**Análise da paisagem no entorno de três unidades de
conservação: subsídios para a criação da zona de
amortecimento**

Leandro Reverberi Tambosi

São Paulo

2008

Leandro Reverberi Tambosi

Análise da paisagem no entorno de três unidades de
conservação: subsídios para a criação da zona de
amortecimento

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo,
para a obtenção de Título de Mestre em
Ciências, na área de Ecologia de
Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Orientadora: Profa. Dra. Vânia Regina
Pivello

São Paulo

2008

Ficha catalográfica

Tambosi, Leandro Reverberi

Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação da zona de amortecimento

Número de páginas: 86

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. 2008.

1. zona de amortecimento; 2. ecologia da paisagem; 3. planejamento ambiental; 4. conservação biológica; 5. SIG; 6. modelagem ecológica

Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Profª. Dra. Vânia Regina Pivello
Orientadora

Agradecimentos

À Vânia Pivello pela orientação, dedicação, paciência e amizade.

À minha família por todo carinho, especialmente aos meus pais, Milton e Sônia, e ao meu irmão, Thiago, grandes responsáveis por eu ter chegado até aqui.

À Mari, também responsável por eu ter concluído esta etapa, mas principalmente pela companhia muito especial em todos os momentos e pelas inúmeras revisões do texto.

Ao Alê Igari pela ajuda e parceria durante todo o trabalho e, principalmente, pela amizade.

Ao Miltinho e à Érica pela amizade, pelas contribuições, discussões valiosas e pelo alto astral.

Ao diretor do Parque Estadual de Vassununga, Héverton Ribeiro, e a todos os funcionários do PEV pelo apoio durante o trabalho de campo.

Aos funcionários do Instituto Florestal e Fundação Florestal, especialmente ao Marco Nalon, Maurício Ranzini, Rui Pfeifer e Angélica Sugieda.

Ao Dr. Jean Paul Metzger por todas as oportunidades desde a graduação.

Aos funcionários do Instituto de Biociências da USP.

Ao Gerardo, Ana Maria, Willian e Miltinho, meus amigos-professores de SIG.

Aos meus amigos de graduação, praia e Sampa, Thi, Aoki, Alê, Carol, Dan, Maris, Cris, Endrigo, Marinas, Kiki, Pietro, Vart, Brunos, Rogério, Ernesto, Guil, Jô, Júlio, Tiagão. Um especial para a Jubis pelos bons momentos, pela companhia e incentivo para encarar esse desafio e por ter me ajudado nos momentos difíceis.

A todos os meus amigos de Lab e departamento, Beth, Gió, Talita, Carol, Rafa, Kiwi, Paula, Thaís, Roberta, D2, Marcão, Paki, Danis, Flávia, Fabi, Sandra, Jú, Mari.

A todos que, por lapsos de memória e desatenção, não estão na lista.

Ao CNPQ, Neotropical Grassland Conservancy e coordenadores do plano de manejo do PEV, pelo apoio financeiro.

Índice

Resumo	6
Abstract	7
Introdução	8
Área de estudo.....	16
Métodos	18
Mapeamento de uso e cobertura das terras	18
Mapeamento das fontes potenciais de impactos ambientais.....	21
Mapeamento das áreas de preservação permanente dos recursos hídricos.....	21
Elaboração dos mapas para análise da composição e estrutura da paisagem	23
Análise da conectividade funcional dos fragmentos de vegetação arbórea.....	25
Modelos de estimativa de riqueza de espécies de aves e probabilidade de ocorrência de espécies focais para os fragmentos de vegetação arbórea.....	26
Resultados	31
Uso e cobertura das terras	31
Impactos ambientais identificados na área de estudo	38
Remanescentes de vegetação natural – Paisagem atual X APPs restaurada	41
Análise da conectividade funcional dos fragmentos de vegetação natural arbórea 	45
Modelos de estimativa de riqueza de espécies de aves e probabilidade de ocorrência de espécies focais para os fragmentos de vegetação arbórea.....	50
Discussão	57
Anexo 1	69
Referências Bibliográficas	74

Resumo

As Unidades de Conservação (UCs) foram criadas para proteger e manter os remanescentes de ecossistemas naturais a fim de reduzir a perda da biodiversidade e garantir sua manutenção em longo prazo. Atualmente, muitas UCs se encontram na forma de pequenos fragmentos isolados e sob forte pressão antrópica, exigindo um manejo na forma de uma rede de fragmentos, visando reduzir as pressões das atividades do entorno. O presente trabalho teve como objetivo gerar subsídios para a criação de uma zona de amortecimento (ZA) comum para o Parque Estadual de Vassununga e para a Estação Ecológica de Jataí, visando reduzir as pressões antrópicas sobre as UCs e facilitar o fluxo biológico entre os fragmentos. Foi realizado o mapeamento da paisagem para identificar as principais formas de uso, as fontes de impactos ambientais e verificar o cumprimento da legislação de áreas de preservação permanente. Foram utilizadas métricas de paisagens para analisar a configuração espacial dos remanescentes de vegetação arbórea e selecionar fragmentos importantes para a facilitação do fluxo biológico. Foram utilizados modelos de previsão de riqueza e probabilidade de ocorrência de espécies-alvo de aves para selecionar áreas potencialmente importantes para a manutenção da biodiversidade. A paisagem da área de estudo apresenta menos de 30% de remanescentes de vegetação natural, distribuídos em pequenos fragmentos, imersos em uma matriz de cana-de-açúcar e eucalipto. O desrespeito à legislação e numerosas fontes de impacto ambiental contribuem para aumentar a pressão sobre os recursos naturais. O incremento da conectividade dos fragmentos, principalmente com a restauração das florestas ribeirinhas mostrou ser uma estratégia importante para restabelecer a conectividade funcional entre as UCs e entre os remanescentes da paisagem. Na região existem fragmentos com potencial para facilitar os fluxos biológicos, atuando como uma rede de fragmentos, e auxiliar na manutenção da biodiversidade. Porém, grande parte deles está localizada no interior de propriedades particulares, exigindo esforços para conscientização dos proprietários para proteção e incremento da conectividade destes fragmentos.

Analysis of the landscape around three natural reserves in São Paulo State: subsidies for designing a buffer zone

Abstract

Natural reserves have been created to protect and maintain natural ecosystems remnants in order to reduce biodiversity loss and to ensure their maintenance in the long run. Nowadays, most of these reserves are small and isolated fragments under anthropogenic pressure. Such small remnants must be managed and protected as a fragment network to reduce the human pressure and to promote biological fluxes among fragments. This study aimed at producing information to help on the process of designing a common buffer zone for three public natural reserves: Vassununga State Park, Jataí Ecological Station and Luís Antônio Experimental Station. An up to date land cover/land use map was generated to identify the main activities and sources of anthropogenic impacts in the study area, their possible consequences to the environment, and also if and how much the environmental legislation is being followed. To select the most important natural fragments which could facilitate biological fluxes and maintain the regional biodiversity, two approaches were used: analysis of the spatial arrangement of the fragments in the landscape applying landscape metrics, and the use of models to predict bird species richness and occurrence. The studied area presently has less than 30% of remnant natural vegetation, spread as small fragments in a sugar cane and eucalyptus matrix. Environmental legislation is not being obeyed and, together with several sources of impact, produce negative pressures on the natural resources. The restoration of riparian forests would be a good strategy to reestablish the landscape functional connectivity. Fragments able to facilitate biological fluxes and to maintain biological diversity still exist in the region, but a great deal of them are located in private properties. Therefore, efforts to warn and educate the owners are needed to increase the landscape connectivity and to conserve the regional biodiversity.

Introdução

Ao longo do último século, a pressão antrópica exercida sobre os recursos naturais aumentou de maneira vertiginosa e descontrolada. O crescimento populacional e o conseqüente aumento da demanda de matéria-prima para saciar as necessidades de consumo da população têm ocasionado a conversão de áreas naturais em pastos e terras cultiváveis, além da extração de madeira e minerais, fatores estes que causam alterações na maioria dos biomas terrestres.

Por conta dessa pressão sobre os recursos naturais, não podemos esperar que a biota se adapte às mudanças ambientais causadas pelo homem, uma vez que estão ocorrendo em escalas de décadas ou mesmo anos (CRUMPACKER 1998), com isso está ocorrendo uma enorme perda da biodiversidade do Planeta. Muitos biomas foram devastados e encontram-se na forma de pequenas manchas esparsas em meio a matrizes antrópicas, como zonas urbanas e áreas agrícolas.

Como consequência da situação de degradação dos ecossistemas, surgiu a necessidade de se criar áreas para proteger e manter os remanescentes dos ecossistemas nativos, a fim de reduzir a perda da biodiversidade e garantir sua sustentação em longo prazo.

No Brasil, as unidades de conservação (UCs) públicas são as que mais têm representado o papel fundamental na conservação e preservação dos recursos naturais. Porém, estas unidades encontram-se isoladas em paisagens fragmentadas e sofrendo pressão das áreas de entorno, comprometendo a integridade de seus ecossistemas e de suas funções ambientais.

Para estabelecer critérios e normas para a criação, implantação e gestão dessas unidades foi instituído o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), sob Lei Federal nº 9.985, de 18 de Julho de 2000.

Atualmente, existem 12 categorias de UCs (MMA 2006), sendo cinco categorias pertencentes ao grupo das UCs de proteção integral (Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre), nas quais o objetivo principal é a preservação da natureza, sendo admitido o uso indireto dos recursos naturais. As outras sete categorias pertencem ao grupo das UCs de uso sustentável (Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural), nas quais o

objetivo principal é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parte dos recursos naturais. Apesar de algumas diferenças entre as normas de cada categoria de UC, todas possuem como objetivo a manutenção da biodiversidade e dos recursos naturais em longo prazo.

No estado de São Paulo existem ainda outras categorias de UCs, não descritas pelo SNUC, como a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, a Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo e o Sítio do Patrimônio Mundial Natural, reconhecidas internacionalmente pela UNESCO (XAVIER et al. 2008).

Outras categorias de reservas voltadas à conservação do patrimônio natural e cultural também estão presentes no estado de São Paulo, incluídas nas seguintes categorias: Parques Ecológicos, Reservas Estaduais, Áreas sob Proteção Especial e Áreas Naturais Tombadas (XAVIER et al. 2008).

Por fim, o estado de São Paulo possui reservas voltadas para experimentação florestal, conhecidas como Unidades de Produção, visando o desenvolvimento de pesquisas, a restauração florestal, a conservação e o melhoramento genético de espécies vegetais. Essas reservas estão distribuídas em três categorias: Horto Florestal, Viveiro Florestal e Estação Experimental (XAVIER et al. 2008).

Para que o objetivo de conservação e manutenção dos recursos naturais seja alcançado em longo prazo, as UCs devem ser manejadas em um contexto de redes de fragmentos interligados, que levem em consideração as pressões e os recursos presentes em seu entorno, e não como reservas isoladas (PIVELLO 2005, VILHENA et al. 2004, BANI et al. 2002, JONGMAN 1995).

A criação e proteção das UCs por leis e decretos, desconsiderando os problemas e situações da região nas quais estão inseridas - como o grau de isolamento, o desenvolvimento urbano-industrial, a expansão agrícola e a poluição da região - faz com que a maioria destas UCs estejam protegidas na forma legal, mas sem cumprir de maneira efetiva o objetivo para o qual foram criadas: a manutenção da biodiversidade (KORMAN 2003).

Para reduzir os efeitos das atividades realizadas nas áreas de entorno das UCs, vários autores sugerem a criação de zonas de amortecimento (ZA) ou zonas tampão ao redor das mesmas. Crumpacker (1998), citando Noss & Cooperrider (1994), afirma que a ZA serve para aumentar o tamanho efetivo das UCs e protegê-las do entorno. Shafer (1999),

citando vários autores, diz que as zonas de amortecimento reduzem as invasões humanas e de espécies exóticas, a extração de organismos, a contaminação por agrotóxicos, e aumenta a sensação de área selvagem aos visitantes, entre outros benefícios.

Além de proteger a UC mais eficazmente, a ZA também serve como compensação para os habitantes locais que perdem o acesso ao uso dos recursos naturais dentro da reserva. Isso ocorre porque seu uso é permitido desde que as atividades não sejam conflitantes com o objetivo da reserva (LI et al. 1999). Li et al. (1999) também afirmam que as experiências com gerenciamento de reservas mostram que os fracassos ocorridos na conservação de uma reserva são frutos de uma ZA mal planejada ou ausente.

No Brasil, a Lei Federal nº 9.985 (18 de Julho de 2000) que estabeleceu o SNUC, prevê a criação de zonas de amortecimento e, em seu capítulo I, artigo 2º, inciso XVIII, a define como “o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade”. De acordo com a mesma lei, capítulo IV, artigo 25, “As unidades de conservação, exceto Área de Proteção Ambiental e Reserva Particular do Patrimônio Natural, devem possuir uma zona de amortecimento...” e também fica estabelecido que “o órgão responsável pela administração da unidade estabelecerá normas específicas regulamentando a ocupação e uso dos recursos da zona de amortecimento...” bem como “os limites da zona de amortecimento e dos corredores ecológicos e as normas (...) poderão ser definidas no ato de criação da unidade ou posteriormente”.

Apesar de a legislação exigir e muitos autores sugerirem a criação de zonas de amortecimento, poucas UCs brasileiras contam com a presença efetiva destas áreas, principalmente por terem sido criadas antes da chegada do conceito de ZA no país. Lynagh & Ulrich (2002), citando Wells & Brandon (1993), ressaltam que, embora o conceito de zona de amortecimento tenha se tornado amplamente difundido e de muitas UCs no exterior possuírem ZA delimitadas, existem poucos trabalhos com modelos convincentes para a criação das mesmas.

No estado de São Paulo, restam apenas 8,2% da extensão original do domínio da Floresta Estacional Semidecidual e apenas 8,5% da área originalmente ocupada pelas fisionomias de cerrado, sendo que apenas 6,5% dos remanescentes de cerrado e 8,8% dos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual estão protegidos na forma de

UCs de proteção integral (METZGER & RODRIGUES 2008). Grande parte dos remanescentes é formada por áreas perturbadas que se encontram em processo de regeneração (SMA 2005) ou são encontrados na forma de pequenos fragmentos isolados e sob forte pressão antrópica (SHIDA & PIVELLO 2006).

Devido ao alto grau de fragmentação dos remanescentes de vegetação presentes no estado de São Paulo e à alta taxa de ocupação no entorno das UCs, o zoneamento dessas áreas de entorno, nessas condições, tem como função principal reduzir o impacto das atividades humanas e favorecer o fluxo de organismos entre os remanescentes de vegetação natural, permitindo o acesso aos recursos necessários durante todo o ano (ZANIN et al. 2005, VILHENA et al. 2004, OLIVA 2003, PIRES et al. 2000a).

Os dois maiores remanescentes de cerrado do estado de São Paulo estão protegidos em duas UCs no nordeste do Estado, a Gleba Cerrado Pé-de-Gigante, pertencente ao Parque Estadual de Vassununga (PEV), e a Estação Ecológica de Jataí (EEJ), estando ambos separados por apenas 3 km de distância.

A importância da EEJ e do PEV se revela pelo fato de abrigarem várias espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, como o lobo guará (*Chrysocyon brachyurus*), a onça parda (*Puma concolor*), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), algumas espécies endêmicas de Cerrado e de Mata Atlântica (LYRA-JORGE 2007, TALAMONI et al. 2000), além de exemplares milenares de jequitibás rosa (*Cariniana legalis*) e uma alta diversidade de espécies vegetais, muitas delas raras (KORMAN 2003).

Devido à grande diversidade de espécies raras e ameaçadas e ao fato de abrigar os últimos remanescentes de cerrado, essa região foi uma das áreas mais indicadas, por pesquisadores do Estado, para o incremento da conectividade entre os remanescentes de vegetação natural, sendo que um fragmento de cerrado adjacente à EEJ foi sugerido para ser destinado à criação de uma nova UC, segundo as diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo (SMA 2008).

Apesar da importância biológica das duas UCs, elas estão sob forte pressão das áreas de entorno, predominantemente ocupado por atividades agropecuárias e agrofloretais (SHIDA & PIVELLO 2002). Pires et al. (2000a) identificaram 10 ameaças à biodiversidade na EEJ, sendo elas: invasão por grupos de sem-terra, caçadores, pescadores, coletores, presença de lixo no interior da UC, invasão por animais e

vegetais exóticos, entrada de produtos tóxicos (agrotóxicos), fogo, isolamento de outras áreas naturais e introdução de animais silvestres exóticos à região. Em outro trabalho, Pires et al. (2000b) acrescentam ainda a mineração de areia por meio de dragagens no rio Mogi-Guaçu e a carga orgânica e industrial recebida pelo mesmo em 39 cidades da região, como outros fatores de ameaça à EEJ. Em um diagnóstico de campo realizado por Korman (2003), diversas situações de desacordo com a legislação ambiental ou problemas decorrentes do uso das terras foram encontrados no entorno do PEV, dentre eles, o aterramento de nascentes, o uso de fogo nas vizinhanças do Parque, a remoção da vegetação em áreas de preservação permanente (APPs).

Em função das grandes pressões sobre o PEV e a EEJ, faz-se necessária a adoção de medidas para reduzir a degradação ambiental destas UCs e garantir que seus objetivos de manutenção da biodiversidade dos remanescentes naturais sejam alcançados.

A criação e a implementação de uma ZA que estabeleça diretrizes e fiscalize as atividades realizadas na área de entorno das UCs é uma ferramenta importante no processo de redução das pressões sobre os recursos naturais. No entanto, ações de conservação necessitam de um conjunto de informações biológicas, sócio-econômicas e ambientais (METZGER et al. 2008a). Sendo assim, para a criação de uma ZA, faz-se necessário um correto diagnóstico do contexto no qual as UCs estão inseridas.

O estado de São Paulo possui uma base de dados georreferenciada relativamente atualizada, que inclui o mapeamento dos remanescentes de vegetação natural (SMA 2005), assim como mapas de algumas atividades agrícolas, como, por exemplo, as áreas ocupadas por atividades silviculturais (KRONKA et al. 2002). Contudo, não existe um mapeamento atualizado das formas de uso e cobertura das terras que permita um diagnóstico da região de entorno das UCs, com a identificação de atividades potencialmente danosas ao meio ambiente, que permita o planejamento para a criação da ZA do PEV e da EEJ.

Outro fator importante para a implementação de ações para a conservação da biodiversidade é o conhecimento a respeito da ocorrência e distribuição de espécies (CAUGHLEY 1994), porém, em geral esses dados são escassos e inadequados para embasar ações conservacionistas (JONGMAN 1995, MADDOCK & SAMWAYS 2000, ELITH et al. 2006). No Brasil, a escassez de informações biológicas para embasar a conservação da biodiversidade também é uma realidade. O estado de São Paulo possui a mais completa base de dados georreferenciados sobre ocorrência de espécies de

diferentes taxa, com mais de 168 mil registros de 10.585 espécies nativas, baseada em coletas de dados científicos dos últimos oito anos, o que é uma exceção no País. Porém, mesmo com esse conjunto de dados, não foi possível basear as diretrizes para conservação do Estado apenas nos registros biológicos, devido à ausência de informações biológicas para a maior parte dos remanescentes de vegetação do Estado (METZGER et al. 2008a).

Os fragmentos do PEV e da EEJ possuem diversos estudos e levantamentos a respeito do meio físico e biológico, uma vez que são áreas constantemente freqüentadas por pesquisadores da Universidade de São Paulo e da Universidade Federal de São Carlos. Porém, assim como a maior parte dos fragmentos do Estado, os fragmentos no entorno das duas UCs não possuem estudos suficientes a respeito da fauna e flora, bem como a respeito da locomoção dos organismos entre os fragmentos, com exceção de poucos trabalhos, entre eles os estudos de avifauna de Almeida (2002) e Develey et al. (2006), e os estudos de mastofauna de Lyra-Jorge (1999, 2007).

A ausência de conhecimento acerca da distribuição dos organismos e da locomoção dos mesmos na região de entorno das UCs afeta o planejamento para a criação da ZA.

Uma forma de contornar o problema da ausência de dados biológicos é utilizar algumas métricas descritivas da estrutura da paisagem como indicadores de qualidade dos fragmentos, uma vez que fragmentos maiores, com forma mais arredondada e próximos de outros fragmentos são potencialmente mais diversos que fragmentos pequenos, alongados e isolados (METZGER 1999). Uma abordagem na visão da Ecologia de Paisagens pode gerar informações importantes no que diz respeito ao entendimento dos processos ecológicos e à proposta de manejo de uma região com fragmentos remanescentes de vegetação natural em meio a áreas ocupadas por atividades antrópicas (METZGER et al. 1998, METZGER 1999).

Outra forma de contornar as lacunas de informações biológicas durante o planejamento da conservação da biodiversidade é lançar mão de ferramentas de modelagem ecológica, capazes de estimar a distribuição de espécies através de análises relativamente rápidas e de baixo custo (BALMFORD & GASTON 1999). De fato, a modelagem tem sido utilizada para analisar processos como a exclusão competitiva (ANDERSON et al. 2002), prever a produção pesqueira (LAË et al. 1999), a distribuição de espécies (TUCKER et al. 1997) e a probabilidade de extinção de espécies (BOSCOLO 2007), entre outros fins.

Existem diversas técnicas para a criação dos modelos, entre elas estão os algoritmos genéticos (STOCKWELL & PETERS 1999), as regressões lineares univariadas e multivariadas, as regressões logísticas (LAË et al. 1999) e as árvores de decisão (MOORE et al. 1991). Porém, todas elas são baseadas em dados de ocorrência de espécies, associados a variáveis que, acredita-se, influenciam na presença das mesmas, para gerar regras ou equações que são extrapoladas para regiões nas quais não existem informações a respeito das espécies desejadas.

Portanto, com o uso de alguns indicadores não biológicos, como as métricas de estrutura da paisagem e os modelos de distribuição de espécies, é possível reduzir o problema das lacunas de dados biológicos durante o processo de planejamento da conservação.

Objetivos

O presente trabalho teve como objetivo fornecer subsídios para a delimitação e a criação de uma zona de amortecimento comum ao Parque Estadual de Vassununga, à Estação Ecológica de Jataí e à Estação Experimental de Luís Antônio.

Para isso, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- produzir um mapa temático detalhado sobre as formas de uso e cobertura das terras na região de entorno das UCs, com o uso de imagens de sensoriamento remoto e ferramentas de sistemas de informação geográfica (SIG);
- realizar um diagnóstico da composição e estrutura da paisagem, com o uso de métricas de paisagem, a fim de identificar a situação dos remanescentes de vegetação natural;
- identificar e mapear atividades com potencial de causar degradação ambiental na paisagem;
- analisar a situação de preservação das áreas de preservação permanente e os possíveis benefícios resultantes da restauração das mesmas, por meio de mapeamentos e cruzamento de informações em SIG;
- analisar a conectividade funcional dos remanescentes de vegetação arbórea da paisagem, com técnicas de modelagem espacializada, a fim de identificar quais fragmentos da zona de amortecimento poderiam ser alcançados por organismos presentes nas UCs, com diferentes capacidades de deslocamento através da matriz;
- estimar, com o uso de modelos preditivos, a riqueza potencial dos fragmentos com vegetação arbórea e a probabilidade de ocorrência de espécies-alvo de aves, que atuariam como indicadoras da qualidade potencial dos fragmentos;
- identificar fragmentos-chave, com base nas métricas de paisagem e nos resultados dos modelos preditivos, para a manutenção da biodiversidade na zona de amortecimento das UCs.

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado na região nordeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas 21° 30' – 21° 45' S e 47° 20' – 47° 55' W.

O clima da região, segundo a classificação de Koeppen, é do tipo Cwag', temperado macrotérmico, moderadamente chuvoso, com inverno seco não rigoroso. A temperatura média anual é de 20,8°C. O período de chuvas vai de dezembro a fevereiro, com média de 254 mm, e o de estiagem, de junho a agosto, com média de 30,8 mm (SHIDA 2000).

O relevo da região é suavemente ondulado, com altitudes entre 520 e 1000 m acima do nível do mar, apresentando, em sua maior parte (78,6%), declividade baixa (0-10%) (SHIDA & PIVELLO 2002).

A região abriga duas UCs de proteção integral, o Parque Estadual de Vassununga (PEV) e a Estação Ecológica de Jataí (EEJ), e uma UC de uso sustentável, a Estação Experimental de Luís Antônio (EELA).

O PEV está localizado no município de Santa Rita do Passa Quatro, nas margens da rodovia Anhangüera (SP-330), e apresenta área total de 2.069,24 ha, distribuídos em seis glebas, sendo que as glebas Capetinga Oeste (340 ha), Capetinga Leste (191 ha), Praxedes (157 ha), Maravilha (130 ha) e Capão da Várzea (14 ha) abrigam formações de Floresta Estacional Semidecidual e a gleba Cerrado Pé-de-Gigante (1.225 ha), como o próprio nome diz, é formada principalmente por vegetação de cerrado (SHIDA & PIVELLO 2002, KORMAN 2003) (Figura 1).

A EEJ foi criada em 15/06/1982, possuindo inicialmente 4.532 ha que faziam divisa com os 6.267 ha da EELA. Em 18 de setembro de 2002, o Decreto 47.096/SP, assinado pelo governador Geraldo Alckmin, ampliou a área da EEJ para 9.010,7 ha, distribuídos em 2 glebas, sobre áreas antes pertencentes à EELA, que hoje possui 2.021 ha, totalizando 11.031,7 ha nas duas UCs.

O rio Mogi-Guaçu é o principal curso d'água da região, passando pelas glebas Maravilha e Capão da Várzea do PEV e pelo limite sul da EEJ, formando extensas áreas de várzea.

Figura 1: Localização do Parque Estadual de Vassununga, da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luís Antônio, na região nordeste do estado de São Paulo.

Métodos

Mapeamento de uso e cobertura das terras

Atualmente, está em andamento a elaboração do plano de manejo do PEV, coordenado e administrado pelo Instituto Florestal de São Paulo (IF), contando com uma equipe multidisciplinar que se reúne em workshops entre técnicos e membros da comunidade local.

Foi inicialmente adotado como limite da área de estudo a região de 10 km de distância a partir dos limites do PEV, da EEJ e da EELA (Figura 1), conforme sugerido no roteiro metodológico do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para iniciar os estudos para delimitação de zonas de amortecimento em torno das UCs (IBAMA 2002). Durante as reuniões do grupo de trabalho para definição da ZA do PEV foi definida a ampliação da área mapeada para abranger as nascentes do rio Bebedouro, localizadas na região nordeste da área de estudo, uma vez que este corpo d'água faz divisa com a gleba Capetinga Leste do PEV (Figura 2). O limite sul do mapeamento dos 10 km a partir do PEV também foi ampliado até atingir um linhão de transmissão de energia elétrica para atingir um limite de fácil identificação no campo, como indicado no roteiro metodológico para elaboração de plano de manejo do IBAMA (IBAMA 2002).

Para realizar o mapeamento de uso e cobertura das terras, foi feita a interpretação visual de sete mosaicos digitais de fotografias aéreas do voo Citrus, do ano de 2002, em escala 1:20.000, com resolução espacial de 0,6 metros, fornecidos pelo IF.

Além dos mosaicos de fotografias aéreas, foram utilizadas duas imagens do satélite CBERS-2, sendo uma de 21 de julho de 2004 e outra de 14 de fevereiro de 2005, adquiridas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), a fim de se verificar as formas de uso das terras em áreas identificadas como “solo exposto”, nas fotografias, e reduzir os erros do mapeamento devido a mudanças no uso das terras, ocorridas desde a aquisição das fotografias. Foram utilizadas imagens CBERS-2 por apresentarem melhor resolução espacial quando comparadas às imagens LANDSAT-TM, além de serem de distribuição gratuita e terem se mostrado eficientes para o mapeamento das principais classes de uso e cobertura das terras da região (TAMBOSI et al. 2007).

O mapeamento do interior das UCs foi realizado com o auxílio de mapeamentos prévios feitos por Bitencourt e Mesquita Jr. (2006), Shida (2006) e Pires et al. (2000a).

Figura 2: Limites dos mapeamentos realizados em escala 1:5.000 e 1:15.000 para identificação das classes de uso e cobertura das terras no entorno do Parque Estadual de Vassununga, da Estação Ecológica de Jataí e da Estação experimental de Luís Antônio, localizadas nos municípios de Santa Rita do Passa Quatro e Luís Antônio, SP.

O mapeamento na faixa de dois quilômetros a partir dos limites das UCs e das margens do rio Mogi-Guaçu, bem como da região entre as três UCs (PEV, EEJ e EELA) foi realizado em escala 1:5.000 (Figura 2) para identificar com maior precisão as atividades na região mais próxima das UCs. O restante da área foi mapeado em escala 1:15.000. É importante ressaltar que, apesar da escala original das fotografias aéreas ser 1:20.000 elas apresentavam alta resolução espacial (0,6 m), o que permitiu realizar o mapeamento em escala mais detalhada.

Neste trabalho foram realizadas análises considerando os resultados dos mapeamentos das duas diferentes escalas de forma unificada, ou seja, formando apenas um mapa de uso e cobertura das terras.

Foram definidas 15 classes para agrupamento das formas de uso e cobertura das terras, sendo elas: vegetação natural arbórea, floresta ribeirinha, silvicultura, cana-de-açúcar, citricultura, vegetação herbácea não alagável, vegetação herbácea alagável, pasto, corpo d'água, instalação rural, área urbanizada, instalação industrial, área de mineração, depósito de lixo e outra classe. Os critérios utilizados para definição das classes de uso e cobertura das terras estão descritos na tabela 1.

Durante a elaboração do mapa temático, foram realizadas cinco visitas a campo (05/04/2005, 02/05/2005, 01/09/2005, 19/01/2006 e 20/03/2006), para refinar o mapeamento e coletar pontos de controle a fim de estimar a exatidão do mapa temático final, pelo cálculo do coeficiente Kappa (CONGALTON 1991).

A ferramenta Kappa tool para ArcView foi utilizada para calcular o coeficiente Kappa em função de 291 pontos de controle coletados em campo, sendo que estes não foram utilizados durante o processo de geração do mapa temático.

Tabela 1: Classes de uso e ocupação das terras e descrição dos critérios de inclusão nas mesmas.

Classe	Descrição
Vegetação arbórea	Área com predomínio de vegetação arbustiva/arbórea nativa. Inclui as seguintes formações vegetais: Floresta Estacional Semidecidual, Cerradão e Cerrado <i>sensu stricto</i> .
Floresta ribeirinha	Área com predomínio de vegetação arbustiva/arbórea nativa presente nas margens de corpos d'água.
Silvicultura	Área de silvicultura ou reflorestamento homogêneo com espécies exóticas, principalmente <i>Eucalyptus</i> spp. e, em alguns casos, <i>Pinus</i> spp.
Cana-de-açúcar	Área de monocultura de cana-de-açúcar.
Citricultura	Área de monocultura de laranja.
Vegetação herbácea não alagável	Área com predomínio de vegetação herbácea natural em solo não alagável. Inclui as seguintes formações vegetais: Campo cerrado, Campo sujo e Campo limpo.
Vegetação herbácea de área alagável	Área com predomínio de vegetação herbácea sob influência fluvial.
Pastagem	Área com predomínio de vegetação herbácea utilizada para pecuária extensiva, podendo ser

Tabela 1: Continuação

	formada por espécies nativas, mas geralmente formada por espécies exóticas.
Corpo d'água	Rio de grande porte, córrego com leito visível, lago ou represa.
Instalação rural	Área com cultura agrícola mista, baixa densidade de construções em meio a grandes monoculturas.
Área urbanizada	Área com alta densidade de construções, e rodovia Anhangüera.
Instalação industrial	Área utilizada pela agroindústria de cana-de-açúcar e silvicultura, para o beneficiamento da matéria-prima.
Área de mineração	Área utilizada para extração de produtos minerais, tanto nas margens de córregos como em áreas secas.
Depósito de lixo	Área utilizada como destino de rejeitos provenientes das áreas urbanas: aterro sanitário, aterro controlado e lixão.
Outra classe	Área que apresenta solo exposto, solo preparado para plantio não identificado, tanques artificiais ocasionalmente cheios, bancos de areia no rio Mogi-Guaçu, área utilizada como pista de pouso de aviões e rizicultura.

Mapeamento das fontes potenciais de impactos ambientais

As fontes potenciais de impactos ambientais foram identificadas durante o processo de foto-interpretação e durante as 5 visitas a campo. As áreas com atividades identificadas como potenciais geradoras de impactos ambientais tiveram suas coordenadas geográficas registradas por aparelhos do sistema de posicionamento global por satélite (GPS) e foram plotadas em um mapa temático.

Mapeamento das áreas de preservação permanente dos recursos hídricos

Neste trabalho, foram consideradas apenas as APPs de cursos d'água, nascentes ou olhos d'água, lagos ou lagoas naturais e reservatórios artificiais, definidos segundo o Código Florestal (Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965) e suas alterações, bem como as seguintes resoluções:

- Resolução CONAMA nº 303 de 20 de março de 2002

“Art. 3º Constitui Área de Preservação Permanente a área situada:

I - em faixa marginal, medida a partir do nível mais alto, em projeção horizontal, com largura mínima, de:

- a) trinta metros, para o curso d'água com menos de dez metros de largura;
- b) cinquenta metros, para o curso d'água com dez a cinquenta metros de largura;
- c) cem metros, para o curso d'água com cinquenta a duzentos metros de largura;
- d) duzentos metros, para o curso d'água com duzentos a seiscentos metros de largura;
- e) quinhentos metros, para o curso d'água com mais de seiscentos metros de largura;

II - ao redor de nascente ou olho d'água, ainda que intermitente, com raio mínimo de cinquenta metros, de tal forma que proteja, em cada caso, a bacia hidrográfica contribuinte;

III - ao redor de lagos e lagoas naturais, em faixa com metragem mínima de:

- a) trinta metros, para os que estejam situados em áreas urbanas consolidadas;
- b) cem metros, para as que estejam em áreas rurais, exceto os corpos d'água com até vinte hectares de superfície, cuja faixa marginal será de cinquenta metros;"

- Resolução CONAMA nº 302 de 20 de março de 2002:

“Art 3º Constitui Área de Preservação Permanente a área com largura mínima, em projeção horizontal, no entorno dos reservatórios artificiais, medida a partir do nível máximo normal de:

I - trinta metros para os reservatórios artificiais situados em áreas urbanas consolidadas e cem metros para áreas rurais;

II - quinze metros, no mínimo, para os reservatórios artificiais de geração de energia elétrica com até dez hectares, sem prejuízo da compensação ambiental.

III - quinze metros, no mínimo, para reservatórios artificiais não utilizados em abastecimento público ou geração de energia elétrica, com até vinte hectares de superfície e localizados em área rural.”

As APPs dos cursos d'água na região de estudo foram delimitadas sobre a malha hidrográfica da região a partir de cartas em escala 1:50.000, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), fornecidas pelo IF no formato digital. Para o rio Mogi-Guaçu, a APP foi delimitada em 100 m a partir de seu leito, enquanto as APPs dos demais cursos d'água foi definida em 30 m a partir do leito.

Para delimitação das APPs de nascentes e olhos d'água, foi feita a identificação das nascentes com base em um mosaico georreferenciado de 9 cartas do IBGE (folhas Bonfim Paulista, Cajuru, Cravinhos, Descalvado, Ibaté, Luís Antônio, Pirassununga, Porto Pulador e Santa Rita do Passa Quatro), em escala 1:50.000. Em seguida, foram traçados círculos de 50 m de raio a partir dos pontos das nascentes.

As áreas de várzea dos cursos d'água também são APPs e foram digitalizadas do mosaico de cartas do IBGE. A faixa de 50 m a partir dos limites das áreas sujeitas a inundação também foram delimitadas como APPs.

A delimitação das APPs dos lagos, lagoas naturais e reservatórios artificiais foi feita a partir dos limites dos corpos d'água identificados no mapeamento de uso e cobertura das terras e seguindo as definições das resoluções CONAMA nº 302 e 303, acima mencionadas.

Uma vez que, conforme a resolução CONAMA nº 303, também são APPs as áreas com declividade superior a 45°, foi feita uma análise da região de estudo para se identificar tais APPs, baseada em um modelo digital de terreno gerado a partir das curvas de nível do mosaico de cartas IBGE. Porém, as áreas identificadas foram muito pequenas e acabaram sendo excluídas das análises.

Elaboração dos mapas para análise da composição e estrutura da paisagem

A análise da composição e estrutura da paisagem foi realizada por meio de métricas de paisagem, calculadas para os mapas descritos a seguir:

- Mapa simplificado de uso e cobertura das terras: as classes do mapa temático de uso e cobertura das terras foram alteradas de modo que “vegetação arbórea” e “floresta ribeirinha” fossem agrupadas na classe “vegetação natural florestal”. O mesmo agrupamento foi realizado com as classes de “vegetação herbácea não alagável” e “vegetação herbácea de área alagável”, formando apenas a classe “vegetação herbácea”. Em seguida, o mapa vetorial foi convertido para o formato matricial, com resolução espacial de 10 m.
- Mapa de áreas naturais: as classes “vegetação natural florestal” e “vegetação herbácea” do mapa descrito acima foram agrupadas para resultar em um mapa com as classes “áreas naturais” e “áreas não naturais”. Este mapa foi gerado para possibilitar a comparação com o mapa de áreas naturais com APPs preservadas.

- Mapa de áreas naturais com APPs preservadas: cenário no qual todas as APPs dos recursos hídricos estão preservadas, gerado a partir da união do mapa de áreas naturais com o mapa das APPs de recursos hídricos.

- Mapa de áreas naturais com APPs preservadas, excluindo-se as áreas de várzea. Este mapa foi gerado para identificar as possíveis áreas com vegetação arbórea que deveriam ocorrer na área de estudo, caso as APPs estivessem preservadas. A elaboração deste mapa partiu do princípio que as APPs dos recursos hídricos na área de estudo, exceto as áreas de várzea, deveriam apresentar cobertura arbórea (PIRES 1995, DURIGAN et al. 2004), visto que durante as visitas a campo foi possível perceber que, em muitos casos, a vegetação herbácea nestas áreas é resultado de perturbações antrópicas, como desmatamentos e queimadas, já relatados em estudos realizados na mesma região (KORMAN & PIVELLO 2006, PIRES 1995).

As métricas estruturais da paisagem foram calculadas utilizando-se o programa Fragstats 3.3, em plataforma Windows XP. Para todos os mapas, foram calculadas as seguintes métricas:

- Métricas calculadas para as classes de uso e cobertura das terras:

- CA: área da paisagem, em hectares, ocupada por determinada classe;
- PLAND: porcentagem da paisagem ocupada pela classe;
- NP: número de manchas de determinada classe presentes na paisagem;
- LPI: tamanho da maior mancha, em hectares, de determinada classe.

- Métricas calculadas para cada mancha de qualquer classe de uso e cobertura das terras:

- ÁREA: área da mancha, em hectares;

- Métricas calculadas para cada fragmento de vegetação natural remanescente:

- SHAPE: forma do fragmento, calculada pela divisão do número de pixels do perímetro do fragmento pelo menor número possível de pixels do perímetro de um fragmento de mesma área;

- CAI: índice de área nuclear, calculado pela porcentagem de área nuclear de um fragmento, considerando um efeito de borda de 30 m;

- NCORE: número de áreas nucleares de um fragmento para um efeito de borda de 30 m;

- PROX: em um raio delimitado em 1 km, é calculada a área de fragmentos de mesma classe do fragmento alvo, dividida pelas distâncias do fragmento alvo aos outros fragmentos de mesma classe, elevado ao quadrado. Este índice pode ser considerado uma medida de qualidade do entorno do fragmento alvo. Os valores de PROX variam de 0, quando não existe nenhum outro fragmento de mesma classe do fragmento alvo no raio estipulado, ao infinito, sendo que os valores aumentam à medida que aumentam as áreas de fragmentos de mesma classe e diminuem as distâncias do fragmento alvo aos seus vizinhos;

- ENN: distância em linha reta do fragmento alvo ao fragmento de mesma classe mais próximo. Os resultados obtidos para esta métrica foram agrupados em cinco classes: de 0 a 30 m, de 30 a 60 m, de 60 a 90 m, de 90 a 180 m, de 180 a 500 m e acima de 500 m do vizinho mais próximo. Estes valores foram calculados pois se um fragmento possui outros fragmentos no entorno, porém todos estão a distâncias superiores à capacidade de deslocamento de uma espécie, o fragmento pode ser considerado funcionalmente isolado.

Foram feitas análises de correlação de Spearman para os resultados das métricas calculadas para os fragmentos de vegetação natural, e foram removidas das análises as métricas altamente correlacionadas, evitando-se assim o uso de métricas que apresentassem resultados redundantes para a paisagem analisada. Foi utilizada a análise de correlação de Spearman porque os valores das métricas calculadas nos diferentes cenários não apresentaram distribuição normal, segundo o teste de Kolmogorov-Smirnov.

Análise da conectividade funcional dos fragmentos de vegetação arbórea

Para avaliar a conectividade funcional dos remanescentes de vegetação arbórea oferecida a populações da fauna nativa, foram simuladas 7 distâncias de capacidades de deslocamento pela matriz de uso antrópico, sendo elas: 30, 60, 90, 200, 300, 500 e 1000 m. Como não existem informações a respeito da capacidade de deslocamento das espécies nas diferentes classes de uso das terras que ocorrem na área de estudo, foi adotada a mesma capacidade de deslocamento para todas as classes de uso antrópico.

O cálculo da conectividade funcional foi feito utilizando-se um índice de conectividade desenvolvido por Milton Cezar Ribeiro e Alexandre Camargo Martensen (M. C. Ribeiro e A.C. Martensen com. pess. 2007). Este índice reflete o acréscimo de área de um

fragmento que está conectado funcionalmente a outros fragmentos da paisagem. Este índice foi baseado na aplicação da teoria dos grafos em análises de ecologia de paisagens, segundo a qual fragmentos estruturalmente desconexos, estão funcionalmente conectados por fluxos biológicos (URBAN & KEITT 2001).

Para determinar o índice de conectividade (CA), foi feita uma erosão dos fragmentos de vegetação, para extrair estruturas lineares com função de corredores biológicos. A erosão foi definida em 30 m por se tratar da largura mínima, estabelecida por lei, dos corredores de mata ripária. Em seguida, foi feita uma dilatação de 30 m para que os fragmentos retornassem a um tamanho próximo do original, porém sem os corredores. Desta maneira obtivemos a área estrutural dos fragmentos, sem a presença de corredores.

A partir dos remanescentes de vegetação arbórea do mapeamento original, foram traçados buffers correspondentes à metade das distâncias definidas como capacidade de deslocamento através da matriz, a fim de identificar quais fragmentos estariam funcionalmente conectados. Em seguida, foi somada a área de todos os fragmentos e a área dos corredores dentro de um mesmo buffer. O valor de CA de cada fragmento foi calculado pela área total de vegetação dentro do buffer que inclui o fragmento analisado, subtraída da área estrutural do fragmento. Desta maneira, foi possível obter o valor de área funcional acrescida ao fragmento (área de corredores mais área dos fragmentos funcionalmente conectados).

A análise de conectividade funcional também foi realizada para o cenário no qual todas as APPs da área de estudo, exceto as áreas de várzea, estivessem com cobertura florestal, para verificar os possíveis benefícios da restauração florestal das APPs na paisagem.

Modelos de estimativa de riqueza de espécies de aves e probabilidade de ocorrência de espécies focais para os fragmentos de vegetação arbórea

A técnica de modelagem foi utilizada, em duas etapas distintas, para atingir dois objetivos:

- estimar a riqueza de espécies de aves dos fragmentos de vegetação arbórea;
- estimar a probabilidade de ocorrência de espécies-alvo de aves nos fragmentos de vegetação arbórea.

Os modelos para estimar a riqueza de espécies de aves e a probabilidade de ocorrência de espécies focais para os fragmentos de vegetação arbórea, foram criados com base em informações de um banco de dados com registros de espécies de aves para os estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Paraná e Santa Catarina, compilados pela pesquisadora Érica Hasui.

Para a análise do presente trabalho, foram selecionados apenas os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, de Cerrado *sensu stricto* e Cerradão constantes do banco de dados acima mencionado, totalizando 66 fragmentos, sendo todos no estado de São Paulo. Além dos registros das espécies de aves com as respectivas coordenadas geográficas e fitofisionomia do fragmento, o banco de dados continha as seguintes informações:

- índice de abundância de cada espécie no fragmento amostrado;
- número de pontos de coleta em cada fragmento;
- área dos fragmentos e valores de CA para 30 (CA30), 60 (CA60) e 90 m (CA90) de capacidade de deslocamento, calculados a partir de imagens de satélite com datas semelhantes às datas dos levantamentos biológicos;
- riqueza média estimada de cada fragmento para 200 contatos. Este parâmetro foi calculado para reduzir o efeito da diferença de esforço amostral entre os levantamentos. O cálculo foi feito pelo sorteio de 200 registros, sem reposição, entre todos os registros de um fragmento e contado o número de espécies sorteadas. Esse procedimento foi repetido 1000 vezes e foi feito o cálculo da riqueza média de cada fragmento.

Para realizar a estimativa da riqueza de espécies, a riqueza média estimada de espécies de aves dos fragmentos do banco de dados foi utilizada como variável dependente. É importante ressaltar que foram utilizados os valores de riqueza média estimada, independente das espécies encontradas nos fragmentos, podendo haver espécies típicas de interior de mata, juntamente com espécies típicas de áreas abertas.

As variáveis preditoras, ou independentes, foram: a área estrutural do fragmento, o número de pontos de coleta e a conectividade dos fragmentos, medida pelos valores de CA. Foram selecionadas essas variáveis porque diversos trabalhos demonstram o efeito da área do fragmento na riqueza de espécies, bem como o efeito da estrutura da paisagem na riqueza de remanescentes de vegetação natural, em paisagens fragmentadas (MAGURA et al. 2001, TURNER 2005, EWERS & DIDHAM 2006). Outro fator que

influencia os valores de riqueza dos fragmentos é o esforço amostral (JENOUVRIER & BOULINIER 2006, AARSSSEN et al. 2003), por isso o número de pontos de coleta foi considerado uma variável importante para geração dos modelos.

Foram testados modelos com diferentes números de variáveis preditoras e interações entre essas variáveis, para verificar qual deles apresentava maior capacidade de explanação dos dados de campo. Diferentes combinações de variáveis e formas de interação entre as variáveis têm sido utilizadas, baseadas em diferentes teorias (PAVLACKY & ANDERSON 2007). Neste trabalho foram testados os seguintes modelos lineares:

$$(Eq.1) S = \alpha + \beta_1 * \text{Log}(\text{Área do fragmento}+1)$$

$$(Eq.2) S = \alpha + \beta_1 * [\text{Log}(\text{Área do fragmento}+1) + \text{Log}(\text{CA30}+1)]$$

$$(Eq.3) S = \alpha + \beta_1 * [\text{Log}(\text{Área do fragmento}+1) + \text{Log}(\text{CA60}+1)]$$

$$(Eq.4) S = \alpha + \beta_1 * [\text{Log}(\text{Área do fragmento}+1) + \text{Log}(\text{CA90}+1)]$$

$$(Eq.5) S = \alpha + \beta_1 * [\text{Log}(\text{Área do fragmento}+1) + \text{Log}(\text{CA30}+1)] + \beta_2 * \text{Pontos de coleta}$$

$$(Eq.6) S = \alpha + \beta_1 * [\text{Log}(\text{Área do fragmento}+1) + \text{Log}(\text{CA60}+1)] + \beta_2 * \text{Pontos de coleta}$$

$$(Eq.7) S = \alpha + \beta_1 * [\text{Log}(\text{Área do fragmento}+1) + \text{Log}(\text{CA90}+1)] + \beta_2 * \text{Pontos de coleta}$$

onde: S é a riqueza de espécies de aves prevista;

α é uma constante;

β_1 e β_2 são parâmetros constantes que multiplicam as variáveis preditoras.

No processo de criação dos modelos, as variáveis dependente (riqueza de espécies) e independentes (área do fragmento, conectividade e pontos de coleta) foram utilizadas para gerar uma regressão linear, resultando em uma equação com os valores de α , β_1 e β_2 .

A seleção do melhor modelo foi feita pelo maior valor do coeficiente de regressão ajustado (R^2_A) para permitir a comparação entre modelos com números diferentes de variáveis preditoras (LOEHLE 1990). A equação do melhor modelo foi aplicada aos valores de área e CA dos fragmentos de vegetação arbórea da área de estudo, para obtenção de um mapa de riqueza estimada de espécies de aves para os fragmentos de vegetação natural florestal. Foi adotado o valor de 5 pontos de coleta para a equação aplicada aos fragmentos da área de estudo porque foi esse o número de pontos de coleta

utilizado por Almeida (2002) em um levantamento na EEJ e em dois fragmentos próximos e que fazia parte do banco de dados utilizado.

Para determinar a probabilidade de ocorrência de espécies-alvo, foi feita uma análise do banco de dados para identificar espécies com características ecológicas que apresentassem requerimento de áreas extensas de vegetação arbórea, baixa capacidade de deslocamento em áreas antropizadas, dependência de áreas florestais e/ou suscetibilidade a perturbações antropogênicas. A identificação dessas espécies foi realizada com o auxílio de Érica Hasui e Rafael Guerra Pimentel, pesquisadores do Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação (LEPaC).

Após a identificação das espécies-alvo, foi feita uma segunda análise do banco de dados, para verificar quais dessas espécies possuíam número suficiente e distribuição adequada dos registros de presença e ausência para permitir a realização de uma regressão logística. Em seguida, foram testadas 5 regressões logísticas para cada espécie-alvo, utilizando o método da máxima verossimilhança para estimar os coeficientes das regressões, sendo que cada uma delas foi feita com os seguintes parâmetros:

- área estrutural dos fragmentos
- área estrutural dos fragmentos + área de corredores
- área estrutural dos fragmentos + CA30
- área estrutural dos fragmentos + CA60
- área estrutural dos fragmentos + CA90

Os resultados das regressões logísticas de cada espécie foram submetidos ao teste de χ^2 para verificar se apresentavam resultado estatisticamente diferente de uma regressão com valores de presença e ausência distribuídos aleatoriamente aos valores de área dos fragmentos. Entre os modelos de cada espécie, diferentes dos modelos ao acaso, foram selecionados aqueles que apresentaram menores valores de perda total, que leva em consideração a diferença entre os valores previstos e os valores observados.

Os parâmetros das melhores equações seriam aqueles que mais influenciam a presença das espécies-alvo, em função de suas características ecológicas, nos fragmentos de vegetação arbórea.

As equações dos modelos selecionados foram aplicadas aos fragmentos da paisagem para gerar mapas de probabilidade de ocorrências das espécies-alvo nos fragmentos de vegetação natural florestal.

Indicação de fragmentos alvo para a manutenção da biodiversidade na zona de amortecimento das Unidades de Conservação estudadas

A identificação dos fragmentos de vegetação arbórea potencialmente importantes para a manutenção da biodiversidade na área de estudo foi baseada em valores de AREA e PROX, a fim de selecionar possíveis fragmentos-fonte de indivíduos para colonização de outros fragmentos, bem como identificar fragmentos com valores de área e conectividade que pudessem contribuir para a melhoria do fluxo de indivíduos na paisagem.

Outro critério adotado para selecionar os fragmentos potencialmente importantes foi a identificação daqueles que apresentaram pelo menos 5 espécies-alvo com probabilidade de ocorrência superior a 40%.

Os fragmentos resultantes da aplicação do modelo de previsão de riqueza de espécies foram selecionados de modo que fragmentos com valores de riqueza de até 40% da maior riqueza da paisagem fossem considerados potencialmente importantes.

Os fragmentos selecionados foram unidos e apresentados em um mapa, com a identificação dos critérios de inclusão utilizados para cada fragmento.

Resultados

Uso e cobertura das terras

A área mapeada para embasar a criação da zona de amortecimento apresentou 147.423 hectares (ha), distribuídos nos municípios de Cravinhos, Descalvado, Guataporã, Luís Antônio, Rincão, Santa Rita do Passa Quatro, São Carlos e São Simão (Figura 1). Descontando a área das UCs, temos uma área de 134.227 ha para criação da ZA.

O processo de mapeamento está sujeito a numerosas fontes de erros, independentemente do método de classificação usado (NUSSER & KLAAS 2003). Esses erros não podem ser omitidos nem desprezados, uma vez que a qualidade das informações contidas num mapa é determinante na qualidade das decisões políticas e conclusões científicas extraídas de seus dados. Neste trabalho, o valor obtido para o índice Kappa foi de 0,63 indicando que o resultado do mapeamento pode ser considerado muito bom (ROSENFELD & FITZPATRICK-LINS 1986 apud KORMAN 2003), permitindo assim seu uso nas próximas análises.

A maior parte da área mapeada é ocupada pelas atividades de cultura de cana-de-açúcar e silvicultura (Figura 3) que, juntas, recobrem aproximadamente 57% da paisagem, totalizando 83.917 ha. A cultura de cana-de-açúcar possui 58.831 ha, distribuídos por toda a paisagem na forma de extensas áreas contínuas, sendo que a maior mancha possui 16.245 ha (Tabela 2).

Os 25.085 ha de silvicultura se concentram principalmente na região nordeste e central da área mapeada e também podem ser caracterizados por grandes manchas contínuas, sendo que a maior delas possui 5.198 ha (Tabela 2).

Além das duas atividades dominantes na paisagem, a citricultura (11.845 ha) é outra atividade agrícola que ocorre distribuída em grandes manchas, sendo que 37% de sua área encontra-se em duas manchas de 2.947 e 1.846 ha.

As áreas de pastagem estão distribuídas em 156 pequenas manchas esparsas, principalmente na região sudoeste, sul e sudeste da paisagem, ocupando um total de 5.318 ha; a maior mancha possui 440 ha (Tabela 2).

As demais atividades antrópicas – pequenas instalações rurais, áreas urbanizadas, instalações industriais, depósitos de lixo, mineradoras e outras classes - ocupam cerca de 4% da paisagem, distribuídas em pequenas manchas.

Figura 3: Uso das terras na área mapeada para a criação da zona de amortecimento do Parque Estadual de Vassununga, da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luís Antônio, no Estado de São Paulo.

Os remanescentes de vegetação natural florestal e as áreas de vegetação natural herbácea são a terceira e quarta classes com maior cobertura na paisagem, ocupando, respectivamente, 16% (24.344 ha) e 10% (14.976 ha) da área mapeada (Tabela 2). As UCs abrigam 8.966 ha de vegetação natural florestal e 1.172 ha de vegetação natural herbácea em seus interiores, correspondendo respectivamente a 6,08% e 0,8% da paisagem.

Os remanescentes de vegetação natural presentes na ZA somam 15.378 ha de vegetação natural florestal e 13.804 ha de vegetação natural herbácea, totalizando 21,74% da ZA localizados em propriedades particulares e não protegidos na forma de UCs públicas.

Tabela 2: Valores das métricas de classe, calculadas para as classes de uso e cobertura das terras (CA: área da classe em hectares, PLAND: porcentagem da paisagem ocupada pela classe, LPI: tamanho da maior mancha em hectares, NP: número de manchas).

Classe	CA	PLAND	LPI	NP
Cana-de-açúcar	58.831,28	39,90	16.245,72	125
Silvicultura	25.085,47	17,02	5.197,63	67
Vegetação natural florestal	24.344,28	16,51	7.350,41	917
Vegetação natural herbácea	14.975,63	10,16	1.066,33	694
Citricultura	11.845,59	8,03	2.496,85	68
Pastagem	5.317,87	3,61	440,32	156
Instalação rural	2.814,66	1,91	179,97	337
Outra classe	1.250,75	0,85	157,03	99
Corpo d'água	1.201,55	0,82	941,88	113
Área urbanizada	1.172,21	0,79	651,85	7
Área de mineração	416,88	0,28	123,14	42
Instalação industrial	159,25	0,11	88,16	6
Depósito de lixo	7,96	0,00	7,78	3

Ao contrário das principais atividades antrópicas presentes na região, os remanescentes de vegetação natural, com exceção das áreas presentes no interior das UCs, não estão distribuídos em manchas muito extensas. Isto fica claro ao verificarmos que a classe de vegetação natural florestal possui 917 manchas e a classe de vegetação natural herbácea está distribuída em 694 manchas, enquanto as atividades antrópicas, apesar de ocuparem uma área maior na paisagem, apresentam número bem menor de manchas (Tabela 2).

Para os dois tipos de vegetação natural, a maior parte dos fragmentos possui menos de 50 ha, sendo que esses pequenos fragmentos representam 20,6% da área dos remanescentes florestais e 26,6% da área dos fragmentos de vegetação herbácea (Figura 4).

Figura 4: Número de fragmentos de vegetação natural florestal e de vegetação natural herbácea por classe de tamanho (valores sobre as barras) e porcentagem acumulada de área dos remanescentes de vegetação natural na área mapeada para criação da zona de amortecimento da Estação Ecológica de Jataí, do Parque Estadual de Vassununga e da Estação Experimental de Luís Antônio, no Estado de São Paulo.

Os valores das métricas de paisagem encontradas para os fragmentos arbóreos revelam que, apesar da maioria dos fragmentos possuir até 50 ha, muitos deles se encontram próximos de outros fragmentos (valores baixos de ENN) e em uma região na qual existem outros remanescentes de vegetação arbórea num raio de 1 km (altos valores de PROX) (Figura 5). Também existem fragmentos maiores de vegetação arbórea próximos de outros remanescentes e com valores intermediários de PROX, porém a maior parte dos remanescentes de vegetação arbórea possui área inferior a 10 ha, estão mais de 60 m distantes de outros fragmentos e em regiões com poucos remanescentes, ou seja, possuem valores baixos de PROX (Figura 6). Outro resultado importante é a presença de fragmentos de vegetação arbórea completamente isolados, apresentando valores de PROX muito próximos de 0 e $ENN \geq 500$ m (Figura 6). Apesar dos valores de PROX e ENN estarem altamente correlacionados ($r = -0,61$, $p < 0,001$) (Tabela 3), optou-se por apresentar os gráficos com informações sobre essas três métricas, porque, se um fragmento possuir valor alto de área e valor alto de PROX, porém se o vizinho mais próximo dele estiver a uma distância superior à capacidade de deslocamento de um

Figura 5: Dispersão dos fragmentos de vegetação natural florestal com distância do vizinho mais próximo (ENN) até 30 metros, entre 30 e 60 metros e entre 60 e 90 metros, em função da área e dos valores do índice de proximidade (PROX) dos fragmentos, calculada para um raio de 1 km do fragmento focal.

Figura 6: Dispersão dos fragmentos de vegetação natural florestal com distância do vizinho mais próximo (ENN) entre 90 e 180 metros, entre 180 e 500 metros e acima de 500 metros, em função da área e dos valores do índice de proximidade (PROX) dos fragmentos, calculada para um raio de 1 km do fragmento focal.

organismo pela matriz, o fragmento pode ser considerado funcionalmente isolado, não permitindo que o organismo se desloque para outros fragmentos.

Algumas métricas calculadas para os remanescentes de vegetação arbórea apresentaram valores de coeficiente de correlação superiores a 0,70, como é o caso das métricas AREA, CAI e NCORE (Tabela 3). Por essa razão, optou-se pela remoção das métricas CAI e NCORE das análises posteriores.

Tabela 3: Valores do coeficiente de correlação de Spearman (* $p < 0,05$; ** $p < 0,001$), calculados para as métricas dos fragmentos ($n = 917$) de vegetação natural florestal (AREA: área do fragmento, SHAPE: índice de forma do fragmento, NCORE: número de áreas nucleares do fragmento para um efeito de borda de 30 m, CAI: índice de área nuclear para um efeito de borda de 30 m, PROX: índice de quantidade de fragmentos e distância dos fragmentos em um raio de 1 km do fragmento focal, ENN: distância em linha reta do fragmento focal ao fragmento similar mais próximo).

	AREA	SHAPE	NCORE	CAI	PROX	ENN
AREA	1					
SHAPE	0,504 **	1				
NCORE	0,742 **	0,482 **	1			
CAI	0,901 **	0,154 **	0,638 **	1		
PROX	0,060	0,232 **	0,039	-0,013	1	
ENN	0,151 **	-0,161 **	0,131 **	0,233 **	-0,612 **	1

A maioria dos fragmentos de vegetação herbácea, assim como os remanescentes de vegetação arbórea, possui área inferior a 10 ha, estão distantes mais de 60 m de outro fragmento de mesmo tipo de vegetação e possuem valores baixos de PROX (Figuras 7 e 8). Além disso, os remanescentes herbáceos apresentaram valores máximos de área e PROX inferiores aos remanescentes de vegetação arbórea.

Assim como as métricas de fragmentos de vegetação arbórea, as métricas AREA, NCORE e CAI, calculadas para os fragmentos de vegetação herbácea, apresentaram coeficientes de correlação superiores a 0,70 (Tabela 4), optando-se apenas pelos valores de AREA nas análises posteriores.

Figura 7: Dispersão dos fragmentos de vegetação natural herbácea com distância do vizinho mais próximo (ENN) até 30 metros, entre 30 e 60 metros e entre 60 e 90 metros, em função da área e dos valores do índice de proximidade (PROX) dos fragmentos, calculada para um raio de 1 km do fragmento focal.

Figura 8: Dispersão dos fragmentos de vegetação natural herbácea com distância do vizinho mais próximo (ENN) entre 90 e 180 metros, entre 180 e 500 metros e acima de 500 metros, em função da área e dos valores do índice de proximidade (PROX) dos fragmentos, calculada para um raio de 1 km do fragmento focal.

Tabela 4: Valores do coeficiente de correlação de Spearman (* $p < 0,05$; ** $p < 0,001$), calculados para as métricas dos fragmentos ($n = 694$) de vegetação natural herbácea (AREA: área do fragmento, SHAPE: índice de forma do fragmento, NCORE: número de áreas nuclear do fragmento para um efeito de borda de 30 m, CAI: índice de área nuclear para um efeito de borda de 30 m, PROX: índice de quantidade de fragmentos e distância dos fragmentos em um raio de 1 km do fragmento focal, ENN: distância em linha reta do fragmento mais próximo).

	AREA	SHAPE	NCORE	CAI	PROX	ENN
AREA	1					
SHAPE	0,634 **	1				
NCORE	0,826 **	0,569 **	1			
CAI	0,922 **	0,349 **	0,748 **	1		
PROX	0,009	0,106 **	-0,004	0,003	1	
ENN	0,212 **	0,003	0,179 **	0,202 **	-0,650 **	1

Impactos ambientais identificados na área de estudo

Durante as visitas a campo e o processo de mapeamento, foram identificados 233 pontos de atividades capazes de acarretar degradação ambiental na área mapeada. Os pontos mapeados foram agrupados em 13 classes para auxiliar a interpretação e visualização dos dados em forma de mapa (Figura 9).

As classes atribuídas aos impactos ambientais foram as seguintes:

- 1-construção em área de preservação permanente,
- 2-cultura agrícola em área de preservação permanente,
- 3-pastagem em área de preservação permanente,
- 4-floresta ribeirinha degradada,
- 5-construção e cultura agrícola em área de preservação permanente,
- 6-área de mineração,
- 7-córrego assoreado,
- 8-instalação industrial,
- 9-linha de transmissão de energia elétrica,
- 10-córrego represado,
- 11-área submetida a queimada,
- 12-área com criação de abelhas exóticas,
- 13-acúmulo de lixo dentro da UC.

Figura 9: Localização das atividades capazes de acarretar degradação ambiental, identificadas durante o processo de mapeamento e visitas a campo.

Dentre os 233 pontos de impactos ambientais identificados, 156 estão localizados na faixa de até 2 km a partir das UCs e do rio Mogi-Guaçu.

A classe de impacto com maior ocorrência na área estudada foi a “floresta ribeirinha degradada”, com 63 ocorrências, sendo 39 na faixa de até dois quilômetros a partir das UCs e do rio Mogi-Guaçu (Figura 10). Ao analisar todas as ocorrências de impactos relacionados à degradação de APPs, ou seja, as APPs degradadas e ocupadas por pastagens, construções e/ou culturas agrícolas, foram identificadas 144 ocorrências. Desta maneira, 61,8% das ocorrências de impactos ambientais estão relacionadas à degradação de APPs.

Figura 10: Número de ocorrências de cada classe de impacto na área de estudo, relativas à distância das UCs consideradas (1 = construção em área de preservação permanente, 2 = cultura agrícola em área de preservação permanente, 3 = pastagem em área de preservação permanente, 4 = floresta ribeirinha degradada, 5 = construção e cultura agrícola em área de preservação permanente, 6 = área de mineração, 7 = córrego assoreado, 8 = instalação industrial, 9 = linha de transmissão de energia elétrica, 10 = córrego represado, 11 = área submetida a queimada, 12 = área com criação de abelhas exóticas, 13 = acúmulo de lixo dentro da UC).

As ocorrências de impactos relacionados ao assoreamento de córregos somam 19 casos, tendo sido identificados, além desses, 28 casos de córregos represados na área de estudo.

Outra atividade com alto potencial de degradação ambiental é a exploração de recursos minerais, que apresentou 21 ocorrências na área mapeada.

Duas instalações industriais foram identificadas durante o mapeamento, sendo uma delas, a Usina Santa Rita, voltada para a produção de álcool e açúcar. A outra instalação industrial, pertencente ao grupo Votorantim, é voltada para a produção de papel e celulose.

Duas classes de impacto ambiental foram identificadas dentro das UCs. Uma delas foi o acúmulo de lixo nas bordas e no interior das UCs, tendo sido registradas duas ocorrências, sendo uma delas localizada às margens da estrada que corta a EEJ. Outro local de acúmulo de lixo na borda de uma UC foi identificado na gleba Cerrado Pé-de-Gigante do PEV, ao lado da rodovia Anhangüera (SP-330) (G. Ciocheti, com. pess. 2006).

A outra classe de impacto ambiental identificada e mapeada no interior de uma UC foi a criação de abelhas do gênero *Apis* para a produção de mel. Foram identificados dois pontos de ocorrência de caixas de abelhas na gleba “800 Alqueires”, que faz parte da EEJ, além de outros dois pontos fora de UC. Relatos de funcionários do PEV também indicam que tentativas de estabelecimento de criação de abelhas dentro da UC são frequentes.

Outro impacto ambiental identificado na área de estudo é a presença de uma linha de transmissão de energia elétrica, fragmentando áreas de vegetação nativa.

As coordenadas de todos os pontos de ocorrência de impactos ambientais estão apresentadas no anexo 1.

Remanescentes de vegetação natural – Paisagem atual X APPs restaurada

A comparação entre o cenário atual de uso e cobertura das terras e o cenário hipotético, no qual todas as APPs possuem vegetação natural, revelou que existem 12.385 ha de vegetação em APPs, representando 76% dos 16.286 ha que deveriam estar preservados nessas áreas (Figura 11). Existem 26.935 ha de remanescentes de vegetação natural presentes na área de estudo que não se encontram em APPs. Caso todas as APPs estivessem preservadas, teríamos um acréscimo de 3.898 ha aos 39.320 ha de vegetação natural do cenário atual, passando dos atuais 26,7% para 29,3% de cobertura da paisagem.

Figura 11: Remanescentes de vegetação natural e áreas de preservação permanente ocupadas por atividades antrópicas na região de entorno do Parque Estadual de Vassununga, da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luís Antônio.

As métricas calculadas para o mapa de vegetação natural, ou seja, englobando as áreas de vegetação natural florestal e herbácea, assim como aconteceu nas análises anteriores, apresentaram valores elevados de coeficiente de correlação para as métricas AREA, CAI e NCORE, optando-se por trabalhar apenas com os valores de AREA (Tabela 5).

Tabela 5: Valores do coeficiente de correlação de Spearman (* $p < 0,05$; ** $p < 0,001$), calculados para as métricas dos fragmentos ($n = 265$) de vegetação natural que inclui os fragmentos de vegetação natural florestal e herbácea (AREA: área do fragmento, SHAPE: índice de forma do fragmento, NCORE: número de áreas nucleares do fragmento para um efeito de borda de 30 m, CAI: índice de área nuclear para um efeito de borda de 30 m, PROX: índice de quantidade de fragmentos e distância dos fragmentos em um raio de 1 km do fragmento focal, ENN: distância em linha reta do fragmento mais próximo).

	AREA	SHAPE	NCORE	CAI	PROX	ENN
AREA	1					
SHAPE	0,324 **	1				
NCORE	0,666 **	0,273 **	1			
CAI	0,933 **	0,033	0,613 **	1		
PROX	-0,255 **	0,090	-0,141 *	-0,270 **	1	
ENN	0,243 **	-0,031	0,151 *	0,245 **	-0,743 **	1

Ao analisarmos as métricas calculadas para o cenário com todas as APPs preservadas, além do acréscimo de área, podemos identificar uma redução no número de manchas de vegetação natural, passando de 496 fragmentos no cenário atual para 265 fragmentos. Além disso, é possível notar um maior número de fragmentos com maiores valores de PROX e o surgimento de uma grande área estruturalmente contínua de vegetação natural, com aproximadamente 27.000 ha (Figura 12).

Os valores do índice de forma (Figura 13) dos fragmentos de vegetação natural apresentaram mesma distribuição na paisagem atual e no cenário com todas as APPs restauradas, com altos valores de SHAPE para os maiores fragmentos, indicando que os grandes fragmentos da ZA são aqueles formados por áreas conectadas por corredores.

Ao analisarmos o cenário no qual todas as APPs, exceto as áreas de várzea, possuiriam vegetação arbórea, como deveria ser se a legislação fosse respeitada e as APPs estivessem preservadas, teríamos 41.520 ha de vegetação arbórea na ZA, representando um acréscimo de 17.175 ha no cenário atual e atingindo 34,3% da paisagem ocupada por vegetação natural florestal, incluindo as áreas das UCs. As métricas calculadas para os remanescentes de vegetação arbórea no cenário em que todas as áreas florestais de

Figura 12: Dispersão dos fragmentos de vegetação natural no cenário atual e no cenário com todas as APPs preservadas e suas respectivas linhas de tendência, em função da área e dos valores do índice de proximidade (PROX) calculados para um raio de 1 km a partir do fragmento focal.

Figura 13: Dispersão dos fragmentos de vegetação natural no cenário atual e no cenário com todas as APPs preservadas e suas respectivas linhas de tendência, em função da área e dos valores do índice de forma (SHAPE) dos fragmentos.

APPs estivessem mantidas também apresentaram valores de AREA, CAI e NCORE altamente correlacionados, sendo mantido apenas os valores de AREA nas análises futuras (Tabela 6).

Tabela 6: Valores do coeficiente de correlação de Spearman (* $p < 0,05$; ** $p < 0,001$), calculados para as métricas dos fragmentos ($n = 285$) de vegetação arbórea caso as APPs florestais estivessem preservadas (AREA: área do fragmento, SHAPE: índice de forma do fragmento, NCORE: número de áreas nucleares do fragmento para um efeito de borda de 30 m, CAI: índice de área nuclear para um efeito de borda de 30 m, PROX: índice de quantidade de fragmentos e distância dos fragmentos em um raio de 1 km do fragmento focal, ENN: distância em linha reta do fragmento mais próximo).

	AREA	SHAPE	NCORE	CAI	PROX	ENN
AREA	1					
SHAPE	0,358 **	1				
NCORE	0,699 **	0,303 **	1			
CAI	0,936 **	0,077	0,649 **	1		
PROX	-0,236 **	0,114	-0,126 *	-0,251 **	1	
ENN	0,256 **	-0,049	0,167 *	0,260 **	-0,762 **	1

Com a restauração florestal de todas as APPs, exceto as áreas de várzea, que naturalmente possuem vegetação herbácea, as manchas de vegetação arbórea se tornariam mais extensas, mais próximas de outros fragmentos e com valores mais altos de PROX (Figura 14). Além do acréscimo de área, a forma dos fragmentos de vegetação arbórea se tornaria menos irregular com a preservação ou restauração florestal das APPs (Figura 15).

Análise da conectividade funcional dos fragmentos de vegetação natural arbórea

A análise da conectividade funcional teve como foco os fragmentos de vegetação arbórea das UCs atuando como fonte de organismos que se deslocariam pela ZA, através de fragmentos. Partiu-se do pressuposto que os organismos teriam capacidade limitada de deslocamento pela matriz antropizada, deslocando-se pelos fragmentos de vegetação arbórea e também por corredores de vegetação, seja ela vegetação ribeirinha ou simplesmente fragmentos com formas alongadas, não sendo limitados pelos efeitos de borda.

Outro pressuposto importante é que a limitação ao deslocamento dos indivíduos seria a mesma em áreas abertas, como as áreas de vegetação natural herbácea não alagável e alagável, bem como pelas áreas ocupadas por atividades antrópicas, não importando o

Figura 14: Dispersão dos fragmentos de vegetação arbórea no cenário com todas as áreas de preservação permanente florestais preservadas, exceto as áreas de várzea, com diferentes classes de distância do vizinho mais próximo (ENN), em função da área e dos valores do índice de proximidade dos fragmentos (PROX), calculados para um raio de 1 km a partir do fragmento focal.

Figura 15: Distribuição dos fragmentos de vegetação natural arbórea, em função da forma (SHAPE) e da área (AREA) na paisagem atual e no cenário com todas as áreas de preservação permanente florestais preservadas.

fato de ser uma plantação de eucalipto ou uma cultura de cana-de-açúcar e, a partir do momento em que o indivíduo atingisse um fragmento de vegetação arbórea, ele teria a mesma capacidade de se deslocar novamente pela matriz.

Os resultados obtidos estão sintetizados na Figura 16 e demonstram que as glebas Capetinga Leste e Capetinga Oeste do PEV são as únicas que estariam funcionalmente conectadas para organismos com capacidade de deslocamento pela matriz de cerca de 90 m, porém estão separadas pela rodovia Anhanguera.

Todas as outras glebas do PEV só estão funcionalmente conectadas para organismos que consigam se deslocar cerca de 500 m pelas áreas abertas ou de uso antrópico.

Para a EEJ e EELA a situação não é muito diferente, uma vez que fragmentos presentes no interior da EELA só podem ser alcançados por organismos da EEJ com capacidade de deslocamento em áreas abertas de aproximadamente 500 m. O fragmento “800 Alqueires”, por sua vez, só pode ser alcançado por organismos vindos de outros fragmentos de UCs que tenham capacidade de deslocamento por áreas abertas de cerca de 1.000 m (Figura 16).

As duas UCs de proteção integral da região, o PEV e a EEJ, estariam funcionalmente conectadas pelos remanescentes de vegetação ribeirinha localizados às margens do rio Mogi-Guaçu, mesmo assim, só para organismos com capacidade de deslocamento por áreas não florestais de cerca de 500 m. Os organismos com capacidade de deslocamento por áreas abertas entre 500 e 1000 m seriam capazes de atingir grande parte dos fragmentos da ZA, porém, alguns fragmentos permaneceriam isolados das UCs, bem como boa parte da ZA não seria utilizada por esses organismos (Figura 16).

A análise da conectividade funcional dos fragmentos de vegetação arbórea no cenário com todas as APPs florestais preservadas demonstra que todas as glebas das UCs da paisagem estariam estruturalmente conectadas pelos corredores de vegetação ribeirinha caso a legislação fosse cumprida (Figura 17). Os organismos com capacidade de deslocamento por áreas abertas de 60 m seriam capazes de alcançar os grandes fragmentos localizados ao sul do rio Mogi-Guaçu (Figura 17), enquanto no cenário atual os mesmos fragmentos só seriam alcançados por organismos com capacidade de deslocamento de 200 m (Figura 16). No cenário atual, existem fragmentos relativamente grandes nas regiões nordeste e sudoeste da paisagem, que não seriam alcançados por organismos localizados no interior das UCs com capacidade de deslocamento de até

Figura 16: Mapas resultantes das análises da conectividade funcional dos fragmentos de vegetação arbórea do cenário atual, demonstrando os fragmentos funcionalmente conectados às unidades de conservação (Parque Estadual de Vassununga, Estação Ecológica do Jataí e Estação Experimental de Luis Antônio), em função de diferentes capacidades de deslocamento das espécies pelas áreas não florestais.

Figura 17: Mapas resultantes das análises da conectividade funcional dos fragmentos de vegetação arbórea do cenário com as áreas de preservação permanente florestais restauradas, demonstrando os fragmentos funcionalmente conectados às unidades de conservação (Parque Estadual de Vassununga, Estação Ecológica do Jataí e Estação Experimental de Luis Antônio), em função de diferentes capacidades de deslocamento das espécies pelas áreas não florestais.

1.000 m (Figura 16). Porém estes fragmentos seriam alcançados por organismos capazes de se deslocar pelo menos 1.000 m por áreas abertas, caso as APPs florestais estivessem preservadas ou fossem restauradas (Figura 17).

Modelos de estimativa de riqueza de espécies de aves e probabilidade de ocorrência de espécies focais para os fragmentos de vegetação arbórea

Entre os sete modelos criados para prever a riqueza de espécies de aves nos fragmentos de vegetação arbórea, o que apresentou maior valor de R^2_A (0,394) foi o modelo que possuía os valores de área, CA90 e número de pontos de coleta como variáveis estimadoras (Tabela 7).

A equação obtida para o modelo selecionado foi aplicada aos fragmentos de vegetação arbórea da paisagem da área de estudo, resultando no mapa de previsão de riqueza para a avifauna (Figura 18).

Os maiores fragmentos apresentaram altos valores de riqueza potencial, assim como os fragmentos menores que se encontravam próximos de outros fragmentos, apresentando altos valores de área funcionalmente conectada, como é possível notar na região ao sul da EEJ, nas margens do rio Mogi-Guaçu (Figura 18).

Os menores valores de riqueza potencial foram encontrados nos menores e mais isolados fragmentos, principalmente na região sudeste da área de estudo (Figura 18).

Tabela 7: Parâmetros obtidos para os diferentes modelos preditivos de riqueza de espécies de aves e valores de R^2 e R^2 ajustado (R^2_A) das equações.

Equação	Equação resultante	R^2	R^2_A
Eq.1	$S = 51,573 + 0,930 * \log(\text{Área} + 1)$	0,001	-0,014
Eq.2	$S = 40,823 + 5,417 * [\log(\text{Área} + 1) + \log(\text{CA30} + 1)]$	0,137	0,124
Eq.3	$S = 39,538 + 5,633 * [\log(\text{Área} + 1) + \log(\text{CA60} + 1)]$	0,171	0,158
Eq.4	$S = 36,522 + 6,490 * [\log(\text{Área} + 1) + \log(\text{CA90} + 1)]$	0,250	0,239
Eq.5	$S = 35,800 - 0,092 * [\log(\text{Área} + 1) + \log(\text{CA30} + 1)] + 2,848 * \text{pontos de coleta}$	0,389	0,369
Eq.6	$S = 34,961 + 0,635 * [\log(\text{Área} + 1) + \log(\text{CA60} + 1)] + 2,700 * \text{pontos de coleta}$	0,390	0,371
Eq.7	$S = 32,479 - 2,537 * [\log(\text{Área} + 1) + \log(\text{CA90} + 1)] + 2,295 * \text{pontos de coleta}$	0,413	0,394

Durante o processo de escolha de espécies de aves para geração dos mapas de probabilidade de ocorrência de espécies-alvo, foram selecionadas 9 espécies, sendo que todas apresentam ao menos um registro de ocorrência na área de estudo nos levantamentos de Almeida (2002), Cabral & Brito (2006), Develey et al. (2006), Willis & Oniki (1981) ou Martuscelli & Olmos (1993).

Figura 18: Mapa de riqueza prevista de espécies de aves para os fragmentos de vegetação arbórea da área de entorno do Parque Estadual de Vassununga, da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luís Antônio.

As espécies de aves selecionadas como alvo foram as seguintes:

- *Baryphthengus ruficapillus* (Vieillot, 1818): espécie com aproximadamente 42 cm, presente em matas sombrias (SICK 1988), insetívora de sub-bosque (ALMEIDA 2002) com sensibilidade considerada média (STOTZ et al. 1996). Na área do presente trabalho, foi encontrada em fisionomias de cerrado e floresta estacional semidecidual (DEVELEY et al. 2006),
- *Colaptes melanochloros* (Gmelin, 1788): espécie insetívora (ALMEIDA 2002) com cerca de 26 cm, encontrada em bordas de floresta ombrófila, em florestas deciduais, em florestas de galeria, fisionomias de cerrado e caatinga (SICK 1988). É capaz de utilizar áreas abertas, mas depende de árvores de grande porte no interior de florestas para nidificar, não sendo capaz de utilizar áreas de capoeira e de reflorestamentos de *Pinus* sp. e *Eucaliptus* sp. para reprodução (SICK 1988).

- *Corythopsis delalandi* (Lesson, 1830): espécie com aproximadamente 12 cm (SICK 1988), encontrada em floresta tropical ombrófila e florestas de galeria, com sensibilidade considerada média (STOTZ et al. 1996), insetívora de sub-bosque com população pequena na área de estudo, sendo considerada de interesse ecológico para pesquisas na região (ALMEIDA 2002).
- *Dysithamnus mentalis* (Temminck, 1823): espécie com cerca de 11 cm (SICK 1988), insetívora de sub-bosque, encontrada na região em fragmentos de floresta estacional semidecidual e cerradão (DEVELEY et al. 2006, ALMEIDA 2002), considerada como espécie com sensibilidade média (STOTZ et al. 1996), também considerada de interesse ecológico para pesquisas na região (ALMEIDA 2002).
- *Habia rubica* (Vieillot, 1818): espécie relativamente grande, com cerca de 19,5 cm e 40 g, habita sub-bosque de florestas fechadas (SICK 1988), altamente sensível (STOTZ et al. 1996), onívora de sub-bosque e considerada espécie de interesse ecológico para estudos na região (ALMEIDA 2002).
- *Lochmias nematura* (Lichtenstein, 1823): espécies insetívora, com cerca de 14 cm, que vive constantemente a beira de córregos, principalmente aqueles com vegetação densa (SICK 1988), considerada uma espécie de sensibilidade média, (STOTZ et al. 1996).
- *Mackenziaena severa* (Lichtenstein, 1823): espécie com cerca de 23 cm (SICK 1988) e sensibilidade média, com alta prioridade para investigação e prioridade média para conservação, encontrada em áreas de bosque secundário e bambus (STOTZ et al. 1996).
- *Pyriglena leucoptera* (Vieillot, 1818): espécie com sensibilidade média (STOTZ et al. 1996), insetívora de sub-bosque considerada como de interesse ecológico para pesquisas na região (ALMEIDA 2002), possui cerca de 17 cm (SICK 1988).
- *Xiphorhynchus fuscus* (Vieillot, 1818): espécie insetívora de sub-bosque, altamente sensível encontrada na gleba Capetinga Oeste em levantamento realizado no ano de 2006 (CABRAL & BRITO 2006).

As regressões logísticas mais adequadas para cada espécie utilizaram diferentes parâmetros, sendo que para cinco espécies, a mais adequada foi a regressão com os valores de área estrutural dos fragmentos e CA90 (Tabela 8). As regressões com os outros parâmetros foram selecionadas como as mais adequadas apenas uma vez cada (Tabela 8).

Tabela 8: Parâmetros selecionados para as regressões logísticas de cada espécie-alvo de ave. Valores de qui-quadrado (χ^2) e perda total, obtidos para as regressões logísticas utilizadas para gerar a probabilidade de ocorrência das espécies nos fragmentos de vegetação arbórea da área de estudo (* $p < 0,05$ ** $p < 0,001$).

Espécie	Parâmetros utilizados	χ^2	Perda Total
<i>B. ruficapillus</i>	área estrutural do fragmento	19,08**	27,82
<i>C. melanochloros</i>	área estrutural do fragmento + área de corredores	15,67**	40,52
<i>C. delalandi</i>	área estrutural do fragmento + CA90	9,73*	19,92
<i>D. mentalis</i>	área estrutural do fragmento + CA60	19,06**	40,35
<i>H. rubica</i>	área estrutural do fragmento + CA90	7,43*	27,97
<i>L. nematura</i>	área estrutural do fragmento + CA90	11,54**	12,04
<i>M. severa</i>	área estrutural do fragmento + CA30	29,22**	14,68
<i>P. leucoptera</i>	área estrutural do fragmento + CA90	6,52*	45,00
<i>X. fuscus</i>	área estrutural do fragmento + CA90	7,07*	34,70

A aplicação das equações dos modelos de probabilidade de ocorrência das espécies-alvo nos fragmentos da área de estudo resultou em mapas com valores de probabilidade de ocorrência de cada espécie, para cada fragmento da paisagem (Figura 19).

É possível notar uma grande variação nos valores de probabilidades de ocorrência para as diferentes espécies. As espécies *C. delalandi* e *M. severa* são as que apresentam maior número de fragmentos com valores máximos de probabilidade de ocorrência (entre 80 e 100%), enquanto as espécies *H. rubica* e *X. fuscus* não apresentam valores máximos de probabilidade em nenhum fragmento da paisagem, estando seus maiores valores entre 60 e 80% (Figura 19).

Os fragmentos que apresentaram ao menos cinco espécies-alvo com valores de probabilidade de ocorrência maiores que 40% foram selecionados como sendo fragmentos importantes na ZA (Figura 20) por serem potencialmente abrigo de espécies sensíveis na paisagem.

A seleção dos fragmentos de vegetação florestal em função das métricas de paisagem selecionou fragmentos potencialmente importantes na paisagem. Foram selecionados os maiores fragmentos (>200 ha) e os fragmentos de tamanho intermediário (entre 50 e 200 ha), porém com valores elevados de PROX (>100) por estarem em um contexto com outros fragmentos no entorno, apresentando potencial para sustentar uma maior diversidade do que fragmentos pequenos e isolados (Figura 21).

A soma dos fragmentos selecionados pelos modelos de probabilidade de ocorrência de espécies de aves, com os fragmentos selecionados pelas métricas de paisagem e pelo modelo de previsão de riqueza de espécies de aves, resultou no mapa de fragmentos potencialmente importantes para manutenção da biodiversidade na paisagem (Figura 22). Com isso, esses fragmentos devem receber maior atenção durante a criação e gestão da ZA.

Figura 19: Mapas com a probabilidade de ocorrência das espécies-alvo nos fragmentos de vegetação arbórea da área de estudo.

Figura 20: Número de espécies-alvo de aves com probabilidade de ocorrência superior a 40% nos fragmentos de vegetação arbórea na área de entorno do Parque Estadual de Vassununga, da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luis Antônio, no Estado de São Paulo.

Figura 21: Fragmentos de vegetação arbórea, potencialmente importantes para a manutenção da biodiversidade, selecionados pelos valores de métricas de paisagem (AREA e PROX calculado para um raio de 1 km), na área de entorno do Parque Estadual de Vassununga, da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luis Antonio, no Estado de São Paulo.

Figura 22: Fragmentos de vegetação arbórea selecionados como importantes, por critérios de métricas de paisagem (área ≥ 200 ha ou área entre 50 e 200 ha com valores de PROX ≥ 100) e probabilidade de ocorrência de espécies-alvo de aves (probabilidade de ocorrência $\geq 40\%$ para 5 ou mais espécies) na área de entorno do Parque Estadual de Vassununga, da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luis Antonio, no Estado de São Paulo.

Discussão

A delimitação da ZA de uma UC deve levar em conta não só aspectos ambientais, como também aspectos sociais e econômicos. Para iniciar o processo de delimitação, sugere-se partir do raio de 10 km (IBAMA 2002), porém em muitos casos pode ser necessário ampliar esse limite para garantir a manutenção de todos os processos ecológicos das UCs (VILHENA 2002).

Os limites da ZA também podem ser reduzidos, caso o entorno da UC apresente uma situação favorável à sua manutenção. A redução do limite da ZA pode parecer uma alternativa atraente, principalmente do ponto de vista da necessidade contratação de pessoa para estabelecer uma equipe responsável pela gestão e fiscalização da ZA.

Em uma situação na qual o limite da ZA seja inferior aos 10 km, deve ser mantida a consulta aos gestores das UCs, no caso de qualquer atividade que possa ocasionar impacto ambiental dentro do raio de 10 km do limite das UC, bem como as atividades dentro da ZA devem seguir as regulamentações do plano de manejo da UC, mesmo que o limite da ZA seja superior a 10 km (WIEDMANN 2006, OLIVA 2003).

No caso da área de entorno do PEV, optou-se por estender os limites da área mapeada para abranger as cabeceiras do rio Bebedouro, visando garantir a proteção de um importante corpo d'água que faz limite com a UC.

Os limites da ZA ainda não estão definidos e a discussão a seguir fornecerá um diagnóstico da paisagem na qual estão inseridas as três UCs, para auxiliar os gestores durante o processo de delimitação, regulamentação e elaboração de programas de recuperação da ZA.

A área mapeada apresenta diversos problemas ambientais que podem comprometer o estabelecimento de uma ZA que cumpra seu papel de reduzir os impactos das atividades antrópicas sobre as UCs.

A presença de atividades causadoras de impactos ambientais no entorno do PEV e da EEJ já foi identificada por outros autores (KORMAN & PIVELLO 2006, PIRES et al. 2000a, PIRES et al. 2000c, SHIDA & PIVELLO 2006, SHIDA & PIVELLO 2002, MANTOVANI 2001), e podem afetar a manutenção da biodiversidade de formas muito distintas.

As atividades de mineração, muitas delas presentes na borda da EEJ, podem contribuir para a degradação dos recursos hídricos pelo escoamento de resíduos, provocando assoreamento dos corpos d'água, aumentando a turbidez da água pela emissão de material particulado, além da perda de solo orgânico e poluição com óleos e graxas (SILVA 2002, PIRES 1995). A presença de indústrias na região também se revela em forte ameaça para os recursos hídricos, uma vez que a vinhaça produzida pela usina de açúcar e álcool possui altos teores de potássio e cromo, podendo causar poluição térmica das águas, enquanto a indústria de papel e celulose pode despejar resíduos com alta carga de matéria orgânica, elevando a demanda bioquímica de oxigênio dos corpos d'água, além de conter sólidos em suspensão e produzir grandes quantidades de lodo (SILVA 2002).

Ao suprimir a vegetação das APPs dos corpos d'água, além de se promover a redução de área de remanescentes naturais, provoca-se um aumento do aporte de resíduos de agrotóxicos nos corpos d'água, pois não existe mais a vegetação ribeirinha capaz de reter e absorver estes resíduos (SIMÕES et al. 2002, XIANG 1996). Assim, ocorre o aumento da concentração de metais pesados nos corpos d'água, presentes na composição dos produtos agrícolas, que podem causar a morte de diversos organismos, pelo processo de acumulação biológica (ALHO 2005, PIRES 1995). Larvas de insetos da família Chironomidae, coletadas durante os anos de 2001, 2005 e 2006 em córregos dentro de glebas do PEV, mas que tinham parte de seu leito a montante em áreas de cultura de cana-de-açúcar, apresentaram deformações (F.O. Roque com. pess. 2007) que estão associadas à presença de metais pesados na água (SMA 2007), demonstrando que está ocorrendo um processo de contaminação dos corpos d'água no interior das UCs, por resíduos de insumos agrícolas.

A presença de um depósito de lixo próximo à EEJ se revela como mais uma ameaça ambiental, pois, quando esse material entra em processo de decomposição, libera substâncias químicas tóxicas que podem causar contaminação do solo, subsolo e dos recursos hídricos, caso não seja depositado em aterros sanitários (PIMENTEIRA et al. 2005). No caso do depósito de lixo presente próximo à UC, existem animais silvestres e domésticos se alimentando dos resíduos que são depositados diretamente em buracos no solo.

A presença de espécies exóticas invasoras é uma ameaça à biodiversidade presente nas UCs, principalmente pelo fato de serem espécies altamente agressivas como as espécies

de gramíneas dos gêneros *Urochloa* e *Melinis* (PIVELLO et al. 1999a, PIVELLO et al. 1999b) e das abelhas do gênero *Apis* (PIVELLO & KORMAN 2006).

Em muitos casos de invasão biológica, ocorre a substituição das espécies nativas pelas invasoras, pelo processo de exclusão competitiva (PETENON 2006), reduzindo a biodiversidade da área invadida. O processo reprodutivo de espécies vegetais também pode ser afetado pela presença de *Apis* spp., pois estas abelhas podem alterar a estrutura genética de populações vegetais ao promover maiores níveis de auto-fecundação (GOULSON 2003) e freqüentemente provocam um decréscimo na taxa de visitação floral por polinizadores nativos por meio de exclusão competitiva (KATO et al. 1999, DUPONT et al. 2004).

As UCs da região se encontram em uma paisagem com alto grau de fragmentação dos remanescentes naturais e com grande número de remanescentes pequenos. Alguns autores sugerem que, abaixo de um limiar de porcentagem de vegetação natural remanescente (entre 30 e 20 %), os efeitos da fragmentação dos habitats se tornam mais importantes do que os efeitos da perda de habitat. Com isso, a configuração espacial se torna mais importante do que a área dos remanescentes, para a manutenção da biodiversidade (ANDRÉN 1994, FAHRIG 2003).

Nesse contexto de fragmentação, a zona de amortecimento de UCs, além de reduzir os efeitos das atividades humanas sobre a UC, deve permitir o fluxo biológico entre os fragmentos, permitindo a manutenção de populações viáveis das espécies presentes na região, por meio de uma rede de fragmentos, atuando como complemento às UCs.

A abordagem de ecologia de paisagens no auxílio ao planejamento da conservação vem ganhando espaço nos últimos anos (JONGMAN 1995, WIKRAMANAYAKE 2004, KORMAN 2003, KORMAN & PIVELLO 2006), e embasou diversas etapas do processo de estabelecimento das diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo (METZGER et al. 2008b), se mostrando ferramentas importantes, principalmente na ausência de dados biológicos.

A maior parte dos remanescentes de vegetação natural apresenta áreas pequenas e insuficientes para manter populações viáveis de muitas espécies presentes na área de estudo, como alguns mamíferos de médio e grande porte – *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), *Puma concolor* (onça-parda), *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira) – encontrados na região e que apresentam áreas de vida extensas e capacidade

de atravessar as áreas antropizadas (MANTOVANI 2001, LYRA-JORGE & PIVELLO 2006, MIOTTO et al. 2007, LYRA-JORGE 2007). Porém, esses pequenos remanescentes são importantes pois atuam como complemento às áreas de habitat e refúgio para estas espécies de vida ampla durante o deslocamento pelas áreas antropizadas (MANTOVANI 2001).

Além disso, alguns destes fragmentos se encontram muito próximos de outros e num contexto com outros fragmentos no raio de 1 km. Esta combinação de fatores pode fazer com que esses fragmentos atuem como trampolins biológicos, facilitando a locomoção de espécies com baixa capacidade de deslocamento pelas áreas antropizadas, como *Leopardus pardalis* (jaguaririca), promovendo assim um aumento da conectividade funcional da paisagem (LOPES & MANTOVANI 2005).

Os trampolins biológicos são de fundamental importância para a manutenção da biodiversidade da paisagem, pois podem sustentar populações de invertebrados, promover o fluxo de indivíduos capazes de sobreviver em fragmentos menores (BODIN et al. 2006, MANNING et al. 2006), bem como beneficiar espécies de aves florestais que apresentam resistência para cruzar áreas abertas (BELISLE et al. 2001), que constituiriam populações isoladas caso estivessem muito distantes de outros fragmentos, dificultando a manutenção de metapopulações (METZGER 2006).

Os grandes fragmentos presentes na área de estudo que não estão muito distantes de outros fragmentos (valores altos de PROX e baixos de ENN), são extremamente importantes na manutenção de populações dos grandes mamíferos e de aves de áreas de vida ampla (ALMEIDA 2002, MANTOVANI 2001), além de atuarem como fontes de indivíduos para colonização de fragmentos menores (ALMEIDA 2002, METZGER 2006). Estes fragmentos são principalmente representados pelos remanescentes encontrados dentro das UCs.

Para que a ZA das UCs presentes na área de estudo atue promovendo a manutenção das espécies que ocorrem no interior das UCs, é importante que os grandes fragmentos possuam outros remanescentes de vegetação em seu entorno, facilitando o deslocamento e permitindo que os animais tenham acesso a recursos ao longo das diferentes estações do ano. A fenologia das espécies de frutos carnosos da comunidade vegetal presente na gleba Cerrado Pé de Gigante do PEV apresenta picos de floração e frutificação nos meses de novembro a fevereiro (VIDAL 2007), gerando épocas de maior

disponibilidade de recursos e épocas de escassez de recursos para a fauna frugívora e granívora, ressaltando a importância da presença de fragmentos que ampliem a área disponível para a busca de recursos durante épocas com menor densidade e disponibilidade de recursos alimentares, como no caso das grandes aves frugívoras presentes na paisagem (*Penelope superciliaris* e *Trogon surrucura*) e que estão ameaçadas de extinção e acabam desaparecendo pela limitação de recursos alimentares (ALMEIDA 2002).

A paisagem também apresenta problemas no que diz respeito às funções da ZA em atuar como fonte alternativa de recursos aos organismos biológicos em épocas de escassez e de facilitar o deslocamento de organismos entre os remanescentes de vegetação natural, uma vez que existe uma baixa porcentagem de vegetação natural remanescente e os fragmentos são, em sua maior parte, pequenos e estão isolados das UC por distâncias superiores a 1 km (Figura 16).

O incremento de área dos remanescentes de vegetação natural obtido com a restauração das APPs não faria com que a estrutura da paisagem superasse o limiar de 30 % de vegetação natural na paisagem, a partir do qual a área de remanescentes é mais importante do que a estrutura da paisagem, pois passaria de 26,7 % para 29,3 % da paisagem com vegetação natural. No entanto, o cenário aqui hipotetizado, em que todas as APPs estão preservadas em sua vegetação natural, resultando em uma diminuição numérica de fragmentos de vegetação natural e aumento da conectividade (aumento nos valores de PROX e redução dos valores de ENN), demonstra que a estrutura da paisagem apresentaria uma situação muito mais favorável à manutenção da biodiversidade caso a legislação fosse cumprida e as APPs fossem restauradas.

Além do incremento dos valores de AREA e PROX, a redução dos valores de SHAPE para o cenário de APPs restauradas indica que, apesar de grande parte da restauração ocorrer linearmente ao longo dos corpos d'água, haveria uma melhoria no formato dos fragmentos de vegetação, provavelmente devido ao alargamento das pequenas manchas de vegetação ao longo dos corpos d'água que, em muitos casos se encontram mais estreitas do que o determinado pela legislação.

O incremento de área e conectividade dos remanescentes naturais, independentemente da fisionomia, beneficiaria espécies que dependem dos recursos tanto de vegetação arbórea quanto de vegetação herbácea, como é o caso de grande parte das espécies do

Domínio do Cerrado (SILVA & BATES 2002). Algumas destas espécies presentes na região de estudo parecem ser mais frequentes nos remanescentes de vegetação arbórea associados a áreas de vegetação mais aberta no entorno (CIOCHETI et. al. 2007, SILVEIRA 1999, MANTOVANI 2001).

A restauração das áreas florestais em APPs também refletiria em um menor número de fragmentos e maior área florestal na paisagem, bem como valores mais altos de PROX, mesmo para os fragmentos com distância do vizinho mais próximo superior a 180 m, sugerindo um entorno com mais remanescentes florestais. Além disso, grande parte dos fragmentos florestais do cenário restaurado apresentaram valores baixos do índice SHAPE (Figura 15), indicando uma melhoria em sua forma, que fica evidente com a menor correlação entre os valores de AREA e SHAPE no cenário restaurado (Tabela 6), quando comparado com a paisagem atual (Tabela 3).

As mudanças proporcionadas pela restauração das áreas florestais de APPs seriam importantes para a manutenção de diversas espécies dependentes de habitat florestal, como é o caso da maior parte das espécies de aves e mamíferos do cerrado (SILVA 2001). A restauração das APPs florestais também seria extremamente importante para as espécies de habitat exclusivamente florestal, que não são capazes de utilizar áreas de vegetação natural herbácea ou áreas antropizadas para a obtenção de recursos. Muitas das espécies de habitat exclusivamente florestal possuem baixa capacidade de deslocamento em matrizes abertas e, em muitos casos, são espécies intolerantes aos efeitos de borda e a áreas que não apresentam dossel fechado, sendo incapazes de sair do interior de um fragmento para atingir os fragmentos vizinhos (ALMEIDA 2002). Espécies de aves insetívoras de sub-bosque presentes nas UCs da região, por exemplo, estão entre aquelas muito ameaçadas pela fragmentação de habitats, por apresentarem limitações de deslocamento na matriz (ALMEIDA 2002, SEKERCIOGLU et al. 2002). Tanto as espécies com baixa capacidade de deslocamento na matriz quanto aquelas que não são capazes de cruzar a matriz, porém são tolerantes aos efeitos de borda e capazes de se locomover por corredores de floresta ribeirinha, seriam beneficiadas pelo aumento da conectividade estrutural dos fragmentos florestais com a restauração das APPs (MAGURA 2001).

Além dos benefícios para a dispersão dos organismos terrestres, a restauração das APPs seria importante para a redução do assoreamento dos corpos d'água, na retenção de parte dos agrotóxicos utilizados nas atividades antrópicas que são carregados no processo

de lixiviação, manutenção da temperatura dos corpos d'água e facilitação da dispersão de sementes (KORMAN & PIVELLO 2006), promovendo melhoria da qualidade da água e manutenção dos organismos aquáticos. Resultados recentes obtidos em levantamentos de ictiofauna na região noroeste do estado de São Paulo demonstraram que córregos com floresta ribeirinha preservada não possuíam espécies invasoras de peixes, enquanto todos os córregos da mesma região que apresentavam a floresta ribeirinha degradada possuíam espécies invasoras de peixes, demonstrando que havia um desequilíbrio nos ambientes alterados (L. Casatti com. pess. 2007).

A recuperação e o alargamento das florestas ribeirinhas também contribuiriam para a manutenção de diferentes habitats, abrigando formações sujeitas aos alagamentos e formações não alagáveis, atuando como elementos chave para a manutenção da biodiversidade, principalmente em paisagens com baixa porcentagem de vegetação natural (METZGER et al. 1997).

Devido à falta de conhecimento biológico a respeito dos fragmentos localizados no entorno das UCs, foi utilizada a técnica de modelagem preditiva de distribuição de espécies para identificar, em meio ao grande número de fragmentos, as áreas com maior potencial de manutenção da biodiversidade na paisagem. Como grande parte do estado de São Paulo apresenta menos de 20% de cobertura de vegetação natural (NALON et al. 2008), provavelmente a configuração da paisagem está influenciando a diversidade de espécies presentes nessas regiões.

O uso de valores de riqueza, independentemente das características ecológicas das espécies, pode gerar algumas interferências nos modelos. Os fragmentos pequenos, como é o caso de muitos fragmentos do banco de dados, podem ter seus valores de riqueza aumentados por espécies de áreas abertas presentes nas bordas dos fragmentos. Os grandes fragmentos florestais, por sua vez, podem apresentar valores de riqueza inferiores aos pequenos fragmentos, pois as coletas realizadas no interior dos mesmos apresentariam apenas espécies de habitat florestal, não detectando espécies de áreas abertas que são encontradas mais nas bordas dos fragmentos. Alguns trabalhos já demonstraram um efeito de aumento de riqueza de espécies, devido ao aumento da heterogeneidade do habitat como consequência do efeito de borda gerado pela fragmentação da vegetação (MURCIA 1995, ROSENBERG & RAPHAEL 1986).

Outro fator importante a ser levado em consideração é o fato de que a riqueza dos fragmentos que compõem o banco de dados pode não refletir a capacidade real de manutenção de riqueza desses fragmentos. A comunidade de aves pode apresentar uma composição semelhante àquela encontrada antes do processo de fragmentação, sendo que o real efeito do isolamento e da perda de habitat só será refletido na comunidade após algumas gerações dos organismos que a compõem (UEZU 2006, METZGER 1998, EWERS & DIDHAM 2006). A paisagem da área de estudo possui alguns fragmentos que estão isolados desde a década de 1960. Porém, o processo mais drástico de perda de vegetação natural e isolamento de grandes fragmentos na região ocorreu após 1972 (SHIDA 2006). Com isso, as aves encontradas nos fragmentos da paisagem analisada, assim como as aves encontradas nos levantamentos do banco de dados, podem refletir a situação da paisagem antes do processo de fragmentação. Os esforços de melhoria da estrutura da paisagem podem evitar uma perda de espécies que pode estar ocorrendo em função dos processos de fragmentação e perda de habitats das décadas passadas.

O modelo de previsão de riqueza de espécies de aves obtido possui uma baixa capacidade de explanação dos dados presentes no banco de dados ($R^2_A = 0,39$), principalmente por não levar em consideração fatores como complexidade estrutural e qualidade da vegetação dos fragmentos.

Apesar disso, o fato do melhor modelo ser aquele que leva em consideração os parâmetros de área e conectividade dos fragmentos, indica que os parâmetros da estrutura da paisagem podem estar influenciando a riqueza de espécies de aves presentes nas áreas amostradas como já identificado por diversos autores (PAVLACKY & ANDERSON 2007).

A aplicação do modelo nos fragmentos de vegetação arbórea da área de estudo apresentou valores de riqueza prevista inferiores aos valores obtidos em diversos levantamentos realizados no PEV, na EEJ e em alguns fragmentos próximos às UCs (DEVELEY et al. 2006, ALMEIDA 2002, CABRAL & BRITO 2006). Os baixos valores de riqueza prevista podem ser explicados pelo uso de valores de riqueza média (inferiores aos valores de riqueza dos fragmentos), durante a criação dos modelos, como forma de reduzir a diferença de esforço amostral entre os levantamentos do banco de dados. Os levantamentos de Develey et al. (2006), Cabral & Brito (2006) e Almeida (2007) foram realizados em fragmentos que apresentam grande heterogeneidade de

habitats, com fisionomias de campo, florestais e áreas de várzea, contribuindo para a presença de um grande número de espécies de habitats distintos (DEVELEY 2006, ALMEIDA 2002). Contudo, como as variáveis do modelo e o mapeamento dos fragmentos do entorno das UCs não possuem informações acerca da heterogeneidade ambiental, não é possível utilizar esses fatores para extrapolar os valores de riqueza de espécies para a paisagem estudada.

Os resultados obtidos com a aplicação do modelo de previsão de riqueza de espécies de aves na área de estudo não devem ser vistos como estimativas precisas de riqueza dos fragmentos da paisagem, mas sim como um indicador do potencial de um fragmento abrigar espécies de aves, em função de seus parâmetros de área e conectividade.

Os resultados obtidos para os modelos de probabilidade de ocorrência das espécies-alvo de aves, nos fragmentos de vegetação arbórea, se mostraram coerentes com algumas informações sobre as características ecológicas das espécies. As duas espécies consideradas altamente sensíveis, *H. rubica* e *X. fuscus*, foram as únicas que não apresentaram valores acima de 80% de probabilidade de ocorrência na paisagem. As espécies *C. delalandi* e *M. severa* foram as que apresentaram maior número de fragmentos com valores máximos de probabilidade de ocorrência e são também duas espécies de sensibilidade média, encontradas, respectivamente, em florestas de galerias e bosques secundários e bambuzais, provavelmente estando adaptados às condições do entorno das UCs. *B. ruficapillus* e *C. melanochloros* apresentaram como melhores modelos os que utilizavam apenas o valor da área estrutural do fragmento e a área estrutural do fragmento somada à área de corredores, respectivamente. *B. ruficapillus*, freqüentemente encontrada em fisionomias de cerrado e floresta estacional semidecidual, principalmente em matas escuras (SICK 1988), deve apresentar dificuldade em se deslocar por áreas mais abertas, tendo esse comportamento refletido no processo de seleção de seus modelos, com a área de corredores e de fragmentos do entorno sendo desconsiderada de seus modelos. Como *C. melanochloros* é encontrada em bordas de floresta ombrófila e em florestas decíduais, sendo capaz de utilizar áreas abertas (SICK 1988), a seleção do modelo com apenas a área do fragmento e a área de corredores também se mostrou coerente às características ecológicas da espécie, uma vez que os indivíduos são capazes de obter alimento em áreas abertas, dependendo da vegetação florestal para reprodução, sugerindo que fragmentos menores de vegetação

arbórea podem suportar alguns indivíduos, não necessitando de extensas áreas conectadas.

Devido aos resultados coerentes apresentados pelos modelos de probabilidade de ocorrência das espécies-alvo de aves, eles também foram utilizados como indicadores de qualidade potencial dos fragmentos, juntamente com os fragmentos selecionados por altos valores de riqueza e pelos valores das métricas da paisagem.

Neste estudo, a seleção dos fragmentos importantes da paisagem, baseada nos valores de métricas da paisagem, foi realizada considerando-se que os maiores fragmentos possuem um maior potencial de manter uma maior biodiversidade, além de atuarem como áreas fonte para colonização de outros fragmentos da ZA. Já os fragmentos intermediários foram selecionados por estarem em um contexto com outros fragmentos no entorno que podem atuar como áreas complementares de habitat e como facilitadores da locomoção dos organismos pela paisagem.

Os fragmentos selecionados pela soma dos três critérios (métricas de paisagem, riqueza potencial de aves e probabilidade de ocorrência de espécies-alvo de aves) podem ser considerados como fragmentos importantes para manutenção da biodiversidade da paisagem como um todo, atuando como uma rede de pequenas reservas. Portanto, as ações de manejo da ZA devem ser planejadas objetivando a manutenção e proteção desses fragmentos, bem como o aumento da conectividade dos mesmos com as UCs e os outros fragmentos da paisagem.

É importante ressaltar que os fragmentos responsáveis pela conexão entre as glebas das UCs (Figura 16), mesmo que apenas para espécies com grande capacidade de deslocamento, devem ser considerados como importantes para a manutenção da biodiversidade na paisagem. Apesar de não terem sido selecionados pelos três critérios indicadores, esses fragmentos devem ser alvos de ações de proteção, pois são a forma mais fácil de conectar as três UCs e proporcionarão um incremento da conectividade de grande parte dos fragmentos da paisagem caso seja realizada a restauração florestal das APPs (Figura 17).

Uma vez que a indicação dos fragmentos chave realizada neste trabalho foi baseada em métricas de estrutura da paisagem e modelos de distribuição de espécies, durante o planejamento das ações de manejo devem ser feitas visitas aos fragmentos para verificar

a real situação da vegetação, bem como assegurar que a área e o entorno do fragmento ainda é o mesmo utilizado no processo de seleção.

Considerações finais

A análise da paisagem na qual estão inseridas a EEJ, a EELA e o PEV revelou uma baixa porcentagem de vegetação natural remanescente, com um grande número de fragmentos inferiores a 50 ha. Os maiores fragmentos, representados pelas UCs, estão funcionalmente isolados para muitos organismos que não possuem grande capacidade de locomoção por áreas antropizadas.

Neste cenário de baixa porcentagem de vegetação natural e de elevado grau de isolamento dos fragmentos, diversas atividades geradoras de impactos ambientais e o desrespeito a legislação de áreas de preservação permanente contribuem com a degradação ambiental das UCs.

Alguns fragmentos podem contribuir com a manutenção da biodiversidade da paisagem, formando uma rede de remanescentes capaz de ampliar a área de habitat para muitas espécies, bem como facilitar o fluxo biológico. Muitos desses fragmentos estão sob controle de proprietários particulares e necessitam de ações de proteção e incremento da conectividade para que possam auxiliar na manutenção da biodiversidade.

Tendo em vista a situação da ZA, no momento da implementação do plano de manejo, os esforços devem ser voltados para a conscientização e negociação com os proprietários de terras do entorno das UCs, bem como deve ser promovida a restauração florestal na região de nascentes, visando o incremento da conectividade dos fragmentos chave da paisagem.

Anexo 1

Pontos de impacto ambiental identificados na área de estudo com suas respectivas classe de impacto e coordenadas geográficas (Projeção Universal Transversa de Mercator, Zona 23 sul, Datum SAD-69).

Classe de impacto	Número do ponto	Coordenadas UTM	
		X	Y
1 - Construção em área de preservação permanente	7	223936	7593452
1 - Construção em área de preservação permanente	8	223783	7593482
1 - Construção em área de preservação permanente	23	231192	7594002
1 - Construção em área de preservação permanente	25	229110	7596594
1 - Construção em área de preservação permanente	35	232051	7594189
1 - Construção em área de preservação permanente	36	232922	7592906
1 - Construção em área de preservação permanente	38	233146	7593242
1 - Construção em área de preservação permanente	41	229678	7592453
1 - Construção em área de preservação permanente	43	228307	7593417
1 - Construção em área de preservação permanente	47	225930	7593855
1 - Construção em área de preservação permanente	48	224769	7593435
1 - Construção em área de preservação permanente	59	234174	7589074
1 - Construção em área de preservação permanente	71	238448	7587569
1 - Construção em área de preservação permanente	84	233988	7590346
1 - Construção em área de preservação permanente	85	233716	7590616
1 - Construção em área de preservação permanente	120	228810	7587616
1 - Construção em área de preservação permanente	147	222833	7596306
1 - Construção em área de preservação permanente	158	233894	7601904
1 - Construção em área de preservação permanente	169	204324	7607189
1 - Construção em área de preservação permanente	183	196668	7610989
1 - Construção em área de preservação permanente	184	197067	7611190
1 - Construção em área de preservação permanente	186	198175	7609895
1 - Construção em área de preservação permanente	188	199238	7610280
1 - Construção em área de preservação permanente	189	201838	7607326
1 - Construção em área de preservação permanente	190	202412	7608013
1 - Construção em área de preservação permanente	191	206060	7608022
1 - Construção em área de preservação permanente	192	206187	7607342
1 - Construção em área de preservação permanente	193	208341	7606075
1 - Construção em área de preservação permanente	194	208950	7605468
1 - Construção em área de preservação permanente	196	208429	7603369
1 - Construção em área de preservação permanente	197	209065	7603398
1 - Construção em área de preservação permanente	198	207609	7602796
1 - Construção em área de preservação permanente	199	208601	7601901
1 - Construção em área de preservação permanente	201	211558	7597850
1 - Construção em área de preservação permanente	202	212237	7599012
1 - Construção em área de preservação permanente	203	213605	7598821
1 - Construção em área de preservação permanente	204	214171	7598564
1 - Construção em área de preservação permanente	205	218357	7597453
1 - Construção em área de preservação permanente	206	219206	7596693
1 - Construção em área de preservação permanente	233	196315	7610104
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	3	224832	7593488
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	19	232045	7594407
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	34	234806	7597683
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	39	230008	7592802
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	44	230581	7592379

Anexo 1: Continuação

2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	54	227799	7594916
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	57	232527	7592362
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	67	236515	7587621
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	80	234276	7589417
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	89	240042	7588818
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	90	225090	7591557
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	123	241531	7590023
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	207	222311	7596323
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	220	224787	7598663
2 - Cultura agrícola em área de preservação permanente	225	205801	7623847
3 - Pastagem em área de preservação permanente	27	227893	7595513
3 - Pastagem em área de preservação permanente	30	233834	7596751
3 - Pastagem em área de preservação permanente	55	229923	7591703
3 - Pastagem em área de preservação permanente	56	229692	7591821
3 - Pastagem em área de preservação permanente	70	238838	7587269
3 - Pastagem em área de preservação permanente	73	239160	7587908
3 - Pastagem em área de preservação permanente	81	236106	7588066
3 - Pastagem em área de preservação permanente	88	233613	7592919
3 - Pastagem em área de preservação permanente	200	208635	7598121
3 - Pastagem em área de preservação permanente	218	200567	7608873
3 - Pastagem em área de preservação permanente	219	204599	7606175
4 - Floresta ribeirinha degradada	10	224697	7595565
4 - Floresta ribeirinha degradada	12	227164	7597228
4 - Floresta ribeirinha degradada	13	227675	7596811
4 - Floresta ribeirinha degradada	14	227090	7596769
4 - Floresta ribeirinha degradada	15	227645	7596683
4 - Floresta ribeirinha degradada	20	231523	7597419
4 - Floresta ribeirinha degradada	22	226426	7592761
4 - Floresta ribeirinha degradada	24	230596	7593466
4 - Floresta ribeirinha degradada	26	229224	7595254
4 - Floresta ribeirinha degradada	33	234702	7597364
4 - Floresta ribeirinha degradada	49	226580	7597153
4 - Floresta ribeirinha degradada	50	233187	7593270
4 - Floresta ribeirinha degradada	63	233875	7587372
4 - Floresta ribeirinha degradada	64	234431	7587929
4 - Floresta ribeirinha degradada	72	238989	7587923
4 - Floresta ribeirinha degradada	82	234522	7590461
4 - Floresta ribeirinha degradada	86	234346	7592614
4 - Floresta ribeirinha degradada	87	234547	7592581
4 - Floresta ribeirinha degradada	91	224375	7597218
4 - Floresta ribeirinha degradada	102	213251	7617425
4 - Floresta ribeirinha degradada	105	208718	7623047
4 - Floresta ribeirinha degradada	106	205906	7625561
4 - Floresta ribeirinha degradada	110	219063	7586218
4 - Floresta ribeirinha degradada	111	226591	7591737
4 - Floresta ribeirinha degradada	112	224585	7590612
4 - Floresta ribeirinha degradada	113	226933	7589916
4 - Floresta ribeirinha degradada	114	227453	7589202
4 - Floresta ribeirinha degradada	116	225130	7588170
4 - Floresta ribeirinha degradada	118	230174	7589759
4 - Floresta ribeirinha degradada	121	228573	7585408
4 - Floresta ribeirinha degradada	122	238435	7590019
4 - Floresta ribeirinha degradada	124	239853	7590871

Anexo 1: Continuação

4 - Floresta ribeirinha degradada	125	239153	7592902
4 - Floresta ribeirinha degradada	126	236865	7594363
4 - Floresta ribeirinha degradada	127	238814	7602681
4 - Floresta ribeirinha degradada	129	237463	7601101
4 - Floresta ribeirinha degradada	130	238517	7599784
4 - Floresta ribeirinha degradada	131	239199	7600031
4 - Floresta ribeirinha degradada	132	241278	7600610
4 - Floresta ribeirinha degradada	134	242119	7600323
4 - Floresta ribeirinha degradada	135	239848	7598506
4 - Floresta ribeirinha degradada	136	240758	7597483
4 - Floresta ribeirinha degradada	137	240752	7596036
4 - Floresta ribeirinha degradada	138	241321	7595365
4 - Floresta ribeirinha degradada	139	239827	7593893
4 - Floresta ribeirinha degradada	140	240627	7592752
4 - Floresta ribeirinha degradada	141	243125	7595648
4 - Floresta ribeirinha degradada	144	229531	7601567
4 - Floresta ribeirinha degradada	145	227534	7611125
4 - Floresta ribeirinha degradada	151	212948	7594873
4 - Floresta ribeirinha degradada	153	214309	7591620
4 - Floresta ribeirinha degradada	155	232497	7602569
4 - Floresta ribeirinha degradada	156	235604	7602491
4 - Floresta ribeirinha degradada	160	236073	7598029
4 - Floresta ribeirinha degradada	161	236325	7600093
4 - Floresta ribeirinha degradada	162	236658	7599516
4 - Floresta ribeirinha degradada	163	240097	7592639
4 - Floresta ribeirinha degradada	164	241951	7590853
4 - Floresta ribeirinha degradada	166	242345	7593226
4 - Floresta ribeirinha degradada	208	226244	7593161
4 - Floresta ribeirinha degradada	216	223172	7604063
4 - Floresta ribeirinha degradada	217	201325	7612561
4 - Floresta ribeirinha degradada	221	223796	7593335
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	28	227938	7595216
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	40	230364	7593078
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	42	229039	7592922
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	45	228573	7593685
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	46	226488	7594329
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	51	225361	7593572
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	53	224364	7593308
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	66	235958	7588049
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	68	236877	7587196
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	75	238603	7587899
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	76	237691	7587169
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	79	234717	7588782
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	83	234322	7589722
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	172	206749	7607159
5 - Construção e cultura agrícola em área de preservação permanente	174	215400	7597901
6 - Área de mineração	37	233096	7592870
6 - Área de mineração	74	238529	7587654
6 - Área de mineração	77	237036	7587304
6 - Área de mineração	94	229008	7615261
6 - Área de mineração	103	213390	7621637
6 - Área de mineração	149	198456	7606681
6 - Área de mineração	168	204301	7607733

Anexo 1: Continuação

6 - Área de mineração	170	201730	7607691
6 - Área de mineração	171	205861	7608155
6 - Área de mineração	173	207908	7607423
6 - Área de mineração	175	207887	7601868
6 - Área de mineração	176	200058	7606283
6 - Área de mineração	177	201218	7610207
6 - Área de mineração	178	196132	7608826
6 - Área de mineração	179	195602	7609239
6 - Área de mineração	180	195836	7609791
6 - Área de mineração	181	195105	7608775
6 - Área de mineração	185	197353	7610257
6 - Área de mineração	187	198642	7609786
6 - Área de mineração	195	208696	7603886
6 - Área de mineração	232	197942	7608378
7 - Córrego assoreado	9	223919	7595602
7 - Córrego assoreado	11	229757	7600167
7 - Córrego assoreado	21	231646	7596720
7 - Córrego assoreado	58	233717	7588769
7 - Córrego assoreado	61	233394	7588188
7 - Córrego assoreado	65	234979	7587445
7 - Córrego assoreado	95	225483	7617254
7 - Córrego assoreado	96	225587	7617547
7 - Córrego assoreado	97	225925	7617899
7 - Córrego assoreado	98	225589	7618904
7 - Córrego assoreado	101	218706	7620511
7 - Córrego assoreado	108	203924	7619601
7 - Córrego assoreado	128	237888	7602543
7 - Córrego assoreado	150	200156	7605438
7 - Córrego assoreado	154	230772	7602681
7 - Córrego assoreado	157	235449	7602981
7 - Córrego assoreado	159	232935	7602261
7 - Córrego assoreado	215	222420	7602149
7 - Córrego assoreado	224	227986	7590394
8 - Instalação industrial	52	226962	7595588
8 - Instalação industrial	182	197342	7611733
9 - Linha de transmissão de energia elétrica	18	234377	7595587
9 - Linha de transmissão de energia elétrica	29	232741	7599396
9 - Linha de transmissão de energia elétrica	69	237751	7587035
10 - Córrego represado	60	233993	7589056
10 - Córrego represado	62	233242	7587717
10 - Córrego represado	78	236128	7590424
10 - Córrego represado	92	236775	7590866
10 - Córrego represado	93	235892	7591594
10 - Córrego represado	99	225663	7619593
10 - Córrego represado	100	225717	7618476
10 - Córrego represado	107	203015	7624778
10 - Córrego represado	109	201179	7616731
10 - Córrego represado	115	227657	7590202
10 - Córrego represado	117	226965	7584441
10 - Córrego represado	119	232256	7587022
10 - Córrego represado	133	242584	7600068
10 - Córrego represado	142	238452	7597623
10 - Córrego represado	143	238815	7597610

Anexo 1: Continuação

10 - Córrego represado	146	222955	7596538
10 - Córrego represado	148	204693	7598275
10 - Córrego represado	152	211632	7593049
10 - Córrego represado	165	242004	7592654
10 - Córrego represado	167	208138	7597740
10 - Córrego represado	209	197347	7607547
10 - Córrego represado	210	210397	7619439
10 - Córrego represado	211	213503	7601514
10 - Córrego represado	212	200841	7607228
10 - Córrego represado	213	212619	7612814
10 - Córrego represado	214	222755	7603630
10 - Córrego represado	222	228347	7595968
10 - Córrego represado	223	239741	7592624
11 - Área submetida a queimada	1	224933	7592013
11 - Área submetida a queimada	2	225184	7591886
11 - Área submetida a queimada	4	226854	7593841
11 - Área submetida a queimada	5	226558	7593815
11 - Área submetida a queimada	6	226975	7593779
11 - Área submetida a queimada	16	226480	7597327
11 - Área submetida a queimada	17	227786	7597665
11 - Área submetida a queimada	31	233234	7597586
11 - Área submetida a queimada	32	233845	7598343
11 - Área submetida a queimada	104	219034	7623131
12 - Área com criação de abelhas exóticas	226	219316	7602312
12 - Área com criação de abelhas exóticas	227	220763	7603730
12 - Área com criação de abelhas exóticas	228	222913	7605673
12 - Área com criação de abelhas exóticas	229	213409	7613463
13 - Acúmulo de lixo dentro da Unidade de Conservação	230	208392	7615080
13 - Acúmulo de lixo dentro da Unidade de Conservação	231	229353	7606372

Referências Bibliográficas

AARSEN, L.W., LAIRD, R.A. & PITHER, J. 2003. Is the productivity of vegetation plots higher or lower when there are more species? Variable predictions from interaction of the 'sampling effect' and 'competitive dominance effect' on the habitat templet. *Oikos* **102**: 427-432.

ALHO, C.J.R. Desafios para a conservação do Cerrado em face das atuais tendências de uso e ocupação. In SCARIOT, A., SOUSA-SILVA, L.C. & FELFILI, J.M. (eds.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 367-381.

ALMEIDA, M.E.C. *Estrutura de comunidades de aves em áreas de cerrado da região nordeste do estado de São Paulo*. São Carlos: Centro de Ciências Biológicas e da Saúde; Universidade Federal de São Carlos, 2002. 134 p. Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais.

ANDERSON, R.P., PETERSON, A.T. AND GÓMEZ-LAVERDE, M. 2002. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos* **98**: 3–16.

ANDRÉN, H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* **71**: 355-366.

BALMFORD, A. & GASTON, K.J. 1999. Why biodiversity surveys are good value? *Nature* **18**: 204-205.

BANI, L., BAIETTO, M., BOTTONI, L. & MASSA, R. 2002. The Use of Focal Species in Designing a Habitat Network for a Lowland Area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology* **16**: 826-831.

BELISLE, M., DESROCHERS, A. & FORTIN, M. 2001. Influence of Forest Cover on the Movements of Forest Birds: A Homing Experiment. *Ecology* **82**: 1893-1904.

BITENCOURT, M.D. & MESQUITA JR., H.N. Análise Ambiental Especializada da Gleba Pé-de-Gigante. In PIVELLO, V.R. & VARANDA, E.M. (eds.). *O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação - Parque Estadual de Vassununga*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2006. p. 43-50.

BODIN, Ö, TENGO, M. NORMAN, A., LUNDBERG, J. & ELMQVIST, T. 2006. The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in Southern Madagascar. *Ecological Applications* **16**: 440–451.

BOSCOLO, D. *Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica*. São Paulo: Instituto de Biociências; Universidade de São Paulo, 2007. 237p. Tese de Doutorado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

CABRAL, J.C. & BRITO, G.R.R. *Caracterização da Avifauna do Parque Estadual de Vassununga – Santa Rita do Passa Quatro – SP*. São Paulo: Instituto Florestal, 2006. 48 p. Relatório Técnico.

CAUGHLEY, G. 1994. Directions in Conservation Biology. *Journal of Animal Ecology* **63**: 215-244.

CIOCHETI, G., TAMBOSI, L.R., LYRA-JORGE, M.C., RIBEIRO, M.C., PIVELLO, V.R. Species richness and frequency of large and medium mammals related to landscape parameters in an agro-forested region (São Paulo State, Brazil). In *Proceedings of the 7th International Association for Landscape Ecology World Congress*, 8 a 12 de julho, 2007. Wageningen: IALE. p. 422.

CONGALTON, R.G. 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment* **37**: 35-46.

CRUMPACKER, D.W. 1998. Prospects for sustainability of biodiversity based on conservation biology and US Forest Service approaches to ecosystem management. *Landscape and Urban Planning* **40**: 47–71.

DEVELEY, P.F., CAVANA, D.D. & PIVELLO, V.R. Aves. In PIVELLO, V.R. & VARANDA, E.M. (eds.). *O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação - Parque Estadual de Vassununga*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2006. p. 121-134.

DUPONT, Y.L., HANSEN, D.M., VALIDO, A. & OLESEN, J.M. 2004. Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biological Conservation* **118**: 301-311.

DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C. & SIQUEIRA, M.F. A vegetação dos remanescentes de cerrado no Estado de São Paulo. In BITENCOURT, M.D. & MENDONÇA, R.R. *Viabilidade de conservação dos remanescentes de cerrado no Estado de São Paulo*. São Paulo: Annablume; FAPESP, 2004. p. 29-56.

ELITH, J., GRAHAM C.H., ANDERSON, R.P., DUDÍK, M., FERRIER S., GUISAN, A., HIJMANS, R.J., HUETTMANN, F., LEATHWICK, J.R., LEHMANN, A., LI, J., LOHMANN, L.G., LOISELLE, B.A., MANION, G., MORITZ, C., NAKAMURA, M., NAKAZAWA, Y., MCC. OVERTON, J., PETERSON, A.T., PHILLIPS, S.J., RICHARDSON, K., SCACHETTI-PEREIRA, R., SCHAPIRE, R.E., SOBERÓN, J., WILLIAMS, S., WISZ, M.S. & ZIMMERMANN, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**: 129-151.

EWERS, R.M. & DIDHAM, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* **81**: 117-142.

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of Ecology Evolution and Systematics* **34**: 487-515.

GOULSON, D. 2003. Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **34**: 1-26.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. *Roteiro metodológico de planejamento: Parque Nacional, Reserva Biológica e Estação Ecológica*. Brasília: Edições IBAMA, 2002.

JENOUVRIER, S. & BOULINIER, T. 2006. Estimation of local extinction rates when species detectability covaries with extinction probability: is it a problem? *Oikos* **113**: 132-138.

JONGMAN, R.H.G. 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* **32**: 169-183.

KATO, M., SHIBATA, A., YASUI, T. & NAGAMASU, H. 1999. Impact of introduced honeybees, *Apis mellifera*, upon native bee communities in the Bonin (Ogasawara) Islands. *Researches on Population Ecology* **41**: 217-228.

KORMAN, V. *Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)*. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”; Universidade de São Paulo, 2003. 141 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas.

KORMAN, V. & PIVELLO, V.R. Impactos pelo uso inadequado das terras e legislação ambiental. In PIVELLO, V.R. & VARANDA, E.M. (eds.). *O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação - Parque Estadual de Vassununga*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2006. p. 273-282.

KRONKA, F.J.N., NALON, M.A., MATSUKUMA, C.K., PAVÃO, M., KANASHIRO, M.M., YWANE, M.S.S., LIMA, L.M.P.R., GUILLAUMON, J.R., BAITELLO, J.B. & MONTEIRO, C.H.B. *Inventário florestal das áreas reflorestadas do Estado de São Paulo*. 1ª ed. São Paulo: Pancron, 2002. 183 p.

LAË, R., LEK, S. & MOREAU, J. 1999. Predicting fish yield of African lakes using neural networks. *Ecological Modelling* **120**: 325–335.

LI, W., WANG, Z. & TANG, H. 1999. Designing the buffer zone of a nature reserve: a case study in Yancheng Biosphere Reserve, China. *Biological Conservation* **90**: 159-165.

LOEHLE, C. 1990. Proper statistical treatment of species-area data. *Oikos* **57**:143-145.

LOPES, A.L.B. & MANTOVANI, J.E. Determinação da área de vida e do uso de habitats pela jaguatirica na região nordeste do Estado de São Paulo. In *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 16 a 25 de abril, 2005. Goiânia, INPE. p.3129-3135.

LYNAGH, F.M. & URICH, P.B. 2002. A Critical Review of Buffer Zone Theory and Practice: A Philippine Case Study. *Society and Natural Resources* **15**: 129-145.

LYRA-JORGE, M.C. *Avaliação do potencial faunístico da ARIE Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro – SP), com base na análise de habitats*. São Paulo: Instituto de Biociências; Universidade de São Paulo, 1999. 125p. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

LYRA-JORGE, M.C. *Avaliação de qualidade dos fragmentos de cerrado e floresta semidecídua da região da bacia do rio Mogi-Guaçu, com base na ocorrência de mamíferos carnívoros*. São Paulo: Instituto de Biociências; Universidade de São Paulo, 2007. 123 p. Tese de Doutorado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

LYRA JORGE, M.C. & PIVELLO, V.R. 2006. Mamíferos. In Pivello, V.R. & VARANDA, E.M. (eds.). *O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação - Parque Estadual de Vassununga*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2006. p. 135-148.

MADDOCK, A.H. & SAMWAYS, M.J. 2000. Planning for biodiversity conservation based on the knowledge of biologists. *Biodiversity and Conservation* **9**: 1153–1169.

MAGURA, T., KÖDÖBÖCZ, V. & TÓTHMÉRÉSZ, B. 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *Journal of Biogeography* **28**: 129-138.

MANNING, A.D., FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B. 2006. Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological Conservation* **132**: 311-321.

MANTOVANI, J.E. *Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo*. São Carlos: Centro de Ciências Biológicas e da Saúde; Universidade Federal de São Carlos, 2001. 118 p. Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais.

MARTUSCELLI, P. & OLMOS, F. *Reconhecimento Preliminar da Fauna do Parque Estadual de Vassununga e da Estação Ecológica de Jataí. (Santa Rita do Passa Quatro – Luiz Antônio, SP)*. São Paulo: Instituto Florestal, 1993. 15 p. Relatório Técnico DRPE/IF.

METZGER, J.P. 1998. Changements de la structure du paysage et richesse spécifique des fragments forestiers dans le sud-est du Brésil. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Paris, Sciences de la vie* **321**: 319-333.

METZGER, J.P. 1999. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **71**: 445-462.

METZGER, J.P. 2006. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Natureza e Conservação*. **4**: 11-23.

METZGER, J.P. & RODRIGUES, R.R. Mapas-Síntese das Diretrizes para Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo. In SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008.

METZGER, J.P., BERNACCI, L.C. & GOLDENBERG, R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). *Plant Ecology* **133**: 135-152.

METZGER, J.P., PIVELLO, V.R. & JOLY, C.A. Landscape Ecology Approach in the Conservation and Rehabilitation of Riparian Forest Areas in S.E. Brazil. In CHAVÉZ, E.S. & MIDDLETON, J. *Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America*. 1998.

METZGER, J.P., CIOCHETI, G., TAMBOSI, L.R., RIBEIRO, M.C., PAESE, A., PAGLIA, A., SUGIEDA, A., HOLVORCEM, C., NALON, M., IVANAUSKAS, N. & RODRIGUES, R.R. Procedimentos metodológicos para definição de Diretrizes de Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo. In SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008a.

METZGER, J.P., RIBEIRO, M.C., CIOCHETI, G. & TAMBOSI, L.R. Uso de índices de paisagem para a definição de ações de conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. In SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008b.

MIOTTO, R.A., RODRIGUES, F.P., CIOCHETI, G. & GALETTI, P.M. 2007. Determination of the Minimum Population Size of Pumas (*Puma concolor*) Through Fecal DNA Analysis in Two Protected Areas in the Brazilian Southeast. *Biotropica* **39**: 647-654.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC*. 6ª ed. Brasília: MMA/SBF, 2006. 56p.

MOORE, D.M., LEES, B.G. & DAVEY, S.M. 1991. A New Method for Predicting Vegetation Distributions using Decision Tree Analysis in a Geographic Information System. *Environmental Management* **15**: 59-71.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* **10**: 58-62

NALON, M.A., MATTOS, I.F.A. & FRANCO, G.A.D.C. Meio Físico e Aspectos da Fragmentação da Vegetação. In SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008.

NUSSER, S.M. & KLAAS, E.E. 2003. Survey methods for assessing land cover map accuracy. *Environmental and Ecological Statistics* **10**: 309-331.

OLIVA, A. *Programa de manejo fronteiras para o Parque Estadual Xixová-Japuí – SP*. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”; Universidade de São Paulo, 2003. 239 p. Dissertação de Mestrado em Recursos Florestais.

PAVLACKY, D.C. & ANDERSON, S.H. 2007. Does avian species richness in natural patch mosaics follow the forest fragmentation paradigm? *Animal Conservation* **10**: 57–68.

PETENON, D. *1. Plantas invasoras nos trópicos: esperando a atenção mundial? 2. Abundância de sementes da palmeira Archontophoenix cf. cunninghamiana na chuva e banco de sementes em um fragmento florestal em São Paulo, SP*. São Paulo: Instituto de Biociências; Universidade de São Paulo, 2006. 118p. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

PIMENTEIRA, C.A.P., CARPIO, L.G.T., ROSA, L.P. & TOLMANSQUIM, M.T. 2005. Solid wastes integrated management in Rio de Janeiro: input–output analysis. *Waste Management* **25**: 539–553.

PIRES, J.S.R. *Análise ambiental voltada ao planejamento e gerenciamento do ambiente rural: abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antonio – SP*. São Carlos: Centro de Ciências Biológicas e da Saúde; Universidade Federal de São Carlos, 1995. 202 p. Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais.

PIRES, A.M.Z.C.R., SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. Caracterização e diagnóstico ambiental de uma unidade da paisagem. Estudo de caso: Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. In SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. (eds.). *Estação Ecológica de Jataí*. v.1 São Carlos: RiMa, 2000a. p.1-26.

PIRES, A.M.Z.C.R., SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. Caracterização ambiental de uma Unidade de Conservação. Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. In SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. (eds.). *Estação Ecológica de Jataí*. v.1 São Carlos: RiMa, 2000b. p.59-72.

PIRES, J.S.R., SANTOS, J.E. & PIRES, A.M.Z.C.R. Análise de riscos ambientais no entorno de uma Unidade de Conservação (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. In SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. (eds.). *Estação Ecológica de Jataí*. v.1 São Carlos: RiMa, 2000c. p.73-94.

PIVELLO, V.R. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. In SCARIOT, A., SOUSA-SILVA, L.C. & FELFILI, J.M. (eds.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 401-413.

PIVELLO, V.R. & KORMAN, V. Conservação e manejo da biodiversidade. In PIVELLO, V.R. & VARANDA, E.M. (eds.). *O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação - Parque Estadual de Vassununga*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2006. p. 297-310.

PIVELLO, V.R., SHIDA, C.N. & MEIRELLES, S.T. 1999a. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* **8**: 1281–1294.

PIVELLO, V.R., CARVALHO, V.M.C., LOPES, P.F., PECCININI, A.A. & ROSSO, S. 1999b. Abundance and Distribution of Native and Alien Grasses in a “Cerrado” (Brazilian Savanna) Biological Reserve. *Biotropica* **31**: 71-82.

ROSENBERG, K.V. & RAPHAEL, M.G. Effects of forest fragmentation on vertebrates in Douglas-fir forests. In VERNER, J., MORRISON, M.L. & RALPH, C.J. (eds.). *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. Madison: University of Wisconsin Press, 1986.

SEKERCIOGLU, C.H., EHRLICH, P.R., DAILY, G.C., AYGEN, D., GOEHRING, D. & SANDÍ, R.F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **99**: 263–267.

SHAFFER, C.L. 1999. US National Park Buffer Zones: Historical, Scientific, Social, and Legal Aspects. *Environmental Management* **23**: 49-73.

SHIDA, C.N. *Levantamento da distribuição espacial e temporal dos elementos da paisagem e de seus determinantes, na região dos municípios de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro (SP), como subsídio ao planejamento ambiental*. São Paulo: Instituto de Biociências; Universidade de São Paulo, 2000. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

SHIDA, C.N. Evolução do uso das terras na região. In PIVELLO, V.R. & VARANDA, E.M. (eds.). *O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação - Parque Estadual de Vassununga*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2006. p. 29-42.

SHIDA, C.N. & PIVELLO, V.R. 2002. Caracterização fisiográfica e de uso das terras da região de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro, SP, com o uso de sensoriamento remoto e SIG. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía* **49**: 27-42.

SHIDA, C.N. & PIVELLO, V.R. O Contexto do Cerrado Pé-de-Gigante como Fragmento: Consequências. In PIVELLO, V.R. & VARANDA, E.M. (eds.). *O Cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação - Parque Estadual de Vassununga*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2006. p. 217-222.

SICK, H. *Ornitologia Brasileira, Uma Introdução*. 3ª edição. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1988. 828 p.

SILVA, J.M.C. 2001. Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia* **21**: 69-92.

SILVA, J.M.C. & BATES, J.M. 2002. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *BioScience* **52**: 225-233.

SILVA, M.R.C. *Estudo de sedimentos da bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu, com ênfase na determinação de metais pesados*. São Carlos: Instituto de Química; Universidade de São Paulo, 2002. 113p. Dissertação de Mestrado em Química Analítica.

SILVEIRA, L. *Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás*. Goiás: Departamento de Biologia Geral; Universidade Federal de Goiás, 1999. 125p. Dissertação de mestrado em Biologia (Ecologia).

SIMÕES, L.B., RIBEIRO, F.L., DAINESE, R.C., CARDOSO, L.G. & CAMPOS, S. 2002. Áreas prioritárias para a restauração da mata ripária no Sudeste do Brasil. *Scientia Florestalis* **61**: 113-121.

SMA - SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo*. São Paulo: Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

SMA – SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Relatório de qualidade ambiental do Estado de São Paulo 2007*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2007.

SMA – SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008.

STOCKWELL, D. & PETERS, D. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* **13**: 143-158.

STOTZ, D. F., FITZPATRICK, J. W., PARKER III, T. A. & MOSKOVITS, D. K. *Neotropical birds ecology and conservation*. Chicago: University Chicago Press, 1996. 478 p.

TALAMONI, S.A., MOTTA-JUNIOR, J.C. & DIAS, M.M. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. In SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. (eds.). *Estação Ecológica de Jataí*. v.1 São Carlos: RiMa, 2000. p.317-330.

TAMBOSI, L.R., IGARI, A.T., RIBEIRO, M.C. & PIVELLO, V.R. Análise comparativa entre classificações realizadas a partir de imagens LANDSAT-7 ETM+ e

CBERS-2 CCD. In Anais *XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 21 a 26 de abril, 2007. Florianópolis: INPE. p. 1189-1196.

TUCKER, K., RUSHTON, S.P., SANDERSON, R.A., MARTIN, E.B. & BLAIKLOCK, J. 1997. Modelling bird distributions - a combined GIS and Bayesian rule-based approach. *Landscape Ecology* **12**: 77-93.

TURNER, M.G. 2005. Landscape ecology in North America: past, present, and future. *Ecology* **86**: 1967-1974.

UEZU, A. *Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema*. São Paulo: Instituto de Biociências; Universidade de São Paulo, 2006. 193 p. Tese de Doutorado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

URBAN, D. & KEITT, T. 2001. Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology* **82**: 1205-1218.

VIDAL, M.M. *Frutos de duas espécies de palmeiras como recurso alimentar para vertebrados no Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP)*. São Paulo: Instituto de Biociências; Universidade de São Paulo, 2007. 83 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

VILHENA, F. *Parámetros para la delimitación y manejo adaptativo de zonas de amortiguamiento en parques nacionales del Cerrado, Brasil*. Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 2002. 216p. Dissertação de Mestrado em Ciência (Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación).

VILHENA, F., FINEGAN, B., VELÁSQUEZ, S. & FRANÇA, B.C. 2004. Parámetros para la delimitación y manejo adaptativo de zonas de amortiguamiento em parques nacionales del Cerrado, Brasil. *Recursos Naturales y Ambiente/2004* 16-24.

WIEDMANN, S.M.P. *Proteção do entorno de unidades de conservação*. Brasília: IBAMA, 2006. 8 p. Parecer jurídico – procuradoria federal IBAMA.

WIKRAMANAYAKE, E., MCKNIGHT, M., DINERSTEIN, E., JOSHI, A., GURUNG, B. & SMITH, D. 2004. Designing a Conservation Landscape for Tigers in Human-Dominated Environments. *Conservation Biology* **18**: 839-844.

WILLIS, E. O. & ONIKI, Y. 1981. Levantamento preliminar de treze áreas do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* **41**: 121-135.

XAVIER, A.F., BOLZANI, B.M. & JORDÃO, S. Unidades de Conservação da Natureza do Estado de São Paulo e sua importância para a Conservação da Biodiversidade. In SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008.

XIANG, W.N. 1996. GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning. *Landscape and Urban Planning* **34**: 1-10.

ZANIN, E.M., SANTOS, J.E. & OLIVEIRA, C.H. 2005. Environmental Analysis and Zoning for an Urban Park Management Purpose. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **48**: 647-655.