25 S e máx 20 S
Longitude min: mín 50 W e máx 45 W

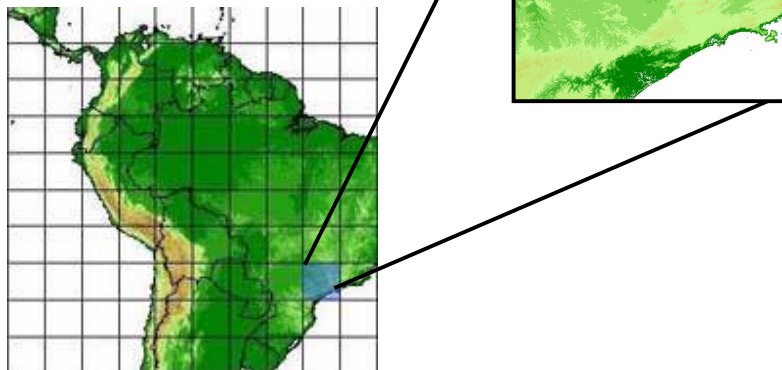


Figura 17. Localização da imagem utilizada para gerar a camada ambiental de elevação.

Também foi gerada uma camada ambiental referente à distância das áreas protegidas e prioritárias para proteção em Unidades de Conservação de Proteção Integral (UPIs). Essa camada ambiental foi gerada a partir do mapa das áreas já integralmente protegidas e prioritárias para implementação de unidades de conservação de proteção integral elaborado pelo Programa Biota-

FAPESP. Este mapa foi obtido em formato SHAPE¹⁴, convertido para formato vetorial (vector), compatível com o software Idrisi 15 Andes Edition e posteriormente para formato matricial (raster) (**Figura 18**). A partir disso, através da função “distance”, foi gerado o mapa de distância euclidiana das áreas já integralmente protegidas e indicadas como prioritárias para proteção integral no Estado de São Paulo (**Figura 19**).

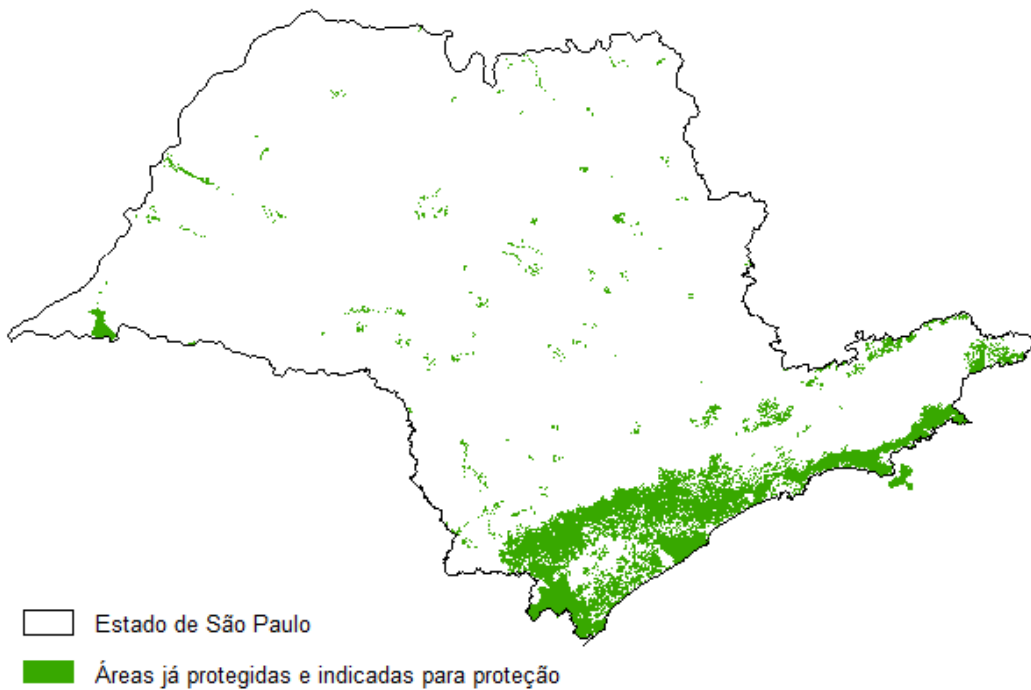


Figura 18. Unidades de Conservação de Proteção Integral (UPIs) já estabelecidas e a serem estabelecidas no Estado de São Paulo.

¹⁴ Disponível em: <http://homologa.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/zoneamento.asp> . Acesso em: 15-09-09.



Figura 19. Distâncias das Unidades de Conservação de Proteção Integral (UPIs) já estabelecidas e a serem estabelecidas no Estado de São Paulo.

Geração e validação dos modelos

Para um melhor resultado, foram rodadas 100 réplicas por espécie, produzindo mapas contínuos de adequabilidade de habitats (probabilidades entre 0 a 100 %). Foram feitas partições randômicas com reposição (bootstrap) de 75% dos dados biológicos para efetiva geração dos modelos (pontos de treino), e os 25% restantes de cada partição foram aplicados na validação dos modelos (pontos de teste). Os pontos de teste não participam da geração do modelo, são utilizados apenas para o cálculo da porcentagem de acerto ou erro na previsão.

Considerando a possibilidade de eventuais erros de georreferenciamento e a alta capacidade de dispersão das espécies estudadas (os indivíduos poderiam estar em trânsito no momento do registro), foi aplicada a margem de segurança de 10% para a taxa de omissão aos pontos de treino. Essa técnica visa evitar eventuais erros considerados graves (erros de omissão).

Após a geração dos modelos, foi aplicado um teste estatístico binomial simples (z / t) para avaliar se as probabilidades geradas pelo modelo são melhores que pelo acaso (significância). Esse teste é independente do limite de corte e também já se encontra embutido no próprio programa sob a denominação de *P-value*.

O desempenho dos modelos também foi avaliado quanto aos valores fornecidos pelo próprio MAXENT da Área Abaixo da Curva (*Area Under Curve* - AUC) – que se baseiam no limiar independente de corte da curva “Receiver Operator Characteristic (ROC)”. A AUC utiliza vários limites de corte para delinear a probabilidade do modelo classificar uma presença corretamente (sensibilidade) versus a probabilidade do modelo classificar uma ausência corretamente (especificidade). O valor 1 de AUC representaria um modelo perfeito enquanto um valor de 0,5 representa um modelo selecionado ao acaso. Classificamos os valores da AUC de acordo com a proposta de Metz (1986): excelente (de 0,90 a 1,0), bom (de 0,80 a 0,90), médio (de 0,70 a 0,80), ruim (de 0,60 a 0,70) e muito ruim (de 0,50 a 0,60).

Para avaliar a contribuição de cada variável para os modelos gerados, foi aplicado o teste *jackknife* aos valores médios dos resultados das réplicas. Esse teste cria vários modelos nos quais uma variável é excluída a cada momento, depois um modelo é criado com cada uma das variáveis isoladamente e por fim um modelo é gerado com todas as variáveis. Também foi feita uma estimativa heurística das contribuições relativas médias das variáveis ambientais para os modelos gerados.

4.4.4. Mapa das áreas prioritárias para conservação de grades mamíferos

Para a definição de áreas prioritárias para manejo e conservação das espécies estudadas, foi assumido que quanto maior a adequabilidade mostrada pela modelagem, maior a prioridade da área para a conservação da espécie em questão. O software IDRISI 15 Andes Edition foi utilizado para a visualização das imagens e para reclassificá-las em 4 intervalos iguais através da função RECLASS. Foram estabelecidas 4 subdivisões com 3 níveis de prioridade: alta prioridade: áreas com adequabilidade ambiental de 0,75 a 1,0; média prioridade: áreas com adequabilidade ambiental de 0,50 a 0,75; baixa prioridade: áreas com adequabilidade ambiental de 0,25 a 0,50; e as áreas não prioritárias: áreas com adequabilidade ambiental de zero a 0,25.

4.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1. Modelo para a espécie *Chrysocyon brachyurus*

A **tabela 2** mostra os 18 pontos que foram utilizados para modelagem de distribuição da espécie *Chrysocyon brachyurus*. O modelo gerado a partir da modelagem desses pontos foi considerado estatisticamente diferente do acaso, pois apresentou valor de 0,089, ou seja, acima de 1% no teste binomial (*P-value*). A **figura 20** mostra o modelo médio de adequabilidade ambiental gerado pelo algoritmo MAXENT.

Tabela 2. Pontos de encontro georreferenciados da espécie *Chrysocyon brachyurus* utilizados para a geração dos modelos convertidos para o sistema latitude/longitude decimal / Datum WGS84.
Fonte: BIOTA/FAPESP (2010).

<i>Chrysocyon brachyurus</i>				
Ponto	Ano	Município	Longitude	Latitude
1	2002	Ribeirão Bonito	-48.200377	-22.117079
2	2002	Jaú	-48.400386	-22.133679
3	2003	Agudos	-49.017115	-22.600385
4	2003	Lençóis Paulista	-48.817107	-22.750389
5	2003	Ipeúna	-47.765158	-22.423885
6	2003	Agudos	-48.917111	-22.500384
7	2003	Itirapina	-47.871363	-22.327283
8	2003	Itirapina	-47.844762	-22.299083
9	2003	Itirapina	-47.763858	-22.264382
10	2002	Ribeirão Bonito	-48.133674	-22.050378
11	2002	Brotas	-48.017069	-22.100379
12	2001	Bocaina	-48.567093	-22.017076
13	2002	Botucatu	-48.117075	-22.650389
14	2003	Ipeúna	-47.841162	-22.413085
15	2003	Itirapina	-47.699455	-22.286583
16	2003	Itirapina	-47.745157	-22.233382
17	2003	Agudos	-48.90041	-22.467083
18	1999	Brotas	-48.233679	-22.250381

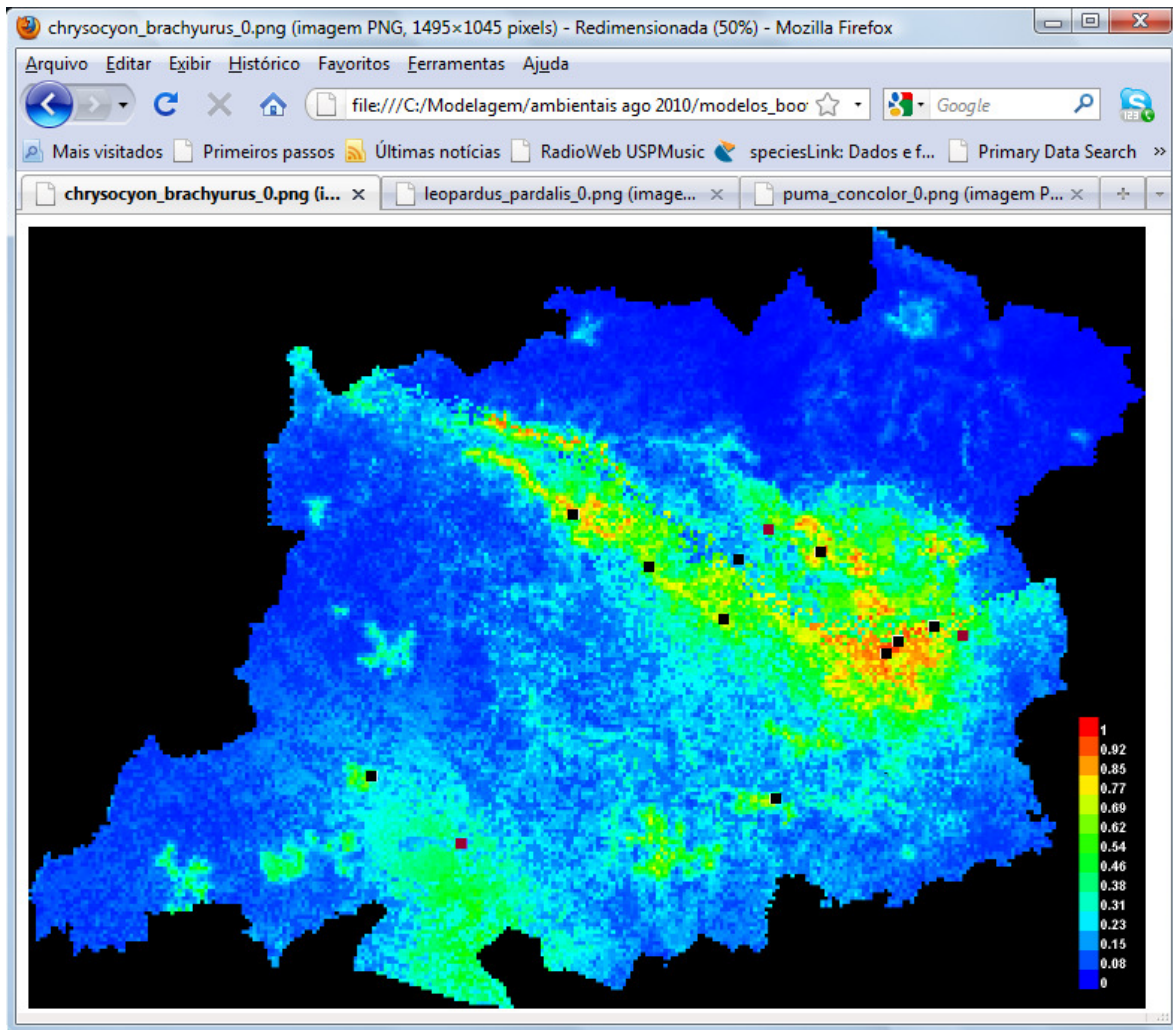


Figura 20. Modelo de adequabilidade ambiental (de 0 a 1) gerado para a espécie *Chrysocyon brachyurus*.

O **gráfico 1** mostra a curva ROC e a AUC feito para validação do modelo da espécie *Chrysocyon brachyurus*. Como o MAXENT só trabalha com dados de presença (e background), este teste avaliou a capacidade do modelo distinguir os dados de presença do acaso (especificidade). A área em azul escuro corresponde a AUC das 100 réplicas e a linha vermelha mostra a AUC média. A AUC de 0.959 com desvio padrão de 0.018 mostra um resultado excelente de previsão do modelo (de 0,9 a 1,0).

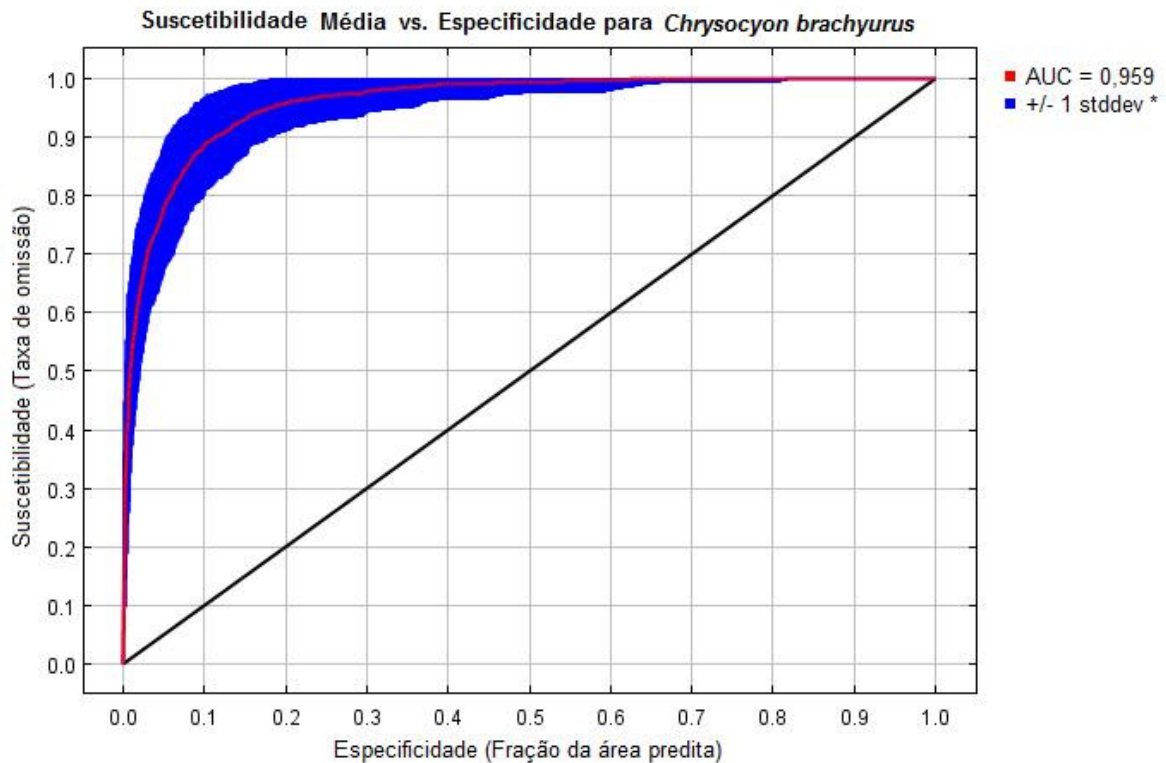


Gráfico 1. Gráfico da sensibilidade do modelo versus a especificidade dos resultados para a modelagem da espécie *Chrysocyon brachyurus*.

O **gráfico 2** mostra o teste *jackknife* de AUC para o modelo da espécie *Chrysocyon brachyurus*. As variáveis ambientais testadas foram: 1) variação média da temperatura do dia; 2) precipitação anual; 3) sazonalidade das chuvas; 4) precipitação mínima do mês mais seco; 5) precipitação máxima do mês mais chuvoso; 6) distância das áreas protegidas; 7) EVI de janeiro de 2002; 8) EVI de julho de 2002; 9) temperatura máxima do mês mais quente; 10) temperatura mínima do mês mais frio; 11) NDVI de janeiro de 2002; 12) NDVI de julho de 2002; 13) SRTM; 14) temperatura média anual; 15) oscilação da temperatura anual; e 16) sazonalidade da temperatura. A variável ambiental que mais contribuiu para a geração do modelo foi a temperatura sazonal (*t_sazonal*), seguida da variação média da temperatura do dia (*2_range_dia*). Os índices de vegetação EVI (*evi_jul2002*) e NDVI (*ndvi_jan2002*) também mostram uma influência relativamente alta para o modelo. Vale ainda ressaltar que a distância de áreas protegidas e prioritárias (*dist_upi_3*) foi a variável que menos influenciou o modelo do lobo-guará.

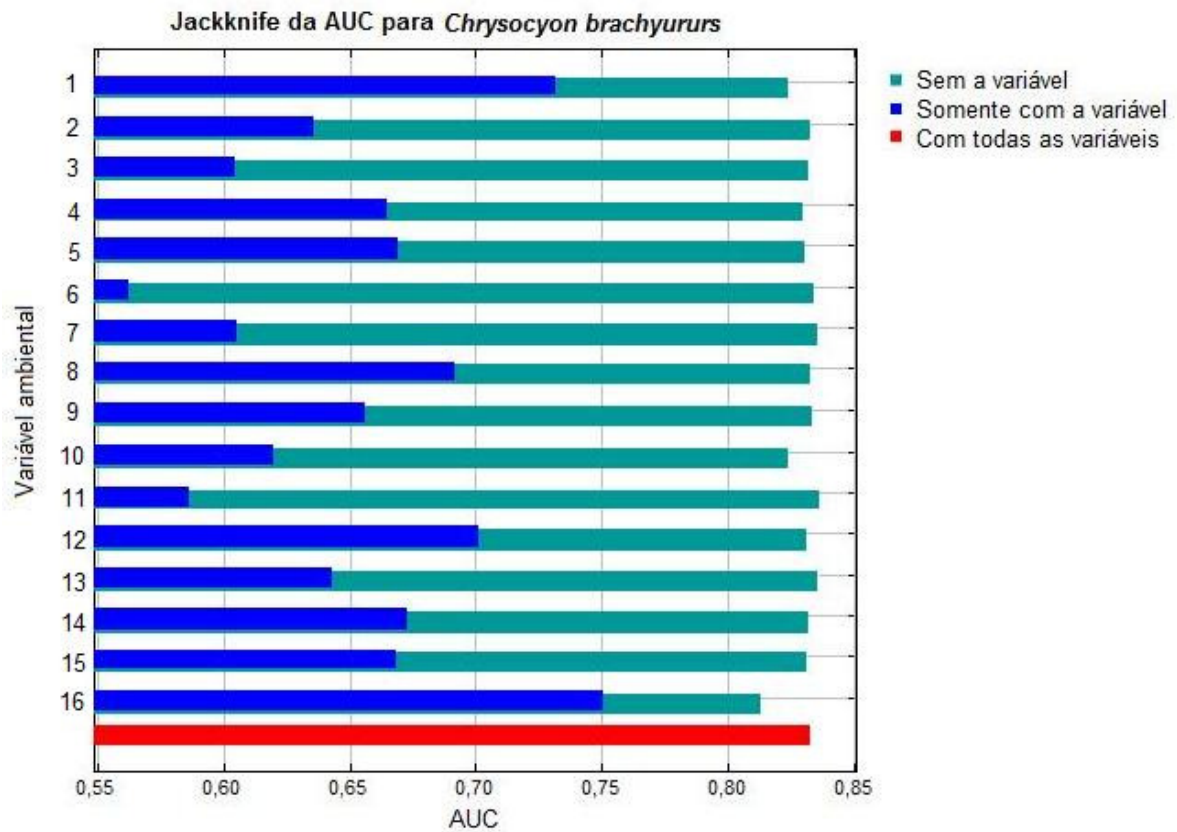


Gráfico 2. Teste *jackknife* de AUC aplicado para o modelo da espécie *Chrysocyon brachyurus*.

Foi assumido que quanto maior a adequabilidade mostrada pela modelagem, maior a prioridade da área para a conservação da espécie em questão: alta prioridade (de 0,75 a 1,0); média prioridade (de 0,50 a 0,75); baixa prioridade (de 0,25 a 0,50) e não prioritárias (de zero a 0,25). Dessa forma, foi estabelecido o mapa das áreas prioritárias para conservação do lobo-guará (**Figura 21**) na região central do Estado de São Paulo.

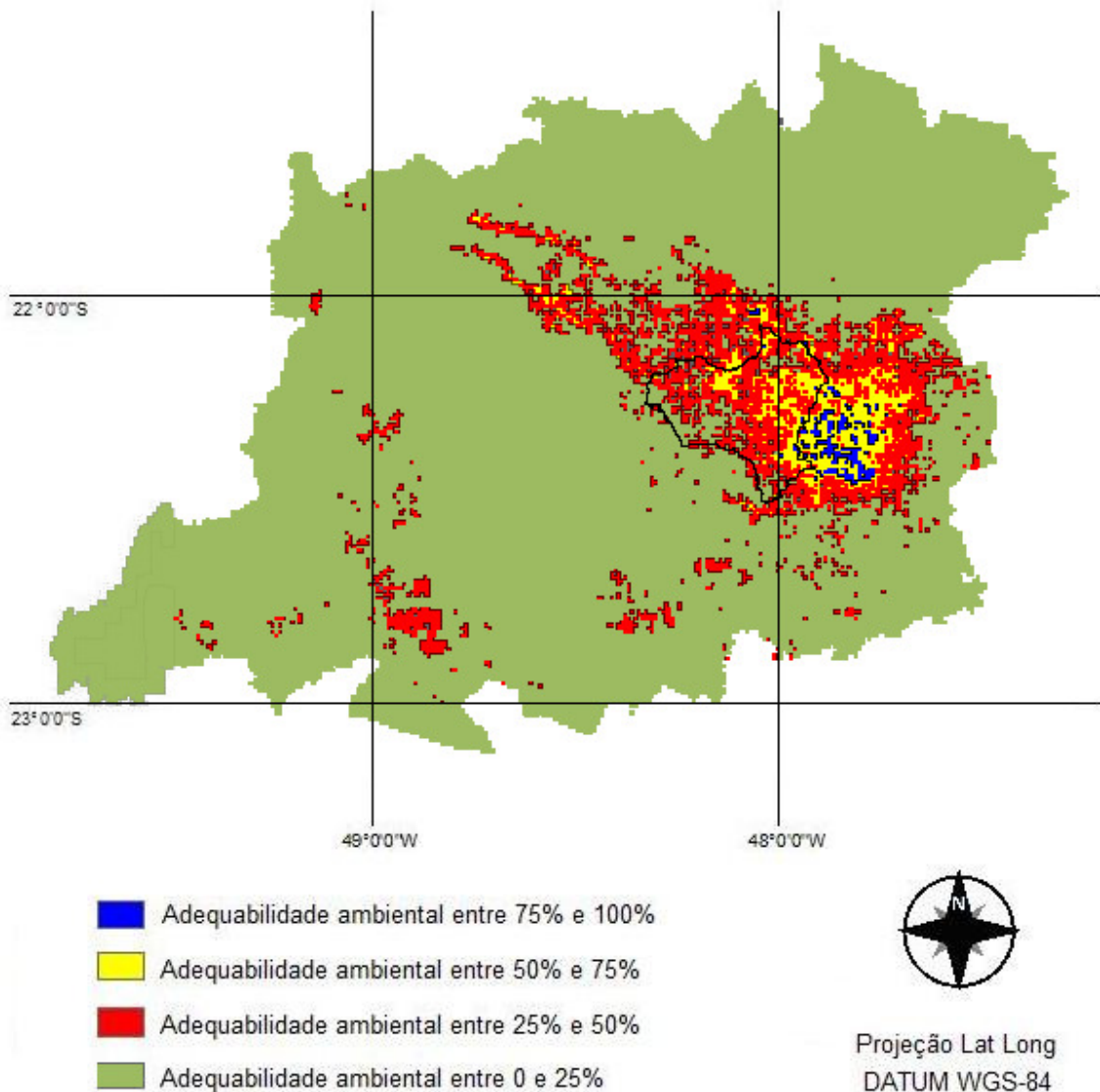


Figura 21. Mapa de áreas prioritárias para conservação do lobo-guará na região central do Estado de São Paulo. Delimitado o limite de município de Brotas.

4.5.2. Modelo para a espécie *Leopardus pardalis*

A **tabela 3** mostra os 16 pontos que foram utilizados para modelagem da espécie *Leopardus pardalis*. O modelo gerado foi considerado estatisticamente diferente do acaso, pois apresentou valor de 0,0624, ou seja, acima de 1% no teste binomial (P-value). Foi considerando o limite de

corte de 10% para os pontos de treino. A **figura 22** mostra o modelo médio de adequabilidade ambiental gerado pelo algoritmo MAXENT.

Tabela 3. Pontos de encontro georreferenciados da espécie *Leopardus pardalis* utilizados para a geração dos modelos convertidos para o sistema latitude/longitude decimal / Datum WGS84.
Fonte: BIOTA/FAPESP (2010).

<i>Leopardus pardalis</i>				
Ponto	Ano	Município	Longitude	Latitude
1	2002	Santa Maria da Serra	-48.050372	-22.500386
2	2002	Botucatu	-48.117075	-22.650389
3	2001	Bocaina	-48.567093	-22.017076
4	2003	Ribeirão Bonito	-48.200377	-22.117079
5	2002	Anhembi	-48.117075	-22.650389
6	2003	Itirapina	-47.837261	-22.308983
7	2003	Ipeúna	-47.766058	-22.414185
8	2003	Itirapina	-47.871363	-22.327283
9	2002	São Pedro	-47.983669	-22.500386
10	2003	Ipeúna	-47.765158	-22.423885
11	2002	Brotas	-48.017069	-22.100379
12	2002	Ribeirão Bonito	-48.133674	-22.050378
13	2002	Jaú	-48.400386	-22.133679
14	2002	Anhembi	-48.183678	-22.650388
15	2002	Boa Esperança do Sul	-48.450388	-22.000376
16	1999	Brotas	-48.233679	-22.250381

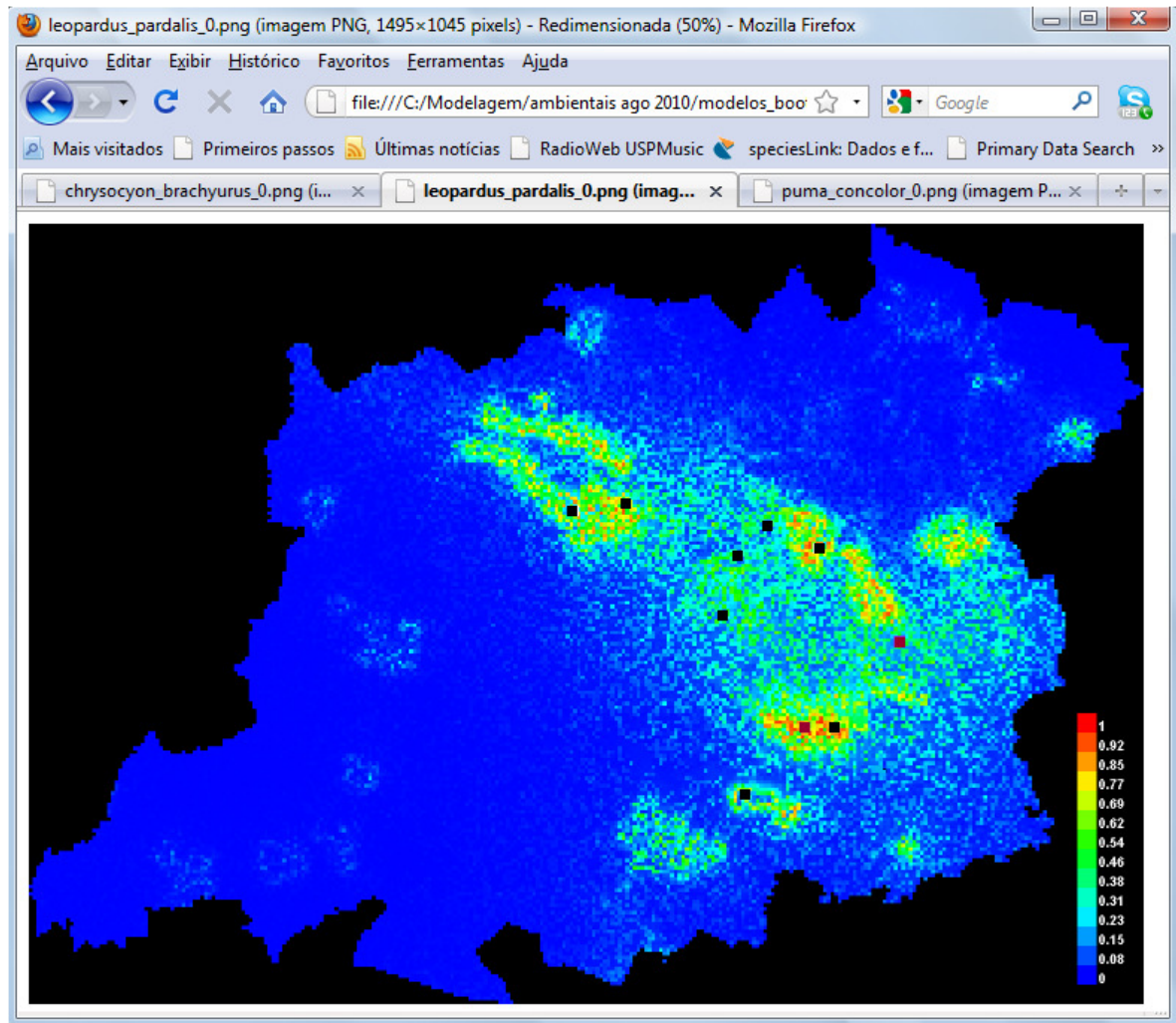


Figura 22. Modelo de adequabilidade ambiental (de 0 a 1) gerado para a espécie *Leopardus pardalis*.

O **gráfico 3** mostra a curva ROC e a AUC para feito para validação do modelo da espécie *Leopardus pardalis*. Como o MAXENT só trabalha com dados de presença (e background), este teste avaliou a capacidade do modelo distinguir os dados de presença do acaso (especificidade). A área em azul escuro corresponde a AUC das 100 réplicas e a linha vermelha mostra a AUC média. A AUC média foi de 0.983 e o desvio padrão de 0.007 mostra um resultado excelente de previsão do modelo (de 0,9 a 1,0).

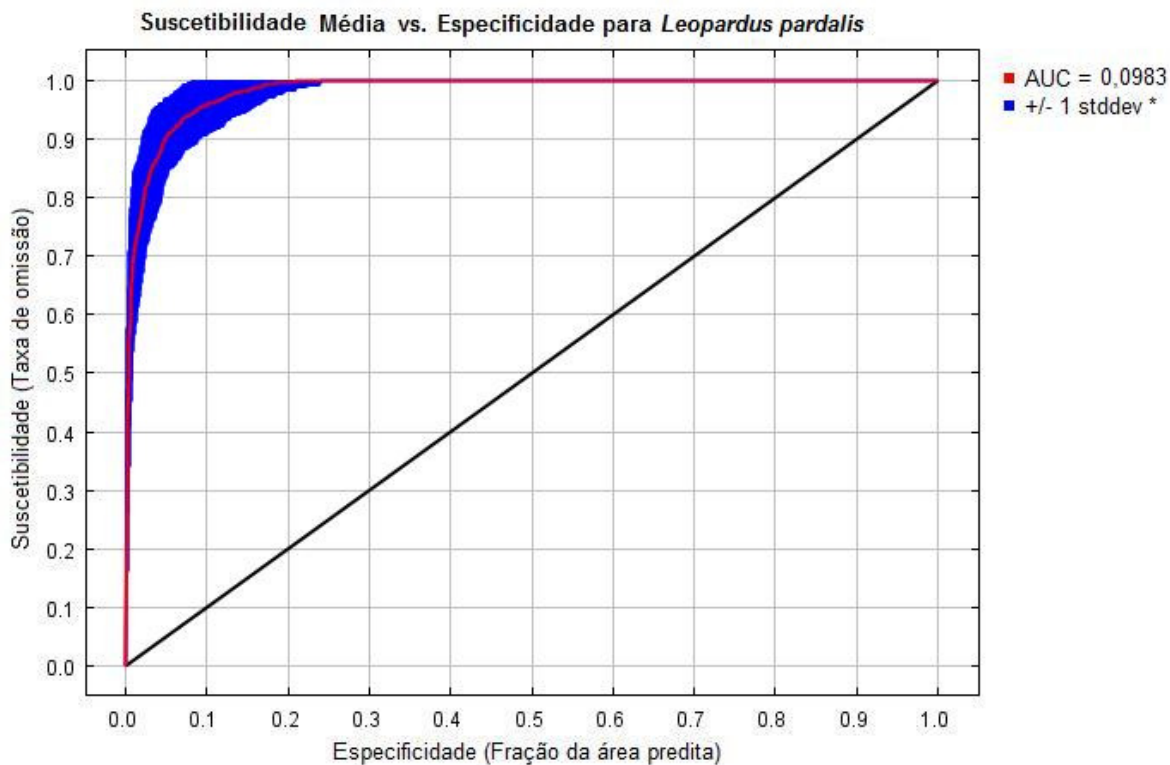


Gráfico 3. Gráfico da sensibilidade do modelo versus a especificidade dos resultados para a modelagem da espécie *Leopardus pardalis*.

O **gráfico 4** mostra o teste *jackknife* da AUC para o modelo da espécie *Leopardus pardalis*. As variáveis ambientais testadas foram: 1) variação média da temperatura do dia; 2) precipitação anual; 3) sazonalidade das chuvas; 4) precipitação mínima do mês mais seco; 5) precipitação máxima do mês mais chuvoso; 6) distância das áreas protegidas; 7) EVI de janeiro de 2002; 8) EVI de julho de 2002; 9) temperatura máxima do mês mais quente; 10) temperatura mínima do mês mais frio; 11) NDVI de janeiro de 2002; 12) NDVI de julho de 2002; 13) SRTM; 14) temperatura média anual; 15) oscilação da temperatura anual; e 16) sazonalidade da temperatura. A variável ambiental que mais contribuiu para a geração do modelo foi a variação média da temperatura do dia (*2_range_dia*), seguida da sazonalidade das chuvas (*chuva_sazonal*). Os índices de vegetação mostraram menor influência relativa para o modelo da jaguatirica que do lobo-guará, porém ainda significativas. É interessante ressaltar que considerando que o lobo-guará tem hábitos mais plásticos que a jaguatirica, este resultado não corrobora a ecologia das espécies. Já a distância de áreas protegidas e prioritárias (*dist_upi_3*) influenciou mais o modelo da jaguatirica que o do lobo-guará, como já era esperado devido aos hábitos das espécies.

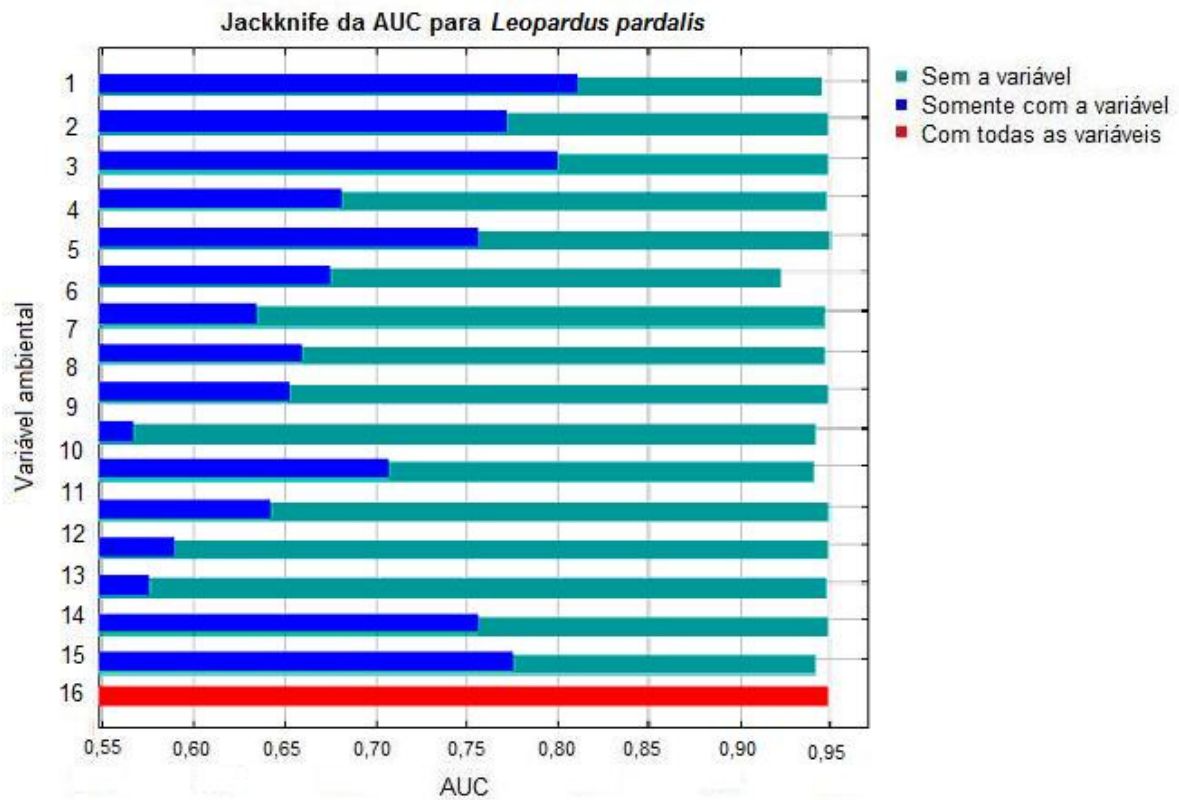


Gráfico 4. Teste jackknife da AUC para o modelo da espécie *Leopardus pardalis*.

Foi assumido que quanto maior a adequabilidade mostrada pela modelagem, maior a prioridade da área para a conservação da espécie em questão: alta prioridade (de 0,75 a 1,0); média prioridade (de 0,50 a 0,75); baixa prioridade (de 0,25 a 0,50) e não prioritárias (de zero a 0,25). Dessa forma, foi estabelecido o mapa das áreas prioritárias para conservação da jagatirica (**Figura 23**) na região central do Estado de São Paulo.

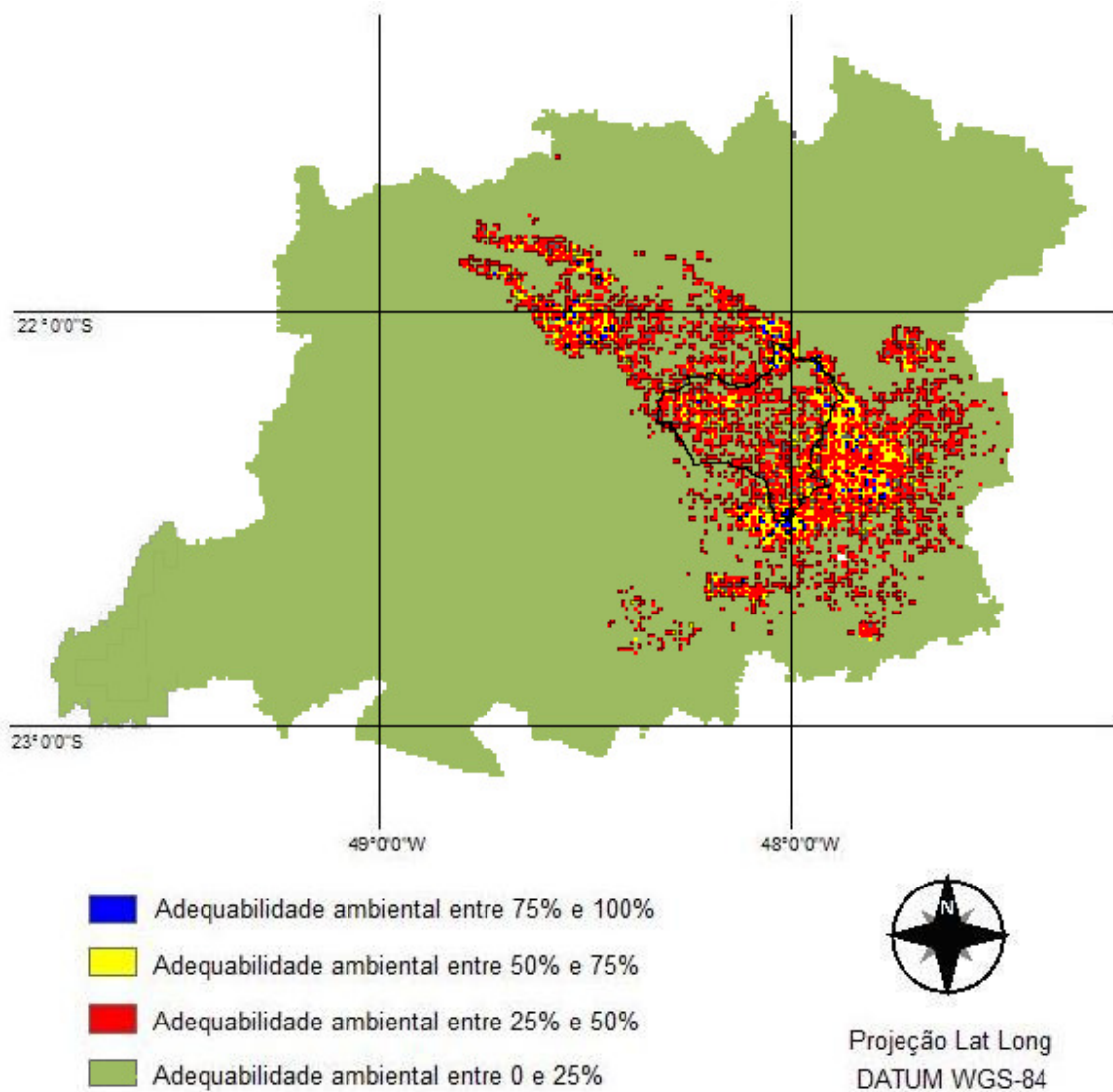


Figura 23. Mapa de áreas prioritárias para conservação da jaguatirica na região central do Estado de São Paulo. Delimitado o limite de município de Brotas.

4.5.3. Modelo para a espécie *Puma concolor*

A **tabela 4** mostra os 22 pontos que foram utilizados para modelagem da espécie *Puma concolor*. O modelo foi considerado estatisticamente diferente do acaso, pois apresentou valor de 0,0473 para a onça-parda, ou seja, acima de 1% no teste binomial (*P-value*). Foi considerando o limite de corte de 10% para os pontos de treino. A **figura 24** mostra o modelo médio de adequabilidade ambiental gerado pelo algoritmo MAXENT.

Tabela 4. Pontos de encontro georreferenciados da espécie *Puma concolor* utilizados para a geração dos modelos convertidos para o sistema latitude/longitude decimal / Datum WGS84.
Fonte: BIOTA/FAPESP (2010).

<i>Puma concolor</i>				
Ponto	Ano	Município	Longitude	Latitude
1	2003	Bauru	-48.967112	-22.31708
2	2003	Itirapina	-47.712156	-22.245282
3	2003	Itirapina	-47.699455	-22.286583
4	2002	Botucatu	-48.117075	-22.650389
5	2002	Jaú	-48.400386	-22.133679
6	2003	Agudos	-48.90041	-22.467083
7	2003	Lençóis Paulista	-48.817107	-22.750389
8	2002	Brotas	-48.017069	-22.100379
9	2002	Ribeirão Bonito	-48.133674	-22.050378
10	2003	Agudos	-48.917111	-22.500384
11	2003	Itirapina	-47.8369	-22.3086
12	2003	Ipeúna	-47.7657	-22.4138
13	2002	São Pedro	-47.983669	-22.500386
14	2003	Ipeúna	-47.784959	-22.418785
15	2001	Bocaina	-48.567093	-22.017076
16	2002	Anhembi	-48.183678	-22.650388
17	2002	Ribeirão Bonito	-48.200377	-22.117079
18	2003	Borebi	-48.88371	-22.81709
19	2002	Santa Maria da Serra	-48.050372	-22.500386
20	2003	Agudos	-49.017115	-22.600385
21	2002	Boa Esperança do Sul	-48.450388	-22.000376
22	1999	Brotas	-48.2333	-22.25

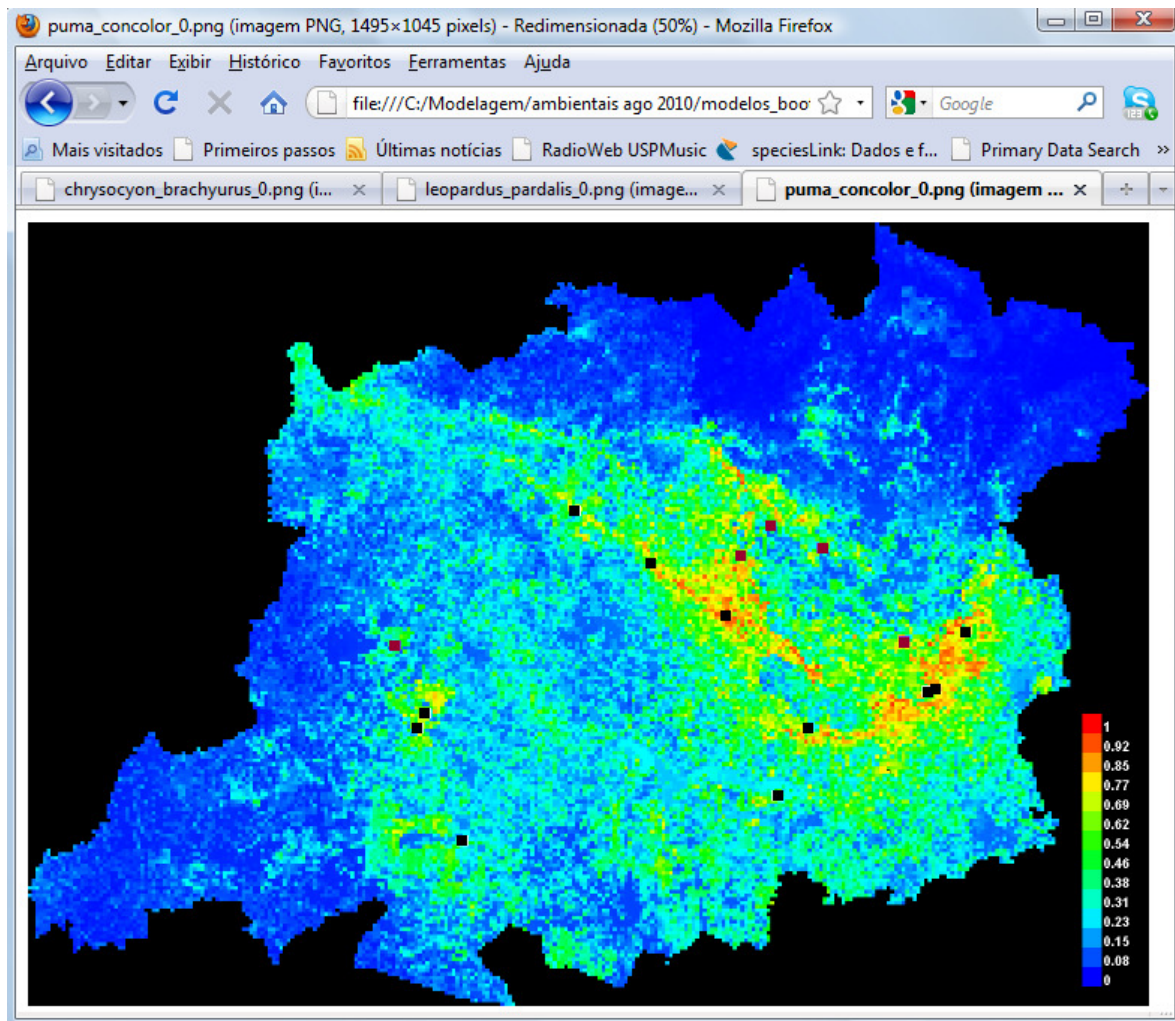


Figura 24. Mapa de adequabilidade ambiental (de 0 a 1) gerado para a espécie *Puma concolor*.

O **gráfico 5** mostra a curva ROC e a AUC para feito para validação do modelo da espécie *Puma concolor*. Como o MAXENT só trabalha com dados de presença (e background), este teste avaliou a capacidade do modelo distinguir os dados de presença do acaso (especificidade). A área em azul escuro corresponde a AUC das 100 réplicas e a linha vermelha mostra a AUC média. A AUC de 0.959 com desvio padrão de 0.016 mostra um resultado excelente de previsão do modelo (de 0,9 a 1,0).

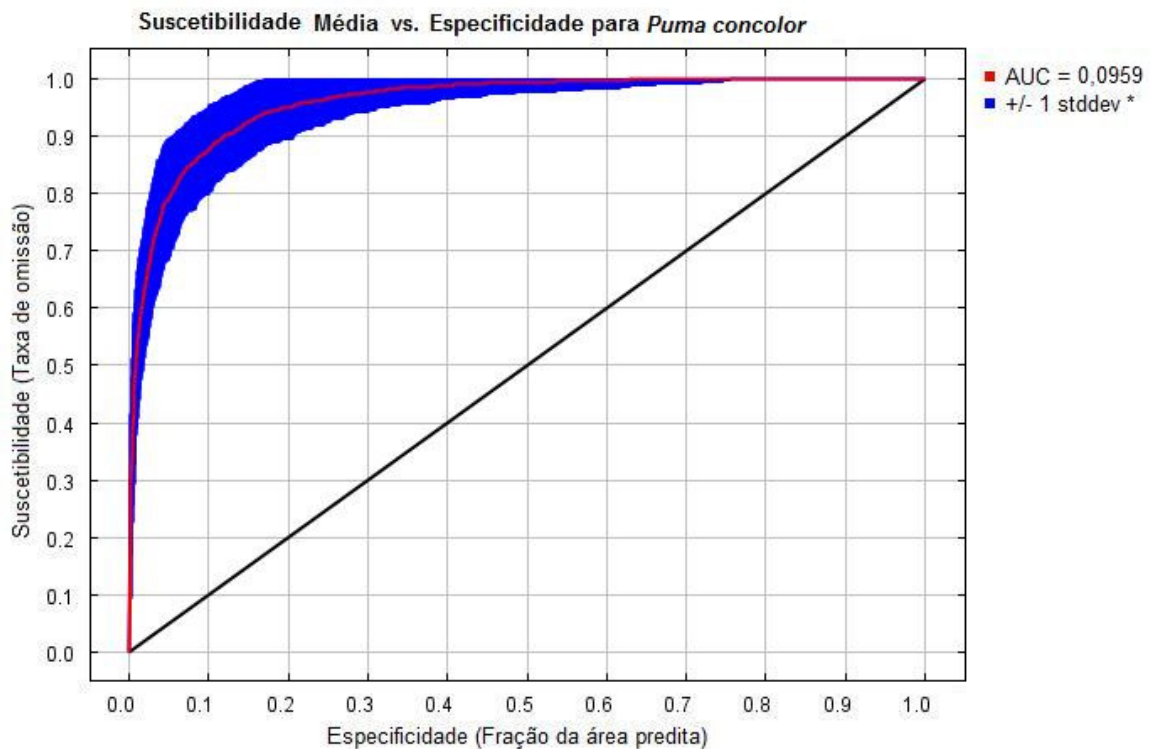


Gráfico 5. Gráfico da sensibilidade do modelo versus a especificidade dos resultados para a modelagem da espécie *Puma concolor*.

O **gráfico 6** mostra o teste *jackknife* da AUC para o modelo da espécie *Puma concolor*. As variáveis ambientais testadas foram: 1) variação média da temperatura do dia; 2) precipitação anual; 3) sazonalidade das chuvas; 4) precipitação mínima do mês mais seco; 5) precipitação máxima do mês mais chuvoso; 6) distância das áreas protegidas; 7) EVI de janeiro de 2002; 8) EVI de julho de 2002; 9) temperatura máxima do mês mais quente; 10) temperatura mínima do mês mais frio; 11) NDVI de janeiro de 2002; 12) NDVI de julho de 2002; 13) SRTM; 14) temperatura média anual; 15) oscilação da temperatura anual; e 16) sazonalidade da temperatura. A variável ambiental que mais contribuiu para a geração do modelo foi a temperatura sazonal (*t_sazonal*), seguida pela variação média da temperatura do dia (*2_range_dia*) e pelo índice de vegetação NDVI (*ndvi_jul2002*). O índice de vegetação EVI (*evi_jul2002*) e a distância de áreas protegidas e prioritárias (*dist_upi_3*) também mostraram grande influência sobre a geração do modelo da onça-parda. Como neste estudo utilizamos metadados obtidos durante pesquisas direcionadas a outros objetivos, possivelmente as coletas tenham sido direcionadas às proximidades de áreas protegidas, influenciando, portanto, o peso atribuído a este fator na distribuição da espécie.

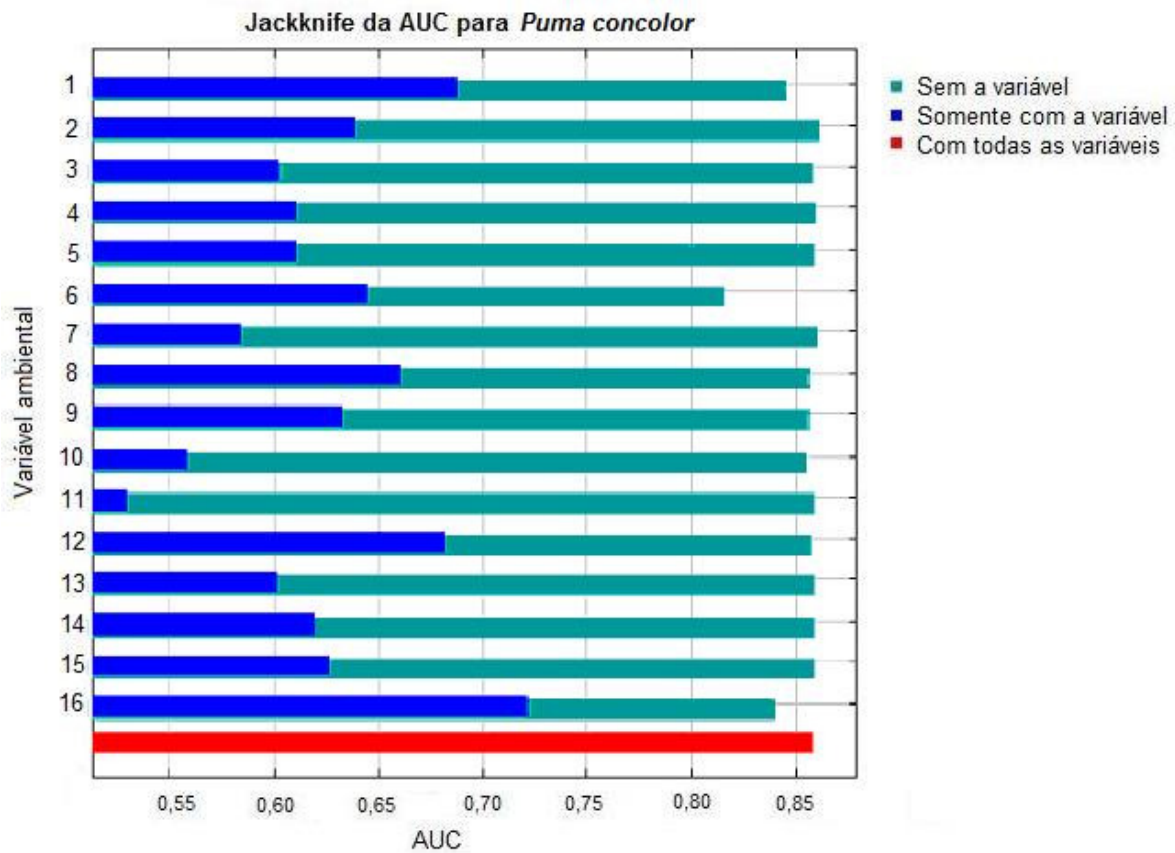


Gráfico 6. Teste *jackknife* da AUC para o modelo da espécie *Puma concolor*.

Foi assumido que quanto maior a adequabilidade mostrada pela modelagem, maior a prioridade da área para a conservação da espécie em questão: alta prioridade (de 0,75 a 1,0); média prioridade (de 0,50 a 0,75); baixa prioridade (de 0,25 a 0,50) e não prioritárias (de zero a 0,25). Dessa forma, foi estabelecido o mapa das áreas prioritárias para conservação da onça-parda (**Figura 25**) na região central do Estado de São Paulo.

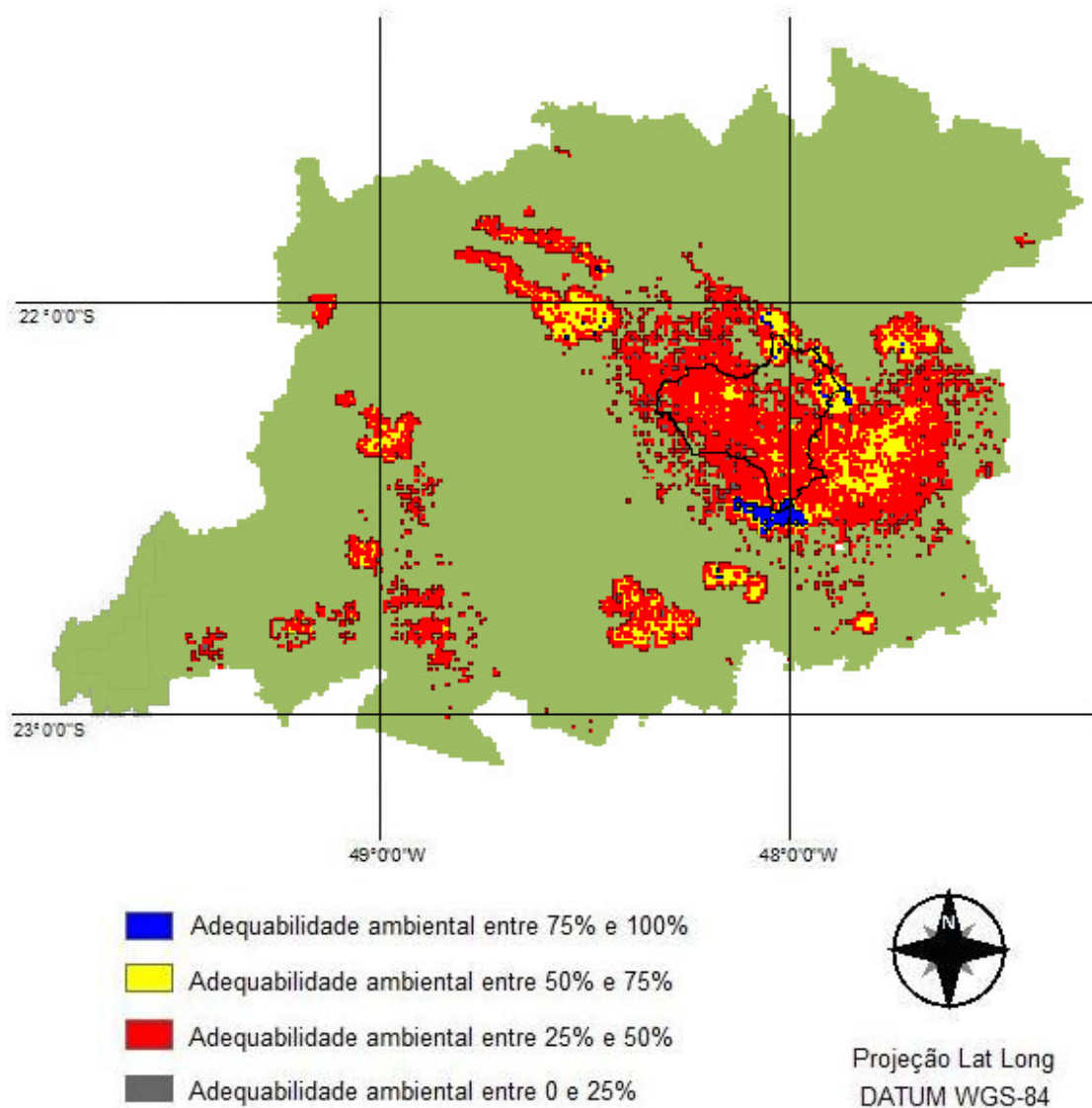


Figura 25. Mapa de áreas prioritárias para conservação da onça-parda na região central do Estado de São Paulo. Delimitado o limite de município de Brotas.

4.5.4. Áreas prioritárias para conservação de grandes mamíferos

Os modelos elaborados mostraram que o território de Brotas abrange áreas indicadas como altamente adequadas para as três espécies estudadas. Isso sugere que o município deve ser considerado importante para a conservação dessas espécies e que é preciso incorporar estratégias de manejo e conservação dessas espécies em suas políticas, planos e programas de desenvolvimento. Porém, vale ressaltar que as áreas indicadas por este estudo foram elaboradas

estritamente a partir dos pontos de presença registrados no Programa Biota-FAPESP, não excluindo a existência de possíveis outras áreas importantes para conservação das espécies em questão.

Quanto às características ambientais que afetaram os modelos de distribuição das espécies na região estudada, os resultados mostram a variação média da temperatura como a variável que mais contribuiu para o modelo médio de distribuição das espécies *Chrysocyon brachyurus* (29,2 %) e *Leopardus pardalis* (34,7) e a segunda que mais influenciou a espécie *Puma concolor* (17,4). A variável distância de áreas protegidas e indicadas para proteção integral ofereceu a maior contribuição para o modelo da espécie *Puma concolor* (26,5%), a segunda maior contribuição para o modelo da espécie *Leopardus pardalis* (20,7%) e uma contribuição relativa menor para a modelagem da espécie *Chrysocyon brachyurus* (9,6 %). A **tabela 5** mostra uma estimativa heurística das contribuições relativas das variáveis ambientais ao modelo gerado.

Tabela 5. Estimativa das contribuições relativas das variáveis ambientais aos modelos gerados. Destaque em negrito para as variáveis com maior influência sobre os modelos.

Variável	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Puma concolor</i>
	Contribuição da variável para o modelo (em %)		
NDVI 1 (janeiro de 2002)	3.2	8.9	1.7
NDVI 2 (julho de 2002)	10.5	2.9	11.3
EVI 1 (janeiro de 2002)	3.2	2.4	2.2
EVI 2 (julho de 2002)	4.1	3	4.3
Índice de elevação (SRTM)	2.3	0.8	2.6
Variação média da temp. do dia	29.2	34.7	17.4
Sazonalidade da temperatura	11.8	13	13.7
Temperatura mín. do mês + frio	5.1	3.6	2.2
Temperatura máx. do mês + quente	0.8	0.4	3.1
Temperatura média anual	1.5	0.5	1.8
Oscilação da temperatura anual	0.2	1.5	0.6
Precipitação do mês mais úmido	14.9	5.6	7.3
Precipitação do mês mais seco	1.3	0.5	1.4
Precipitação anual	1.6	1.4	4
Sazonalidade da precipitação	0.5	0.3	0.2
Distância de áreas protegidas e indicadas para proteção integral	9.6	20.7	26.5

As contribuições de cada variável para a geração do modelo devem ser interpretadas com cautela sempre que houver correlação entre as variáveis, pois o modelo considera mais adequado aquela que primeiro entrar no sistema. Vale ressaltar que numa escala pequena e em local com pouca variação de altitude, como é o caso, há pouca variação climática. Porém, a influência das variáveis climáticas para os modelos gerados foram significativas.

Visto que os levantamentos dos metadados não consideraram a área estudada como um todo, a influência de alguns fatores como distância de unidades de conservação e índices de vegetação pode ter sido influenciada por erros de amostragem. Por isso, essas técnicas não substituem as metodologias tradicionais e para uma maior precisão devem ser feitos levantamentos biológicos adequados e padronizados de coleta e amostragem. Além disso, os resultados apresentados também não consideram fatores históricos de ocupação, nem barreiras geográficas, nem interações com outras espécies.

4.6. CONCLUSÕES

1) Os pontos de encontro disponíveis no site Biota-FAPESP para as espécies em questão permitem a aplicação de técnicas de modelagem?

Para algumas espécies como: *Chrysocyon braquiurus*, *Leopardus pardalis* e *Puma concolor*, o Programa Biota/FAPESP atualmente já disponibiliza dados suficientes (em número e precisão) para a realização de estudos de distribuição espacial. Porém, os dados disponíveis estão concentrados nos municípios estudados e no período considerado, dificultando assim a aplicação desta técnica em outros períodos e em outras áreas no Estado de São Paulo/Brasil.

2) Se sim, qual a confiança que pode ser atribuída aos modelos gerados?

De acordo com a proposta de Metz (1986) para classificação dos valores de AUC, os três modelos gerados se mostraram excelentes (de 0,90 a 1,0) preditores para as espécies estudadas. Porém, mesmo assim esses modelos devem ser considerados com cautela devido às limitações metodológicas.

3) Esses modelos podem ser utilizados para indicar áreas prioritárias em escala regional?

Para o conjunto de dados testado, os modelos gerados indicam o município de Brotas como uma área ambientalmente adequada para as espécies estudadas. Isso sugere a necessidade de um planejamento municipal que aborde considerações sobre o manejo e a conservação dessas espécies. Dessa forma, a técnica utilizada nesse estudo mostrou-se adequada para indicar áreas prioritárias para a conservação.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A conservação da biodiversidade é um tema dito como prioritária em discursos políticos, porém sua consideração no planejamento ainda está longe de ser efetiva. Nos últimos anos ocorreram avanços técnico-científicos, como o progresso das técnicas de SIG e modelagem, os quais forneceram ferramentas capazes de atuar na integração dessa temática ao planejamento de uso e ocupação do solo, mas a incorporação dessas técnicas ao processo político continua precária.

Atualmente é metodologicamente possível definir áreas prioritárias para conservação em diversas escalas espaciais (global, nacional, estadual e municipal) e utilizá-las como base para as tomadas de decisão, integrando critérios estabelecidos em diferentes escalas espaciais no planejamento de uso e ocupação do solo. Dessa forma, áreas mais ou menos aptas para expansão urbana e/ou estratégias mais adequadas para manejo de espécies selvagens podem ser indicadas para essas áreas. Além disso, essas áreas podem subsidiar a escolha de alternativas locais para implantação de empreendimentos, podem indicar áreas para alocação de Reservas Legais e embasar com critérios técnico-científicos a elaboração e a melhoria da legislação.

No Estado de São Paulo, as áreas prioritárias para incremento da conectividade no Estado de São Paulo são consideradas pela Resolução Conjunta SMA-SAA nº 004 de 18 de setembro de 2008 como critérios para definir áreas mais ou menos aptas para expansão da cultura de cana-de-açúcar e para estabelecer formas de manejo para essas áreas. Entretanto, vale ressaltar que apesar das restrições colocadas para o uso de algumas áreas, da forma como o ZAA foi apresentado, a maior parte do Estado de São Paulo pode vir a se tornar monocultura canavieira. Isso pode acarretar em impactos adversos na disponibilidade de recursos naturais e na conservação da biodiversidade. Neste caso, uma AAE poderia considerar antecipadamente, por exemplo, alternativas de uso do espaço para outras culturas e para o ecoturismo.

As áreas prioritárias para incremento da conectividade no Estado de São Paulo também foram consideradas pela Resolução SMA 086 de 26 de novembro de 2009 para o cálculo de compensação ambiental de áreas objeto de autorização para supressão de vegetação nativa e pela Resolução SMA nº 15 de 13 de março de 2008 como critérios e parâmetros para concessão de autorização para supressão de vegetação nativa. Sendo assim, o órgão ambiental já exige uma compensação maior para supressão da vegetação em áreas prioritárias para conectividade, como é

o caso do município de Brotas. A Resolução SMA 86 também exige que se a área a ser suprimida estiver em municípios com menos de 5% de vegetação nativa, a compensação pela supressão de vegetação nativa deve ser feita no próprio município. Mas municípios com importância estratégica tanto para conectividade da paisagem como para conservação de grandes mamíferos, como Brotas, apesar de possuírem percentual de vegetação acima do limite de corte considerado na resolução (16%), deveriam evitar a supressão da vegetação nativa e incentivar a compensação dentro do próprio município, caso fosse autorizada.

No Brasil, atribui-se grande importância e responsabilidade ao Estudo de Impacto Ambiental (EIA), vinculado ao processo de licenciamento, mas esse instrumento não preenche importantes lacunas vindas das limitações dos estudos locais em prever impactos sobre a biodiversidade. O EIA, por exemplo, dificilmente permite uma avaliação eficaz de biodiversidade, limitando-se a levantamentos e divulgação de listas de espécies que sejam verificados pontos importantes como: a integridade ecológica da área objeto do estudo, sua importância para o entorno e/ou em uma escala mais ampla de paisagem. Essas deficiências poderiam ser minimizadas com a utilização de instrumentos de planejamento de uso e ocupação do solo como o Zoneamento Ambiental (ZA) e a Avaliação Ambiental Estratégica (AAE). Esses instrumentos são aplicados em escalas espaciais e temporais maiores, permitindo que diferentes alternativas locacionais e tecnológicas sejam consideradas antecipadamente, sem que recursos financeiros sejam desperdiçados em projetos de alto risco ambiental.

A AAE ainda não foi implementada no Brasil, porém a experiência internacional mostra que esse instrumento poderia inserir critérios de biodiversidade e garantir que considerações sobre esse tema fossem incluídas nas etapas básicas do planejamento de uso e ocupação do solo. Por se tratar de um processo mais amplo e contínuo, a AAE poderia atuar acompanhando e alimentando o planejamento com objetivos, princípios e indicadores relacionados ao tema biodiversidade como exemplifica a **Figura 26**.

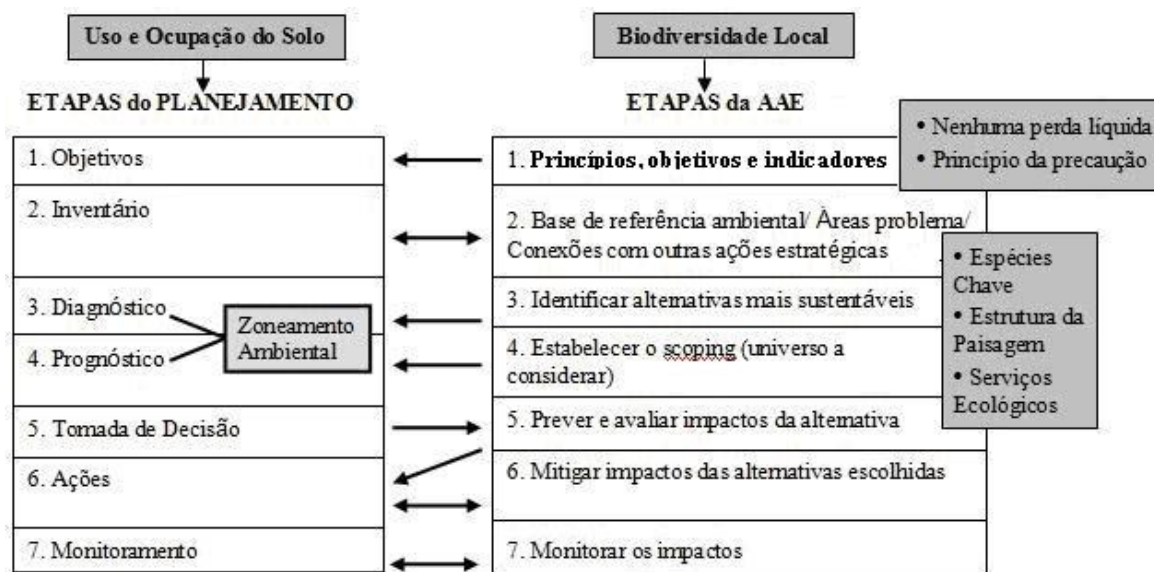


Figura 26. Proposta de integração da biodiversidade no planejamento espacial utilizando a AAE.

Considerando a dificuldade em se fazer levantamentos completos da biodiversidade, bem como das suas interações e processos chave, a modelagem de biodiversidade é um método alternativo metodologicamente e economicamente viável de ser aplicado no planejamento de uso e ocupação do solo, subsidiando assim a elaboração de AAEs, ZAs e EIAs. Essa técnica pode atuar ainda direcionando outras ferramentas de conservação como a alocação de Reservas Legais (RL), a elaboração de planos e ações de recuperação da biodiversidade e deve orientar os tomadores de decisão na escolha de alternativas de uso e ocupação menos prejudiciais e direcionando o estabelecimento de estratégias de manejo para essas espécies.

Apesar de no Brasil ainda ser escassa a disponibilização de bancos de dados de biodiversidade, no Estado de São Paulo o Programa de Pesquisas em Conservação Sustentável da Biodiversidade – Programa Biota/FAPESP – vem se destacando por estimular a estruturação e divulgação de listas de espécies em um banco de dados divulgado via internet. Mas são poucas as listas de espécies disponíveis e estas ainda possuem dados incompletos, com métodos de coleta não padronizados e informações de localização pouco precisas, prejudicando sua utilidade para estudos ecológicos.

Para que as técnicas de incorporação da biodiversidade sejam utilizadas no processo de planejamento integrando efetivamente a biodiversidade é preciso que haja investimentos em geração, estruturação, padronização e disponibilização de bancos de dados biológicos. Pois,

somente dessa forma, será possível realizar as avaliações e monitoramentos em diversas escalas temporais e espaciais, necessárias para indicar e prever os impactos das alterações de uso e ocupação do solo sobre a diversidade biológica.

As técnicas apontadas neste estudo poderiam atuar como um primeiro diagnóstico, sendo úteis quando os recursos e prazos são limitados. Dessa forma, os mapas gerados neste trabalho oferecem subsídio para a inclusão do tema biodiversidade no processo de planejamento de uso e ocupação do solo em Brotas, indicando áreas para implantação de reservas legais (RLs), reserva particulares de patrimônio natural (RPPNs) e para implantação de corredores ecológicos. A metodologia aplicada poderia ser considerada em outros municípios e regiões do país, permitindo que áreas importantes e potencialmente ricas em espécies que ainda não são protegidas por lei sejam conservadas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BALFORS, B.; MÖRTBERG, U.; GONTIER, M.; BROKING, P. Impacts of Region-Wide Urban Development on Biodiversity in Strategic Environmental Assessment. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 7, n. 2 pp. 229–246, 2005.

BEAZLEY, K. & CARDINAL, N. A systematic approach for selecting focal species for conservation in the forests of Nova Scotia and Maine. **Environmental Conservation**, Foundation for Environmental Conservation, n. 31, v. 2, p. 91–101, 2004.

a. BIOTA/FAPESP. Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação e Uso Sustentável, da Biodiversidade do Estado de São Paulo, 2006. **Workshop Áreas Continentais Prioritárias para Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo: Relatório de Atividades - Grupo de Mamíferos**. Disponível em: <http://www.biota.org.br/info/wap2006/ReltorioMamiferos.pdf> . Acesso em 30 ago 2010.

b. BIOTA/FAPESP. **Diretrizes para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo: Mamíferos**. Relatório disponível em: <http://www.biota.org.br/info/wap2006/Mamiferos.pdf> . Acesso em 30 ago 2010.

c. BIOTA/FAPESP. **Mapa das áreas prioritárias para incremento da conectividade do estado de São Paulo**. Disponível em: <http://homologa.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/zoneamento.asp>. Acesso em 15 set 2009.

BIOTA/FAPESP, 2010. **Sistema de informação do programa BIOTA/FAPESP – SINBIOTA**. Disponível em: <http://smlink.cria.org.br>. Acesso em 05 jun 2010.

BRASIL. **Resolução CONAMA 1/86 de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre procedimentos relativos ao Estudo de Impacto Ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 de fevereiro de 1986. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/federal/resolucoes/1986_Res_CONAMA_1_86.pdf. Acesso em 16 set 2009.

BRASIL. **Lei n° 6.938 de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 02 de setembro de 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L6938org.htm> . Acesso em 16 set 2009.

- a. BRASIL. *Avaliação Ambiental Estratégica* - Brasília: MMA/SQA, 2002. 92p.
- b. BRASIL. **Decreto nº 4.297 de 10 de julho de 2002.** *Regulamenta o art. 9º, inciso II, da Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981, estabelecendo critérios para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil – ZEE, e dá outras providências.* D.O.U. de 11 jun 2002.
- c. BRASIL. **Decreto Nº 4.339, de 22 de agosto de 2002.** *Institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade.* D.O.U. de 23 ago 2002.

BRASIL **Lei 9.985 de 18 de julho de 2000.** *Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.* D.O.U. de 19 jul 2000.

BRASIL. Secretaria de Planejamento e Investimentos Estratégicos e Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **Estudo da dimensão territorial do PPA.** Brasília: SPI/MP, 2006. 170 pp.

BRASIL. **Portaria MMA n.º 09 de 23 de janeiro de 2007.** *Reconhece como áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira as áreas que menciona.* D. O. U. 24 jan 2007.

BRASIL. **Resolução SMA n.º 86 de 26 de novembro de 2009.** Dispõe sobre os critérios e parâmetros para compensação ambiental de áreas objeto de pedido de autorização para supressão de vegetação nativa em áreas rurais no Estado de São Paulo. D. O. U. 24 jan 2007. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/resolucoes.asp> . Acesso em: 15 fev 2011.

BRASIL. **Resolução SMA n.º 15 de 13 de março de 2008.** Dispõe sobre os critérios e parâmetros para concessão de autorização para supressão de vegetação nativa considerando as áreas prioritárias para incremento da conectividade. D. O. E. 14 mar 2008. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/resolucoes.asp> . Acesso em: 15 fev 2011.

BRASIL. **Resolução Conjunta SMA-SAA n.º 4 de 18 de setembro de 2008.** Dispõe sobre o Zoneamento Agroambiental para o setor sucroalcooleiro no Estado de São Paulo. D. O. E. 20 set 2008. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/resolucoes.asp> . Acesso em: 15 fev 2011.

a. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente: Diretrizes para a Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) nas decisões do governo federal (Versão de 23 de setembro de 2010): Documento preliminar para consulta pública. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/ascom/ultimas/index.cfm?id=6179> . Acesso em: 02 out 2010.

b. BRASIL. Tipos de Zoneamento. Departamento de Zoneamento Territorial /SEDR/MMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=28&idConteudo=8222&idMenu=8783>. Acesso em: 13 set 2010.

BROTAS. Lei Complementar Municipal n.º 0012/2006 de 22 de novembro de 2006. Institui o Plano Diretor do Município de Brotas e dá outras providências. Disponível em: http://www.brotas.sp.gov.br/view_leis.php?categoria=Plano%20Diretor%20de%20Brotas . Acesso em 10 jan 2011.

BROTAS, 2008. **Aspectos Geofísicos.** Disponível em: http://www.brotas.sp.gov.br/page.php?p=aspectos_geofisicos.php . Acesso em 15 set 2009.

CANTER L. W. 2006. The influence of incomplete or unavailable information on environmental impact assessment in the USA. **Environmental Impact Assessment Review**. v. 26, n. 5, p. 448-467. 2006.

CBBIA. Capacity Building for Biodiversity in Impact Assessment. **Strategic Environmental Assessment and Biodiversity: Guidance**. CBBIA, nov 2004. Disponível em: <http://people.exeter.ac.uk/rwfm201/cbbia/downloads/sea/CBBIA-SEA-biodiversity-guidance.pdf> . Acesso em 10 jan 2010.

a. CASO, A., LOPEZ-GONZALEZ, C., PAYAN, E., EIZIRIK, E., DE OLIVEIRA, T., LEITE-PITMAN, R., KELLY, M. & VALDERRAMA, C. *Leopardus pardalis*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. 2008. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acesso em 18 jun 2010.

b. CASO, A., LOPEZ-GONZALEZ, C., PAYAN, E., EIZIRIK, E., DE OLIVEIRA, T., LEITE-PITMAN, R., KELLY, M., VALDERRAMA, C. & LUCHERINI, M. *Puma concolor*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. 2008. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acesso em 18 jun 2010.

- a. CBD. Convention of Biological Diversity. **COP 6 Decision VI/7 Identification, monitoring, indicators and assessments.** 2002. Disponível em: <http://www.cbd.int/decisions/?m=COP-06&id=7181&lg=0>. Acesso em 25 jun 2008.
- b. CBD. Convention of Biological Diversity. **COP 6 Decision VI/26 Strategic Plan for the Convention on Biological Diversity.** 2002. Disponível em: <http://www.cbd.int/decisions/?dec=VI/26> . Acesso em 25 jun 2008.
- a. CBD. Convention of Biological Diversity. **Biodiversity-Inclusive Impact Assessment. Information document in support of the CBD Guidelines on Biodiversity in EIA and SEA.** Biodiversity in impact assessment: information document; version 5, jul 2005. Disponível em: <http://www.cbd.int/doc/reviews/impact/information-guidelines.pdf> . Acesso em 12 abr 2010.
- b. CBD. Convention of Biological Diversity. **Refined guidelines on biodiversity considerations in EIA and SEA (Part 2: SEA) prepared in response to decision VI/7-A, para 3 DRAFT for REVIEW.** Version 7, jul 2005. Disponível em: <http://www.cbd.int/doc/reviews/impact/SEA-guidelines.pdf> . Acesso em 12 nov 2009.
- CBD. Convention of Biological Diversity. Article 2. Use of Terms. 2008. Disponível em: <http://www.biodiv.org/convention/articles.asp> . Acesso em 22 jun 2009.
- CHAKER, A.; EL-FADL, K.; CHAMAS, L.; HATJIAN, B. A review of strategic environmental assessment in 12 selected countries. **Environmental Impact Assessment Review** n. 26 pp. 15–56. 2006.
- CI. Conservation International. **Wilderness: Earth's Last Wild Places.** 2003. Disponível em: <http://www.conservation.org/documentaries/Pages/wilderness.aspx> . Acesso em 03 dez 2010.
- COSTA, L. P., LEITE, Y. L. R., MENDES, S. L. E DITCHFIELDS, A. D. **Conservação de Mamíferos no Brasil.** In: MEGADIVERSIDADE: Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil. v. 1, n 1, p 103-112. 2005.
- CRAWSHAW, P. G. & QUIGLEY, H. B. A ecologia do jaguar ou onça-pintada no pantanal. **Estudos Bioecológicos do Pantanal, relatório final – parte 1.** Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), 1995. 112p.

DALAL-CLAYTON, B.; SADLER, B. **Strategic environmental assessment: a sourcebook and reference guide to international experience.** London: Earthscan, 2005. 383 p.

DIETZ, J. M. Ecology and social organization of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). **Smithsonian Contributions to Zoology**, v. 392, p. 1-51. 1984.

DOTTA, G. & VERDADE, L. M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotropica**, v.7, n. 2., p. 287-292. 2007.

EOSDIS - EARTH OBSERVING SYSTEM DATA AND INFORMATION SYSTEM. 2009. Earth Observing System ClearingHouse (ECHO) / Warehouse Inventory Search Tool (WIST) Version 10.X [online application]. Greenbelt, MD: EOSDIS, Goddard Space Flight Center (GSFC) National Aeronautics and Space Administration (NASA). URL: <https://wist.echo.nasa.gov/api/> . Acesso em 18 jun 2010.

EGLER, P. C. G. **Perspectivas de uso no Brasil do processo de Avaliação Ambiental Estratégica.** Parcerias Estratégicas, Brasília, n. 11, jun 2001.

FERNANDEZ, F. Aprendendo a lição do Chaco Canyon: do “desenvolvimento sustentável” a uma vida sustentável. **Instituto Ethos.** 2005. Disponível em: <http://www.spvs.org.br/download/reflexao15.pdf> . Acesso em 14 nov 2008.

GUISAN, A. E ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, v. 135, p. 147–186. 2000.

GONTIER, M.; BALFORS, B. e MORTBERG, U. **Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction.** Environmental Management and Assessment Research Group, Department of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology, SE-100 44 Stockholm, Sweden. 2006.

GONTIER, M., Scale issues in the assessment of ecological impacts using a GIS-based habitat model – A case study for the Stockholm region. **Environmental Impact Assessment Review**, n. 27. p. 440–459. 2007.

- GONTIER, M., MÖRTBERG, U., BALFORS, B. Comparing GIS-based habitat models for applications in EIA and SEA. **Environmental Impact Assessment Review**. n. 30, p. 8–18. 2010.
- GORDON, A., SIMONDSO, D., WHITE, M., MOILANEN, A., BEKESYA, S. A. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. **Landscape and Urban Planning**, vol. 91, n. 04, p. 183–194. 2009.
- GUIMARÃES, R. P. A ética da sustentabilidade e a formulação de políticas de desenvolvimento. In: Viana, G., Silva, M. e Diniz, N. (Orgs). **O Desafio da Sustentabilidade: Um debate socioambiental no Brasil**. São Paulo, Ed. Fundação Perseu Abramo. 2001. p. 43-71.
- HIJMANS, R.J., S.E. CAMERON, J.L. PARRA, P.G. JONES AND A. JARVIS. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**. v. 25, p. 1965-1978. 2005.
- HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**. v. 22, p. 415-427. 1957.
- IAIA. International Association for Impact Assessment. **Biodiversity in Impact Assessment: Best practice principles for biodiversity and impact assessment**. Special Publication Series n. 3, jul 2005.
- IAIA. International Association for Impact Assessment. **C4: SEA in spatial planning** - <http://www.iaia.org/modx/index.php?id=51> - Acesso em 11 nov 2008.
- IAIA. International Association for Impact Assessment. **Discussion streams and topic-related sessions: SEA legislation and policy**. Disponível em: <http://www.iaia.org/modx/index.php?id=30> . Acesso em 15 mai 2009.
- IF. Instituto Florestal/Governo do Estado de São Paulo. **Sistema de Informações Florestais do Estado de São Paulo: Mapas Florestais do Estado de São Paulo em PDF**. 2010. Disponível em: <http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/mapasmunicipais.html> . Acesso em 30 jul 2010.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. **IUCN Redlist**. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/news/iucn-red-list-site-made-easy-guide> . Acesso em 05 out 2009.

JARVIS, A., H. I. REUTER, A. NELSON, E. GUEVARA. Hole-filled SRTM for the globe Version 4, 2008. Available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Disponível em: <http://srtm.csi.cgiar.org>. Acesso em 15 jul 2010.

KINDBERG, J.; ERICSSON, G.& SWENSON, J. E. Monitoring rare or elusive large mammals using effort-corrected voluntary observers. **Biological Conservation**, n. 142, p. 159-165. 2009.

KJORVEN, O E LINDHJEM, H. **Strategic Environmental Assessment in World Bank Operations: Experience to Date—Future Potential**. World Bank Group, 2002. Disponível em: http://www.environment-integration.org/Download/D121_StrategicEnvironmentAnalysis/SEAINWBOperationsExperienceToDateFuturePotential2002.pdf . Acesso em 14 mai 2009.

LEWINSOHN, T.M.; PRADO, P.I. Síntese do conhecimento atual da biodiversidade brasileira. In: Lewinsohn, T.M. (org.) **Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira**. Brasília: MMA. v.1, cap. 1, 2006. 520 p.

LEWINSOHN, T.M.; PRADO, P.I. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. São Paulo: Ed. Contexto, 2008. ISBN: 9788572442305. 2.a ed., 176 p.

MARGULES, C.R., PRESSEY, R.L. **Systematic conservation planning**. Nature v. 405, p. 243–253. 2000.

MITTERMEIER, R. A., ROBLES GIL, P., MITTERMEIER, C. G. **Megadiversity: earth's biologically wealthiest nations**. Cidade do México: CEMEX, Conservation International e Agrupación Sierra Madre. 1997.

METZ, C. E. ROC methodology in radiologic imaging. **Investigative Radiology**, v. 21, p. 720-733. 1986.

- METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza e Conservação**. v. 4, n.2 p. 11-23. 2006.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003. **Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment**. Disponível em: <http://www.millenniumassessment.org/en/products.ehwb.aspx> . Acesso em 05 mar 2009.
- MYERS, N.; RUSSELL A. MITTERMEIER, R. A, MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B & KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. *Nature*, v. 403, p. 853-858. 2000.
- MÖRTBERG, U.; BALFORS, B., KNOL W.C. Landscape Ecological Assessment: A Tool for Integrating Biodiversity Issues in Strategic Environmental Assessment and Planning. **Journal of Environmental Management**, n. 82, 457–470 p. 2007.
- OECD, **OECD DAC Guidelines and Reference Series: Applying Strategic Environmental Assessment Good Practice Guidance for Development Cooperation**. 2006. 164 pp.
- OLIVEIRA, I. S. D. **A contribuição do Zoneamento Ecológico-Econômico na avaliação de impacto ambiental: bases e propostas metodológicas**. 2004. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos.
- PADOA-SCHIOPPA, E.; BAIETTO, M; MASSA, R.; BOTTONI, L. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. **Ecological Indicators**, v. 6, p. 83–93. 2006.
- PARTIDÁRIO, M. R. Perspectivas futuras: a emergência da avaliação ambiental estratégica. **In: Avaliação de impacto ambiental**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1998. p. 69-82. (Documentos Ambientais).
- PARTIDÁRIO, M. R. Strategic Environmental Assessment - principles and potential, cap 4, in Petts, Judith (Ed.), **Handbook on Environmental Impact Assessment**, Blackwell, London, p. 60-73. 1999.
- PARDINI, R., DITT, E. H., CULLEN JR., E., BASSI, C., RUDRAN, R. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: Cullen Jr., L., Rudran, R. & Valladares-

Padua, C. (Orgs). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba, Ed. Universidade Federal do Paraná, 2006. p.181-201.

PARTIDÁRIO, M.R. Elements of an SEA framework – improving the added-value of SEA. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 20, p. 647-663. 2000.

PEARSON, R.G. 2007. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Available at <http://ncep.amnh.org>. Disponível em: http://biodiversityinformatics.amnh.org/files/SpeciesDistModelingSYN_1-16-08.pdf . 05 mar 2010.

PEARSON, R. G., RAXWORTHY, C. J., NAKAMURA, M. E PETERSON, A. T. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**. v. 34, p 102–117. 2007.

PETERSON, A. T., PAPES, M., SOBERÓN, J. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. **Ecological Modelling**, v. 213, p. 63–72. 2008.

PHILLIPS, S. J.; DUDIK, M.; SCHAPIRED, R. E. 2004. **A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling**. Proceedings of the twenty-first international conference on machine learning. Banff, Alberta: ACM Press; 2004. p. 83. <http://doi.acm.org/10.1145/1015330.1015412>.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRED, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231–259. 2006.

PIRES, J. S. R. 2001. **Diretrizes conceituais e metodológicas sobre a incorporação do tema Biodiversidade para o ZEE Brasil**. Texto produzido para o Programa Zoneamento Ecológico-Econômico, Documento: Diretrizes Metodológicas para o ZEE, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de políticas para o Desenvolvimento Sustentável – SDS, Brasília, 2001 – CD-ROM.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BROTAS, 2007. **Zoneamento Ambiental do município de Brotas (SP): subsídios ao planejamento ambiental - relatório final**. Brotas: Prefeitura Municipal de Brotas, 2007. 35 p.

- PRIMACK, R. B. & RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta. 8.a ed., 2001. 328 p.
- RANIERI, V. E. L. **Reservas Legais: critérios para localização e aspectos de gestão**. 2004. 149 p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- RANIERI, V. E. L. ; MONTAÑO, M. ; FONTES, A. T. ; OLIVEIRA, I. S. D.; SOUZA, M. P. **O zoneamento ambiental como instrumento de política e gestão ambiental**. In: Evaldo Luiz Gaeta Espíndola; Edson Wendland. (Org.). PPG-SEA: Trajetórias e perspectivas de um curso multidisciplinar. São Carlos: Rima, 2005, v. 4, p. 109-136.
- RODDEN, M., RODRIGUES, F. & BESTELMEYER, S. **Maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*)**. In: Sillero-Zubiri, C., M. Hoffmann e D.W. Macdonald (eds). Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Canid Specialist Group. Gland, Switzerland. 2004.
- RODDEN, M., RODRIGUES, F. & BESTELMEYER, S. *Chrysocyon brachyurus*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acesso em 18 jul 2010.
- ROSS, J. L. S. *Ecogeografia do Brasil* – subsídios para planejamento ambiental. São Paulo: Ed. Oficina de Textos, 2006.
- SANCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de textos 2.a ed., 2006. 495 pp.
- SANTOS, R. F. 2004. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 184 pp.
- SEA DIRECTIVE. **DIRECTIVE 2001/42/EC of the European Parliament and the Council on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment**. Disponível em: http://www.unece.org/env/eia/sea_directive/contents.htm . Acesso em: 14 de mai de 2009.
- SILVA, J. S. V. & SANTOS, R. F. Zoneamento para planejamento ambiental: vantagens e restrições de métodos e técnicas. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**. Brasília, v. 21, n. 2, p. 221-261, mai/ago 2004.

SILVEIRA, L. F.; Beisiegel, B. de M.; Curcio, F. F.; Valdujo, P. H.; Dixo, M.; Verdade, V. K.; Mattox, G. M. T.; Cunningham, P. T. M. **Para que servem os inventários de fauna?** Estudos Avançados, São Paulo, v. 23, n. 68, 2010. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142010000100015&lng=pt&nrm=iso . Acesso em 11 mai 2010.

SINBIOTA. **Instituto Virtual da Biodiversidade - Biota/FAPESP**. Disponível em: <http://sinbiota.cria.org.br/> . Acesso em 26 mai 2009.

SMA-SP. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Lista de animais ameaçados de extinção em São Paulo**. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/fauna.php> . Acesso em: 26 nov. 2009.

SÃO PAULO (ESTADO). **Resolução Conjunta SMA-SAA nº 004 de 18 de setembro de 2008**. *Dispõe sobre o Zoneamento Agroambiental para o setor sucroalcooleiro no Estado de São Paulo*. D. O. U. de 20 set 2008.

SÃO PAULO (ESTADO). **Resolução SMA-086 de 26 de novembro de 2009**. *Dispõe sobre os critérios e parâmetros para compensação ambiental de áreas objeto de pedido de autorização para supressão de vegetação nativa em áreas rurais no Estado de São Paulo*. D. O. U. de 27 nov 2009.

SLOOTWEG, R. & KOLHOFF, A. A generic approach to integrate biodiversity considerations in screening and scoping for EIA. **Environmental Impact Assessment Review**, n. 23, p. 657–681. 2003.

SLOOTWEG, R.; KOLHOFF, A.; VERHEEM, R.; HÖFT, R. **Biodiversity in EIA and SEA. Background document to CBD decision VIII/28: Voluntary Guidelines on Biodiversity-Inclusive Impact Assessment**. Netherlands Commission for Environment Assessment, 2006. ISBN-10: 9042118113 / ISBN-13: 9789042118119.

SOUZA, M. P. **A base de referência e a avaliação de impacto ambiental**. In: Anais do 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. Campo Grande, Brasil, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p.749-756. 2006.

TABARELLI, M., GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **In: Megadiversidade:**

Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil. v. 1, n 1, p. 181-188. 2005.

THERIVEL, R. & PARTIDÁRIO, M. R. **The practice of strategic environmental assessment.** London: Earthscan Publications. 1996.

THERIVEL, R. **Strategic Environmental Assessment in Action.** London: Earthscan Publications. 2004.

TOWNSEND, C. R., Begon, M., Harper, J. L. **Fundamentos em Ecologia** (2ª edição). Porto Alegre: Artmed, 2006. 592 p.

TREWEEK J. **Ecological impact assessment.** Oxford: Blackwell, 2a ed. 1999. 351 p.

TREWEEK, J.; THERIVEL, R.; THOMPSON, S.; SLATER, M. **Principles for the use of strategic environmental assessment as a tool for promoting the conservation and sustainable use of biodiversity.** Journal of Environmental Assessment Policy and Management, v. 7, n. 2, p. 173–199. 2005.

UEZU, A. Uso do sistema de informações geográficas em Biologia da Conservação. In: Cullen Jr., L., Rudran, R. & Valladares-Padua, C. (Orgs). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba, Ed. Universidade Federal do Paraná, 2006. p. 481-497.

UNCED. United Nations Conference on the Environment and Development. **The UN convention on biological diversity** (Rio, UNCED) – Agenda 21, Cap. 35. 1992.

UNDP. United Nations Development Programme. **Biodiversity Planning Support Programme (BPSP) Integrating Biodiversity into the Tourism Sector: A Guide to Best Practice.** Disponível em: <http://www.unep.org/bpsp/HTML%20Files/TS-Tourism.html> . Acesso em 10 de mar de 2009.

UNECE. United Nations Economic Commission for Europe. **Protocol on Strategic Environmental Assessment to the Convention on Environmental Impact Assessment in a Transboundary Context (SEA protocol - Kiev, 2003).** Disponível em: http://www.unece.org/env/eia/sea_protocol.htm . Acesso em: 14 de mai de 2009.

UNECE. United Nations Economic Commission for Europe. **History of the Convention and its Protocol**. Disponível em: <http://www.unece.org/env/eia/about/history.htm> . Acesso em 14 mai 2009.

UNEP. United Nations Environment Programme. **Global Environmental Outlook 1 (GEO-1)**. 1997. Disponível em: <http://www.grida.no/geo1> . Acesso em 01 jun 2008.

UNEP. United Nations Environment Programme. Disponível em: <http://www.unep.org/themes/assessment/> . Acesso em 14 mai 2009.

WCED. World Commission for the Environment and Development. **Our Common Future: Report for the World Commission on Environment and Development**. New York, 1987. Disponível em: <http://www.un-documents.net/ocf-02.htm#I> . Acesso em 30 ago 2010.

WESTERN, D. 1992. **The biodiversity crisis: a challenge for biology**. Oikos, 1992. v. 63, p. 29–38.

WORLD BANK. Strategic Environmental Assessment (SEA). Disponível em: <http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/TOPICS/ENVIRONMENT/0,,contentMDK:20885949~menuPK:549265~pagePK:148956~piPK:216618~theSitePK:244381,00.html> . Acesso em 14 mai 2009.