

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA NA REGIÃO DA SERRA DO MAR/PARANAPIACABA*

Giselda DURIGAN**
Natália Macedo IVANAUSKAS**
Marco Aurélio NALON**
Milton Cezar RIBEIRO***
Marina Mitsue KANASHIRO**
Hubert Bayer COSTA**
Cristina de Marco SANTIAGO**

RESUMO

A criação de unidades de conservação - UCs tem sido feita, em todo o mundo, sem um procedimento sistemático, de modo que as áreas protegidas nem sempre representam a biodiversidade da região em que estão situadas. Espera-se que as UCs representem a biodiversidade regional e que as mantenham protegidas de ameaças externas. Uma vez que não é possível preservar todas as áreas naturais remanescentes, é necessário priorizá-las, buscando representar ao máximo sua biodiversidade. Estudos teóricos sobre métodos de seleção de reservas são unânimes em afirmar que, para priorização, as áreas devem ser comparadas com base no mesmo tipo de informação e com o mesmo nível de detalhe. O presente estudo teve como objetivo a indicação de áreas para a criação de novas unidades de conservação do complexo de ecossistemas da Mata Atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba, Estado de São Paulo. Uma vez que não existem inventários com o mesmo nível de detalhe para todas as áreas, utilizaram-se atributos biofísicos e indicadores de integridade dos recursos naturais, como representantes (*surrogates*) da diversidade biológica e da persistência do ecossistema nas áreas analisadas. Seis áreas, previamente selecionadas *ad hoc*, foram caracterizadas e submetidas ao protocolo de avaliação, baseado em 13 critérios. O resultado é um *portfolio* de áreas, individualmente descritas e hierarquicamente classificadas de acordo com a prioridade para a conservação dos ecossistemas do complexo Mata Atlântica na região, que poderá nortear ações concretas para a criação de novas áreas protegidas.

Palavras-chaves: seleção de reservas; Floresta Atlântica; prioridades de conservação.

ABSTRACT

The practice of reserve selection has generally not been systematic and new reserves have often been located in places that do not contribute to the representation of biodiversity of the region they are situated in. Reserves should represent regional biodiversity and separate it from processes that threaten its persistence. Since we cannot protect all remaining natural ecosystems, we have to prioritize them. Reserve selection theory says that it is preferable to compare areas with the same kind of information at the same level of detail. With the aim of indicating new reserves of the Atlantic Forest ecosystems in São Paulo State, we used biophysical attributes, integrity of natural resources and external influences as surrogates for biodiversity or persistence, since no equivalent biodiversity inventories are available for the region as a whole. Maps and information on the existing reserves were also analyzed, searching for complementarity. Six areas, located in the Serra do Mar/Paranapiacaba region, previously indicated on the basis of *ad hoc* procedure, were evaluated based upon thirteen criteria. The result is a *portfolio* of areas, individually described, and classified according to their priority for Atlantic Forest conservation, as a tool for decision making in the real-world.

Keywords: reserve selection; Atlantic Forest; conservation priorities.

(*) Aceito para publicação em dezembro de 2008.

(**) Instituto Florestal, Caixa Postal 1322, 01059-970, São Paulo, SP, Brasil. E-mail: florestal@iflorestal.sp.gov.br

(***) Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Rua do Matão 321, 05508-900, São Paulo, SP, Brasil.

1 INTRODUÇÃO

A Convenção de Diversidade Biológica estipulou como meta para o ano de 2010 que os países signatários criem áreas protegidas, a fim de obter maior representatividade dos sistemas existentes (Dias, 2000).

Visando atender à meta da Convenção inicialmente mencionada, o programa de trabalho em áreas protegidas da sétima Conferência das Partes da Convenção - COP7 determina que até 2006 a identificação completa de lacunas nos sistemas de unidades de conservação terá de ser executada pelas partes da Convenção (CDB/COP7, 2007). Devem ser identificadas quais entidades biológicas ainda não estão adequadamente representadas, evidenciando assim lacunas no sistema (Rodrigues *et al.*, 2004). O ideal é que as áreas protegidas representem toda a variação de biodiversidade existente, em todos os níveis de organização (Margules & Pressey, 2000; Margules *et al.*, 2002).

Faltam, todavia, levantamentos adequados de biodiversidade na maioria das áreas naturais remanescentes, o que dificulta não só a identificação de lacunas, mas também a seleção de áreas prioritárias para a conservação, que depende de informações homogêneas de biodiversidade sobre todas as áreas (Freitag *et al.*, 1998; Williams *et al.*, 2002; Wilson *et al.*, 2005). Completar as lacunas do conhecimento é custoso e demorado e por isso se buscam atributos das áreas naturais que possam representar a biodiversidade (“*surrogates*”). Usualmente, as únicas informações consistentes especializadas e disponíveis são tipos de vegetação e classes ambientais, considerados bons representantes da biodiversidade (Margules & Pressey, 2000).

Unidades de conservação da natureza têm sido historicamente criadas, na maioria das vezes e em todo o mundo, com base em valores como belezas naturais, potencial para recreação e turismo, proteção de mananciais, proteção de valores históricos, ou até mesmo interesses políticos, fatores estes geralmente combinados com baixo valor da terra, procedimentos normalmente utilizados em seleção *ad hoc* (Pressey, 1994). Naturalmente, essa forma de seleção deixa muito a desejar quanto à eficácia das áreas protegidas em realmente representar e proteger amostras de toda a diversidade dos ecossistemas naturais.

No Brasil, tentativas têm sido feitas de agregar critérios à seleção de reservas, a maioria com propostas para a Amazônia, podendo ser citadas regiões fitogeográficas (Wetterberg *et al.*, 1976; Murça-Pires, 1974; Carvalho, 1984) e refúgios do Pleistoceno (Prance, 1973). Eram selecionadas, geralmente, áreas sem outra destinação identificada, “uma estratégia claramente adversa à moderna ciência da conservação” (Rylands & Brandon, 2005). Apesar das tentativas, Peres & Terborgh (1995), ao analisarem criticamente as reservas da Amazônia, constataram que as propostas não foram executadas, ou resultaram em áreas muito vulneráveis, de modo que critérios mais adequados para seleção foram recomendados.

A partir da década de 1990, a indicação de áreas prioritárias para conservação no Brasil passou a incorporar conceitos como *corredores de biodiversidade* (Ayres *et al.*, 1997) e *ecorregiões* (Ferreira *et al.*, 2001), mas os estudos ainda se concentravam na Amazônia. A preocupação com a indicação de áreas prioritárias para a conservação estendeu-se para todo o país no final da década de 1990 e culminou com os *workshops* realizados para todos os biomas brasileiros sob a coordenação do Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2002), baseados em cartografia dos recursos naturais e consulta a especialistas de diferentes áreas do conhecimento. Porém, o resultado desses *workshops* não delimita áreas individuais e sim regiões prioritárias, o que dificulta a tomada de decisão, pois muitas vezes uma região contém dezenas ou até centenas de fragmentos.

A decisão sobre áreas prioritárias para a criação de novas Unidades de Conservação, para que seja efetiva em representar a biodiversidade, deve apoiar-se em métodos adequados e informações consistentes sobre as áreas naturais remanescentes. Na tentativa de utilizar métodos sistemáticos para a indicação de áreas prioritárias para a conservação, no Brasil, Santos & Mantovani (1999) utilizaram indicadores espaciais no processo de seleção de reservas florestais de Floresta Estacional Semidecidual para conservação genética “*in situ*” dentro de duas bacias hidrográficas no interior do Estado de São Paulo. Anacleto *et al.* (2005) utilizaram técnicas de otimização matemática e dados de sensoriamento remoto (classificação de fisionomias da vegetação), buscando a complementaridade de uma rede de reservas em Cocalinho, MT.

Durigan *et al.* (2006) aplicaram algoritmo composto por 15 indicadores na seleção de áreas prioritárias para a criação de reservas de Cerrado no Estado de São Paulo, buscando uma classificação hierárquica de áreas individuais, por meio de protocolo construído a partir dos métodos de pontuação.

Muitas pesquisas têm sido publicadas em outros países sobre métodos para a seleção de unidades de conservação. Breve revisão dos métodos mais utilizados ao redor do mundo foi efetuada por Morsello (2001), parte de uma extensa análise sobre o tema unidades de conservação no Brasil. Os métodos mais utilizados foram agrupados pela autora em: métodos de pontuação, análise de lacunas e métodos iterativos.

Os métodos de pontuação (*scoring procedures*) classificam áreas individuais com base em seu valor para conservação, calculado a partir de um conjunto de critérios (Margules & Usher, 1981; Terborgh & Winter, 1983; Usher, 1986; Smith & Theberge, 1986, 1987; Rossi & Kuitunen, 1996). Esses métodos foram amplamente utilizados até a década de 1990, nos Estados Unidos, Grã-Bretanha, Holanda e Austrália. Foram deixados de lado mediante a tendência atual de propostas baseadas na criação simultânea de uma rede de unidades (Margules *et al.*, 1988), usualmente denominada planejamento sistemático de criação de áreas protegidas.

Dentro dessa linha, destacam-se os *métodos iterativos*, nos quais técnicas computacionais são aplicadas para selecionar uma rede de áreas que contenham a maior diversidade na menor área, ou a um custo mínimo, por exemplo. Têm sido aplicados diferentes algoritmos com essa finalidade, alguns heurísticos, outros otimizados, especialmente na Austrália, mas também na África do Sul e nos Estados Unidos (Bedward *et al.*, 1992; Pressey *et al.*, 1994, 1997; Haight *et al.*, 2000; Margules *et al.*, 1994; Margules & Pressey, 2000; Nalle *et al.*, 2002; Wilhere *et al.*, 2008).

Na recomendação de redes de áreas protegidas tem sido aplicada, principalmente nos Estados Unidos, a análise de lacunas (*gap analysis*) (Burley, 1988; McKendry & Machliss, 1991; Caicco *et al.*, 1995; Scott & Csuti, 1997), método que consiste em identificar lacunas biológicas ou fitogeográficas na rede existente de unidades de conservação, com base, essencialmente,

em sistemas de informação geográfica (SIG), aplicados a dados bióticos e abióticos. Groves *et al.* (2002), buscando unir a teoria à prática, propõem a combinação de diferentes métodos e fontes de informação na seleção de áreas prioritárias para a conservação.

Várias comparações entre métodos têm sido feitas (Pressey & Nicholls, 1989; Prendergast *et al.*, 1999; Scott & Sullivan, 2000; Teeffelen *et al.*, 2006; Moilanen & Cabeza, 2007; Vanderkam *et al.*, 2007) e até mesmo entre os métodos sistemáticos em comparação com o conhecimento de especialistas (Cowling *et al.*, 2003). O que se conclui é que não existe um método que se adapte a todas as circunstâncias (naturais e políticas) e que há imperfeições em todos eles. Conforme observado por Durigan *et al.* (2006), os métodos de pontuação convencionais são limitados em atingir a complementaridade; os métodos iterativos e análise de lacunas tornam-se limitados pela ausência de mapas e informações sobre a biodiversidade suficientes e em escala adequada e, recentemente, tem sido apontada até a falha nos métodos de seleção por não considerarem as mudanças climáticas previstas e suas possíveis conseqüências sobre a extinção de espécies (Araújo *et al.*, 2004).

A verdade é que, apesar dos notáveis avanços na pesquisa sobre seleção de reservas, os estudos teóricos, na maioria das vezes, permanecem teóricos (Prendergast *et al.*, 1999). Esse é o cenário em que se desenvolveu o presente estudo, com o objetivo de gerar um *portfolio* de áreas prioritárias para a criação (ou ampliação) de unidades de conservação em um trecho da Serra do Mar/Paranapiacaba, no Estado de São Paulo, que possam melhor representar a biodiversidade regional.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Região de Estudo

De acordo com levantamento do Instituto Florestal, o Estado de São Paulo possui 3,3 milhões de hectares de cobertura vegetal natural, o que representa 13,4% da sua área total (Kronka *et al.*, 2005). Embora o Estado apresente os maiores índices de urbanização e industrialização do país,

é nele que se concentram os maiores remanescentes da Mata Atlântica, um dos *hotspots* globais para a conservação da diversidade biológica (Myers *et al.*, 2000). Tais remanescentes funcionam também como corredores ecológicos, interligando as áreas florestadas do Estado do Rio de Janeiro, ao norte, com as do Estado do Paraná, ao sul, formando o principal contínuo de Floresta Atlântica do Brasil. Esse *continuum* recebeu da United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization - UNESCO o título de Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e um de seus trechos recebeu o título de Reserva da Biosfera do Cinturão Verde de São Paulo (Victor *et al.*, 2004). Em conjunto com áreas naturais do Estado do Paraná, as unidades de conservação das regiões do Vale do Ribeira, Alto Paranapanema e Complexo Estuarino-lagunar Iguape-Cananéia-Paranaguá receberam, também pela UNESCO, o título de “Sítio do Patrimônio Mundial Natural Reservas do Sudeste” (UNESCO, 2007).

Considerando que há recursos especialmente destinados à conservação nessa região e que ações de conservação são desencadeadas em esfera estadual, a área compreendida pelo presente estudo corresponde ao trecho paulista desse complexo.

O protocolo de avaliação aqui proposto foi aplicado a seis áreas naturais remanescentes na região da Serra do Mar/Paranapiacaba, para cada uma das quais existe um processo em tramitação no Instituto Florestal em que é solicitada a criação de Unidade de Conservação de Proteção Integral (FIGURA 1), quais sejam:

Brumado (Br)¹: área de 16.618 ha, localizada nos municípios de Tapiraí e Pilar do Sul.

Cananéia (Cn)²: área de 26.805,97 ha, no município de Cananéia.

Bertioga e São Sebastião (BS): área de 9.632,59 ha, nos municípios de Bertioga e São Sebastião.

Guarujá (Rabo do Dragão) (Gu): área de 2.286,65 ha, no município de Guarujá.

Itapanhaú (BI): área de 3.785,77 ha, no município de Bertioga.

Ilha Comprida (IC)³: área de 12.268 ha, no município de Ilha Comprida.

As razões que motivaram a indicação prévia dessas áreas constam nos autos dos processos correspondentes.

2.2 Protocolo de Avaliação

Uma vez que no Estado de São Paulo, como em boa parte do mundo, não há recursos disponíveis para a criação simultânea de uma rede de reservas e, portanto, unidades de conservação são criadas uma a uma, o protocolo foi desenhado de modo a gerar uma classificação hierárquica das áreas em avaliação.

A inexistência de dados homogêneos sobre todas as áreas tem sido um dos maiores obstáculos ao estabelecimento de prioridades para a conservação (Margules & Austin, 1994; Freitag *et al.*, 1998; Menon *et al.*, 2001; Williams *et al.*, 2002). Conforme observam Margules & Pressey (2000), é preferível sempre planejar com base na comparação de áreas que dispõem do mesmo tipo de informação e no mesmo nível de detalhe e, por esta razão, não foram considerados na análise os inventários biológicos existentes em algumas das áreas. Optou-se por utilizar atributos que representassem a biodiversidade (*surrogates*), somados a atributos que indicassem a probabilidade de persistência dos ecossistemas e outros que tratassem da complementaridade para o atual sistema estadual de áreas protegidas.

(1) Esta área está inserida na APA Estadual da Serra do Mar.

(2) Após a submissão deste artigo para publicação, foi criado o Parque Estadual do Lagamar de Cananéia, com área de 40.758,64 ha (Lei nº 12.810, de 21 de fevereiro de 2008), transformando, portanto, esta área em unidade de conservação de proteção integral.

(3) Esta área está inserida na APA Estadual da Ilha Comprida.

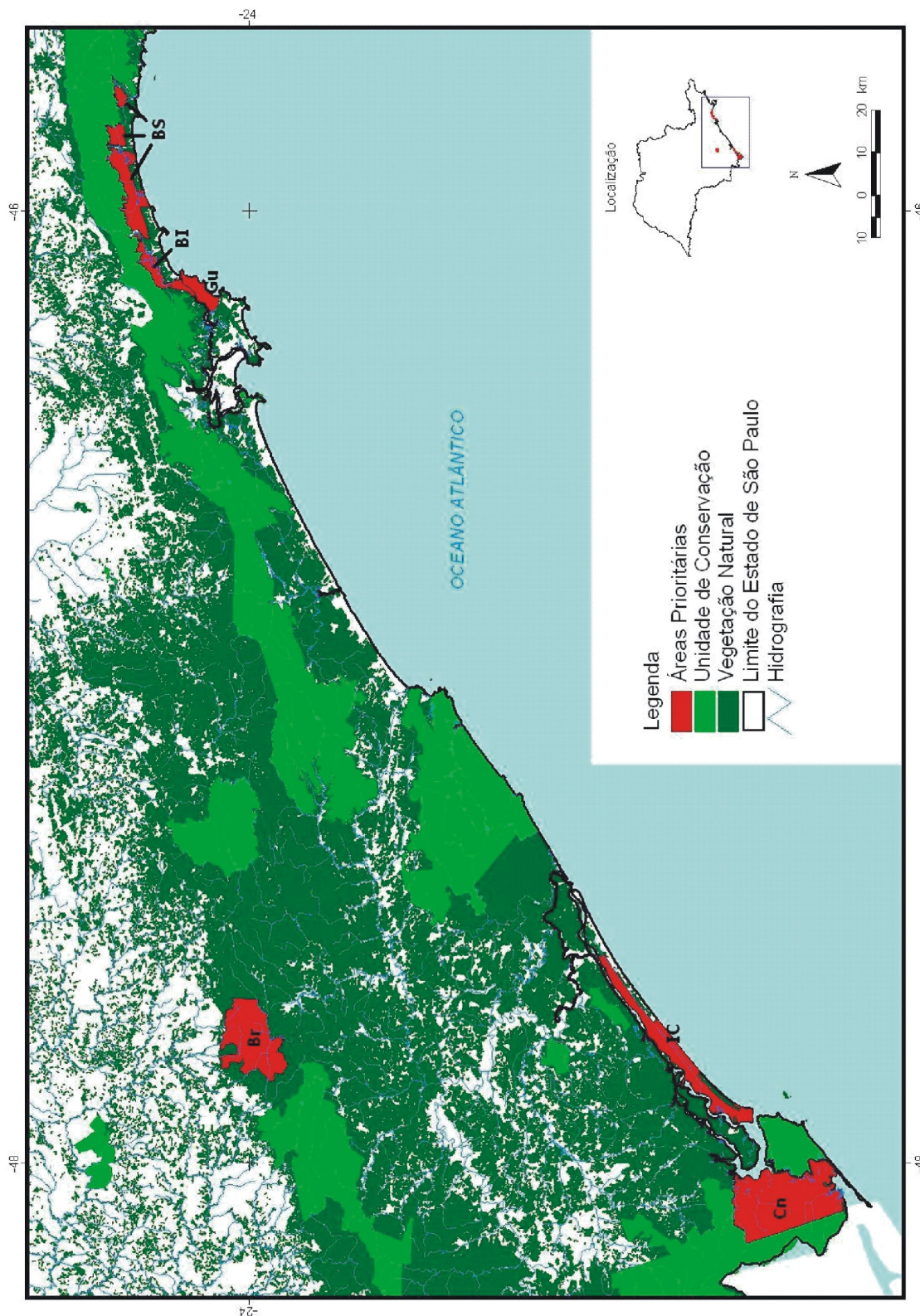


FIGURA 1 – Localização das áreas de estudo: Br – Brumado, Cn – Cananéia, BS – Bertioega, BS – Bertioega e S. Sebastião; Gu – Guarujá (Rabo de Dragão); BI – Bertioega (Itapanhaú), IC – Ilha Comprida.

Partindo desses pressupostos, foram incluídos no protocolo de avaliação alguns indicadores para os quais existissem informações relativas a todas as áreas que seriam submetidas à avaliação, com base protocolo desenvolvido para a seleção de áreas prioritárias para a conservação do cerrado por Durigan *et al.* (2006). Os métodos de pontuação foram a base do protocolo, ao qual se adicionaram informações geradas por sistemas de informação geográfica, analisadas mediante as unidades de conservação já existentes, buscando atingir complementaridade, não prevista pelos métodos tradicionais de pontuação.

Os indicadores selecionados basearam-se nas teorias e princípios gerais da biologia da conservação, atribuindo-se pesos diferentes aos diferentes indicadores, de acordo com sua importância relativa.

Dentro de cada indicador, as áreas foram enquadradas em categorias, estabelecidas com base no espectro de dados obtidos para as áreas que seriam submetidas à avaliação (QUADRO 1). Para cada um dos indicadores, são apresentados a seguir os critérios utilizados na atribuição de notas para as categorias:

- *Número de fitofisionomias*: diferentes fisionomias da vegetação contêm flora parcial ou totalmente distinta. Assim, maior diversidade de fitofisionomias resulta em oferta de habitat e alimentos mais diversificados para a fauna. Com base no mapeamento fitofisionômico da Serra do Mar (SIGMA), utilizou-se como indicador o número de unidades vegetacionais contidas em cada uma das áreas em avaliação. Foram considerados os tipos fisionômicos descritos no sistema fitogeográfico brasileiro (Veloso *et al.*, 1991). O peso máximo atribuído a esse atributo se justifica pela sua alta correlação com a riqueza de espécies (Durigan *et al.*, 2006), de modo que foi considerado o atributo que melhor representa a biodiversidade.
- *Estado de conservação*: fatores de degradação ambiental como o fogo, o desmatamento, a exploração seletiva etc. conduzem à perda de diversidade biológica. Por isso, atribuiu-se maior valor às áreas com menor proporção de áreas ocupadas por vegetação secundária. Esse critério atende a uma das mais importantes metas da conservação, que é a persistência da diversidade (Margules & Pressey, 2000; Gaston *et al.*, 2002; Moilanen & Cabeza, 2007).

- *Tamanho da reserva*: adotou-se o princípio de que “quanto maior, melhor” (Mac Arthur & Wilson, 1967; Margules *et al.*, 1982; Noss & Csuti, 1997), com base no conhecimento de que áreas maiores têm maiores chances de manter grandes populações de algumas espécies, ou pelo menos alguma população de alguns *taxa*, como grandes carnívoros (discussão sobre o assunto em Soulé & Simberloff, 1986; Soulé, 1987). As áreas foram avaliadas pela área total do fragmento.
- *Cobertura remanescente por município*: considerou-se que devem ter prioridade para conservação áreas situadas em regiões com maiores taxas de desmatamento, ou seja, áreas sob maior risco de extinção de espécies pela extinção de habitat. Adotou-se como indicador a proporção entre o somatório da cobertura vegetal remanescente e o somatório da área dos municípios em que se encontra a área em avaliação.
- *Representatividade e complementaridade*: seguindo a recomendação de que os esforços de conservação sejam direcionados para áreas que tenham maior probabilidade de resultar na incorporação de um número maior de espécies ao sistema de áreas protegidas (Polasky *et al.*, 2000), foram priorizados fragmentos remanescentes em unidades fitogeográficas mal representadas nas unidades de conservação atualmente existentes (Vane-Wright *et al.*, 1991). Avaliou-se a existência de UC de proteção integral na mesma condição ambiental ou fitogeográfica (com base nas informações cartográficas existentes e em São Paulo, 1999), em um raio de 10 km a partir do limite da área em avaliação.
- *Prática de uso do solo no entorno*: considerando-se que a vulnerabilidade do ecossistema deve ser incorporada ao processo de seleção de áreas protegidas (Weston *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2005) e que os efeitos de borda e os riscos de desastres são maiores ou menores em função do uso das terras na vizinhança, atribuiu-se maior valor às áreas cujo entorno é ocupado por atividades que oferecem menor ameaça aos recursos naturais e que funcionem como extensões de habitat para parte da fauna silvestre, oferecendo abrigo ou alimento. Adotou-se como indicador para avaliação comparativa entre as áreas o percentual de atividade de alto impacto no perímetro imediato – 1 km, sendo consideradas atividades de alto impacto: zonas urbanas e rodovias.

- *Raridade da combinação solo x vegetação:* considera-se que uma combinação rara de solo x vegetação conduz a um ecossistema também raro e, portanto, mais vulnerável à extinção pelo desmatamento. Avaliou-se com base na presença/ausência da combinação mais rara, por meio de mapa elaborado por Verona *et al.* (2007).
- *Número de cabeceiras:* considerando-se que a integridade dos recursos hídricos e da fauna que deles depende só pode ser assegurada se as nascentes estiverem protegidas, priorizaram-se áreas que protegem nascentes. Adotou-se como indicador o número total de nascentes existentes no interior de cada área em avaliação.
- *Densidade da drenagem:* considerando-se que a presença de corpos d'água aumenta a diversidade de habitats e possibilita a permanência de maior diversidade biológica, conforme confirmado em estudo recente na Mata Atlântica (Becker *et al.*, 2007), consideraram-se prioritárias áreas que protejam maior extensão de cursos d'água. Aplicou-se como indicador, na comparação entre áreas, a densidade de drenagem (razão entre a extensão total das linhas de drenagem e a área do fragmento).
- *Índice de fragmentação:* foi atribuído maior valor para a conservação para as áreas que apresentassem menor fragmentação no seu entorno. Considera-se aqui que quanto maior o nível de fragmentação dos ambientes (Fahrig, 2003; Ewers & Didham, 2006), maior a pressão do entorno sobre a biota local (Batisse, 1997), maior o risco de extinção de espécies (Fahrig, 2003) e menor a manutenção de populações mínimas viáveis e de meta populações (Hanski & Gilpin, 1991; Hanski, 1998; Etienne & Heesterbeek, 2000; Cabeza & Moilanen, 2001, 2003). Adotou-se como indicador o número total de unidades de vegetação natural no mosaico, compreendendo o interior e o entorno da área em análise, em um raio de 10 km.
- *Área-fonte:* consideraram-se como áreas fontes aquelas que contemplam fitofisionomias pouco representadas localmente. Quando uma determinada fitofisionomia apresentava maior representatividade (área) dentro da reserva quando comparada à área ocupada por esta mesma fisionomia fora da reserva, a reserva foi considerada como Área-fonte, sendo-lhe então atribuído maior valor para fins de conservação.
- *Conectividade:* atribuiu-se maior valor às áreas com maior probabilidade de fluxo gênico com outros fragmentos naturais, uma vez que a probabilidade de fluxo gênico é inversamente proporcional à distância entre fragmentos (Metzger & Décamps, 1997; Briers, 2002; McCallum, 2000). A conectividade tem sido sugerida como relacionada à probabilidade de (re)colonização (Fahrig & Merriam, 1985; Hanski & Simberloff, 1997) e com a capacidade de efeitos de resgate, processos-chaves que determinam a manutenção de paisagens fragmentadas (Hanski & Simberloff, 1997; Goodwin, 2003; Bélisle, 2005). Utilizou-se como indicador a distância média entre os fragmentos maiores do que 5 ha no entorno da área em avaliação.
- *Forma da reserva:* atribuiu-se menor valor biológico a fragmentos com alta proporção de áreas sob efeitos de borda, considerando-se o pressuposto de que quanto menor a relação perímetro/superfície, melhor para a conservação (Mac Arthur & Wilson, 1967; Wilson & Willis, 1975), ou seja, quanto mais “compacta” (i.e. próximo à forma circular), mais eficiente será a conservação da biota intra-reserva (Diamond, 1975; Game, 1980; Kunin, 1997). Utilizou-se o índice que mede a similaridade da forma a um círculo.

O valor de cada área para a conservação (VC) consiste no somatório do valor atribuído a cada um dos 13 indicadores, segundo a classe em que se enquadra a área em avaliação, multiplicado pelo peso atribuído ao respectivo indicador.

QUADRO 1 – Indicadores, pesos, classes e notas utilizados na avaliação de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica na Serra do Mar/Paranapiacaba.

Cód.	Indicador	Peso	Classe	Nota
A	Número de fitofisionomias	4	Uma	1
			Duas	2
			Três	3
			Quatro	4
			Cinco ou mais	5
B	Estádio de conservação (percentual de vegetação secundária)	4	Mais de 50%	1
			31 – 50%	3
			Menos de 30%	5
C	Tamanho do fragmento	3	Menos de 500 ha	1
			500 – 1.000 ha	2
			1.001 – 2.000 ha	3
			2.001 – 5.000 ha	4
			Mais de 5.000 ha	5
D	Cobertura remanescente por município (área com vegetação remanescente/área dos municípios)	3	acima de 80%	1
			80 – 50%	3
			Menor do que 50%	5
E	Representatividade e complementaridade (existência de UC de proteção integral na mesma condição ambiental ou fitogeográfica em um raio de 10 km)	3	Mais de uma UC	1
			Uma UC	3
			Nenhuma UC	5
F	Prática de uso do solo no entorno (percentual de atividade de alto impacto no perímetro imediato – 1 km)	3	maior que 20%	1
			11-20%	2
			6-10%	3
			1-5%	4
			menor que 1%	5
G	Raridade da combinação solo x vegetação (presença/ausência da combinação mais rara)	2	Alta (classes 61-81)	1
			Média (classes 31-60)	3
			Baixa (classes 0-30)	5
H	Número de nascentes	2	menor que 10	1
			10-20	2
			21-50	3
			51-100	4
			maior que 100	5

continua

continuação – QUADRO 1

Cód.	Indicador	Peso	Classe	Nota
I	Densidade da drenagem (extensão/área)	1	0,000 - 0,500	1
			0,501 - 1,000	2
			1,001 - 1,500	3
			1,501 - 2,000	4
			2,001 - 2,500	5
J	Índice de fragmentação	1	Alto	1
			Médio	3
			Baixo	5
K	Área-fonte	1	Não é área-fonte e não há área-fonte nas proximidades	1
			Próximo a área-fonte	3
			O fragmento é área-fonte	5
L	Conectividade	1	Baixa (distância média > 200 m)	1
			Média (distância média entre 100 e 200 m)	3
			Alta (distância média inferior a 100 m)	5
M	Forma	1	Alongada (SHP > 5)	1
			Intermediária (SHP de 2 a 5)	3
			Compacta (SHP < 2)	5

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As áreas em avaliação, classificadas em ordem decrescente de prioridade para a conservação, com base nos critérios e indicadores aplicados, são descritas a seguir.

Br – Brumado: área de 16.618 ha, localizada nos municípios de Tapiraí e Pilar do Sul, dos quais 98,9% são ocupados por vegetação nativa do tipo Floresta Ombrófila Densa Montana. Cerca de 21,13% da área florestada é ocupada com vegetação secundária. Apresenta 219 nascentes e total de 322.017 m de cursos d'água. No perímetro imediato (entorno de 1 km) ocorrem áreas de reflorestamento comercial (604 ha) e pastagem (352 ha).

Cn – Cananéia: área de 26.805,97 ha no município de Cananéia, coberta por vegetação nativa, sendo que 10,48% da área correspondem a vegetação secundária. Contém as fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa Montana, Submontana e de Terras Baixas

e Formação Pioneira arbustivo-herbácea sobre sedimentos marinhos recentes (restingas), terrenos marinhos lodosos (mangue) e várzeas. Apresenta 561 nascentes e 700.127 m de cursos d'água. No perímetro imediato ocorrem áreas de campo antrópico (266 ha), reflorestamento comercial (2 ha) e zonas urbanas (37 ha).

BS – Bertioga e São Sebastião: área de 9.632,59 ha nos municípios de Bertioga e São Sebastião, ocupada por vegetação nativa com 0,84% da área com vegetação secundária. Contém as fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa Submontana e de Terras Baixas e Formação Pioneira arbustivo-herbácea sobre sedimentos marinhos recentes (restingas), terrenos marinhos lodosos (mangue) e várzeas. Apresenta 19 nascentes e 157.097 m de cursos d'água. No perímetro imediato existem áreas urbanizadas (480 ha), campos antrópicos (330 ha) e agricultura anual (19 ha).

Gu – Guarujá (Rabo do Dragão): área de 2.286,65 ha, no município de Guarujá, coberta por vegetação nativa, sendo 25,40% de vegetação secundária. Contém as fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa Submontana e de Terras Baixas e a Formação Pioneira arbustivo-herbácea sobre sedimentos marinhos recentes (restingas) e várzeas. Apresenta nove nascentes e 11.731 m de cursos d'água. No perímetro imediato existem áreas urbanizadas (203 ha), campos antrópicos (64 ha) e agricultura perene (13 ha).

BI – Itapanhaú: área de 3.785,77 ha, no município de Bertioga, ocupada por vegetação nativa, sendo 7,74% de vegetação secundária. Contém as fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa Submontana e de Terras Baixas e Formação Pioneira arbustivo-herbácea sobre sedimentos marinhos recentes (restingas), terrenos marinhos lodosos (mangue) e várzeas. Apresenta cinco nascentes e 87.102 m de cursos d'água. No perímetro imediato existem áreas urbanizadas (599 ha), campos antrópicos (242 ha) e áreas mineradas (10 ha).

IC – Ilha Comprida: área de 12.268 ha, no município de Ilha Comprida, coberta por vegetação nativa, sendo 84% da área ocupada por vegetação secundária. Contém as fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Formação Pioneira arbustivo-herbácea sobre sedimentos marinhos recentes (restingas), terrenos marinhos lodosos (mangue) e várzeas. Apresenta 23 nascentes e 80.487 m de cursos d'água. No entorno existem campos antrópicos (1.280 ha) e áreas urbanizadas (355 ha).

Analisando-se os resultados da avaliação, com base na decomposição dos indicadores que resultaram na pontuação de cada área (FIGURA 2), verifica-se que alguns indicadores tiveram avaliação semelhante para todas as áreas, não interferindo nos resultados, tais como: tamanho da área, ameaça oriunda do uso do solo no entorno e raridade da combinação solo x vegetação.

Brumado (Br), a primeira área no ranking, apesar de não se destacar pela diversidade de fitofisionomias, destacou-se pelo bom estado de conservação dos ecossistemas, por estar em uma região mal representada nas unidades de conservação já existentes e pela grande contribuição na proteção aos recursos hídricos.

Cananéia (Cn), apesar de estar em um município com alto índice de vegetação natural remanescente e de estar próxima a outras unidades de conservação que podem preservar os mesmos atributos,

destacou-se pela alta diversidade de fitofisionomias, devendo, por conseqüência, conter alta biodiversidade. Destacou-se ainda pelo bom estado de conservação dos ecossistemas e pelo elevado número de nascentes que protege.

Bertioga e São Sebastião (BS) formam uma área que se destaca pela diversidade de fitofisionomias e pela inexistência de UCs nas proximidades que representem os ecossistemas regionais. Porém, comparativamente com as outras áreas, encontra-se num município com menor grau de desmatamento e protege número menor de nascentes, o que faz com que esta área tenha menor prioridade para a conservação do que as duas anteriores.

O Rabo do Dragão, no Guarujá (Gu), tem alta diversidade de fisionomias em bom estado de conservação, mas perde posições pelo seu isolamento em relação a outras áreas naturais remanescentes, que é desfavorável para a conservação, e por oferecer proteção comparativamente inferior aos recursos hídricos.

Itapanhaú (BI) tem entre seus melhores atributos a alta diversidade de fisionomias em bom estado de conservação, mas o menor número de nascentes e a alta taxa de vegetação natural remanescente no município fazem com que esta área tenha prioridade relativamente inferior às anteriores para a criação de Unidade de Conservação.

A Ilha Comprida (IC) superou as outras áreas apenas na avaliação quanto ao grau de desmatamento no entorno, que eleva seu valor para a conservação. Porém, em comparação com as outras áreas avaliadas, tem baixa prioridade para a conservação, especialmente porque a maior parte de sua vegetação sofreu perturbações e por existirem outras unidades de conservação que preservam os mesmos ecossistemas.

Naturalmente, nenhuma das áreas avaliadas é superior às outras em todos os indicadores e a finalidade do protocolo é, justamente, evitar que um único indicador determine a ordem de prioridade. Ao se estabelecerem treze indicadores, cuja importância relativa foi ponderada pelos diferentes pesos que lhes foram atribuídos, chegou-se a uma combinação de atributos que pretendem representar, na melhor combinação possível, a diversidade biológica e a probabilidade de sua persistência em cada área. Essa classificação hierárquica poderá nortear a tomada de decisão para que sejam criadas novas Unidades de Conservação, desafio que sempre dificulta e atrasa o processo decisório.

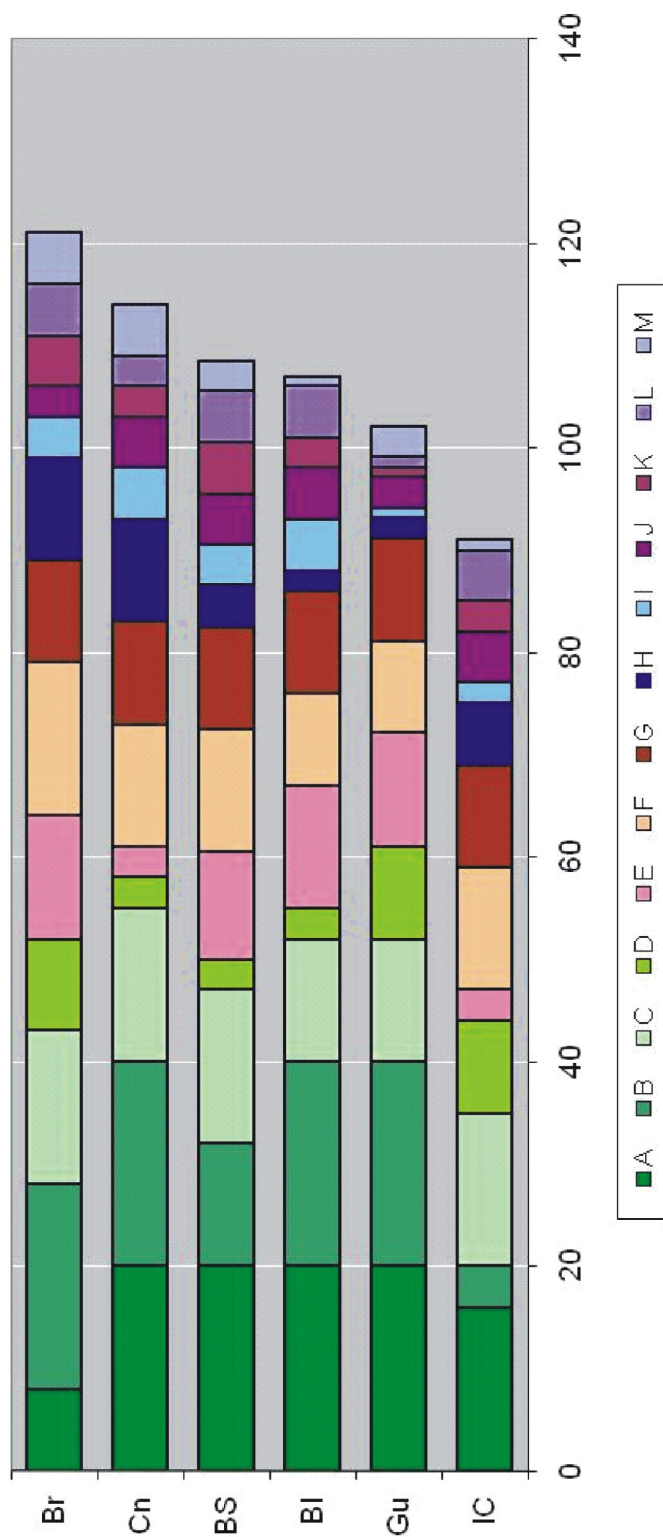


FIGURA 2 – Contribuição de cada indicador no cálculo do valor para a conservação de cada área selecionada. Br: Brumado; Cn: Cananéia; BS: Bertioiga-São Sebastião; BI: Itapanhaú; Gu: Rabo do dragão; IC: Ilha Comprida. A: número de fitofisionimias; B: estágio de conservação; C: tamanho; D: cobertura remanescente; E: representatividade e complementaridade; F: uso do solo no entorno; G: raridade da combinação solo x vegetação; H: número de nascentes; I: densidade de drenagem; J: fragmentação da paisagem; K: área-fonte.

Ao eliminar do processo os dados oriundos de inventários biológicos, evitou-se que áreas de difícil acesso, e por isso menos estudadas, perdessem importância. Santos & Mantovani (1999), ao utilizarem indicadores espaciais para hierarquizar áreas indicadas para conservação, também optaram por deixar de lado no processo decisório os dados biológicos, que não existiam para todas as áreas comparadas. Tem sido comum em procedimentos de seleção de áreas prioritárias no Brasil (Prance, 1973; Brasil, 2002) o viés resultante do desnível de conhecimento biológico. Assim, áreas de fácil acesso, localizadas junto a grandes centros de pesquisa e, por isso, já visitadas por muitos especialistas em diferentes grupos taxonômicos, tendem a ser automaticamente consideradas de prioridade máxima para a conservação.

A presença de restingas em algumas áreas elevou o valor biológico tanto no item número de fitofisionomias quanto no item representatividade e complementaridade, o que nos parece correto, pois este é um dos ecossistemas pior representados no atual sistema de UCs em todo o Brasil.

O estudo recente de Becker *et al.* (2007), demonstrando as dramáticas conseqüências da desconexão dos ecossistemas com os habitats ribeirinhos para a diversidade, justifica o maior valor atribuído a áreas que protegem grande número de nascentes e corpos d'água. Esse atributo, somado à condição favorável para a formação de grandes corredores biológicos (alta conectividade), fizeram com que uma área pouco conhecida, como o Brumado, se destacasse na composição de um sistema de áreas protegidas que pretende ir além da preservação dos seres vivos confinados em seu interior, assegurando a proteção do ecossistema como um todo.

O ideal é que os procedimentos de seleção de reservas evoluam para a inclusão de dados biológicos homogêneos para todas as áreas, conforme recomendado por Margules & Austin (1994), Freitag *et al.* (1998), Menon *et al.* (2001) e Williams *et al.* (2002). Para isso, porém, são necessários, ao menos para as áreas em comparação, que sejam aplicados os mesmos métodos de inventário, para o maior número possível de grupos taxonômicos. Mediante o conhecimento disponível, pontual e heterogêneo, a utilização de *surrogates*, adotada neste estudo, é o caminho mais justo.

É desejável, também, que evoluam as pesquisas visando ao aprimoramento dos métodos sistemáticos de seleção de reservas, aplicáveis à realidade brasileira e que envolvam, além dos atributos relativos à biodiversidade e persistência, outros aspectos, como, por exemplo: os custos e riscos relativos entre as áreas (para otimizar a aplicação dos recursos sempre escassos), a disposição dos proprietários em conservar (priorizando-se áreas cujo desmatamento é planejado ou desejado), o status jurídico das terras e a localização mediante grandes obras planejadas de infra-estrutura.

O planejamento sistemático com base em dados consistentes tende a diminuir, embora nunca elimine, as incertezas do planejamento da conservação (Margules & Pressey, 2000). Para aprimorar os procedimentos, recursos e esforços devem ser investidos prioritariamente em inventários biológicos e, também, na sistematização dessas informações em bases cartográficas detalhadas e georeferenciadas para todos os biomas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANACLETO, T. C. S. *et al.* Seleção de áreas de interesse ecológico através de sensoriamento remoto e de otimização matemática: um estudo de caso no município de Cocalinho, MT. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 35, n. 4, p. 437-444, 2005.

ARAÚJO, M. B. *et al.* Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. **Global Change Biology**, New York, v. 10, p. 1618-1626, 2004.

AYRES, J. M. *et al.* **Abordagens inovadoras para conservação da biodiversidade no Brasil: os corredores das florestas neotropicais**. Report to PPG-7 – Programa Piloto para a Proteção das Florestas Neotropicais: Projeto Parques e Reservas. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1997.

BATISSE, M. A challenge for biodiversity conservation and regional development. **Environment**, St. Louis, v. 39, n. 5, p. 7-15, 1997.

- BECKER, C. G. *et al.* Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, Washington, D.C., v. 318, n. 5857, p. 1775-1777, 2007.
- BEDWARD, M.; PRESSEY, R. L.; KEITH, D. A. A new approach for selecting fully representative reserve networks: addressing efficiency, reserve design and land suitability with an iterative analysis. **Biological Conservation**, Barking, v. 62, p. 115-125, 1992.
- BÉLISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, Brooklyn, v. 86, n. 8, p. 1988-1995, 2005.
- Briers, R. A. Incorporating connectivity into reserve selection procedures. **Biological Conservation**, Barking, v. 103, p. 77-83, 2002.
- BURLEY, F. W. Monitoring biological diversity for setting priorities in conservation. In: WILSON, E. O. (Ed.). **Biodiversity**. Washington, D.C.: Academy Press, 1988. p. 227-230.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2002. 404 p.
- CABEZA, M.; MOILANEN, A. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 16, n. 5, p. 242-248, 2001.
- _____. Site-selection algorithms and habitat loss. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 17, n. 5, p. 1402-1413, 2003.
- CAICCO, S. L. *et al.* A gap analysis of the management status of the vegetation of Idaho, USA. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 9, p. 498-511, 1995.
- CARVALHO, J. C. M. The conservation of nature in the Brazilian Amazônia. In: SIOLI, H. (Ed.). **The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1984. p. 707-736.
- CDB/COP7. **Programme of work on protected areas**. 2004. Disponível em: <www.biodiv.org>. Acesso em: 19 nov. 2007.
- COWLING, R. M. *et al.* The expert or the algorithm? – comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic Region identified by park managers and reserve selection software. **Biological Conservation**, Barking, v. 112, p. 147-167, 2003.
- DIAMOND, J. M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, Barking, v. 7, p. 129-146, 1975.
- DIAS, B. F. S. (Coord.). **A Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2000. 30 p. (Série Biodiversidade 1).
- DURIGAN, G. *et al.* Seleção de fragmentos prioritários para a criação de unidades de conservação do cerrado no Estado de São Paulo. **Rev. Inst. Flor.**, São Paulo, v. 18, p. 23-37, 2006.
- ETIENNE, R. S.; HEESTERBEEK, J. A. P. On optimal size and number of reserves for metapopulation persistence. **J.Theor.Biol.**, London, v. 203, p. 33-50, 2000.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol. Rev.**, Cambridge, v. 81, p. 117-142, 2005.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.
- _____.; MERRIAM, G. Habitat patch connectivity and population survival. **Ecology**, Brooklyn, v. 66, p. 1762-1768, 1985.
- FERREIRA, L. V. *et al.* Identificação de áreas prioritárias para a conservação de biodiversidade por meio da representatividade das Unidades de Conservação e tipos de vegetação nas ecorregiões da Amazônia brasileira. In: CAPOBIANCO, J. P. R. (Org.). **Biodiversidade na Amazônia brasileira**. São Paulo: Estação Liberdade: Instituto Sócioambiental, 2001. v. 1, p. 13-540.
- FREITAG, S.; NICHOLLS, A. O.; JAARVELD, A. S. van. Dealing with established reserve networks and incomplete distribution data sets in conservation planning. **South African Journal of Science**, Pretoria, v. 94, p. 79-88, 1998.

- GAME, M. Best shape for nature reserves. **Nature**, London, v. 287, p. 630-632, 1980.
- GASTON, K. J.; PRESSEY, R. L.; MARGULES, C. R. Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. **Journal of Biosciences**, Bangalore, v. 27, n. 4, p. 361-384, 2002.
- GOODWIN, B. J. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? **Landscape Ecology**, Amsterdam, v.18, p. 687-699, 2003.
- GROVES, C. R. *et al.* Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. **BioScience**, Washington, D.C., v. 52, n. 6, p. 499-512, 2002.
- HAIGHT, R. G.; REVELLE, C. S.; SNYDER, S. A. An integer optimization approach to a probabilistic reserve site selection problem. **Operations Research**, Linthicum, v. 48, n. 5, p. 697-708, 2000.
- HANSKI, I. Metapopulation dynamics. **Nature**, London, v. 396, p. 41-49, 1998.
- _____.; GILPIN, M. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 42, p. 3-16, 1991.
- _____.; SIMBERLOFF, D. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In: HANSKI, I. A.; GILPIN, M. E. (Ed.). **Metapopulation biology**. San Diego: Academic Press, 1997. p. 5-26.
- KRONKA, F. J. N. *et al.* **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Imprensa Oficial, 2005. 200 p.
- KUNIN, W. E. Sample shape, spatial scale and species counts: implications for reserve design. **Biological Conservation**, Barking, v. 82, p. 369-377, 1997.
- MAC ARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 224 p.
- MARGULES, C. R.; AUSTIN, M. P. Biological models for monitoring species decline: the construction and use of data bases. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. 344, p. 69-75, 1994.
- _____.; CRESSWELL, I. D.; NICHOLLS, A. O. A scientific basis for establishing networks of protected areas. In: FOREY, P. I., HUMPHRIES, C. J.; VANE-WRIGHT, R. I. (Ed.). **Systematics and conservation evaluation**. Oxford: Oxford University Press, 1994. p. 327-350.
- MARGULES, C.; HIGGS, A. J.; RAFE, R. W. Modern biogeographic theory: are there any lessons from nature reserve design? **Biological Conservation**, Barking, v. 24, p. 115-128, 1982.
- _____.; NICHOLLS, A. O.; PRESSEY, R. L. Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. **Biological Conservation**, Barking, v. 43, p. 663-676, 1988.
- _____.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, London, v. 405, p. 243-253, 2000.
- _____.; PRESSEY, R. L.; WILLIAMS, P. H. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. **Journal of Biosciences**, Bangalore, v. 27, n. 4, p. 309-326, 2002.
- _____.; USHER, M. B. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. **Biological Conservation**, Barking, n. 21, p. 79-109, 1981.
- MC CALLUM, H. **Population parameters: estimation for ecological models**. Oxford: Blackwell Science, 2000. 360 p.
- MCKENDRY, J. E.; MACHLISS, G. E. The role of geography in extending biodiversity gap analysis. **Applied Geography**, Amsterdam, v. 11, p. 135-152, 1991.
- MENON, S. *et al.* Identifying conservation priority areas in the tropics: a land-use change modeling approach. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 15, n. 2, p. 501-512, 2001.
- METZGER, J. P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologia**, Amsterdam, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.
- MOILANEN, A.; CABEZA, M. Accounting for habitat loss rates in sequential reserve selection: simple methods for large problems. **Biological Conservation**, Barking, v. 136, p. 470-482, 2007.
- MORSELLO, C. **Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo**. São Paulo: Annablume: FAPESP, 2001. 344 p.
- MURÇA-PIRES, J. Tipos de vegetação da Amazônia. **Brasil Florestal**, Brasília, DF, v. 5, p. 48-58, 1974.
- MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, 2000.

- NALLE, D. J.; ARTHUR, J. L.; SESSIONS, J. Designing compact and contiguous reserve networks with a hybrid heuristic algorithm. **Forest Science**, Washington, D.C., v. 48, n. 1, p. 59-68, 2002.
- NOSS, R. F.; CSUTI, B. Habitat fragmentation. In: MEFFE, G. K.; CARROL, C. R. (Ed.). **Principles of conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates, 1997. p. 269-304.
- PERES, C.; J. TERBORGH. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 1, p. 34-46, 1995.
- POLASKY, S. *et al.* Choosing reserve networks with incomplete species information. **Biological Conservation**, Barking, v. 94, n. 1, p. 1-10, 2000.
- PRANCE, G. T. Phytogeographic support for the theory of Pleistocene forest refuges in the Amazonian basin on evidence from distribution patterns in Caryocaraceae, Chrysobalanaceae, Dichapetalaceae and Lecythidaceae. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 3, p. 5-28, 1973.
- PRENDERGAST, J. R.; QUINN, R. M.; LAWTON, J. H. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 13, n. 3, p. 484-492, 1999.
- PRESSEY, R. L. *Ad hoc* reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems? **Conservation Biology**, Cambridge, v. 8, n. 3, p. 662-668, 1994.
- _____.; BEDWARD, M.; KEITH, D. A. New procedures for reserve selection in New South Wales: maximizing the chances of achieving a representative network. In: FOREY, P. I.; HUMPHRIES, C. J.; VANE-WRIGHT, R. I. (Ed.). **Systematics and conservation evaluation**. Oxford: Oxford University Press, 1994. p. 351-373.
- _____.; NICHOLLS, A. O. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. **Biological Conservation**, Barking, v. 50, p. 199-218, 1989.
- _____.; POSSINGHAM, H. P.; DAY, J. R. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. **Biological Conservation**, Barking, v. 80, p. 207-219, 1997.
- RODRIGUES, A. S. L. *et al.* Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. **Nature**, London, v. 428, p. 640-643, 2004.
- ROSSI, E.; KUITUNEN, M. Ranking of habitats for the assessment of ecological impact in land use planning. **Biological Conservation**, Barking, v. 77, n. 2-3, p. 227-234, 1996.
- RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 27-35. 2005.
- SANTOS, R. F.; MANTOVANI, W. Seleção de reservas florestais para conservação "in situ" através de indicadores espaciais. **Rev. Inst. Flor.**, São Paulo, v. 11, n. 1, p. 91-103, 1999.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SMA. **Conhecer para conservar as Unidades de Conservação do Estado de São Paulo**. São Paulo: Terra Virgem: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 1999. 115 p.
- SCOTT, J. M.; CSUTI, B. Gap analysis for biodiversity survey and maintenance II. REAKA-KUDLA, M. L.; WILSON, D. E.; WILSON, E. O. (Ed.). **Biodiversity: getting the job done**. Washington, D.C.: National Academy Press, 1997. p. 321-340.
- SCOTT, T. A.; SULLIVAN, J. E. The selection and design of multiple-species habitat preserves. **Environmental Management**, New York, v. 26, n. 1, p. 37-53, 2000.
- SMITH, P. G. R.; THEBERGE, J. B. A review of criteria for evaluating natural areas. **Environmental Management**, New York, v. 10, p. 715-734, 1986.
- _____. Evaluating natural areas using multiple criteria: theory and practice. **Environmental Management**, New York, v. 11, n. 4, p. 447-460, 1987.
- SOULE, M. E. (Ed.). **Viable populations for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 189 p.
- _____.; SIMBERLOFF, D. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? **Biological Conservation**, Barking, v. 35, p. 19-40, 1986.
- TEEFFELEN, A. J. A.; CABEZA, M.; MOILANEN, A. Connectivity, probabilities and persistence: comparing reserve selection strategies. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, p. 899-919, 2006.

TERBORGH, J.; B. WINTER. A method for siting parks and reserves with special reference to Colombia and Ecuador. **Biological Conservation**, Barking, v. 27, p. 45-58, 1983.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION - UNESCO. 2001. **World Heritage List**. Disponível em <whc.unesco.org/en/list/893.>. Acesso em: 19 nov. 2007.

USHER, M. B. Wildlife conservation evaluation: attributes, criteria and values. In: USHER, M.B. (Ed.). **Wildlife conservation evaluation**. London: Chapman & Hall, 1986. p. 3-44.

VANDERKAM, R. P. D.; WIERSMAAND, Y. F.; KING, D. J. Heuristic algorithms vs. linear programs for designing efficient conservation reserve networks: Evaluation of solution optimality and processing time. **Biological Conservation**, Barking, v. 137, n. 3, p. 349-358, 2007.

VANE-WRIGHT, R. I., HUMPHRIES, C. J.; WILLIAMS, P. H. What to protect? – systematics and the agony of choice. **Biological Conservation**, Barking, v. 55, p. 235-254, 1991.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 1991. 123 p.

VERONA, J. *et al.* Áreas prioritárias para conservação e restauração do Estado de São Paulo, sob o ponto de vista dos fatores abióticos. Relatório de Pesquisa. In: JOLY, C. A.; BRITO, M. C.; RODRIGUES, R. R. (Coord.). **Workshop Áreas Continentais Prioritárias para Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. Documento síntese. São Paulo, 2006. Disponível em: <www.biota.org.>. Acesso em: 19 nov. 2007.

VICTOR, R. A. B. M. *et al.* Applications of the biosphere reserve concept to urban areas: the case of São Paulo City Green Belt Biosphere Reserve, Brazil–São Paulo Forest. **Annals of the New York Academy of Sciences**, New York, v. 1023, p. 237-281, 2004.

WILHERE, G. F.; GOERING, M.; WANG, H. Average optimacy: an index to guide site prioritization for biodiversity conservation **Biological Conservation**, Barking, v. 141, n. 3, 2008.

WILSON, E. O.; WILLIS, E. O. Applied biogeography. In: CODY, M. L.; DIAMOND, M. J. (Ed.). **Ecology and evolution of communities**. London: Belknap Press of Harvard University Press, 1975. p. 522-534.

WILSON, K. Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. **Environmental Management**, New York, v. 35, n. 5, p. 527-543, 2005.

WILLIAMS, P. H., MARGULES, C. R.; HILBERT, D. W. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. **Journal of Biosciences**, Bangalore, v. 27, p. 327-338, 2002, suppl. 2.