Victor Eduardo Lima Ranieri

**RESERVAS LEGAIS: CRITÉRIOS PARA LOCALIZAÇÃO
E ASPECTOS DE GESTÃO**

Tese apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos da Universidade de São
Paulo, como parte dos requisitos para a
obtenção do título de Doutor em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento).

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Pereira de Souza

São Carlos

2004

À minha mãe e ao meu pai.

Agradecimentos

Ao Prof. Marcelo Pereira de Souza, meu orientador e, mais que isso, amigo.

À Fapesp, pela bolsa concedida.

Aos professores do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, particularmente à Prof^a. Maria do Carmo Calijuri, coordenadora do Programa de Pós-graduação em Hidráulica e Saneamento.

Aos professores e profissionais que contribuíram com sugestões e críticas: Prof. José Salatiel Rodrigues Pires, Prof^a. Giselda Durigan, Maria José Brito Zakia, Iraci Monteiro e João Sé.

Aos colegas do PNMA II, do Ministério do Meio Ambiente, especialmente a Sra. Regina Gualda e a Sra. Wilma dos Santos Cruz pelo apoio na fase final de elaboração desta tese.

Aos funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, particularmente às seguintes pessoas: Pavi, Sá, Rose, André, Flávia, Sergio, Valdecir e Teresinha.

Ao pessoal do LabSIG pela colaboração e pelas boas discussões: Nájila, Denis, Tatiana, Elisânia, Mario, Gabriela, Pizzato, Rogério (Dracena), Teresa e Rodrigo.

Aos amigos e amigas de São Carlos, Santos, Piracicaba, São Paulo, Brasília e muitos outros lugares: Aurélio, Minduim, Pazu, Maurício (Mau-Mau), Valmir (Charolastra), Fernanda, Renati, Erikinha, Lucimara, Hilda, Marcella, Karina, Eli, Isabel, Aldo, Guilherme (Érikon), André (Kibutis), Leonardo (Crexe), José Eduardo (Dobrada), Luciano (Saci), Borges, Marcelinho, Marthinha, Luciana Guedes, Bebel, Valéria, Patrícia (Fumassa), Fabiana (Fru), Marysol, Luciana Nalim, Angela, Joana, Camila, Caê, Evandro (Vandorff), Luiz Fernando, Andréia, Dayani, Carol, Juju, Flávia, Paula, Ruth, Elisa, Tati, Dani, Tita e tantos outros pelos inesquecíveis momentos.

A todos os amigos cantores e regentes com quem tive o maior prazer em conviver no Madrigal UFSCar.

Às minhas queridas irmãs Simone e Cynthia, aos meus sobrinhos, Eduardo e Alexandre, aos meus avós paternos Miguel e Lurdes e maternos Ary e Emília (em memória).

“Quem me dera um povo que preferisse pôr
fogo nas cercas e deixar de pé as florestas!”

Henry Thoreau

Resumo

RANIERI, V. E. L. (2004). *Reservas legais: critérios para localização e aspectos de gestão*. 144 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

A destruição de ambientes naturais é um dos mais reconhecidos problemas ambientais de âmbito global que, entre outras conseqüências, provoca impactos como perda de biodiversidade e degradação dos solos e da água. Tais impactos se refletem nos sistemas econômicos e sociais, o que tem conduzindo a discussão das estratégias de conservação da natureza por rumos que incluem, não somente questões técnicas, como também aspectos políticos. Além das estratégias de proteção baseadas em terras públicas, a conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos em áreas sob domínio privado, é uma necessidade amplamente reconhecida. Seja em terras públicas ou particulares, a conservação de áreas naturais implica na imposição de limites às ações humanas, o que tende a gerar conflito de interesses. No Brasil, a chamada “reserva legal” – instrumento estabelecido pelo Código Florestal, Lei no. 7.441 de 1965, com a finalidade de garantir o uso sustentável dos recursos naturais, conservar biodiversidade e processos ecológicos – limita o uso da propriedade rural e é foco de discussão entre proprietários, governos e setores da sociedade ligados à área ambiental. O presente trabalho analisa e propõe estratégias para a conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos por meio do instrumento “reserva legal”, considerando critérios de alocação e aspectos de gestão, com ênfase na realidade dos biomas Mata Atlântica e cerrado. São analisados aspectos políticos, legais e institucionais relacionados à questão, identificados conflitos de interesses e sugeridos caminhos para o equacionamento desses conflitos. Sob o aspecto técnico, são propostos critérios e parâmetros para auxiliar o processo de tomada de decisão na escolha de áreas prioritárias para alocação de reservas legais e apresentados cenários de ocupação do solo de uma região específica, considerando tais critérios. As informações levantadas permitem concluir que pontos de menor conflito entre os atores envolvidos, como a possibilidade de compensação de reservas legais fora dos limites das propriedades, podem tornar o instrumento “reserva legal” mais eficaz desde que: a) sejam definidos recortes territoriais adequados para a gestão compartilhada de florestas e água e b) sejam utilizados critérios técnicos claros para determinação de áreas prioritárias para alocação de reservas legais, de modo a minimizar a subjetividade das normas gerais. Os resultados das simulações, materializados em oito cenários de ocupação, mostram que é possível, com a adoção de critérios técnicos objetivos, identificar locais mais propícios para implantação de reservas legais e, com isso, alterar parâmetros como tamanho, área central e conectividade entre fragmentos. Tais alterações podem tornar a paisagem mais favorável aos fluxos de fauna, à manutenção de espécies dependentes de grandes áreas de vida e de habitats sob menor efeito de borda, além de promover maior proteção dos solos e dos recursos hídricos. Questões como a responsabilidade por eventuais danos às reservas legais administradas em “condomínios” e aquelas relativas ao manejo de tais áreas para garantir sua conservação em longo prazo, entretanto, ainda exigem mais esforços para serem equacionadas. Esses esforços deverão se concentrar em estratégias inovadoras que, possivelmente, incluirão a participação da sociedade civil na gestão dessas áreas como, por exemplo, administradoras das reservas ou condomínios de reservas.

Palavras-chave: reserva legal; conservação da biodiversidade; conservação dos recursos hídricos; legislação florestal.

Abstract

RANIERI, V. E. L. (2004). *Legal reserves: allocation criteria and management aspects*. 144 p. Ph.D. Thesis – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

The destruction of natural environments is one of the most recognized worldwide environmental problems, which, among other consequences, causes impacts such as the loss of biodiversity and soil and water degradation. Such impacts reflect upon social and economic systems, which have lead the discussion on nature conservation strategies through paths which include not only technical but also political aspects. As well as protection strategies based on public land, biodiversity and water resource conservation in areas under private domain is a widely recognized need. On public or private land, the conservation of natural areas means imposing limits on human action, which tends to generate a conflict of interests. In Brazil, the so called “legal reserve” – a tool established by the Brazilian Forestry Code, Law # 4,771 of 1965, with the aim of guaranteeing the sustainable use of natural resources, biodiversity conservation, and ecological processes – limits the use of rural properties and is the focus of discussions among landowners, governments, and entities linked to the environmental arena. This paper analyzes and proposes strategies for biodiversity and water resource conservation through the “legal reserve” tool, considering designation criteria and management aspects, with a focus on the Atlantic Rainforest and cerrado biomes. Political, legal, and institutional aspects related to the issue are analyzed, conflicts of interest are identified, and paths for the balance of these conflicts are suggested. Under a technical aspect, criteria and parameters to aid in the decision-making process for designating priority areas for legal reserves are proposed and scenarios for soil occupation of a specific region are presented, considering such criteria. The information gathered lead to the conclusion that areas with less conflict among those involved, with the possibility of compensation for legal reserves outside property limits, could make the “legal reserve” instrument more efficient as long as: a) adequate territorial patches are defined for the co-management of forests and water and b) clear technical criteria are used to determine the priority areas designated as legal reserves, in a manner which minimizes the subjectivity of the general norms. The results of simulations, materialized in eight occupation scenarios, show that it is possible, with the adoption of objective technical criteria, to identify areas more susceptible to the implementation of legal reserves and thus change parameters such as size, central area, and connectivity between fragments. Such changes can make the landscape more favorable for fauna fluxes, for the maintenance of species dependent upon large area and habitats with less border effect, as well as promote greater protection of soils and water resources. Issues such as the responsibility for subsequent damage to legal reserves managed in “shared natural areas” and those related to the management of such areas to guarantee long-term conservation, however, still require more effort to be calculated. These efforts should concentrate on innovative strategies, which will include, for example, the participation of civil society in the management of reserves or shared natural areas.

Key words: legal reserves; biodiversity conservation; water resources conservation; Brazilian Forest Law.

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 01 – Mapa do Estado de São Paulo com as áreas de atuação das Divisões Regionais do Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais (DEPRN).....	28
Figura 02 – Área de atuação da Divisão Regional Centro Oeste Paulista (DPRN-6) e das Equipes Técnicas.....	29
Figura 03 – Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs) do Estado de São Paulo	30

Capítulo III

Figura 01 – Localização da área de estudo.....	85
Figura 02 – Detalhe do mapa de vegetação elaborado pelo Projeto Biota Fapesp e do mesmo trecho do território na imagem Landsat.....	87
Figura 03 – Exemplos de fitofisionomias encontradas na área de estudo e incluídas na categoria genérica de “fragmentos”.....	88
Figura 04 – Representação vetorial e matricial de trechos de córregos.....	91
Figura 05 – Representação matricial da faixa córrego+APP em trecho da área de estudo ...	92
Figura 06 – Detalhe do mapa de suscetibilidade à erosão.....	95
Figura 07 – Resultados dos testes para determinação da largura da faixa prioritária para a alocação das reservas ao redor dos fragmentos existentes.....	97
Figura 08 – Fragmentos de vegetação nativa identificados na área de estudo.....	105
Figura 09 – Número e área ocupada pelo conjunto de fragmentos por classe de tamanho.....	106
Figura 10 – Áreas identificadas como de alta ou muito alta suscetibilidade à erosão.....	108
Figura 11 - Fragmentos de vegetação nativa existentes e faixas de 60 metros consideradas como áreas prioritárias para recuperação.....	109
Figura 12 – Detalhe da figura 11 mostrando fragmentos de vegetação nativa existentes e faixas de 60 metros consideradas como áreas prioritárias para recuperação.....	110
Figura 13 - APPs ao longo dos corpos d’água e faixas de 60 metros consideradas como áreas prioritárias para conservação/recuperação.....	111
Figura 14 – Detalhe da figura 13 mostrando as APPs ao longo dos corpos d’água e faixas de 60 metros consideradas como áreas prioritárias para conservação/recuperação.....	112
Figura 15 - Bacias hidrográficas de primeira ordem.....	113
Figura 16 - Áreas situadas a distâncias superiores a 1.000 m de fragmentos existentes....	114
Figura 17 – Cenário 1: fragmentos existentes (FE).....	116
Figura 18 – Cenário 2: fragmentos existentes e APPs marginais aos corpos d’água (FE+APP).	116

Figura 19 – Cenário 3: fragmentos existentes e áreas com sobreposição de 4 critérios (FE+4)	117
Figura 20 – Cenário 4: fragmentos existentes, áreas com sobreposição de 4 critérios e APPs (FE+4+APP)	117
Figura 21 – Cenário 5: fragmentos existentes e áreas com sobreposição de 3 ou mais critérios (FE+4+3)	118
Figura 22 – Cenário 6: fragmentos existentes, áreas com sobreposição de 3 ou mais critérios e APPs (FE+4+3+APP)	118
Figura 23 – Cenário 7: fragmentos existentes e áreas com sobreposição de 2 ou mais critérios (FE+4+3+2)	119
Figura 24 – Cenário 8: fragmentos existentes, áreas com sobreposição de 2 ou mais critérios e APPs (FE+4+3+2+APP)	119
Figura 25 – Número de fragmentos nos diversos cenários gerados	121
Figura 26 – Área total ocupada pelo conjunto dos fragmentos	121

ÍNDICE DE QUADROS

Capítulo III

Quadro 01 - Dados sobre os territórios e população dos municípios da área de estudo	85
Quadro 02 - Atividades realizadas no estudo de caso e modo de execução	86
Quadro 03 – Comparação entre o resultado da interpretação da imagem de satélite e o observado em campo	89
Quadro 04: Matriz de decisão para determinação de suscetibilidade à erosão	95
Quadro 05 – Identificadores atribuídos aos critérios para determinação das áreas prioritárias para a proteção na forma de reservas legais	99
Quadro 06 – Combinações possíveis na imagem resultante da operação de adição entre os critérios	101
Quadro 07 – Parâmetros métricos de estrutura da paisagem calculados para os cenários propostos	103
Quadro 08 – Imagens (cenários) geradas pelo agrupamento de critérios propostos	115
Quadro 09 - Parâmetros métricos referentes aos cenários elaborados	120

LISTA DE SIGLAS

APP - Área de Preservação Permanente
CNA - Confederação Nacional da Agricultura
CNI - Confederação Nacional das Indústrias
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONTAG - Confederação Nacional dos Trabalhadores na Agricultura
CRF - Cota de Reserva Florestal
DEM - Digital Elevation Model
DEPRN - Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais
ET - Equipe Técnica (do DEPRN)
FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations
FE - Fragmentos existentes
FEMA - Fundação Estadual de Meio Ambiente (Estado do Mato Grosso)
IAP - Instituto Ambiental do Paraná
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMS - Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
ISA - Instituto Sócioambiental
ITR - Imposto Territorial Rural
MDL - Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MMA - Ministério do Meio Ambiente
MP - Medida Provisória
ONG - Organização não Governamental
ONU - Organização das Nações Unidas
PL - Projeto de Lei
PNRH - Política Nacional dos Recursos Hídricos
RL - Reserva Legal
RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural
SBS - Sociedade Brasileira de Silvicultura
SEMA - Secretaria Estadual do Meio Ambiente (Estado do Mato Grosso do Sul)
SIG - Sistema de Informações Geográficas
SISLEG - Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente (Estado do Paraná)
SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNGRH - Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos
SSSI - Site of Special Scientific Interest
UC - Unidade de Conservação
UGRHI - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USDA - United States Department of Agriculture
ZEE - Zoneamento Ecológico Econômico

SUMÁRIO

Introdução geral.....	1
Objetivos	2
Objetivo geral:	2
Objetivos específicos:	2
<i>CAPÍTULO I: ASPECTOS POLÍTICOS, LEGAIS E INSTITUCIONAIS.</i>	<i>3</i>
1 – Introdução: a degradação dos ambientes naturais e as estratégias para sua conservação.	3
2 - Conservação dos ecossistemas naturais em terras particulares: exemplos de outros países.....	5
- Estados Unidos	5
- Inglaterra	9
- Finlândia	11
- Áustria	12
- Costa Rica	14
3 - Conservação dos ecossistemas naturais em terras particulares: o caso brasileiro.....	16
3.1 – Aspectos da legislação florestal brasileira	16
- Instrumentos de comando e controle.	16
- Instrumentos de incentivo financeiro.....	22
3.2 – Aspectos institucionais	25
- São Paulo	27
- Paraná	31
- Mato Grosso	33
3.3 – Setores sociais e interesses envolvidos	34
- MMA e IBAMA.	35
- Confederação Nacional da Agricultura (CNA)	36
- Confederação Nacional dos Trabalhadores na Agricultura (CONTAG).....	37
- Sociedade Brasileira de Silvicultura (SBS).....	38
- Confederação Nacional das Indústrias (CNI).....	39
- Organizações não-governamentais.	40
4 – Considerações finais.....	42
<i>CAPÍTULO II: ASPECTOS TÉCNICOS E CRITÉRIOS PARA ESCOLHA DE ÁREAS.....</i>	<i>48</i>
1 - Introdução.	48
2 – Fundamentos teóricos para a proposição de critérios para a escolha de áreas naturais a serem protegidas na forma de reservas legais.....	50
2.1 – A questão da unidade territorial.	50
2.2 – A paisagem como unidade de estudo.	52

2.3 – Paisagem e biodiversidade.....	55
- Área dos fragmentos.....	56
- Isolamento dos fragmentos.....	59
- Conectividade dos habitats.....	60
2.4 – Paisagem e recursos hídricos	64
3 – Proposição de critérios para a escolha de áreas destinadas à proteção na forma de reservas legais.	72
3.1 - Critérios propostos para a identificação de áreas prioritárias para alocação de reservas legais em áreas de cobertura original de Floresta Atlântica e cerrado no interior do Estado de São Paulo.....	76
1) Manutenção dos fragmentos existentes.	76
2) Proteção das áreas de maior suscetibilidade à erosão	77
3) Alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água	78
4) Proteção das cabeceiras das bacias	78
5) Proteção das áreas de recarga de aquíferos.....	79
6) Aumento dos fragmentos existentes	79
7) Redução das distâncias (isolamento) entre fragmentos	80
3.2 – Combinação dos critérios, definição prioridades e estratégias.	80
4 – Considerações finais.....	81
 <i>CAPÍTULO III: ESTUDO DE CASO.</i>	<i>83</i>
1 - Introdução.	83
2 - Área de estudo.....	84
3 - Materiais e métodos.....	86
3.1 – Levantamento da localização dos fragmentos de vegetação nativa existentes.	86
3.2 – Levantamento das áreas destinadas à manutenção de florestas de preservação permanente nas margens de corpos d'água.	90
3.3 – Identificação das áreas prioritárias para a proteção na forma de reservas legais utilizando os critérios definidos no capítulo II.....	93
3.3.1 – Manutenção dos fragmentos existentes.	93
3.3.2 – Áreas com maior suscetibilidade à erosão.....	93
3.3.3 – Aumento dos fragmentos existentes.....	96
3.3.4 – Alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água.....	97
3.3.5 – Proteção das cabeceiras das bacias.....	98
3.3.6 – Redução das distâncias entre fragmentos.	98
3.3.7 – Combinação dos critérios para determinação de níveis de prioridade.....	99
3.4 – Cálculo de parâmetros métricos dos cenários elaborados e comparação entre os cenários.....	102
4 – Resultados.....	105
4.1 – Levantamento da localização dos fragmentos de vegetação nativa existentes.	105

4.2 – Levantamento das áreas destinadas à manutenção de florestas de preservação permanente nas margens de corpos d'água.	107
4.3 – Identificação das áreas prioritárias para a proteção na forma de reservas legais utilizando os critérios definidos no capítulo II.....	107
4.3.1 – Manutenção dos fragmentos existentes.	107
4.3.3 – Aumento dos fragmentos existentes.	109
4.3.4 – Alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água.....	111
4.3.5 – Proteção das cabeceiras das bacias.	113
4.3.6 – Redução das distâncias entre fragmentos.	114
4.3.7 – Combinação dos critérios para determinação de níveis de prioridade.....	115
5 – Discussão.	122
5.1 – Cenários sem inclusão de APPs.....	122
5.2 – Cenários com inclusão de APPs.....	124
5.3 – Cenários com e sem inclusão de APPs.	124
6 – Conclusão do capítulo.....	125
Conclusão geral.....	127
Referências bibliográficas	131

Introdução geral.

O presente trabalho aborda aspectos relacionados à conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos em terras privadas e, particularmente, um dos principais instrumentos da legislação brasileira voltado para esse fim: a reserva legal. Dado o caráter abrangente do objeto em estudo, optou-se por organizar o trabalho em três capítulos, nos quais são apresentados e discutidos os tópicos considerados mais relevantes para a compreensão das questões que envolvem o tema.

O primeiro capítulo aborda os aspectos políticos, legais e institucionais e consiste de uma revisão bibliográfica na qual procura-se situar o instrumento “reserva legal” no contexto das estratégias de conservação da natureza em terras particulares. Para tanto, é feita a apresentação de como esse instrumento vem sendo aplicado no Brasil e como a questão da conservação em áreas sob domínio privado é tratada em alguns outros países do mundo. No caso brasileiro, além do arcabouço legal que ordena as questões relativas às reservas legais, também são discutidas algumas das características institucionais do país e de alguns Estados, características estas que podem influenciar na gestão compartilhada de florestas e recursos hídricos. Ainda no primeiro capítulo, são apresentados os interesses dos atores sociais envolvidos com a questão, a fim de identificar possíveis estratégias de equacionamento dos conflitos existentes baseadas em interesses comuns.

O segundo capítulo trata dos aspectos técnicos voltados para a escolha das áreas destinadas à proteção na forma de reserva legal. Nesse capítulo são apresentados critérios e parâmetros para a escolha de áreas prioritárias para a conservação da natureza, com ênfase em pesquisas nas áreas de ecologia da paisagem e conservação dos recursos hídricos. Trata-se de uma revisão voltada para: 1) a identificação da unidade territorial mais adequada para o gerenciamento das questões relativas às reservas legais e 2) a elaboração de uma lista de critérios e parâmetros que possam auxiliar nos processos de tomada de decisões quanto à alocação de reservas.

No terceiro capítulo é apresentado um estudo de caso onde se analisam possíveis cenários de ocupação do solo de uma região específica, considerando os critérios e parâmetros definidos no capítulo anterior. Para a elaboração dos cenários, foram utilizados softwares de Sistemas de Informações Geográficas (que possibilitaram a manipulação e visualização de dados espacializados) e de análise de paisagem (para o cálculo de parâmetros métricos).

Objetivos

Objetivo geral:

Analisar e propor estratégias para a conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos em reservas legais, considerando critérios de alocação e aspectos de gestão, com ênfase na realidade dos biomas Mata Atlântica e cerrado.

Objetivos específicos:

- analisar os aspectos políticos, legais e institucionais relacionados à questão da proteção da natureza em reservas legais, identificando conflitos de interesses entre atores sociais e propondo estratégias de equacionamento desses conflitos.

- propor, com base em aspectos técnicos, critérios e parâmetros que possam auxiliar o processo de tomada de decisão por parte dos proprietários de terras e órgãos gestores na escolha de áreas prioritárias para a conservação na forma de reserva legal.

- propor cenários alternativos de ocupação do solo de uma região específica, considerando a proteção dos recursos biológicos e hídricos como fator prioritário para a alocação de reservas legais.

CAPÍTULO I: ASPECTOS POLÍTICOS, LEGAIS E INSTITUCIONAIS.

1 – Introdução: a degradação dos ambientes naturais e as estratégias para sua conservação.

A destruição de ambientes naturais enquadra-se, juntamente com as mudanças climáticas e a redução da camada de ozônio, entre os mais reconhecidos problemas ambientais de âmbito global ou, nas palavras de Dovers et al. (1996), macro-problemas relacionados à sustentabilidade.

A perda da biodiversidade - problema bastante estudado nas últimas décadas (EHRlich, 1997; HARRIS e SILVA-LOPEZ, 1992; PRIMACK e RODRIGUES, 2001; SAUNDERS et al., 1991; WILSON, 1997; SALA et al., 2000; WOODRUFF, 2001) - é apenas uma das conseqüências mais evidentes da destruição dos ambientes naturais. Acredita-se que, mesmo que a maioria dos ecossistemas naturais remanescentes na Terra pudessem ser poupados da destruição, as áreas silvestres atualmente existentes não seriam suficientemente extensas para satisfazer as necessidades de habitat de muitas espécies (ESTRATÉGIA global da biodiversidade, 1992). Apesar do grau de incerteza crescer conforme aumenta a quantidade de fatores envolvidos e as possibilidades de interação entre eles (DOVERS et al., 1996), existem evidências da existência de uma íntima relação entre a proteção dos ecossistemas naturais (florestas, savanas, áreas alagadas etc.) e a conservação de recursos não biológicos, como o ar, a água e os solos (LINO e DIAS, 2003; PRIMACK e RODRIGUES, 2001; WESTERN, 2001; WORLD RESOURCES INSTITUTE, 2000).

Também a influência da conservação de ecossistemas naturais sobre o sistema econômico tem sido objeto de estudos. Benefícios econômicos diretos e indiretos decorrentes da proteção de áreas silvestres são cada vez mais pesquisados (COSTANZA et al., 1997; DE LEO e LEVIN, 1997; DIXON e SHERMAN, 1990; FOLKE et al., 1996), inclusive no Brasil (MAY et al., 2000; OLIVEIRA, 2001; SEROA DA MOTTA, 1996; SEROA DA MOTTA, 1997; VIANA et al., 2002). Exemplos desses benefícios (ou serviços ambientais) são a proteção de recursos hídricos (e conseqüente diminuição dos custos de tratamento de águas de abastecimento), a

redução das perdas de solos cultiváveis devido aos processos erosivos, o incremento das atividades de recreação, a conservação de plantas e animais com potencial para produção de alimentos e produtos farmacêuticos, a redução do efeito estufa (pela captura do carbono atmosférico) entre outros (LINO e DIAS, 2003).

O reconhecimento da existência de intrincadas relações entre os diversos componentes do ambiente (biológico e não-biológico) e, mais recentemente, dos reflexos da conservação/degradação dos ecossistemas sobre as relações econômicas, sociais e culturais vêm conduzindo a discussão das estratégias de conservação da natureza por rumos cada vez mais complexos, tanto do ponto de vista dos aspectos técnicos quanto dos políticos. Questões como a criação de unidades de conservação (parques e reservas, por exemplo) sob o domínio público ou privado, a obrigatoriedade de preservação e/ou conservação de ecossistemas naturais em propriedades privadas e o incentivo a proteção desses ambientes através de instrumentos econômicos são cada vez mais discutidas em muitos países do mundo, inclusive no Brasil¹. Por se tratar de um tema muito abrangente e já bastante estudado, o presente trabalho não aborda com profundidade a questão das unidades de conservação na forma de parques e reservas de domínio público e concentra o foco sobre as estratégias de conservação baseadas nos instrumentos aplicáveis às propriedades privadas.

A conservação de áreas naturais, seja motivada por valores intangíveis ou pelos benefícios econômicos diretos e indiretos delas advindos, implica na imposição de limites às ações humanas. Quando tal limitação interfere com a produtividade econômica de terras sob domínio privado criando um conflito com um estilo de vida/produção já estabelecido, a complexidade da questão aumenta (DOREMUS, 2003). E aumenta ainda mais quando esta interferência se dá por meio de instrumentos de proibição ou severa limitação ao uso das terras. No Brasil, a reserva legal é um exemplo de instrumento dessa natureza.

Estabelecida pelo Código Florestal (Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965) a reserva legal é o instrumento que impõe restrição ao uso do solo em propriedades rurais privadas em todo o país visando à utilização sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos e à conservação da biodiversidade. As reservas legais compreendem percentuais das áreas de propriedades ou posses no meio rural² onde a

¹ A realização de três Congressos Brasileiros sobre Unidades de Conservação (nos anos de 1997, 2000 e 2002) e as discussões capitaneadas em anos recentes pelo Congresso Nacional sobre as mudanças no Código Florestal do país dão a dimensão da importância da questão.

² Embora a legislação fale em propriedade ou posse, no presente estudo utiliza-se apenas o termo "propriedade" para indicar ambas as situações, a fim de facilitar a leitura.

vegetação nativa não pode ser suprimida por completo, podendo apenas ser utilizada sob regime de manejo florestal sustentável. Esse instrumento é o principal objeto do presente trabalho, mas, para discuti-lo torna-se necessário situá-lo no contexto das estratégias globais de conservação e entre outros instrumentos de políticas públicas aplicados no Brasil e em outros países.

2 - Conservação dos ecossistemas naturais em terras particulares: exemplos de outros países.

As pesquisas científicas e a experiência acumulada por planejadores e gestores de unidades de conservação têm mostrado que o pequeno percentual de áreas protegidas na forma de parques e reservas não é suficiente para garantir a conservação da biodiversidade (PRIMACK e RODRIGUES, 2001; WESTERN, 1989). Por este motivo, pesquisadores, gestores e entidades como o World Resources Institute (WRI), The World Conservation Union (WCU) e a Organização das Nações Unidas (ONU) consideram que a conservação dos recursos naturais em terras particulares deve ser parte integrante das estratégias voltadas para a conservação dos ecossistemas (ESTRATÉGIA global da biodiversidade, 1992).

São várias as estratégias de ação possíveis no campo da conservação em terras privadas mas, geralmente, o foco das políticas públicas volta-se para àquelas baseadas na regulamentação do uso do solo ou por outras de incentivo econômico (DOREMUS, 2003; SHOGREN et al., 2003). Nos parágrafos seguintes são apresentados exemplos de como a questão da conservação da natureza em terras sob domínio privado vem sendo encarada em alguns países do mundo³.

- Estados Unidos

Segundo Shogren et al. (2003), a maior parte das terras nos Estados Unidos está sob domínio de proprietários privados e metade das espécies ameaçadas de extinção no país tem 80% dos seus habitats inseridos nessas propriedades. Essa realidade levou tanto o governo

³ Na impossibilidade de executar-se um levantamento da situação de muitos países (devido ao volume de informações e posto que este não é o objetivo do presente trabalho), foram escolhidos alguns países em função da disponibilidade de material atualizado para consulta (em inglês ou espanhol), que foi realizada, preferencialmente, por via eletrônica (Internet) em páginas oficiais dos governos, de organizações não governamentais e de organismos internacionais. Informações importantes também foram extraídas do volume 6, número 3, da revista "*Environmental Science and Policy*", publicado em junho de 2003 e dedicado especificamente ao tema da proteção da natureza em terras privadas.

federal norte-americano quanto os Estados a adotarem estratégias específicas para a conservação da natureza em terras privadas. Doremus (2003) aponta cinco destas estratégias que são apresentadas nos parágrafos seguintes.

A primeira estratégia norte-americana são os programas educacionais baseados em campanhas conservacionistas com objetivos mais gerais ou mais específicos e adotados por entidades como Environmental Protection Agency (EPA), Plant Conservation Alliance (uma coalizão de agências federais e estaduais e organizações não governamentais voltadas para a conservação de espécies vegetais nativas) e U.S. Fish and Wildlife Service. Defenders of Wildlife⁴ (2002 apud DOREMUS, 2003) reportam que quinze estados norte-americanos possuem algum tipo de programa de educação conservacionista voltado para proprietários rurais.

Outra estratégia adotada no país é a aquisição dos direitos de uso da terra privada pelo governo. Esta aquisição pode ser completa (de todos os direitos de uso) ou específica (compra do direito do proprietário de desmatar ou de utilizar produtos químicos nas culturas agrícolas, por exemplo), por tempo determinado ou indeterminado, em base voluntária (por meio de doação ou acordo de preço) ou via condenação (pagamento do preço de mercado).

De acordo com Doremus (2003) e Shogren et al. (2003), um dos principais problemas da conservação em terras privadas é que os proprietários rurais queixam-se de arcar com os custos da conservação enquanto os benefícios são compartilhados pela sociedade. Nesse sentido, a terceira e principal estratégia adotada nos EUA é o incentivo econômico que pode ser positivo (pagamento aos proprietários por ações benéficas para a conservação) ou negativo (impostos ou taxas aplicados em decorrência de ações que afetem negativamente o ambiente). Os incentivos positivos podem prover compensação completa ou parcial e podem ser feitos na forma de pagamento aos proprietários de terras, redução nas taxas de créditos ou perdão das dívidas. Entre os programas de incentivo positivo desenvolvidos pelo Departamento Federal de Agricultura (United States Department of Agriculture - USDA), estão:

a) Conservation Reserve Program (CRP) - Concede incentivos financeiros a proprietários que desejem recuperar e conservar zonas ripárias e outras áreas destinadas à proteção dos recursos hídricos e dos solos⁵.

⁴ DEFENDERS OF WILDLIFE (2002). *Conservation in America: state government incentives for habitat conservation*. Washington, D.C.: Defenders of Wildlife.

⁵ <<http://www.fsa.usda.gov/dafp/cepd/crp.htm>>

b) Wildlife Habitat Incentives Program (WHIP) - Fornece assistência técnica e ajuda de custo a proprietários que, voluntariamente, desejem recuperar e melhorar habitats de refúgio de fauna silvestre em suas terras⁶.

c) Wetlands Reserve Program (WRP) - Concede incentivos financeiros a proprietários privados que queiram, voluntariamente, proteger, recuperar e melhorar áreas alagadas em suas propriedades⁷.

d) Forestland Enhancement Program (FLEP) - Fornece ajuda financeira para aperfeiçoar o manejo de florestas em terras privadas. Inclui incentivo para planejamento, plantio de árvores, recuperação de habitats de refúgio de fauna, atividades recreativas, recuperação de zonas ripárias, controle de erosão entre outras atividades⁸.

Programas semelhantes aos acima descritos também são adotados pelos governos estaduais⁹. Em todos os casos citados, a iniciativa de preservar/recuperar as áreas naturais parte dos proprietários das terras. Aos órgãos governamentais cabe a definição dos critérios para a escolha das áreas passíveis de receber incentivos e o estabelecimento do valor a ser pago aos proprietários, considerando cada caso.

Doremus (2003) ressalta que os incentivos muitas vezes não são oferecidos diretamente aos proprietários, mas na forma de dedução de impostos aos doadores de recursos financeiros para programas de conservação em terras privadas. O autor cita outras possibilidades de incentivo econômico aos proprietários de terras além dos incentivos monetários, como flexibilização de licenças, prêmios de reconhecimento (como "Proprietário do Ano") e certificação das fazendas que produzem dentro de padrões ambientais adequados.

A quarta estratégia norte-americana apontada por Doremus (2003) é a criação de "mercados para a conservação". O autor cita algumas experiências aparentemente bem sucedidas no país. Uma delas é a negociação de "créditos de carbono" entre indústrias emissoras e plantadores de florestas que "seqüestram" dióxido de carbono da atmosfera. Outras experiências citadas são o ecoturismo (mercado para o valor estético da

⁶ < <http://www.nrcs.usda.gov/programs/whip/> >

⁷ < <http://www.nrcs.usda.gov/programs/wrp/> >

⁸ <<http://www.fs.fed.us/spf/coop/programs/loa/flep.shtml>>

⁹ Informações detalhadas sobre esses e outros programas federais e estaduais podem ser encontradas nas páginas: <<http://www.usda.gov>>, <<http://www.fsa.usda.gov>>, <<http://www.fs.fed.us>>

biodiversidade) e a exploração (teoricamente) sustentável de produtos florestais madeireiros e não madeireiros.

Em todos os casos de criação de “mercados para conservação” o autor ressalta a necessidade da regulação governamental dos mercados para bens públicos (como a biodiversidade), sem a qual os agentes econômicos pouco provavelmente garantirão um apropriado nível de conservação. Uma barreira apontada pelo autor para estes mercados é a falta de informação por parte dos consumidores de bens e serviços sobre os impactos das suas escolhas sobre a biodiversidade, problema este que pode ser atacado com programas de certificação.

Proibições e regulações são a quinta e última estratégia apontada por Doremus (2003). Segundo o autor, proibições absolutas tendem a ser politicamente difíceis de serem mantidas no país. Um exemplo paradigmático é o U. S. Endangered Species Act (ESA), de 1973, que proibiu qualquer tipo de ação que prejudicasse espécies silvestres ameaçadas. A partir de 1982 a lei recebeu modificações e atualmente é mais flexível.

Embora as regulações sejam, normalmente, impostas (abordagem “*top-down*”) pelos governos federal e dos estados, as restrições também podem ser negociadas entre governos e proprietários ou grupos de interesse. O autor dá um exemplo dessa abordagem no caso da conservação da biodiversidade: enquanto a ESA impõe normas gerais (necessidade genérica dos proprietários minimizarem impactos das atividades produtivas sobre a vida silvestre, por exemplo), as agências entram em acordo com os proprietários sobre os padrões específicos.

O descumprimento de uma norma regulatória pode implicar na aplicação de sanções como suspensão da possibilidade de contratar com o governo, confisco de bens e multa e, por esse motivo, conceitualmente, as regulações podem ser comparadas com os incentivos econômicos negativos (DOREMUS, 2003).

Embora os instrumentos regulatórios estejam presentes entre as estratégias de conservação nos EUA, a única referência direta a algum tipo de restrição ao uso de terras privadas citada por Doremus (2003) é a limitação, em alguns casos, da extração de madeira em zonas ripárias. Na revisão realizada, não se encontrou nenhuma referência a algum tipo de limitação ou imposição aplicável a toda e qualquer propriedade de um Estado ou do país. Em relação aos incentivos econômicos, maiores informações também podem ser obtidas no trabalho de Michael (2003) que elaborou uma revisão bastante aprofundada sobre o assunto.

- Inglaterra

As informações aqui apresentadas foram extraídas, principalmente, do trabalho de Kirby (2003) que elaborou uma revisão sobre a conservação da natureza em terras privadas na Inglaterra a partir de 1949, ano da criação do primeiro órgão governamental inglês voltado para a conservação da vida silvestre (o *Nature Conservancy*). O autor relata que, naquele país, cerca de 20 a 30% das florestas nativas estão protegidas sob domínio público. Os fragmentos com importância para a conservação da vida silvestre, em sua maioria, são pequenos, encontram-se isolados na paisagem e situam-se em terras privadas.

Nas áreas privadas, a conservação das florestas naturais (ou semi-naturais) se dá sob 3 formas:

- a) por designação, pelo governo, da área natural particular como SSSI (*Site of Special Scientific Interest*), em função da sua importância em relação a atributos florísticos, faunísticos, geológicos ou fisiográficos.
- b) por limitações no uso, ou seja, restrições ao manejo dos recursos florestais nas áreas naturais ou semi-naturais não qualificadas como SSSIs;
- c) por iniciativa de proprietários e organizações não governamentais com interesses conservacionistas.

Em relação às áreas consideradas como SSSI, até 1981 a efetividade da proteção dessas áreas era considerada baixa em função da capacidade limitada do órgão governamental responsável pelas florestas em acompanhar de perto as atividades dos proprietários. A partir daquele ano, com a entrada em vigor de lei específica (*Wildlife and Countryside Act*), o órgão governamental ficou obrigado a informar aos proprietários sobre a existência das SSSIs nas suas terras e a registrar tais áreas no registro nacional de terras, de forma que proprietários subsequentes ficassem a par da existência de SSSIs em suas propriedades. Também a partir de 1981, os proprietários de SSSIs tornaram-se obrigados a consultar o órgão florestal antes de realizar atividades que pudessem causar impacto sobre o atributo de interesse da área. Em negociação entre o proprietário e o órgão florestal, a atividade proposta poderia ser autorizada (com ou sem modificação) ou vetada. Em função de algumas limitações apresentadas na aplicação da lei de 1981 e também das imposições da

Diretiva da União Européia (*European Union Habitats and Species Directive*)¹⁰ de 1992, em 2000 foi promulgada nova lei sobre o tema (*Countryside and Rights of Way Act*) que conferiu ao órgão florestal muito mais poder sobre o manejo das SSSIs.

Entretanto, apesar da importância das SSSIs, elas representam uma pequena parcela (menos de 30% do total) das áreas naturais e semi-naturais existentes sob domínio privado. Nas áreas não consideradas SSSIs, aplicam-se limitações de uso, como exigência de licença para corte de árvores e, mais recentemente, obrigatoriedade de apresentação de Estudo de Impacto Ambiental (*Environmental Impact Assessment*) para abertura de estradas florestais, pedreiras e outras atividades que impliquem em desflorestamentos.

A terceira forma de proteção de áreas florestais na Inglaterra é a iniciativa voluntária de indivíduos e ONG's de aquisição e conservação de áreas naturais e semi-naturais. Esta prática se observa nos últimos 100 anos naquele país mas se intensificou no início da década de 1990, quando o governo inglês estabeleceu sua estratégia para o setor florestal (*England Forestry Strategy*) e um plano de conservação da biodiversidade (*Biodiversity Action Plan*), além de planos para a conservação de habitats e espécies. Tanto a estratégia florestal quanto os planos são voltados não para a imposição de restrições mas, ao contrário, para o incentivo financeiro para as boas práticas.

O estímulo aos proprietários de terras para que estes mantenham e recuperem as florestas nativas (visando à produção de madeira, recreação e conservação da biodiversidade) é feito na forma de concessão de prêmios em dinheiro aos fazendeiros que manejam adequadamente as florestas de sua propriedade ou que convertem áreas agrícolas em florestais (FORESTRY COMMISSION, 1998a; FOREST COMMISSION, 1998b; MINISTRY OF AGRICULTURE, FISHERIES AND FOOD, 1998)¹¹. Os recursos para a compensação por estas práticas vêm de fundos de herança e loterias, "taxas de lixo" entre outras fontes.

Para Kirby (2003), a combinação das 3 estratégias (além da conservação de ambientes naturais em terras públicas) é condição necessária para o sucesso da proteção dos remanescentes florestais na Inglaterra.

¹⁰ Um dos principais problemas observados na estratégia das SSSIs na Inglaterra até 1992 foi a reivindicação, por parte dos proprietários dessas áreas, de lucros cessantes ("*profits foregone*"), ou seja, o pagamento pelo que estes deixariam de ganhar pelo uso da terra. Segundo a Diretiva da União Européia, os proprietários não têm direito a lucros cessantes caso a atividade por eles propostas implique em efeito adverso sobre o ambiente.

¹¹ Informações sobre as compensações financeiras e regulamentação do setor florestal podem ser encontradas em <<http://www.forestry.gov.uk/forestry/hcou-4u4j2m>>

- Finlândia

O panorama das questões relativas à conservação em terras privadas na Finlândia é apresentado no trabalho de Tikka (2003). Segundo o autor, 90% das áreas naturais protegidas naquele país são de propriedade pública e se concentram na região setentrional. No sul do país, 75% das florestas estão localizadas em terras particulares e apenas 1,1% destas sob algum regime de proteção. O autor ressalta que as atividades florestais representam um importante papel como fonte de renda em propriedades rurais e, na ausência de incentivos, os proprietários tendem a derrubar florestas em maior proporção do que conservá-las.

Instrumentos de comando e controle para proteção de áreas naturais em terras privadas (como imposição de proteção compulsória) existem no país mas são vistos com resistência pela sociedade finlandesa, que considera muito importante o direito de propriedade dos fazendeiros. Nesse sentido, e considerando a necessidade de promover a conservação dessas áreas naturais na região meridional do país, foram estabelecidos instrumentos de compensação financeira para proprietários de terras situadas nessa região.

A compensação financeira é estabelecida em contratos entre proprietários e o Estado que podem ser por prazo determinado ou indeterminado. No primeiro caso, o contrato resulta no estabelecimento de reservas naturais permanentes e ocorre, na maioria dos casos, por interesse voluntário do proprietário ou, mais raramente, após acordo com as autoridades governamentais. No caso dos contratos temporários a ênfase é dada na proteção de "áreas chave" de determinados habitats. A definição das "áreas chaves" é estabelecida pelo Estado em função de características naturais de sítios de interesse e imposta aos proprietários ("*top-down*").

Tanto nos contratos permanentes quanto nos temporários, a quantia a ser paga ao proprietário é estabelecida no momento da assinatura do contrato e é calculada com base no valor de mercado da madeira ou outro produto florestal, desconsiderando-se fatores como, por exemplo, o crescimento das árvores ou mudanças no valor de mercado da madeira ao longo do tempo. Interessante atentar para o fato de que em metade dos casos de contratos permanentes firmados no país os proprietários abdicaram do direito de receber a compensação financeira. Essa atitude, segundo Tikka (2003), provavelmente ocorre em

função do carácter voluntário normalmente associado à criação das reservas naturais permanentes.

Já os contratos temporários – decorrentes da imposição da proteção compulsória das “áreas chave” – resultam em pagamento de valores médios por unidade de área maiores do que aqueles estabelecidos nos contratos permanentes (mesmo se descontadas às áreas cujos proprietários abriram mão do ressarcimento). Tais contratos são firmados por períodos de 30 anos e cabe ao proprietário arcar com os custos da proteção das áreas naturais até um certo limite. Se, e somente se, a proteção da área implicar em perda acima de um certo percentual (por exemplo, 4%) do rendimento que o proprietário arrecadar com a produção florestal nas suas terras (em uma região específica), ele pode solicitar compensação financeira pelos custos de proteção. Embora consideradas de especial interesse, nas “áreas chaves”, eventualmente, pode ser permitido ao proprietário o manejo de recursos que não comprometam a conservação dos elementos que motivaram a proteção dessas áreas.

Os estudos apresentados por Tikka (2003) mostram que, sob o aspecto da biodiversidade, a estratégia adotada no país tem dado resultado positivo. Particularmente a conservação de “áreas chaves”, pelo menos em curto prazo, tem promovido a manutenção de espécies que estão se tornando mais raras em locais não protegidos.

- Áustria

O trabalho de Frank e Müller (2003) é a fonte de informações sobre as estratégias de conservação de florestas naturais em terras privadas na Áustria. Segundo os autores, apenas 20% das florestas protegidas naquele país encontram-se sob domínio público. O elevado percentual de áreas protegidas em terras privadas é, de certa forma, resultado de esforços voluntários de conservação que se iniciam no século XIX.

Até o início da década de 1990 a normatização e execução das políticas para o setor florestal eram de responsabilidade exclusiva de cada uma das 9 províncias que constituem o país. Somente a partir de 1995, por força da necessidade de adaptação às regras da Comunidade Européia, foi instituído um programa nacional para o setor (*Natural Forest Reserves Programme*) com o objetivo de estabelecer uma rede de reservas naturais destinada a proteção da biodiversidade.

A principal estratégia do programa Austríaco não se baseia na criação de reservas “por decreto” mas, sim, no estabelecimento de contratos entre os proprietários das terras e o

governo federal. Somente em casos muito específicos uma área natural é definida como reserva sem o consentimento do proprietário. Na grande maioria dos casos, as autoridades florestais (após sugestão voluntária dos donos das terras) identificam as áreas que merecem proteção e firmam contratos de 20 anos (renováveis) com os proprietários que recebem compensação financeira anual pelas terras sob proteção. O valor da compensação financeira é estabelecido em função do ganho que o proprietário poderia obter com usos alternativos da terra. Além da compensação financeira, os proprietários podem, eventualmente manejar os recursos de forma a obter rendimento econômico, desde que não comprometam os elementos naturais que motivaram a iniciativa de proteção da área.

Até 2002 a rede de reservas contava com 182 áreas protegidas (com reservas de dimensões entre 1 e 967ha), cobrindo um total de 8.272 ha (0,2% da área florestada do país). Na opinião de Frank e Müller (2003) esses números são bastante modestos. Entretanto, os autores consideram que o programa até o momento tem sido bem sucedido no que se refere ao cumprimento dos contratos. Eles atribuem esse sucesso a fatores como: 1) os proprietários reconhecem-se atores importantes pois são envolvidos no processo desde a fase conceitual; 2) em todas as fases do processo são fornecidas informações detalhadas para os proprietários sobre os objetivos do programa e as responsabilidades de cada uma das partes e 3) os proprietários têm certa autonomia para manejar suas áreas protegidas, recebendo suporte da autoridade governamental.

Além do *Natural Forest Reserves Programme*, Frank e Müller (2003) citam duas outras iniciativas em andamento no país mas que são de menor abrangência em termos de número e área total protegida: o *Programme on Gene Conservation Forests*, voltado para a conservação de recursos genéticos de espécies arbóreas florestais e o BIOSA (*Biosphere Austria*), direcionado para a conservação de biótopos específicos ou para o desenvolvimento de programas de pesquisa.

O *Programme on Gene Conservation Forests* é uma iniciativa governamental e se diferencia do *Natural Forest Reserves Programme* não somente pelo objetivo principal (conservação da diversidade genética de espécies florestais *versus* conservação da biodiversidade) como, também, pelo tipo de contrato firmado entre governo e proprietário. No caso do *Programme on Gene Conservation Forests*, não existe contrato formal, há apenas um acordo verbal entre as partes e o proprietário não recebe compensação financeira pela proteção da área (embora possa ser favorecido por algum tipo de subsídio). Importante salientar que, também nesse programa, a iniciativa em manter uma determinada área

protegida é totalmente voluntária, sendo que a autoridade florestal apenas decide se a área é importante ou não para a conservação genética e dá suporte técnico para o manejo.

O BIOSA é uma organização não-governamental fundada em 1995 e formada por proprietários de terras do país. Os proprietários assinam contratos voluntários de 20 anos com a ONG que, em parceria com outras organizações ou não, desenvolve programas de pesquisa voltados para a conservação de biótopos específicos. Os programas de pesquisa são financiados com recursos públicos, por patrocinadores, programas internacionais e/ou pelos próprios associados.

Por fim, os autores apontam algumas deficiências dos citados programas, como os elevados valores pagos aos proprietários (no caso do *Natural Forest Reserves Programme*) em comparação com outros programas semelhantes, a necessidade de substancial aporte de recursos humanos nos dois programas governamentais para manutenção do sistema (avaliação das áreas, assistência técnica etc.) e o fato de algumas importantes categorias de biótopos não estarem sob proteção pelo fato dos programas dependerem da iniciativa voluntária dos proprietários.

- Costa Rica

A Costa Rica - que vem se destacando nas últimas décadas como um país de vanguarda nas questões relativas à preservação dos recursos naturais e promoção do desenvolvimento sustentável (BECKER, 1998; CAMINO et al., 2000) - possui uma Lei Florestal (Lei nº 7.575 de 1996, alterada pela Lei 7.761 de 1998) que estabelece medidas de controle de uso do solo em áreas privadas visando à proteção florestal e instrumentos de compensação financeira para proprietários particulares que conservem ou recuperem ecossistemas florestais em suas terras¹².

Em relação às medidas de controle do uso do solo, a referida lei estabelece a proibição da mudança do uso das terras com cobertura florestal para outros usos, com exceção de pequenas alterações para fins específicos (habitação, caminhos, pontes e outras obras de pequeno porte, obras de interesse nacional, por motivo de segurança ou interesse

¹² A Lei Florestal da Costa Rica e outros documentos oficiais relacionados podem ser encontrados na página da Organização das Nações Unidas para os Alimentos e Agricultura: <www.fao.org/forestry/site/18337/en/cr>

científico). No caso de áreas de proteção¹³ é proibida a derrubada de árvores a não ser em casos de projetos considerados de interesse nacional.

Em relação aos incentivos financeiros, a Lei Florestal costarriquenha estabelece que os proprietários que mantiverem florestas naturais em suas terras têm direito a receber remuneração pelos serviços ambientais prestados¹⁴. O mesmo vale para aqueles que desejem, voluntariamente, converter áreas agrícolas em florestas nativas.

O resultado da estratégia de conservação de florestas em terras particulares na Costa Rica pode ser ilustrado com alguns números (CAMINO et al., 2000): estima-se que quase 50% do território costarriquenho seja recoberto por florestas e outros ecossistemas naturais em diferentes estados de conservação. Trinta por cento do território do país (algo em torno de 1.537.000 ha) é protegido sob a forma de reservas com diversos tipos de uso (proteção total, manejo sustentado etc.), sendo que as reservas estatais ocupam cerca de 1.287.000 ha (84% do total) enquanto que 250.000 ha (16% do total) são protegidos na forma de reservas particulares.

Outro aspecto interessante e que merece destaque no caso da Costa Rica foi a criação, em 1995, da chamada "*Red Costarricense de Reservas Naturales*". Trata-se de uma entidade civil sem fins lucrativos formada por proprietários de reservas naturais particulares e que tem como objetivos, entre outros: representar os interesses dos donos de reservas privadas junto ao governo, ONGs, instituições internacionais e entidades privadas; fortalecer as relações entre as reservas privadas e estas com entidades públicas e a sociedade em geral; promover, para seus associados e para a comunidade em geral, a educação, a capacitação, e a tomada de consciência em relação à conservação, impacto ambiental, legislação, planos de manejo, proteção e produtividade das reservas; promover a valorização econômica das florestas em todos os aspectos relacionados com a biodiversidade, proteção de bacias hidrográficas, fixação de carbono, utilização de material genético, preservação da beleza cênica e produção de água e energia¹⁵.

¹³ Segundo a Lei Florestal, são consideradas áreas de proteção: a) as áreas num raio de cem metros no entorno de nascentes permanentes; b) as margens de rios e córregos, em faixas de 15 metros nas zonas rurais e de 10 metros nas zonas urbanas, no caso de terrenos planos, e de 50 metros no caso de terrenos não planos ("quebrados"); c) as margens de lagos naturais e reservatórios artificiais construídos pelo Estado, em uma faixa de 50 metros, medida horizontalmente e d) as áreas de recarga de aquíferos.

¹⁴ Entre os serviços ambientais prestados pelas florestas, a Lei Florestal inclui a redução do "efeito estufa", proteção dos recursos hídricos, da biodiversidade e das paisagens.

¹⁵ Informações sobre a Rede podem ser encontradas no endereço:
<<http://www.reservas.encostarica.co.cr>> Acesso em 17 jan. 2002.

A iniciativa de implantação de reservas particulares e criação de redes como a existente na Costa Rica também surgiu em vários outros países latino-americanos. Em estágios diferentes de implantação verificam-se tais reservas e redes de reservas na Guatemala, Panamá, El Salvador, Honduras, Belize, Nicarágua e Colômbia (BENSUSAN, 1999; CENTRO DE DERECHO AMBIENTAL Y DE LOS RECURSOS NATURALES, 2000; MARÍN, 2000; MELÉNDEZ, 1999).

O exemplo de aplicação de instrumentos de incentivo econômico para a conservação de áreas naturais em propriedades privadas aplicado na Costa Rica, entretanto, não é a regra no contexto da gestão ambiental nos países da América Latina e Caribe. Nesses países predominam os instrumentos de comando e controle (padrões e sanções, concessão de licenças, restrições ao desmatamento, diretrizes de zoneamento entre outros) em detrimento dos instrumentos econômicos (SEROA DA MOTTA et al., 1996; VIANA et al., 2002).

3 - Conservação dos ecossistemas naturais em terras particulares: o caso brasileiro.

3.1 – Aspectos da legislação florestal brasileira

– Instrumentos de comando e controle.

No Brasil, a estratégia governamental voltada para a conservação dos ecossistemas naturais em terras particulares é baseada, fundamentalmente, na adoção de medidas de controle do uso da propriedade.

O primeiro diploma legal brasileiro que tratou da questão em âmbito nacional foi o Código Florestal (Decreto nº 23.793, de 31 de janeiro de 1934). Posteriormente, o novo Código Florestal (Lei nº 4.771/65)¹⁶ impôs restrições ao uso das propriedades rurais particulares com vistas a proteger atributos naturais por meio de dois instrumentos principais: o estabelecimento das chamadas áreas de preservação permanente (artigos 2º e 3º)¹⁷ e a determinação da obrigatoriedade da manutenção das reservas legais (artigo 16).

¹⁶ Alterada pelo Decreto-lei nº 289/67, pelas Leis 5.106/66, 5.868/72, 7.803/89 e 7.875/89 e, a partir de 1996, por uma série de Medidas Provisórias, sendo o texto vigente em julho de 2003 aquele dado pela Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001.

¹⁷ As restrições impostas para as áreas de preservação permanente situadas em propriedades rurais também se aplicam às áreas urbanas, segundo o parágrafo único do artigo 2º da Lei 4.771/65, mas esta situação não é tratada no presente trabalho.

Em relação às áreas de preservação permanente (APPs), à época do Código Florestal de 1965, a maior preocupação que levou ao seu estabelecimento era com a erosão e perda de fertilidade dos solos e com o assoreamento e degradação dos corpos d'água. Mais recentemente, a importância dessas áreas na conservação da biota - por exemplo, pelo seu papel na constituição de corredores ecológicos - começou a ser reconhecido (MERCADANTE, 2001).

De acordo com o texto do Código Florestal atualmente em vigor, as APPs têm por objetivo proteger as florestas e demais formas de vegetação com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. Para atingir tal objetivo, o texto legal estabelece que a supressão da vegetação nas áreas de preservação permanente somente poderá ser autorizada em caso de utilidade pública ou de interesse social, quando inexistirem alternativas técnicas e de localização ao empreendimento proposto.

De acordo com o artigo 2º do Código Florestal, são consideradas de preservação permanente, pelo só efeito da referida Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas em faixas marginais de diferentes larguras ao longo dos rios e outros cursos d'água, nascentes, topos de morros, encostas íngremes, restingas, bordas de tabuleiros e chapadas e locais com altitudes acima de 1.800 metros.

O artigo 3º da Lei, também define como de preservação permanente, quando assim declaradas por ato do Poder Público, as florestas e demais formas de vegetação natural destinadas a atenuar a erosão das terras, fixar as dunas, formar faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias, auxiliar a defesa do território nacional, proteger sítios de excepcional beleza ou de valor científico ou histórico, asilar exemplares da fauna ou flora ameaçados de extinção, manter o ambiente necessário à vida das populações silvícolas e assegurar condições de bem-estar público.

As áreas de preservação permanente indicadas no artigo 2º são protegidas automaticamente “pelo só efeito desta Lei”. Isso significa que qualquer porção do território nacional que se enquadre dentro dos limites impostos nesse artigo são consideradas de preservação permanente, independentemente de haver iniciativa do Poder Público ou interesse nesse sentido por parte do proprietário da terra (MACHADO, 2000). Já as áreas indicadas no artigo 3º dependem de iniciativa do Poder Público para receberem o caráter de

áreas de preservação permanente. Nesse caso, o interesse público em proteger um ou mais atributos especificados no texto da norma legal também prevalece sobre o interesse do proprietário da terra e, uma vez que o Poder Público tome essa iniciativa, as áreas passam a sofrer as mesmas limitações de uso daquelas elencadas no artigo 2º.

A reserva legal (RL) é outro instrumento do Código Florestal que impõe restrições ao uso da propriedade rural privada. O objetivo original da criação do instrumento reserva legal era assegurar, nas áreas de colonização mais antiga e, conseqüentemente, mais desmatadas, uma reserva mínima de recursos florestais (lenha, carvão e madeira) para uso na propriedade e abastecimento de mercados locais. Nas áreas não desbravadas, a finalidade da manutenção das reservas legais era controlar o desmatamento, assegurando a exploração sustentável da floresta em longo prazo (MERCADANTE, 2001).

Com a preocupação crescente com a conservação de processos ecológicos, a função dessas áreas na proteção dos solos, da água e da biodiversidade vem sendo valorizada, o que se reflete no texto atual do Código Florestal que define reserva legal como a “área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas” (artigo 1º, parágrafo 2º, inciso III).

A reserva legal deve ser averbada à margem da inscrição de matrícula do imóvel, no registro de imóveis competente, e é vedada a alteração de sua destinação, nos casos de transmissão, a qualquer título, ou de desmembramento da área. O artigo 16 do Código estabelece que a RL de propriedades localizadas na Amazônia Legal deve corresponder a 80% da área total da propriedade, no caso dessa situar-se em área de floresta, e 35% no caso de situar-se no domínio dos cerrados. Nas propriedades rurais localizadas em outras regiões do país, que não a Amazônia Legal, deve ser mantido 20% do total da área na forma de reserva legal.

Nas reservas legais a vegetação não pode ser suprimida mas, diferentemente das áreas de preservação permanente, pode ser utilizada sob regime de manejo florestal sustentável, de acordo com princípios e critérios técnicos e científicos (artigo 16, parágrafo 2º do Código Florestal). Outra característica das reservas legais que as diferenciam das APPs diz respeito a sua localização. A determinação do local da reserva legal dentro de uma propriedade rural depende de aprovação do órgão ambiental competente (estadual,

municipal ou outra instituição habilitada) e, de acordo com o texto legal (artigo 16, parágrafo 4º) deve considerar critérios como: o plano de bacia hidrográfica, o plano diretor municipal, o zoneamento ecológico-econômico, outras categorias de zoneamento ambiental e a proximidade com outra reserva legal, APP, unidade de conservação ou outra área legalmente protegida.

É importante salientar que a recuperação ou implantação da reserva legal na propriedade rural é uma obrigação assumida pelo adquirente da propriedade, o que significa dizer que, no caso da necessidade de implantação ou recuperação da reserva legal, o atual proprietário é responsável por essas ações, mesmo que a supressão da vegetação nativa tenha ocorrido anteriormente à aquisição do imóvel (LIMA, 1999; MERCADANTE, 2001).

Dado o seu caráter obrigatório, as áreas de preservação permanente e as reservas legais se constituem nos principais meios de promover a proteção da natureza em propriedades privadas no Brasil. Embora existam poucos trabalhos publicados sobre o assunto, estudos localizados apontam que a obrigatoriedade da proteção de florestas em APPs e RLs, associada a atitudes conservacionistas dos proprietários rurais, é um fator importante na manutenção de remanescentes naturais em propriedades privadas (DIEDERICHSEN, 2003; DITT, 2002; JOELS, 2002).

É importante destacar que outros mecanismos foram criados no país com o objetivo de promover a proteção da natureza em propriedades privadas. No Código Florestal de 1934 já existia a figura da reserva natural particular, sob a denominação de Floresta Protetora (BENSUSAN, 1999). O Código Florestal de 1965 manteve a figura da reserva privada, possibilitando aos proprietários que assim desejassem gravar em perpetuidade suas áreas como reservas naturais particulares (artigo 6º). Em 1991, o Decreto nº 1.922, regulamentou a figura da reserva privada, sob o nome de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), dispondo sobre sua criação e gestão¹⁸. Estes mecanismos, entretanto, ao contrário das APPs e RLs, dependem da vontade e iniciativa dos proprietários de terras em abdicar do direito alterar os ecossistemas naturais com vistas à produção agro-silvo-pastoril ou outros usos, transformando toda ou parte de sua propriedade em reserva.

Mais recentemente, a Medida Provisória nº 1.956-50 de 26 de maio de 2000 e suas reedições incluíram algumas modificações importantes no texto do Código Florestal no que

¹⁸ Maiores informações sobre os antecedentes legais e outros assuntos relativos às RPPNs podem ser encontrados no endereço do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis: <<http://www2.ibama.gov.br/unidades/rppn>>

diz respeito às reservas legais. A primeira delas foi a possibilidade da instituição dessas reservas em “regime de condomínio entre mais de uma propriedade, respeitado o percentual legal em relação a cada imóvel”¹⁹. Isso significa que uma propriedade rural que não possua áreas com cobertura vegetal natural em dimensão suficiente para atingir o percentual necessário para compor a reserva legal, pode compensar essa deficiência utilizando para o cômputo da reserva, áreas naturais situadas em outras propriedades. O texto legal não esclarece se essa possibilidade se aplica somente ao caso de duas ou mais propriedades pertencentes a um único dono, entretanto, a prática corrente em algumas regiões do país tem sido no sentido de possibilitar as trocas entre proprietários distintos, como se verá adiante.

A segunda alteração importante no Código Florestal inserida pela MP 1.965-50/00 foi a inserção do artigo 44-A que cria a figura da “servidão florestal”. De acordo com este artigo, “o proprietário rural poderá instituir servidão florestal, mediante a qual voluntariamente renuncia, em caráter permanente ou temporário, a direitos de supressão ou exploração da vegetação nativa, localizada fora da reserva legal e da área com vegetação de preservação permanente”. As limitações impostas ao uso da vegetação nas áreas sob regime de servidão florestal devem ser, no mínimo, iguais àquelas estabelecidas para as áreas de reserva legal e, durante o prazo de sua vigência, é vedada a alteração da destinação da área, nos casos de transmissão a qualquer título, de desmembramento ou de retificação dos limites da propriedade.

A terceira modificação que merece destaque no contexto do presente trabalho é a instituição da “Cota de Reserva Florestal (CRF)” (artigo 44-B). Trata-se de um título representativo de vegetação nativa sob regime de servidão florestal, de Reserva Particular do Patrimônio Natural ou reserva legal instituída voluntariamente sobre a vegetação que exceder os percentuais estabelecidos no art. 16 do Código Florestal e que pode ser negociado entre proprietários rurais.

A legislação brasileira, entretanto, é omissa no que diz respeito à responsabilidade sobre as reservas legais compensadas fora dos limites das propriedades e, conseqüentemente, algumas questões bastante práticas afloram. A primeira delas é: “A quem compete zelar pela conservação das reservas legais estabelecidas em regime de condomínio?

¹⁹ Outras Medidas Provisórias anteriores contemplavam a possibilidade de “compensação por outras áreas” em se tratando de reserva legal a ser instituída em áreas já comprometidas por usos

Ao proprietário do imóvel que, não tendo floresta em sua propriedade, estabelece a reserva em outro imóvel ou àquele proprietário das terras onde a reserva do primeiro está situada?”. Outra pergunta que pode surgir: “No caso de um crime, por exemplo, um incêndio florestal, sobre qual dos proprietários recai a pena?”. Essas e outras questões são bastante importantes e ainda requerem maiores debates, notadamente sob o aspecto jurídico.

É importante destacar que tais mecanismos de compensação de reservas fora dos limites das propriedades são bem vistos por alguns segmentos da sociedade, particularmente por técnicos de órgãos ambientais e pelos produtores rurais representados pela Confederação Nacional da Agricultura, mas considerados inadequados para algumas entidades ambientalistas (GONÇALVES, 2007; JOHN, 2001; REDE Verde de Informações Ambientais, 1999). Ambos os pontos de vista, muito provavelmente, se baseiam na forma genérica como o tema “critérios para compensação” é contemplado na legislação pertinente, que permite diferentes interpretações por parte dos interessados. Em que pese as divergências, o mecanismo da compensação representa um estímulo potencial à conservação e à recomposição da vegetação nativa em áreas já intensamente ocupadas pelas atividades agropecuárias pois o proprietário de terras que possuir excedente de áreas naturais passíveis de serem negociadas com outros proprietários, além de poder fazer a exploração sustentável, pode auferir um rendimento adicional sobre sua floresta (MERCADANTE, 2001).

Nesse sentido, cabe salientar que o aspecto econômico das compensações é ainda pouco estudado. Um exemplo nesse sentido é o trabalho de May (2001), que teve como área de estudo o Estado de Minas Gerais. O autor pesquisou a oferta e a demanda de áreas naturais em propriedades privadas passíveis de serem transformadas em reservas legais e a possibilidade de permuta dessas áreas. Os resultados mostram a existência de regiões no Estado com déficit de reservas legais e outras com áreas naturais que excedem o percentual necessário e, considerando o valor das terras, concluiu haver indícios de que a permuta de reservas entre propriedades pode ser economicamente interessante. Para o autor, entretanto, existem questões ainda há serem resolvidas, como: 1) “quem pode vender e quem pode comprar?”, isto é, quais os critérios ecológicos devem ser considerados para decidir-se entre quais propriedades as trocas podem ocorrer; 2) quais os custos operacionais das transações de permuta de áreas? e 3) qual a sustentabilidade, a longo prazo, dos acordos de permuta? O segundo capítulo deste trabalho procura responder a primeira

pergunta do autor. As outras duas outras questões dependem de estudos mais específicos não abordados aqui.

– Instrumentos de incentivo financeiro.

No que diz respeito aos incentivos financeiros, a única iniciativa governamental brasileira para estimular os proprietários de terras a conservar as áreas naturais foi a isenção de tributos sobre essas áreas. O Código Florestal de 1934 declarava imunes a qualquer tributação as áreas com cobertura florestal. A Lei 4.771/65 manteve, em seu artigo 38, o texto do antigo Código. Porém, a Lei 5.106/66 revogou este artigo e, somente no início da década de 90, com o advento da Lei Agrícola (Lei nº 8.171 de 17 de janeiro de 1991), estas isenções foram novamente contempladas. Alguns anos após a promulgação da Lei Agrícola, a Lei nº 9.393 de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto Sobre a Propriedade Territorial Rural (ITR), também tratou do tema, considerando não tributáveis no imóvel rural as áreas de preservação permanente e de reserva legal, outras áreas de interesse ecológico e aquelas sob regime de servidão florestal²⁰.

Em que pese a existência de iniciativas no Brasil que evidenciem o reconhecimento pelo poder público dos serviços ambientais gerados pela conservação das florestas – como o “ICMS Ecológico”²¹ e outros indicativos inseridos, por exemplo, no Programa Nacional de Florestas, na Política Nacional de Biodiversidade e na Agenda 21 Brasileira (LINO e BECHARA, 2002; LINO e DIAS, 2003) –, a compensação financeira direta aos proprietários não foi contemplada até os dias atuais pela legislação brasileira. Nos últimos anos algumas possibilidades nesse sentido começam a ser aventadas.

A primeira delas é a compensação financeira aos proprietários pela manutenção de florestas protetoras dos recursos hídricos com fundos provenientes da cobrança pelo uso da água. O raciocínio que fundamenta essa estratégia é simples: se as terras florestadas prestam o “serviço ambiental” de proteger as bacias hidrográficas, os beneficiários desses serviços (populações urbanas e rurais que utilizam a água para diversas finalidades) deveriam

²⁰ A inclusão das áreas de servidão entre as não tributáveis foi feita pela já citada Medida Provisória nº 1.956-50/00 e suas reedições.

²¹ O “ICMS Ecológico” consiste no repasse, pelos Estados, de parte dos recursos financeiros arrecadados através do Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços para os Municípios que integram Unidades de Conservação ou adotam práticas ligadas ao saneamento ambiental (LOUREIRO, 2003).

compensar financeiramente os proprietários que mantêm em suas terras as florestas protetoras (VIANA et al., 2002).

A cobrança pelo uso da água já começou a ser implementada em algumas partes do país, mas a destinação dos recursos obtidos que, a princípio, deveriam ser utilizados para melhoria da qualidade ambiental da própria bacia hidrográfica onde foram arrecadados, ainda está na pauta de discussão dos agentes envolvidos (governos, comitês de bacia, usuários de água entre outros). Uma experiência recente de repasse de 1% do montante dos recursos captados pela cobrança pelo uso da água para a recomposição de florestas está sendo realizada pelo Consórcio Intermunicipal das Bacias do Piracicaba, Capivari e Jundiá. Entretanto, a compensação para os proprietários que mantêm as florestas protetoras ainda está em discussão no âmbito do Consórcio (VIANA et al., 2002).

Outra fonte de compensação bastante discutida atualmente é o chamado Mecanismo do Desenvolvimento Limpo (MDL), ao qual está vinculado o “mercado de carbono”. De forma simplificada o “mercado de carbono” aplicado à questão das reservas legais poderia funcionar da seguinte maneira: proprietários de terras dispostos a plantar florestas (que absorvem carbono em sua fase de crescimento) receberiam recursos provenientes de indústrias interessadas em manter ou aumentar seus níveis de emissão de gás carbônico em outras partes do mundo (VIANA et al., 2002). No entanto, por ser uma exigência legal imposta pelo Código Florestal, a proteção e recuperação de APPs e reservas legais pode e vem sendo questionada como destino de investimento no MDL.

Embora experiências envolvendo os dois mecanismos de compensação citados ainda sejam incipientes no país, a utilização de instrumentos econômicos na indução de iniciativas de conservação integrada de florestas e água é reconhecidamente uma das principais estratégias a serem adotadas em conjunto com os instrumentos de comando e controle tradicionais na perspectiva da sustentabilidade (LINO e DIAS, 2003; OLIVEIRA, 2001; VIANA et al., 2002).

Além dos incentivos citados, outras formas de estímulos que podem reduzir os custos dos proprietários para a implantação das reservas legais estão sendo testadas em projetos piloto no Brasil. Um caso interessante é o que vem sendo conduzido desde o início do ano de 2003 na bacia do rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul. O projeto intitulado Formoso Vivo – idealizado pelo Ministério Público e executado em parceria com IBAMA, Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA), Polícia Ambiental e Fundação Neotrópica do

Brasil (organização não-governamental) – tem como objetivos diagnosticar a situação ambiental das propriedades no entorno do rio Formoso e recuperar as áreas de preservação permanente e reserva legal, adequando as propriedades à legislação vigente (informação verbal)²².

Entre as estratégias do projeto, inclui-se o repasse dos recursos provenientes de penalidades aplicadas sobre infratores da legislação ambiental para a execução de ações de recuperação ambiental. Tais recursos são administrados pela Fundação Neotrópica e, em um primeiro momento do projeto, foram aplicados no diagnóstico das propriedades situadas às margens do rio Formoso que incluiu: identificação da atividade exercida ao longo de 150 metros das margens do rio (consideradas de preservação permanente por lei estadual), aspectos da vegetação, presença de erosão, desmatamento, captação de água, acesso ao gado, além da presença ou ausência de reserva legal. O diagnóstico foi feito sobre base georreferenciada, trabalho também custeado com os referidos recursos. Dessa forma, o Ministério Público recebeu imagens georreferenciadas de cada uma das propriedades ao longo do rio com as informações constantes no diagnóstico.

A segunda fase do projeto iniciou-se em setembro de 2003 e tem como objetivos: demarcação das áreas de preservação permanente; elaboração de laudo orientando os proprietários sobre as providências que devem tomar para regularizar sua propriedade sob o aspecto da legislação florestal; demarcação, averbação e georreferenciamento das reservas legais; assinatura de termos de ajustamento de conduta com proprietários onde foram constatadas irregularidades.

A demarcação das áreas de preservação permanente é feita com marcos em campo, com acompanhamento dos técnicos das instituições parceiras, e cabe ao proprietário a construção de cercas de arame nos casos em que é constatada a presença de gado. Durante todas as visitas, os técnicos orientam os proprietários sobre as medidas necessárias para a conservação da área, como não permitir o acesso do gado às APPs ou construção de curva de nível, por exemplo.

No caso das propriedades onde já se encontram averbadas as reservas legais, os técnicos avaliam em campo e com o auxílio de imagens de satélite se a reserva está alocada no melhor local do ponto de vista da conservação. Em caso negativo, procura-se estabelecer negociação com o proprietário para relocar a reserva de modo a formar áreas contíguas de

²² Informação fornecida por Angela Pellin, Superintendente da Secretaria Estadual de Meio Ambiente

vegetação nativa (conectando a outras reservas legais, áreas de preservação permanente, outras áreas com melhor estado de conservação etc.).

Nas propriedades em que a reserva legal ainda não se encontra averbada, os técnicos definem o melhor local e negociam com os proprietários. Nos casos em que o proprietário acata a proposta técnica, todos os custos de georreferenciamento e averbação da reserva são pagos com recursos do projeto. Caso contrário, é o proprietário quem arca com os custos. Em ambos os casos, cabe ao proprietário custear: a construção de cercas em áreas (se necessário) e a recuperação de áreas degradadas nos casos em que a regeneração natural é considerada insuficiente e é necessária a intervenção com plantio de essências nativas.

Os laudos emitidos pelos técnicos após vistoria e orientação dos proprietários servem de base para a confecção de termos de ajustamento de conduta com o Ministério Público onde são especificadas as ações a serem tomadas pelos proprietários como o cercamento de áreas, construção de curvas de nível, plantio de um número pré-estabelecido de espécies nativas, construção de açudes para evitar o acesso do gado às áreas de preservação permanente etc.

Devido ao curto período de existência, os resultados do projeto Formoso Vivo ainda são preliminares, mas a aceitação das medidas por parte dos proprietários rurais tem sido boa, segundo a SEMA.

Por fim, em se tratando de instrumentos econômicos voltados especificamente para a conservação da Mata Atlântica, é importante lembrar que tramita no Congresso Nacional um Projeto de Lei que prevê, entre outras medidas, a criação do Fundo de Restauração dos Ecossistemas Atlânticos, o estímulo para a doação de recursos da iniciativa privada para projetos de conservação do bioma e o desenvolvimento de um “selo verde”, com o objetivo de criar um diferencial para os produtos e serviços explorados de forma sustentável (LINO e DIAS, 2003).

3.2 – Aspectos institucionais

O aspecto institucional tem um relevante espaço dentre as questões que devem ser consideradas nas estratégias de conservação da natureza em terras privadas (DOREMUS, 2003; WESTERN, 1989). Identificar as instituições que implementam as políticas nesse

sentido e entender seu funcionamento é fundamental. É importante reconhecer, por exemplo, que uma política de conservação pode sofrer menor resistência por parte de proprietários rurais se implementada por uma agência governamental ligada à agricultura do que se a mesma política for implementada por uma agência ambiental, considerada hostil ou indiferente aos interesses dos proprietários (DOREMUS, 2003).

No Brasil existem vários órgãos e entidades responsáveis pela execução das políticas públicas ambientais e, particularmente, referentes às florestas e outros ecossistemas naturais e aos recursos hídricos. A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981) criou o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), formado por órgãos e entidades da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental (artigo 6º). A estrutura do SISNAMA contempla um órgão superior (o Conselho de Governo), um órgão consultivo e deliberativo (o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA), um órgão central (o Ministério do Meio Ambiente), um órgão executor (o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA), órgãos seccionais (estaduais) e órgãos locais (municipais).

Em relação aos recursos hídricos, a bacia hidrográfica é considerada por muitos como a unidade territorial mais adequada para planejamento e gerenciamento (BORSOI e TORRES, 1997; CEPAL, 1997; LIMA, 2004; LINO e DIAS, 2003; RODRIGUES FILHO, 1999) e, no Brasil, esta estratégia tem sido incorporada em muitas políticas, planos, programas. A Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH - Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997) criou um Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH) composto por um Conselho Nacional, Conselhos Estaduais e do Distrito Federal, Agências de Águas, órgãos públicos relacionados com a gestão das águas e Comitês de Bacias hidrográficas.

Os Comitês de Bacia são entidades compostas por representantes da União, Estados e Municípios, de usuários de água, e das entidades civis ligadas às questões afetas aos recursos hídricos e são responsáveis por promover o debate das questões relacionadas aos recursos hídricos, articular a atuação das entidades intervenientes, arbitrar os conflitos e aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia, entre outras funções.

Em que pese a existência de iniciativas localizadas, voltadas para a conservação integrada de recursos hídricos e florestais, de forma geral, as agências ambientais encarregadas da proteção de florestas têm suas linhas de atuação fortemente baseadas no preservacionismo, mostram pequena integração com outras linhas de políticas ambientais

regionais e pouca habilidade para lidar com conflitos vinculados ao processo de desenvolvimento (LINO e DIAS, 2003). Ao mesmo tempo, os comitês de bacias se pautam ainda por uma cultura técnica de gerenciamento fortemente baseada no aspecto quantitativo dos recursos hídricos, com ênfase em obras, e com visão de qualidade restrita fundamentalmente à questão do saneamento. Além disso, em muitas regiões esta situação se agrava pelo fato dos sistemas de recursos hídricos estarem ligados a setores governamentais que representam grandes usuários de água, como os setores energético e agrícola, o que prejudica o estabelecimento de estratégias e planos que contemplem usos múltiplos do recurso hídrico sem privilégios de setores específicos (LINO e DIAS, 2003).

Para o presente trabalho cabe voltar maior atenção aos órgãos executores das políticas e diretrizes governamentais para o meio ambiente. Em âmbito federal a execução de tais políticas e diretrizes compete ao IBAMA. O órgão é responsável, entre outras funções, por²³: executar o controle e a fiscalização ambiental nos âmbitos regional e nacional; manter a integridade das áreas de preservação permanentes e das reservas legais; ordenar o uso dos recursos florestais nacionais; monitorar o *status* da conservação dos ecossistemas, das espécies e do patrimônio genético natural, visando à ampliação da representação ecológica; executar ações de gestão, proteção e controle da qualidade dos recursos hídricos.

Algumas dessas funções foram delegadas aos Estados que, por meio de seus órgãos especializados executam atividades como fiscalização e licenciamento. A seguir são apresentados os casos de três Estados brasileiros: São Paulo, Paraná e Mato Grosso. O primeiro deles foi escolhido devido ao fato de nele estar inserida a área objeto de estudo do terceiro capítulo deste trabalho. Paraná e Mato Grosso são pioneiros no estabelecimento de normas para a compensação de reservas legais entre propriedades rurais e, por este motivo, são aqui apresentados²⁴.

- São Paulo

No Estado de São Paulo, a fiscalização de atividades que envolvem exploração florestal e pesca, proteção à fauna silvestre e segurança do meio ambiente estão a cargo da

²³ Extraído da página oficial do governo brasileiro na internet:

<<http://www.ibama.gov.br/institucional/objetivo/objetivo.htm>>

²⁴ Também foram encontradas referências à aplicação de mecanismo de compensação entre reservas nos Estados do Mato Grosso do Sul (CAMPANILI, 2001) e Tocantins (Lei Estadual nº 1.445/2004). Entretanto, não foi possível obter informações oficiais sobre o modelo sul-matogrossense e a iniciativa

Cada Divisão Regional, por sua vez, é subdividida em áreas de atuação das denominadas Equipes Técnicas (ETs), que englobam grupos de municípios próximos. A figura 2 mostra, como exemplo, a área da Divisão Regional Centro Oeste Paulista do Departamento (DPRN-6) que tem sede no Município de Bauru e é subdividida em 7 Equipes Técnicas.

Figura 02 – Área de atuação da Divisão Regional Centro Oeste Paulista (DPRN-6) e das Equipes Técnicas (Fonte: <http://www.cetesb.sp.gov.br/licencia/deprn_et_6.pdf> Acesso em 28 jun. 2003).

Cabe às Equipes Técnicas executar, dentro das suas respectivas área, as atividades de licenciamento e fiscalização. Sendo assim, no que diz respeito às reservas legais, cada ET é responsável pela exigência da averbação, pela determinação dos locais a serem averbados dentro de cada propriedade e pelo acompanhamento que se fizer necessário para garantir que os objetivos das reservas sejam cumpridos. No caso de compensação de áreas de reservas entre imóveis rurais, cabe às Equipes Técnicas definir as possibilidades de trocas entre propriedades e fiscalizar o cumprimento do acordo de compensação.

Em relação à gestão dos recursos hídricos, no Estado de São Paulo existe um Comitê de Bacia para cada uma das 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) (figura 3).

Figura 03 – Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) do Estado de São Paulo. (Fonte: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/>> Acesso em 28 jun. 2003).

É importante atentar para o fato de que a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos são fatores diretamente ligados não só aos usos da água (urbano, industrial, agrícola etc.) mas, também, ao uso do solo nas bacias (LIMA, 2004). Por este motivo, a Política Nacional dos Recursos Hídricos inclui no conteúdo mínimo dos Planos de Recursos Hídricos a indicação de “propostas para a criação de áreas sujeitas à restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos” (artigo 7º, inciso X).

Entretanto, como discute Ranieri (2000), aos Comitês de Bacia (responsáveis pela aprovação do Plano de Recursos Hídricos) não é atribuído o poder decisório sobre o uso do solo e, por outro lado, os entes federativos que detêm o poder de legislar e executar as normas (os Municípios, particularmente no caso do uso do solo) não respeitam os limites das bacias hidrográficas, mas divisões político-administrativas. Por este motivo, a integração do gerenciamento das reservas legais (questão diretamente ligada ao uso do solo) com o gerenciamento dos recursos hídricos tendo como base as UGRHs pode apresentar algumas dificuldades do ponto de vista prático. Essa dificuldade, porém, pode ser contornada com estratégias como a adotada pelo Instituto Ambiental do Paraná.

- Paraná

O Estado do Paraná, por meio de legislação específica (particularmente o Decreto Estadual nº 387/99 e a Portaria 207/2002/IAP/GP), instituiu o SISLEG – Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente. A concepção do sistema tem como base territorial a divisão administrativa do Estado (grupos de municípios), e considera faixas marginais de 10 km ao longo de 16 grandes rios (ou trechos de rios) como “corredores de biodiversidade” com o objetivo geral de propiciar a interligação de Zonas Prioritárias de Conservação e unidades de conservação públicas e/ou privadas. Os municípios são agrupados de acordo com a estrutura administrativa do Instituto Ambiental do Paraná – IAP (conjuntos de municípios ficam sob a jurisdição de Escritórios Regionais do órgão) e a compensação de reservas legais pode ser feita entre propriedades situadas em municípios do mesmo agrupamento²⁷.

A legislação estabelece que todo imóvel rural do Estado e todos os proprietários rurais devem ser cadastrados no SISLEG e permite que os proprietários averbem a reserva legal:

a) no próprio imóvel – no caso da existência de vegetação nativa em qualquer estágio de regeneração ou área em restauração, podendo ser utilizadas, inclusive, espécies florestais exóticas em caráter temporário/transitório para esse fim;

b) em outro imóvel do mesmo proprietário – somente quando da existência de vegetação nativa em qualquer estágio de regeneração no imóvel com reserva legal cedida²⁸;

c) em outro imóvel de terceiros – no caso da existência de vegetação nativa primária ou secundária (preferencialmente em estágio avançado de sucessão) se fora dos “corredores de biodiversidade” ou em qualquer estágio sucessional se dentro desses corredores²⁹;

²⁷ Informações sobre o SISLEG, bem como a estrutura do Instituto Ambiental do Paraná e a legislação específica podem ser encontradas em: <www.pr.gov.br/iap>

²⁸ Para fins do SISLEG, entende-se por “imóvel com reserva legal cedida” a propriedade que possui, além da sua reserva legal própria, um excedente de área de vegetação nativa, também averbada como reserva legal, porém vinculada a outros imóveis, com as averbações às margens das respectivas matrículas, podendo esta reserva legal ser pública ou privada e entende-se por “imóvel com reserva legal recebida” a propriedade que, não possuindo a reserva legal própria, parcial ou total, tem a sua reserva legal localizada em outro imóvel público ou privado, averbada às respectivas matrículas.

²⁹ Também se admite a compensação em áreas com plantios heterogêneos de espécies nativas no caso do imóvel com reserva legal cedida estar situado nos “corredores de biodiversidade”.

d) em outro imóvel, sob a forma de reserva legal coletiva pública – nesse caso deve haver vegetação nativa em qualquer estágio de regeneração e a reserva coletiva pública deve ser transformada em unidade de conservação de uso indireto;

e) em outro imóvel, sob a forma de reserva legal coletiva privada – semelhante ao caso anterior mas a reserva deve ser transformada em Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN);

f) em outro imóvel do mesmo proprietário situado nos “corredores de biodiversidade” – nesse caso, desde que tecnicamente motivado por laudo do IAP, admite-se o abandono ou outras técnicas omissivas como forma de restauração da área a ser averbada como reserva legal (desde que as APPs estejam preservadas ou com plano de restauração com um prazo máximo de execução de 3 anos).

Outras características do sistema adotado no Paraná:

- em todos os casos, tanto o imóvel com reserva legal cedida quanto o imóvel com reserva legal recebida, em qualquer modalidade, deverão ter delimitada e averbada a sua própria reserva legal e ter toda(s) a(s) área(s) de preservação permanente devidamente preservada(s) ou com plano restauração aprovado pelo IAP.

- em todos os casos, as áreas de preservação permanente deverão obrigatoriamente estar localizadas no próprio imóvel, não sendo admitida em hipótese alguma a sua relocação.

- o imóvel com reserva legal a ser cedida poderá ceder a vários imóveis; no entanto, o imóvel que recebe somente poderá fazê-lo de um único imóvel³⁰.

- em casos específicos de relevante interesse ambiental devidamente comprovado pelo IAP, poderão ser admitidas compensações entre propriedades situadas em municípios pertencentes a agrupamentos distintos.

Observa-se na estratégia do Paraná a preocupação em conciliar a conservação da biodiversidade (possibilidade de compensação em áreas com vegetação em estágio sucessional mais avançado e formação de corredores) e a proteção dos recursos hídricos (corredores de biodiversidade em faixas ao longo dos corpos d'água) com o aspecto da viabilidade gerencial do sistema (baseado na estrutura administrativa dos municípios e dos Escritórios Regionais do IAP).

Apesar do modelo proposto levar em consideração aspectos técnicos voltados à conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos e estabelecer critérios de compensação palpáveis tanto para os proprietários quanto para as equipes dos órgãos gestores, entidades sociais ligadas ao setor ambiental questionam a falta de discussão anterior à implantação do modelo e também a sua eficácia (REDE Verde de Informações Ambientais, 1999).

- Mato Grosso

No Estado do Mato Grosso, o licenciamento ambiental – aí incluídas as questões referentes às reservas legais – é de competência da Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEMA)³¹. De acordo com as normas estaduais (Lei Complementar nº 38/95 e Portaria Estadual 114/2000), compete àquele órgão, mediante requerimento dos proprietários rurais, analisar os pedidos de regularização de áreas de reserva legal e acompanhar o processo de averbação de tais áreas, inclusive aprovando a localização da reserva na propriedade.

A partir de 2000, o Estado estabeleceu regras para os procedimentos de compensação de áreas de reserva legal (Lei Estadual nº 7.330/2000 e Decreto Estadual nº 2.759/2001, alterados e complementados pela Lei Estadual nº 7.868/2002). Entre os anos de 2000 e 2002, as compensações somente podiam ser feitas entre proprietários e o Estado através da alienação gratuita ao patrimônio público estadual, de áreas situadas dentro das Unidades de Conservação Estaduais representativas do ecossistema da reserva legal degradada (Art. 1º – inciso II da Lei Estadual nº 7.330/2000). Segundo a mesma lei, a aquisição de áreas dentro das Unidades de Conservação cabia ao proprietário de imóvel rural interessado em efetivar o sistema de compensação e competia a FEMA a definição dos critérios para a troca (Art. 3º).

Importante notar que, a não ser no caso previsto no Art. 2º do Decreto Estadual nº 2.759/2001 – segundo o qual a compensação, eventualmente, poderia ser feita por intermédio da criação, pelo Governo, de novas Unidades de Conservação ou ampliação das já existentes – a compensação dentro das Unidades de Conservação, embora pudesse reduzir os custos com desapropriação e facilitar a regularização fundiária dessas unidades, não implicava em aumento do percentual de áreas naturais protegidas no Estado.

³⁰ Excepcionalmente, nos casos de subdivisão ou fusão de imóveis, que tenham área de reserva legal cedida a outros imóveis, estes terão a sua área de reserva legal recebida vinculada a mais de uma matrícula.

Com as alterações impostas pela Lei Estadual nº 7.868/2002, foi dada ao proprietário a alternativa de compensar o déficit de reserva legal em suas terras averbando áreas naturais em propriedades de terceiros (Art. 1º – inciso III). Entretanto, a referida Lei, atualmente em vigor, é confusa no que diz respeito aos critérios para a compensação. Embora estabeleça em seu artigo 2º, parágrafo único, que tais compensações devem ocorrer em propriedades situadas na mesma microbacia hidrográfica (sem, no entanto, definir o termo microbacia), o artigo 3º define que, para efeito de compensação, devem ser consideradas as “maiores bacias hidrográficas e ecossistemas existentes no Estado”: as bacias do Prata e do Amazonas e os ecossistemas de cerrado e floresta.

A falta de critérios claros acaba por conferir aos técnicos e diretores do órgão ambiental toda a responsabilidade pela definição das áreas a serem compensadas, o que pode comprometer a transparência do processo. Além disso, a utilização de recortes amplos (grandes bacias e biomas) como limites geográficos para as compensações tende a estimular proprietários de áreas já extensamente ocupadas por atividades agropecuárias a buscar áreas naturais para fins de compensação em locais muito distantes da propriedade com déficit de reserva legal. Sob o aspecto da conservação da biodiversidade isto pode não ser vantajoso, pois fitofisionomias específicas de determinadas localidades podem não vir a ser protegidas.

Nesse sentido, o modelo matogrossense pode gerar uma expectativa negativa entre os atores envolvidos no processo, vindo a potencializar possíveis conflitos de interesse, por exemplo, entre proprietários rurais e setores da sociedade ligados à conservação de áreas naturais.

3.3 – Setores sociais e interesses envolvidos

A estratégia brasileira baseada nos instrumentos de comando e controle (especialmente a restrição do uso da propriedade) para atingir o objetivo da conservação dos ecossistemas naturais em terras privadas não encontra apoio consensual na sociedade. Datada de 1965, a Lei 4.771 é considerada restritiva demais por alguns setores e permissiva demais para outros.

³¹ Maiores informações sobre a FEMA e as normas estaduais sobre o assunto podem ser obtidas em: <<http://www2.fema.mt.gov.br/default.asp>>

No ano de 1996, a edição da Medida Provisória nº 1.511 - que alterou a Lei 4.771/65, ampliando a porcentagem das áreas destinadas a reserva legal de 50% para 80% nas propriedades situadas em ecossistema florestal na Amazônia Legal - desencadeou um processo de discussão sobre a necessidade de revisão do Código Florestal brasileiro. No mesmo ano foi constituída no Congresso Nacional uma Comissão Mista destinada a estudar a matéria e apresentar proposta de alteração da Lei 4.771/65. Em abril de 1999 foi criada no CONAMA uma Câmara Técnica com o mesmo objetivo (Resolução CONAMA nº 254/99). Em abril de 2000, contrariando a proposta elaborada pelo CONAMA, a Comissão Mista do Congresso aprovou o Projeto de Lei (PL) de Conversão, de autoria do Deputado Moacir Micheletto. No entanto, o referido PL não foi votado pelo Congresso, permanecendo em vigor a Lei 4.771/65, alterada pela MP nº 2.166-67 de agosto de 2001, que expressava a posição do CONAMA³².

Durante o processo de discussão das propostas de alteração do Código Florestal ocorridos no Congresso Nacional, no CONAMA e nas audiências realizadas no país nos anos de 1999 e 2000 os diversos setores da sociedade interessados na questão explicitaram suas posições. Nos parágrafos seguintes procura-se fazer um breve resumo das idéias defendidas por alguns dos agentes envolvidos na discussão da reforma do Código Florestal³³. Buscou-se obter as informações em documentos ou textos disponibilizados em publicações ou por via eletrônica (Internet) pelas próprias entidades, evitando artigos jornalísticos, ou por meio de comunicação pessoal.

- MMA e IBAMA.

O Ministério do Meio Ambiente (MMA) manifestou-se contrário ao Projeto de Lei de Conversão do Deputado Moacir Micheletto com a justificativa de que este propõe alterações “danosas ao meio ambiente” e defende a posição do CONAMA, expressa no texto da MP nº 2.166-67, por entender que esta é o resultado de uma ampla discussão com a sociedade e, portanto, mais apropriada³⁴. O IBAMA tem posição idêntica ao MMA, segundo o Sr. Allan

³² Uma revisão bastante completa sobre o assunto foi feita por Mercadante (2001).

³³ Sendo o CONAMA o órgão do SISNAMA responsável pela discussão e proposição de diretrizes de políticas ambientais em âmbito nacional e considerando tratar-se de um órgão colegiado com representantes de diversos setores da sociedade, procurou-se apresentar as opiniões dos seus membros a respeito das alterações do Código Florestal, particularmente - mas não exclusivamente - daqueles que compuseram a Câmara Técnica de Atualização do Código.

³⁴ InforMMA, ano III, nº 31, encontrado na página oficial do MMA: <<http://www.mma.gov.br/ascom/imprensa/linkinfor.cfm?idl=1156&idin=321>> Acesso em 10 set. 2001.

Ribeiro de Abreu, da Diretoria de Florestas do Instituto (informação verbal). É importante, porém destacar que as posições do MMA e do IBAMA não representam a posição consensual do governo federal. Os Ministérios de Meio Ambiente e da Agricultura, por exemplo, têm posições francamente divergentes (MERCADANTE, 2001).

- Confederação Nacional da Agricultura (CNA)

A Confederação Nacional da Agricultura, que, segundo dados da própria organização, representa 27 federações estaduais, cerca de 2000 sindicatos de produtores rurais e mais de um milhão de associados filiados aos sindicatos³⁵, adota a seguinte posição em relação à alteração da Lei 4.771/65, particularmente no que tange às reservas legais:

Após analisar a Medida Provisória nº 2166-67, que altera o Código Florestal brasileiro, a Comissão Nacional de Meio Ambiente da Confederação Nacional da Agricultura (CNA) decidiu que deverão ser mantidos os índices de reserva legal nas propriedades rurais conforme estabelece a Lei nº 4.771/65 - 50% naquelas localizadas nas áreas de floresta na Amazônia, 20% nas áreas de cerrado e 20% nas florestas das demais regiões do País. Estes índices poderão ser alterados, para mais ou para menos, conforme as indicações do Zoneamento Ecológico-Econômico [...]. (Extraído de texto não assinado, intitulado "CNA quer manter os índices do Código Florestal", disponível em: <<http://www.cna.org.br/AgropecuariaN/ag233.htm>> Acesso em 17 jan. 2002)

No mesmo texto, a CNA explicita as mudanças no Código Florestal desejadas pela classe que a entidade representa:

- As áreas de preservação permanente serão computadas para efeito de reserva legal: se isto não acontecer, a somatória destas duas áreas preservadas acabará ocupando boa parte da propriedade, inviabilizando o negócio rural.
- Os plantios de espécies florestais econômicas - nativas ou exóticas - também poderão ser usados a título de manutenção ou restauração da reserva legal: a principal dificuldade da manutenção da reserva legal ou de sua restauração nas propriedades rurais é a falta de retorno econômico, o que poderá ser solucionado com esta alteração.
- Instalação da reserva legal em outra propriedade rural pelo instrumento da compensação: concentrará as áreas preservadas em regiões ecologicamente frágeis, a serem identificadas pelo Zoneamento Ecológico-Econômico, possibilitando o melhor uso econômico das áreas agricultáveis, dotadas de mercado e infra-estrutura de escoamento.
- As pequenas propriedades ficam dispensadas da recomposição da reserva legal: a recomposição da reserva legal representa um custo incompatível com

³⁵ Informações institucionais e relativas à posição da entidade sobre reservas legais, áreas de preservação permanente e outros temas ambientais estão disponíveis em: <www.cna.org.br>.

a rentabilidade da pequena propriedade, o que levou o relator a acatar emenda isentando a pequena produção desta obrigação legal, desde que cumpridos os preceitos da agricultura sustentável.

- Realocação da reserva legal: o produtor rural poderá situar a sua área de reserva legal em outro local da propriedade, desde que obtenha autorização do órgão ambiental competente, o que permitirá o uso adequado das áreas agricultáveis, especialmente quanto à mecanização das lavouras. Também proporcionará melhor conservação ambiental, já que possibilitará a localização da reserva legal próxima às áreas de preservação permanente.

- Manutenção da reserva legal de 20% nas regiões de cerrado: apesar da Medida Provisória ter ampliado a reserva legal das propriedades privadas situadas nas áreas de cerrado para 35% do imóvel rural, o texto do relator mantém o disposto no Código Florestal – 20%. Se adotado o texto do Executivo, serão suprimidos 20,3 milhões de hectares de área agricultável dos cerrados brasileiros, o que representaria um prejuízo de R\$ 19 bilhões por ano em termos de Valor Bruto da Produção (VBP). (Extraído de texto não assinado, intitulado “CNA quer manter os índices do Código Florestal”, Disponível em: <<http://www.cna.org.br/AgropecuariaN/ag233.htm>> Acesso em 17 jan. 2002)

O texto da CNA permite identificar uma visão bastante clara da entidade: as reservas legais e áreas de preservação são consideradas entraves à produção e penalidade ao proprietário. Nesse sentido, a entidade sugere mudanças na legislação visando promover a diminuição ou eliminação da obrigatoriedade de manutenção dessas áreas nas propriedades rurais.

- Confederação Nacional dos Trabalhadores na Agricultura (CONTAG).

É importante salientar que, embora a CNA afirme representar todos os produtores rurais, a Confederação Nacional dos Trabalhadores na Agricultura, principal representante dos pequenos proprietários do país e também participantes da Câmara Técnica de Atualização do Código Florestal, diverge da opinião da CNA em relação à questão. Segundo Mercadante (2001), a entidade, após realizar audiências com pequenos produtores em todo o país, adotou a seguinte posição quanto à manutenção das reservas legais:

I - oitenta por cento, na propriedade rural situada em área de floresta localizada na Amazônia Legal, limite que será reduzido para cinquenta por cento quando se tratar de Unidade Familiar de Produção;

II – cinquenta por cento, na média e grande propriedade rural, e trinta e cinco por cento na Unidade Familiar de Produção, situadas em área de cerrado localizada na Amazônia Legal;

III - vinte por cento, na propriedade rural localizada nas demais regiões do País.

Com relação às áreas de preservação permanente, a CONTAG propõe o estabelecimento de um prazo (um ano, na ocasião em que a proposta foi apresentada) para que os proprietários que desenvolvam atividades econômicas nessas áreas possam ajusta-las a critérios ambientais ou transferi-las para outro local. No caso das Unidades Familiares de Produção, a entidade sugere que o Poder Público indenize os proprietários que não puderem reorganizar ou relocar as atividades desenvolvidas nas APPs.

Mercadante (2001) enfatiza a disposição da CONTAG em incorporar a dimensão ambiental nas suas propostas de legislação e políticas públicas para o produtor familiar, o que pode ser notado pelas propostas da entidade, bastante divergentes daquela defendida pela CNA e em maior sintonia com o texto legal atualmente vigente.

- Sociedade Brasileira de Silvicultura (SBS).

A Sociedade Brasileira de Silvicultura, organização que representa 20 grandes empresas do setor privado florestal em âmbito nacional³⁶, tem a seguinte opinião sobre as alterações no Código Florestal no que diz respeito às reservas legais:

[...] a SBS fez sua contribuição ao projeto de lei de conversão da MP 2.166. Tal contribuição contempla: i) que o tamanho das Áreas de reserva legal esteja condicionado ao Zoneamento Ecológico-Econômico - ZEE dos Estados e elaborados em bases técnico-científicas; ii) que os valores previstos na MP vigente (80% Amazônia, 35% cerrado na Amazônia Legal e 20% demais regiões) devem ser mantidos até que os ZEE's sejam aprovados nos Estados; iii) instituir programa de fomento e financiamento para recomposição de reserva legal e de reflorestamento de áreas indicadas pelo ZEE como inaptas para uso agropecuário, inclusive com o fornecimento gratuito de sementes e mudas de essências florestais; iv) que sejam respeitados os direitos adquiridos pelos proprietários em todas as regiões e tamanhos de propriedade, desde que em situação de conformidade com a Lei; v) nas propriedades com plantações florestais ou com florestas nativas sob manejo, sejam computadas APP's na reserva legal; vi) que sejam estabelecidos mecanismos de estímulo para manutenção de reserva legal cujo quantitativo esteja além do "previsto em lei"; vii) que adote-se flexibilização na locação da reserva legal, respeitando-se como referência básica a proteção de bacias hidrográficas e a manutenção das características dos ecossistemas; viii) as recomposições devidas de áreas de reserva legal possam ser feitas com espécies nativas e exóticas. (texto assinado por Rubens Garlipp, Superintendente da Sociedade Brasileira de Silvicultura, Disponível em: <<http://www.sbs.org.br>> Acesso em 17 jan. 2002)

³⁶ Informações disponíveis na página da entidade <www.sbs.org.br>. Acesso em 17 jan. 2002.

Algumas questões não parecem muito claras no documento da SBS, como, por exemplo, se a entidade considera o respeito aos direitos adquiridos dos proprietários mais importante do que o direito da sociedade de viver em um ambiente saudável e equilibrado, como preconiza a Constituição Federal em seu artigo 225. Na visão da SBS, apresentada por Freitas e Garlipp (2004), as reservas legais e APPs são formas do Estado “expropriar” terras sem necessidade de despendar dinheiro público. Também parece haver uma certa confusão em relação ao papel de cada um dos instrumentos do Código Florestal, visto que a entidade, ao propor a inclusão das APPs no cômputo das reservas legais em propriedades com plantações florestais, parece desconsiderar que os instrumentos tem objetivos diversos. Além disso, a SBS dá a entender que monoculturas de espécies florestais exóticas podem exercer o papel das florestas nativas, o que não faz sentido em termos ecológicos.

Em relação aos aspectos institucionais, a entidade considera que o modelo brasileiro apresenta como principais problemas o excesso de burocracia, “autoridade difusa”, preconceitos e exigências descabidas (FREITAS e GARLIPP, 2004).

- Confederação Nacional das Indústrias (CNI)

A Confederação Nacional das Indústrias - que coordena um sistema formado pelas 27 Federações de Indústria dos Estados e do Distrito Federal, às quais estão filiados 1.016 sindicatos patronais³⁷ - apesar de participar como membro da Câmara Técnica de Alteração do Código Florestal do CONAMA, não possui documento publicado a respeito do assunto. A entidade, no texto intitulado “Recomendações do Setor Industrial ao XIII Foro de Ministros de Meio Ambiente da América Latina e Caribe” (texto sem data e sem autor, disponibilizado por Karen Oliveira, da CNI) define apenas princípios e recomendações gerais que devem nortear a atuação do setor industrial no que diz respeito às questões ambientais. Em relação ao setor florestal, são os seguintes os princípios e recomendações:

Princípios:

- A atividade florestal deve ser entendida como uma opção geradora de riquezas e promotora do crescimento econômico;
- A exploração dos recursos florestais é uma atividade dinâmica de uso do solo, devendo ser planejada e manejada respeitando a necessidade de conservação e restauração das matas naturais, a seleção das espécies, os corredores da fauna silvestre, a proteção dos rios e mananciais;

³⁷ Informações institucionais disponíveis em <<http://www.cni.or.gbr>>.

- As atividades de manejo florestal devem contribuir para o bem estar econômico e social dos trabalhadores florestais e das comunidades locais.

Recomendações:

- Incentivar o zoneamento econômico-ecológico;
- fortalecer pequenos e médios produtores florestais bem como suas formas associadas, aumentando investimentos em programas de desenvolvimento social e econômico;
- disseminar informações acerca das atividades relacionadas aos recursos florestais estimulando a certificação e reconhecimento mútuo de produtos florestais;
- incentivar a implementação de projetos de seqüestro de carbono, inclusive em florestas nativas;
- garantir recursos financeiros compatíveis com a demanda e o perfil da atividade florestal;
- promover a modernização do parque industrial de base florestal e criar / difundir alternativas para a reciclagem e reaproveitamento de resíduos florestais;
- viabilizar soluções tecnológicas para o fornecimento de matérias-primas e alimentos que promovam a saúde e a melhoria do nível nutricional e da qualidade de vida da população.

Nota-se que a principal preocupação da entidade é com a produção do setor florestal, enquanto que as questões pertinentes à proteção das florestas são apenas tangenciadas (isso fica evidenciado no segundo princípio elencado e na primeira das recomendações). Não há indicação, por exemplo, de qual seja a opinião da entidade sobre a relação do instrumento “zoneamento econômico-ecológico” com a definição dos percentuais das propriedades a serem destinados à reserva legal, embora, segundo Mercadante (2001), esse assunto seja um dos mais polêmicos na discussão das alterações do Código Florestal.

- Organizações não-governamentais.

Todas as ONGs participantes da Câmara Técnica de Atualização do Código Florestal foram consultadas, mas somente o Instituto Sócioambiental (ISA) se pronunciou. Também foi encontrado material publicado referente ao posicionamento do Instituto O Direito Por Um Planeta Verde, que, apesar de ter assento no CONAMA, não fazia parte da referida Câmara Técnica. Não foram encontradas nas páginas das demais entidades material que pudesse

representar as suas posições sobre a questão e as mesmas também não responderam a consulta feita por meio eletrônico (e-mail)³⁸.

A Sra. Adriana Ramos, Coordenadora do ISA, informou que na ocasião, a entidade não possuía documento específico sobre o assunto, sendo a posição do ISA aquela expressa pela Lei 4.771/65 alterada pela MP nº 2.166-67 (informação verbal).

Em Carta Aberta aos parlamentares do Congresso Nacional (1999) o Instituto O Direito Por Um Planeta Verde – em conjunto com entidades como a Ordem dos Advogados do Brasil (OAB), o Instituto Brasileiro de Advocacia Pública, o Centro de Estudos sobre Meio Ambiente e Relações de Consumo e profissionais da área ambiental – posiciona-se contra todas as propostas de alteração sugeridas pela Confederação Nacional da Agricultura citadas anteriormente e elencadas no Projeto de Lei de Conversão do Deputado Moacir Micheletto.

O panorama aqui apresentado permite concluir que são bastante conflitantes os interesses envolvidos com a questão das reservas legais e áreas de preservação permanente. Em se tratando da temática ambiental, em geral, e da conservação da biodiversidade, em particular, esta é uma situação recorrente uma vez que o conceito de desenvolvimento sustentável – que está na base destas temáticas – é, em grande medida, contrário ao ideário de “progresso” que orientou a evolução da sociedade ocidental dos últimos séculos (LINO e BECHARA, 2002). Nas palavras dos referidos autores: “Da mesma forma que os setores ambientalistas do poder público, da sociedade civil e da iniciativa privada têm as suas estratégias, os setores que têm sua base de lucro ou poder estabelecidos através formas imediatistas, excludentes e predatórias de ocupação do território, e de exploração e consumo dos recursos naturais, também tem suas próprias estratégias” (p. 73).

Apesar disso, em meio a propostas em geral discordantes, um mecanismo contemplado na norma atualmente vigente merece especial atenção: a possibilidade de compensação de reservas legais fora dos limites do imóvel rural. Tal mecanismo é apoiado por setores do governo afeitos às questões ambientais (MMA, IBAMA e órgãos ambientais

³⁸ As ONGs participantes da Câmara Técnica de Atualização do Código Florestal que não responderam a consulta foram: a Fundação Pró-Natureza (FUNATURA), a Associação Nacional de Municípios e Meio Ambiente (ANAMMA), a Associação Potiguar Amigos da Natureza (ASPOAN). Também os Governos dos Estados do Acre e de São Paulo, membros da mesma Câmara, não se pronunciaram. Outros membros do CONAMA consultados e que não se manifestaram foram: SOS Mata Atlântica, Associação de Defesa do Meio Ambiente (ADEMA), Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN) e Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC).

estaduais) e é também aceito pelos proprietários rurais (CNA, abertamente, e SBS, indiretamente, posicionam-se favoravelmente). Já entre os representantes do chamado movimento ambientalista há divergências. Por um lado há um grupo majoritário que entende que a compensação entre propriedades para efeito de regularização de reserva legal é interessante desde que não o mecanismo não seja utilizado para autorizar novos desmatamentos e desde que as trocas de áreas sejam feitas entre propriedades situadas na mesma microbacia (REUNIÃO Consulta sobre o Anteprojeto de Conversão da MP 1956/00, 2000). Alguns, entretanto, questionam a eficácia do mecanismo, particularmente pelo caráter genérico relativo aos critérios que norteiem as compensações (ver, p. ex., Figueiredo e Leuzinger, 200? e John, 2001). De qualquer forma, visto que se trata de um ponto da legislação onde as divergências entre os atores estão mais focadas nos critérios do que no mecanismo em si, explorar tal possibilidade pode ser uma estratégia interessante para tentar equacionar o conflito (GONÇALVES, 200?).

4 – Considerações finais.

A compreensão a respeito das inter-relações entre os componentes do ambiente natural e a sua importância para a vida do ser humano vem fazendo aumentar a preocupação com a proteção dos ecossistemas naturais. Entretanto, o conhecimento científico a respeito do assunto, isoladamente, não fornece base suficiente para a tomada de decisões no campo das estratégias políticas para a conservação da natureza. Além do conhecimento científico, também é decisiva nesse processo a discussão entre os atores sociais envolvidos, que possuem diferentes percepções e interesses em função das suas relações com os vários elementos que compõem os ecossistemas (LINO e BECHARA, 2002; PEUHKURI e JOKINEN, 1999), e a compreensão do papel das instituições que implementam as políticas ambientais (DOREMUS, 2003).

Para que as políticas e ações voltadas para a conservação da natureza consigam atingir os resultados esperados é necessário que haja participação e divisão de responsabilidades entre os interesses governamentais, comunitários, empresariais e outros interesses privados no que tange à gestão dos espaços territoriais destinados a conservação, sejam eles públicos ou particulares (ESTRATÉGIA global da biodiversidade, 1992; LINO e BECHARA, 2002).

No que diz respeito à gestão compartilhada de florestas e recursos hídricos as iniciativas brasileiras se mostram bastante compartimentadas, com pouca articulação setorial, o que dificulta a integração das políticas e sistemas e restringe o seu alcance. Estas iniciativas são reduzidas, em geral, a experiências localizadas e que esbarram em regulamentos muito restritivos ou burocráticos e na falta de instrumentos econômicos que as viabilizem (LINO e DIAS, 2003).

Os exemplos aqui citados demonstram que as estratégias adotadas para incentivar a conservação de áreas naturais em propriedades privadas variam bastante entre os países em função de suas particularidades legais, sociais, econômicas, culturais etc. A estratégia brasileira nesse sentido, baseada em instrumentos de “comando e controle”, é bastante diferente dos países apresentados e é vista com restrições por muitos setores da sociedade. A reserva legal - um dos instrumentos mais importantes dessa estratégia, dada sua obrigatoriedade em todo o território - tem sido foco de debate em âmbito nacional. Os diversos atores interessados no assunto têm visões bastante conflitantes em relação a este instrumento e são poucos os pontos de convergência.

Os produtores rurais, especialmente no Centro-Sul do país, acumulam um grande passivo ambiental em relação às florestas nativas e o abatimento desta dívida, na forma de recomposição da vegetação original, têm um custo elevado. O descompasso entre a pressão exercida pela sociedade e a capacidade do produtor rural para custear esta recomposição é fonte de conflito. A pressão dos chamados “ruralistas” para mudar a legislação florestal, reduzindo as limitações impostas pelo Código Florestal ao uso da propriedade rural é, em parte, um sintoma desse descompasso (MERCADANTE, 2001).

O mecanismo de compensação de reservas legais fora dos limites do imóvel rural, embora ainda encontre resistência em alguns setores do movimento ambientalista, abre espaço para uma importante discussão sobre como as RLs podem cumprir sua função e, ao mesmo tempo, serem mais bem aceitas por parte dos proprietários rurais. Os critérios técnicos para a aplicação da compensação de reservas, entretanto, ainda não são muito claros, o que pode dar margem a interpretações diversas. A legislação pertinente se limita a determinar regras gerais e, portanto, se faz necessário o estabelecimento de critérios mais claros a fim de subsidiar a decisão dos órgãos gestores. Alguns Estados brasileiros – como o Paraná, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Tocantins – já tomaram iniciativa nesse sentido mas ainda é cedo para avaliar os resultados das estratégias adotadas.

Do ponto de vista da viabilidade gerencial da aplicação do mecanismo de compensação, a adoção do recorte territorial baseado das unidades de gerenciamento dos órgãos responsáveis pelo licenciamento e fiscalização do setor florestal (como no modelo paranaense) parece ser mais adequada do que as grandes bacias hidrográficas (como no sistema utilizado no Estado do Mato Grosso). Mesmo adotando o recorte das unidades administrativas em detrimento das bacias, critérios como priorização de conservação de áreas situadas em cabeceiras de microbacias e em outros locais considerados frágeis sob o ponto de vista da conservação dos recursos hídricos podem perfeitamente ser considerados pelos órgãos florestais.

Nos casos em que a estruturação dos órgãos florestais estaduais possibilita a descentralização das decisões e, portanto, uma maior proximidade entre o objeto (reserva legal) e o agente tomador de decisão, a aplicabilidade do mecanismo de compensação tende a ser mais eficiente e eficaz. A maior eficiência deve ser alcançada em decorrência do fato de que o trâmite de processos envolvendo trocas entre proprietários deve, ao menos em teoria, ser facilitado se restrito a um nível gerencial mais próximo da base (escritórios regionais dos órgãos gestores estaduais) e a um recorte territorial mais estreito (conjunto de municípios e não o Estado como um todo). Isso tende a reduzir o tempo dos procedimentos administrativos, dar mais transparência aos processos e, conseqüentemente, repercutir em melhora na aceitação por parte dos proprietários rurais.

Já a eficácia diz respeito ao cumprimento do objetivo a que se destina o mecanismo de compensação. O gerenciamento das trocas quando realizado em âmbito regional (grupos de municípios próximos) permite que: 1) seja mais facilmente garantida a conservação de um maior número de fitofisionomias, posto que, em cada uma das regiões deve haver, no mínimo, o percentual legal protegido³⁹; 2) as áreas prioritárias para conservação sejam discutidas pelos atores locais, teoricamente mais próximos de cada realidade e conhecedores dos problemas ambientais e dos conflitos de interesses regionais e 3) o acompanhamento do cumprimento dos acordos de compensação sejam feitos mais de perto, facilitando ações de cooperação, fiscalização e repressão.

³⁹ Para exemplificar essa afirmação, tome-se o exemplo do Estado de São Paulo. Se a possibilidade de compensação for “aberta” para todo o território estadual, os proprietários de terra do interior possivelmente optariam por manter suas reservas na região litorânea, onde se concentram as maiores quantidades de remanescentes de floresta ombrófila densa, em detrimento de áreas de ocorrência original de floresta estacional semi-decidual ou de cerrado, mais tradicionalmente ocupadas pela agricultura. Este é justamente o principal aspecto questionado pelos grupos que se opõem ao mecanismo de compensação.

Nesse sentido, o modelo adotado no Estado do Paraná – baseado na desconcentração do gerenciamento das trocas de áreas de reservas legais para os escritórios regionais do órgão ambiental e na consideração aspectos técnicos de conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos – merece atenção e acompanhamento dos resultados. No caso do Estado de São Paulo – em que pese a existência de problemas como deficiência de infra-estrutura (veículos, equipamentos etc.) – a estrutura organizacional do Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais (DEPRN) se associada a critérios técnicos de troca claros e devidamente regulamentados pode vir a criar um cenário favorável para a aplicação do mecanismo de compensação de reservas entre propriedades.

Outro aspecto institucional, apontado por Doremus (2003), que deve ser levado em consideração, diz respeito aos casos em que situações mais graves de conflito são estabelecidas entre produtores rurais e setor ambiental (governamental ou não). Nesses casos, deve-se considerar a hipótese da implantação das estratégias de conservação em terras privadas serem encabeçadas por órgãos ligados à produção agropecuária, em parceria com os órgãos florestais, a fim de melhorar a receptividade da idéia por parte dos proprietários de terras.

Se, por um lado, a questão da viabilidade institucional do mecanismo de compensação de reservas legais, ainda que de forma incipiente, começa a ser discutida, por outro, ainda falta a definição das possíveis formas de gerenciar os eventuais “condomínios de reservas” formados em decorrência das compensações, de forma a garantir a conservação dos atributos bióticos e abióticos dessas áreas em longo prazo.

Pesquisas têm demonstrado que fragmentos de vegetação natural de pequenas dimensões e isolados na paisagem tendem a sofrer degradação e perda de espécies animais e vegetais, especialmente na ausência de manejo⁴⁰. Nesse sentido, torna-se necessário o estabelecimento de regras claras que definam as responsabilidades pela manutenção dos condomínios de reservas, sua proteção contra agentes de degradação (fogo, caça, desmatamento etc.) e o manejo dos recursos naturais, lembrando sempre que as reservas legais são espaços que admitem o uso sustentável desses recursos.

As questões relativas às responsabilidades civis e criminais decorrentes da ação predatória sobre os condomínios de reservas fogem do escopo deste trabalho, embora devam ser objeto de estudo no campo do Direito. Quanto à manutenção e o manejo dessas

⁴⁰ Ver discussão no capítulo II.

áreas, é importante destacar que, ao contrário das unidades de conservação – para as quais os Planos de Manejo são instrumentos obrigatórios –, não existem regras claras que determinem procedimentos mínimos a serem adotados para a manutenção dos fragmentos representados pelas reservas legais.

Se a aceitação por parte dos proprietários rurais da não utilização de parte de suas terras para averbação de reserva é um desafio que exige grande esforço dos órgãos governamentais e da sociedade em geral, cobrar desses proprietários investimento para a manutenção de tais reservas parece ser uma tarefa praticamente impossível na conjuntura atual. O impasse entre a necessidade de manejo das reservas legais para garantir sua conservação e a pouca disposição dos proprietários em investir recursos nesse sentido exige estratégias inovadoras que possivelmente incluirão a sociedade civil organizada na gestão dessas áreas.

A organização de proprietários em associações ou outras formas de arranjo institucional para promover o manejo conjunto de áreas naturais privadas, como ocorre em alguns países da América Latina, pode ser um caminho promissor. A “terceirização” do manejo das reservas, deixando-o a cargo de organizações não governamentais, instituições de pesquisa ou outras entidades com interesses científicos e educacionais também pode ser uma alternativa a ser considerada. De qualquer forma, arranjos dessa natureza devem ser feitos sempre lembrando dos objetivos a que se destinam as reservas legais.

Da mesma forma que as experiências de compensação de reservas legais entre propriedades ainda são recentes para se concluir se essa estratégia, além de vantagens do ponto de vista ambiental, se mostra sustentável sob o aspecto político-institucional, também se observa a necessidade de estudos que apontem a viabilidade econômica em longo prazo do mecanismo de compensação. A valorização das áreas particulares ainda ocupadas por vegetação nativa, que deixam de ser consideradas áreas marginais para se transformarem em áreas de valor econômico, é uma consequência da aplicação desse mecanismo que demanda pesquisas mais aprofundadas (MAY, 2000).

A possibilidade de adoção de incentivos financeiros para a conservação de áreas naturais em propriedades privadas também merece discussão e pesquisas no campo do direito e da economia. A isenção do Imposto Territorial Rural sobre essas áreas – único estímulo econômico para os proprietários brasileiros – é um mecanismo bastante tímido em relação às iniciativas apresentadas nos países aqui estudados. A adoção de modelos de

países ricos não parece viável na atual realidade brasileira, mas há que se considerar que as estratégias baseadas na remuneração financeira têm apresentado resultados positivos em muitos casos. Com o início da implementação de mecanismos como a cobrança pelo uso da água e os “mercados de carbono” novas perspectivas se abrem nessa frente.

Por fim, ressalta-se que a adoção da compensação de áreas de reserva e outros mecanismos que, eventualmente, venham a ser criados no contexto das estratégias de comando e controle não descarta a possibilidade de combinação destes com outros instrumentos – como os incentivos econômicos, programas educativos e criação de mercados de conservação, somente para citar os exemplos apresentados por Doremus (2003), Lino e Bechara (2002), Lino e Dias (2003), Tikka (2003) e Viana et al. (2002). Ao contrário, o histórico brasileiro mostra a pouca efetividade da concentração dos esforços (financeiros ou não) na fiscalização e penalização das ações lesivas aos princípios conservacionistas. Nesse sentido, o panorama aqui apresentado procura demonstrar que estratégias inovadoras, baseadas em experiências de outros países, nas recentes tentativas levadas a cabo em alguns Estados brasileiros, em instrumentos de incentivo econômico e em parcerias do governo com o terceiro setor necessitam ser colocadas na pauta das discussões dos agentes tomadores de decisões.

CAPÍTULO II: ASPECTOS TÉCNICOS E CRITÉRIOS PARA ESCOLHA DE ÁREAS.

1 - Introdução.

Em um cenário global no qual se observa a degradação acelerada de muitos ecossistemas naturais, o reconhecimento da importância da conservação de remanescentes significativos desses ecossistemas e, paralelamente, a necessidade de dirigir ações e investimentos (principalmente onde recursos humanos e financeiros são escassos) são as principais justificativas para a determinação de critérios para a priorização de áreas a serem protegidas (CALDECOTT et al., 1996; DIXON e SHERMAN, 1990; ISHIHATA, 1999; LEE et al. 2001; SAUNDERS et al. 1991). É extensa a literatura sobre o assunto, principalmente no que diz respeito à determinação de áreas destinadas a implantação de unidades de conservação (UCs)⁴¹.

Alguns dos conceitos que fundamentam as pesquisas voltadas para a localização de UCs, notadamente aqueles provenientes de áreas como a Ecologia da Paisagem e a Biologia da Conservação, podem ser utilizados no caso das estratégias de conservação baseadas em medidas de comando e controle (restrição do uso das terras em propriedades privadas), como é o caso, no Brasil, das reservas legais. Isto porque, embora diferentes nas funções específicas a que se destinam, os parques e outras modalidades de unidades de conservação e as RLs têm em comum, pelo menos, duas características.

A primeira delas é o fato de serem fragmentos de ecossistemas naturais (ou próximos de um estado natural) inseridos, em geral, no contexto de paisagens alteradas pelo Homem para atividades agrícolas. Muitas definições para "fragmento" são encontradas na literatura (p. ex. HARRIS e SILVA-LOPEZ, 1992; PRIMACK e RODRIGUES, 2001; SAUNDERS et al. 1991; VIANA, 1992). No presente trabalho, em função do conceito de "paisagem" adotado (ver discussão adiante), entende-se por fragmento qualquer área de vegetação natural contínua ao redor da qual predominem outros tipos de uso do solo (campos agrícolas, pastagens, estradas, cidades etc.).

⁴¹ Uma revisão aprofundada sobre a questão da determinação de critérios para escolha de áreas de unidades de conservação pode ser encontrada em Shafer (1990) e Shafer (1999).

O segundo aspecto que aproxima as unidades de conservação das reservas legais no que diz respeito a critérios para alocação é que, em linhas gerais, ambas têm como objetivo comum a tentativa de conservar a biodiversidade e os processos ecológicos, por meio da limitação das possibilidades de uso das terras. Nesse sentido, cabe salientar que, conforme preconiza o Código Florestal, a reserva legal é a “área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas” (artigo 1º, parágrafo 2º, inciso III).

Em que pese a utilização do termo “uso sustentável” e mesmo a possibilidade de utilização das áreas de reserva legal para atividades agrosilvopastoris mais ou menos explícitas em outros artigos do texto legal, nota-se que o objetivo desse instrumento está relacionado diretamente com a conservação dos ecossistemas naturais. Assim, embora seja evidente que às reservas legais não se apliquem as restrições impostas às áreas de preservação permanente (APPs) nem tampouco aquelas infligidas às unidades de conservação de proteção integral⁴², um certo nível de proteção é necessário para que tais áreas cumpram o objetivo a que se destinam.

A restrição de atividades, particularmente o corte raso, por vezes é encarada como a principal medida para garantir a proteção dos remanescentes de vegetação natural abrangidos pelas reservas legais. Entretanto, uma decisão anterior à implantação das RLs pode ser crucial não só para a proteção do remanescente em si, como também para a conservação dos ecossistemas da região onde o mesmo se encontra e dos recursos hídricos. Esta decisão está relacionada à escolha das áreas a serem destinadas para conservação na forma de reserva legal (LINO e DIAS, 2003).

⁴² Artigo 7º, Inciso I, § 1º da Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Lei nº 9.985/2000).

2 – Fundamentos teóricos para a proposição de critérios para a escolha de áreas naturais a serem protegidas na forma de reservas legais.

2.1 – A questão da unidade territorial.

Talvez a primeira pergunta a ser respondida quando se pretende propor critérios para a escolha de áreas a serem protegidas na forma de reservas legais visando à conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos seja: qual a unidade territorial mais apropriada para um estudo dessa natureza?

Conforme discutido no capítulo I, a norma atualmente em vigor no país possibilita a averbação das reservas legais além dos limites das propriedades rurais, ou seja, oferece ao proprietário de terras a alternativa de conservar ou recompor a reserva legal de um imóvel em outro, considerando alguns critérios técnicos. Tal alternativa cria para o órgão governamental responsável pelo planejamento e gerenciamento de florestas e demais formas de vegetação natural situadas em terras privadas a possibilidade de vislumbrar cenários de ocupação das áreas rurais nos quais as reservas legais possam ser estabelecidas em locais mais adequados do ponto de vista da conservação dos diversos atributos ambientais. Dessa forma, não sendo mais as divisas das propriedades o fator limitante, o órgão governamental pode considerar para a análise das áreas prioritárias para a conservação na forma de reservas legais um recorte territorial que abranja várias propriedades. Entretanto, parece razoável considerar-se que qualquer órgão gestor tenha limitações de ordem prática que impossibilitem que tal área seja ampla demais a ponto de inviabilizar o gerenciamento. Assim sendo, no contexto do presente trabalho, torna-se necessária a determinação de uma unidade básica de análise para a alocação de reservas legais que considere pelo menos três fatores: a questão da biodiversidade, a questão da água e a possibilidade de gerenciamento.

Em se tratando de conservação da biodiversidade, os ecossistemas talvez sejam as unidades de estudo mais utilizadas. Odum (1988) afirma que o *ecossistema* é a unidade funcional básica na ecologia, pois inclui tanto o componente biótico quanto o abiótico. A definição do referido autor para o termo “ecossistema” é: “qualquer unidade (biossistema) que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto (a comunidade biótica) numa dada área, interagindo com o ambiente físico de tal forma que um fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de materiais entre as partes vivas e não-vivas” (p. 9). Em ambientes terrestres, o bioma é um termo comumente utilizado para

denominar “um grande biossistema regional ou subcontinental caracterizado por um tipo principal de vegetação ou outro aspecto identificador da paisagem [...]” (ODUM, 1988 - p. 3). A Mata Atlântica e o cerrado são exemplos de biomas de extensão regional de particular interesse para o presente trabalho. Pela dimensão que ocupam, pelas particularidades locais e pelo fato de se estenderem por diversos Municípios e Estados do país, conclui-se que, considerados na sua totalidade, os biomas Mata Atlântica e cerrado não são unidades de análise adequadas para a questão da alocação de reservas legais. Em termos práticos e a título de exemplo, não parece razoável que um proprietário possa averbar a reserva legal de um imóvel situado em região de domínio de Mata Atlântica no Estado de Santa Catarina em outro imóvel situado no mesmo bioma, porém no Estado da Bahia, em função das peculiaridades regionais (atributos que deixaram de ser protegidos em um local e não poderão ser protegidos no outro pelo simples fato de não ocorrerem naturalmente neste último) e da possibilidade de gerenciamento (licenciamento, fiscalização etc.).

Por outro lado, enfocando a questão da conservação dos recursos hídricos, a bacia hidrográfica se apresentaria como uma unidade melhor para análise. Diversos trabalhos apontam a bacia hidrográfica como a unidade mais adequada para planejamento e gerenciamento de questões ambientais (p. ex. BORSOI e TORRES, 1997; CEPAL, 1997; RODRIGUES FILHO, 1999). Entretanto, a possibilidade de utilizar as grandes bacias hidrográficas (p. ex. as UGRHIs no Estado de São Paulo) como unidades de estudo foi descartada no presente trabalho, devido à limitação discutida por Ranieri (2000) (ver capítulo I). Em termos práticos, a adoção da bacia hidrográfica como recorte territorial visando a alocação de reservas legais, embora interessante sob o ponto de vista da conservação dos recursos hídricos, pode resultar em situações em que o gerenciamento fique prejudicado.

Para a análise de problemas envolvendo gestão territorial nos quais, além de aspectos dos meios biológico e físico, o padrão de ocupação do espaço ao longo do tempo é fator determinante, alguns autores (p. ex. METZGER, 2001; NOSS, 1983; TURNER, 1989) sugerem a *paisagem* como unidade de estudo. Em regiões onde os ecossistemas naturais foram drasticamente reduzidos (em termos de área), sendo substituídos por sistemas agrícolas, tal abordagem é particularmente interessante (BAUDRY, 1993; BAUDRY e PAPY, 2001; RISSER, 1985), principalmente pelo fato da “sobrevivência” dos fragmentos remanescentes ser altamente dependente do manejo das áreas adjacentes (SAUNDERS et al., 1991).

2.2 – A paisagem como unidade de estudo.

Embora ciências como a Ecologia e a História Natural tenham uma longa tradição no estudo da distribuição geográfica dos organismos, somente a partir da primeira metade do século XX as relações espaciais e temporais entre os componentes bióticos e abióticos com o enfoque em *paisagens* têm sido foco de pesquisas (BUNCE e JONGMAN, 1993; TURNER, 1989). O alemão Carl Troll usou pela primeira vez o termo “Ecologia da Paisagem” (“*Landscape Ecology*”) para designar a linha de pesquisas que estuda estas interações (FORMAN e GODRON, 1986). A contribuição que a ecologia da paisagem trouxe para os estudos ecológicos de forma geral está na busca da compreensão dos efeitos do padrão espacial dos ecossistemas sobre os processos biológicos e não biológicos (TURNER, 1989).

São diversas as definições encontradas na literatura para o termo “paisagem” (p. ex. FORMAN e GODRON, 1986; HOBBS, 1995; TURNER, 1989; URBAN et al., 1987). METZGER (2001b) discute as abordagens “geográfica” (da escola européia da ecologia da paisagem) e “ecológica” (da escola norte-americana), buscando uma visão integradora entre elas⁴³. Desta visão integradora, o autor extrai a definição de paisagem adotada no presente trabalho: “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação” (p. 4).

As “unidades interativas” (termo equivalente a “*patches*”, em inglês) podem ser ecossistemas (como lagos, florestas, pastagens, entre outros), unidades de “cobertura” (estágios sucessionais de um ecossistema específico, por exemplo) ou, ainda, unidades de “ocupação”⁴⁴ (áreas urbanas, agrícolas, de vegetação natural, estradas etc.), cabendo ao

⁴³ De modo bastante simplificado, pode-se dizer que a escola européia de ecologia da paisagem teve influência da geografia humana, da fitossociologia, da biogeografia e de disciplinas relacionadas ao planejamento territorial e centra seu foco na compreensão global da paisagem e no ordenamento territorial. Já a escola americana foi influenciada pela ecologia de ecossistemas e pela modelagem e análise espacial (com o auxílio de produtos de sensoriamento remoto), numa tentativa de biogeógrafos e ecólogos norte-americanos de adaptar a teoria da “biogeografia de ilhas” para o planejamento de reservas em ambientes continentais, sendo, portanto, mais centrada em estudos bio-ecológicos (relações entre animais, plantas e o meio abiótico). Para uma revisão mais detalhada, ver Bunce e Jongman (1993), Metzger (2001b) e Opdam et al. (2002).

⁴⁴ Embora na literatura os termos “uso” e “ocupação” muitas vezes sejam tratados como sinônimos e, outras vezes, utilize-se o termo “uso e ocupação” para designar a cobertura da terra, neste trabalho será adotada a terminologia da FAO (1998), que relaciona “ocupação” (“*land cover*”) com a cobertura (bio)física observada na superfície da terra e “uso” (“*land use*”) com as atividades desenvolvidas pelo Homem sobre um certo tipo de cobertura.

observador definir, entre as três alternativas, aquela que lhe parece mais adequada a sua análise (HOBBS, 1995; METZGER, 2001b). Isto significa que não existe *uma* melhor unidade para estudos em ecologia da paisagem, mas, dependendo do objetivo da análise a ser realizada, uma ou outra unidade pode ser utilizada.

No caso da identificação de áreas para a alocação de reservas legais, as **unidades de ocupação** parecem ser as mais apropriadas, principalmente se considerarmos o fato de que, para o tomador de decisão, ou seja, o órgão que vai definir os locais onde as reservas deverão ser prioritariamente alocadas e avaliar a evolução das mesmas ao longo do tempo, a necessidade mais básica é identificar tais locais no território, monitorá-los e, assim, poder concluir se houve, por exemplo, alteração do uso do solo em uma determinada área da reserva.

Atualmente, a identificação de unidades de ocupação pode ser bastante facilitada com a utilização de instrumentos disponíveis na área de geoprocessamento (produtos de sensores remotos, sistemas de posicionamento por satélite, sistemas de informações geográficas etc.)⁴⁵, desde que haja recursos disponíveis e pessoal habilitado para trabalhar com essas tecnologias. Com o uso de tais instrumentos, uma série de medidas quantitativas (discutidas adiante) podem ser obtidas, permitindo o monitoramento da paisagem ao longo do tempo (McGARIGAL et al., 2002; TURNER, 1989).

Uma vez que a ecologia da paisagem se interessa pelo estudo da heterogeneidade, a escala de análise é de fundamental importância, pois a heterogeneidade da paisagem é dependente da escala em que as medidas são feitas. Nas palavras de Metzger (2001b): “praticamente qualquer porção de terra é homogênea numa escala mais abrangente e heterogênea quando vista numa escala mais detalhada” (p. 6). Conclui-se, portanto, que a escala de trabalho em ecologia da paisagem também é definida pelo observador e depende do objeto de análise (PICKETT e ROGERS, 1995).

A questão da escala espacial, na verdade, deve ser vista sobre dois aspectos: da resolução e da extensão. O primeiro diz respeito à dimensão da menor unidade territorial considerada na análise, que deve ser determinada em função do fenômeno analisado. Para estudos nos quais se analisa o arranjo das unidades de ocupação no espaço utilizando

⁴⁵ Uma revisão bastante extensa sobre as possibilidades de utilização destes instrumentos em estudos de paisagens, seguida de um exemplo de aplicação pode ser encontrado em Luz (2002).

produtos de sensoriamento remoto, esta resolução é definida pela resolução espacial do sensor⁴⁶.

A questão da extensão refere-se à determinação do recorte territorial da área a ser analisada. Uma paisagem não existe isoladamente, ou seja, se reduzirmos passo a passo a escala de observação (ou seja, aumentarmos a área observada), percebemos que uma paisagem está inserida em outra maior que, por sua vez, está inserida em outra ainda maior e assim sucessivamente (McGARIGAL et al., 2002). Torna-se necessário, portanto, estabelecer-se um limite ou recorte que é dependente do objeto e/ou processo a ser analisado. Em trabalhos voltados para o estudo da utilização da paisagem por espécies animais ou vegetais este recorte, normalmente, é determinado pela extensão de território ocupado pela população estudada (McGARIGAL et al., 2002; METZGER, 2001b; TURNER, 1989). Outros recortes são possíveis no caso da análise de processos não biológicos (por exemplo, a influência da estrutura da paisagem no fluxo da água em uma bacia hidrográfica) (McGARIGAL et al., 2002; TURNER, 1989).

No presente estudo, onde se enfoca a escolha de áreas prioritárias para alocação de reservas legais com o objetivo de conservar a biodiversidade e os recursos hídricos, a delimitação da extensão da paisagem nos moldes tradicionais (como, por exemplo, o território de uma dada população animal ou vegetal ou uma bacia hidrográfica) não se mostra apropriada. Isto porque não se pretende aqui propor uma metodologia para a alocação de áreas de reserva visando uma ou outra espécie nem somente a proteção do recurso hídrico, mas que seja útil para promover a proteção de fragmentos remanescentes, o incremento das áreas desses fragmentos, a melhoria da conectividade estrutural entre eles, entre outros aspectos, de modo a favorecer tantas espécies quantas forem possíveis e, ainda, promover a conservação do recurso hídrico dentro de uma realidade político, social e institucional que impõe limitações para a realização plena do cenário ideal do ponto de vista técnico-científico.

Por conseguinte, para equacionar o problema da alocação de reservas legais é necessário definir a extensão da paisagem (ou o recorte territorial) observando questões relativas aos aspectos discutidos no capítulo I deste trabalho, para que os resultados das análises possam ser aplicáveis dentro de um dado sistema de gerenciamento. Nesse sentido, a adoção de um recorte baseado nas divisões administrativas de atuação do órgão gestor dos

⁴⁶ A resolução espacial corresponde a menor área da superfície terrestre observada instantaneamente pelo sensor (CÂMARA e MONTEIRO, 2001).

recursos florestais mostra-se mais adequada quando comparada com outras possibilidades. No caso deste trabalho, considera-se que as áreas de atuação dos Escritórios Regionais do DEPRN no Estado de São Paulo (ver item 3.2 do capítulo I) são as unidades territoriais mais propícias para a aplicação da metodologia aqui proposta.

2.3 – Paisagem e biodiversidade

As principais características de um espaço territorial que interessam a Ecologia da Paisagem são aquelas relacionadas a sua **estrutura** (ou padrão), **função** (ou processo) e **mudança** (FORMAN e GODRON, 1986; HOBBS, 1995; TURNER, 1989). Esses três aspectos são estreitamente ligados: a estrutura da paisagem influencia a função dos seus elementos que, por sua vez, modificam aquela estrutura. As mudanças ao longo do tempo afetam tanto a estrutura da paisagem quanto a função dos seus elementos.

O conjunto das diferentes unidades interativas de uma paisagem forma um mosaico e a estrutura da paisagem diz respeito à configuração espacial desse mosaico que é resultante da interação de múltiplos fatores físicos, biológicos e antrópicos. A fragmentação dos ambientes naturais é um dos principais responsáveis pela configuração estrutural de muitas paisagens em regiões ocupadas pelo ser humano (COLLINGE, 1996; TURNER, 1989). A fragmentação pode ser entendida como a ruptura da continuidade de uma determinada unidade de paisagem (florestas nativas, por exemplo) que apresentam melhores qualidades (em termos de recursos) para uma ou um conjunto de populações, resultando em mudanças na composição e diversidade das comunidades (METZGER, 1999). O reconhecimento de que a fragmentação de ambientes naturais pode causar perdas importantes em termos de biodiversidade estimulou a realização de muitas pesquisas nessa área, principalmente enfocando as consequências biogeográficas da criação de “ilhas” de habitats rodeadas de terras agrícolas (HARRIS e SILVA-LOPEZ, 1992; SAUNDERS et al., 1991).

Diversos autores apontam os fatores que relacionam a fragmentação (e, particularmente, a redução do tamanho dos remanescentes) com a diminuição da diversidade biológica (p. ex. METZGER, 1999; WILCOX e MURPHY, 1985). O primeiro deles refere-se à questão das populações geneticamente viáveis (p. ex. GILPIN e SOULÉ, 1986; SHAFFER,

1981) e de metapopulações (p. ex. HANSKI e GILPIN, 1991)⁴⁷. O segundo fator diz respeito à diminuição do número de espécies em função da diminuição da heterogeneidade interna do habitat, decorrente da perda de área. O terceiro fator relaciona a perda de riqueza ao aumento do chamado “efeito de borda” (discutido adiante). A diminuição dos recursos e o conseqüente aumento da competição intra e inter-específicas é o quarto fator apontado na literatura. O quinto e último é a extinção de “espécies-chave” que provocam “extinções secundárias” de espécies que dependem das primeiras (relações de mutualismo, comensalismo etc.).

No Brasil, estudos têm sido desenvolvidos para compreender as causas e conseqüências do processo de fragmentação e para propor estratégias de ação em diferentes biomas fragmentados (p. ex. BIERREGAARD Jr. et al., 1992; BROWN Jr. e BROWN, 1992; LAURANCE et al., 1998; LOVEJOY et al., 1983; LOVEJOY et al., 1986; MALCOLM, 1994; RANTA et al., 1998; RODRIGUES, 1998; TERBORGH, 1992; VIANA e PINHEIRO, 1998; VIANA e TABANEZ, 1996 entre outros). É certo que, apesar dos esforços despendidos, muito pouco se sabe sobre as conseqüências da fragmentação sobre a biodiversidade em nosso país (METZGER, 1999). Entretanto, a análise de alguns parâmetros relativos à estrutura de paisagens fragmentadas podem auxiliar na busca de estratégias para a conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos em locais fortemente dominados por agroecossistemas.

Os parâmetros estruturais podem ser representados por índices obtidos por métodos quantitativos, permitindo a comparação de diferentes paisagens, identificando mudanças ao longo do tempo e relacionando padrões com processos ecológicos (McGARIGAL et al., 2002; TURNER, 1989). No contexto do presente trabalho, três parâmetros relativos à estrutura da paisagem são de especial importância: (1) a **área** dos fragmentos; (2) o **isolamento** dos fragmentos e (3) a **conectividade** dos habitats.

- Área dos fragmentos.

De acordo com a teoria de “biogeografia de ilhas” de MacArthur e Wilson (1967), existe (ou deveria existir) uma relação direta entre o tamanho de uma ilha e o número de

⁴⁷ De forma simplificada, uma metapopulação pode ser entendida como um conjunto de populações locais (cujos indivíduos não interagem com outras populações no curso das suas atividades rotineiras) que se conectam por meio de indivíduos que se dispersam na paisagem HANSKI e GILPIN (1991). HANSKI (1998) faz uma profunda revisão sobre o assunto e comenta sobre a relação entre metapopulações e a ecologia da paisagem.

espécies que ali se espera encontrar. Em ambientes continentais, se considerarmos os fragmentos como ilhas e isolarmos outros fatores, esta relação também tende a ser verdadeira (p. ex. METZGER, 1999; SHAFER, 1990). A equação que relaciona tamanho de áreas naturais com a quantidade de espécies presentes é bastante conhecida e, graficamente, é representada por uma curva: a curva “espécie-área”.

Enquanto alguns estudos de campo mostram haver uma boa relação entre tamanho e riqueza de espécies vegetais e animais (exemplos em Shafer, 1990) outros trabalhos demonstram que nem sempre a curva “espécie-área” representa bem a realidade e, por este motivo, muitos autores apontam restrições para a sua utilização (p. ex. HARRIS e SILVA-LOPEZ, 1992; SIMBERLOFF, 1992). Obviamente, a equação que relaciona o número de espécies com o tamanho da área deve ser entendida como uma generalização empírica, útil para pesquisadores e órgãos gestores, mas não responde muitas questões como, por exemplo, quais ambientes em uma dada região contribuem mais para a riqueza de espécies (uma floresta primária, uma floresta secundária, uma área alagada?) e que, portanto, devem ser prioritariamente protegidos, independentemente do tamanho (SAUNDERS et al. 1991).

Além da questão da riqueza, outros aspectos apontam para a importância da conservação de grandes fragmentos. De maneira bastante simplificada, pode-se dizer que quanto maior o tamanho do fragmento, maior tende a ser o tamanho das populações ali existentes (em função da maior quantidade de recursos disponíveis) e, portanto, menor tende a ser o risco de extinção de espécies (GILPIN e SOULÉ, 1986; SHAFFER, 1981). Além disso, quanto maior a dimensão de um fragmento, maior a probabilidade do mesmo possuir uma área central (“*core area*”) não influenciada (ou menos influenciada) pelo entorno e, portanto, com maior possibilidade de abrigar espécies mais dependentes de habitats inalterados⁴⁸ (HARRIS e SILVA-LOPEZ, 1992; SAUNDERS et al., 1991). Em relação as grandes mamíferos, trabalhos têm apontado para a utilização desses animais como indicadores de qualidade de habitats em função da grande extensão da área necessária para alimentação e reprodução dessas espécies (p. ex. McNAB, 1963; RODRIGUES et al., 2002)

No entanto, diversos autores afirmam que um conjunto de pequenos fragmentos pode garantir a conservação de uma maior diversidade de habitats do que um único grande fragmento e, assim, garantir a proteção de mais espécies (ver exemplos em Shafer, 1990).

⁴⁸ Devido ao efeito de borda, em fragmentos pequenos, além do tamanho, o formato do remanescente é importante, pois influi na relação perímetro/área (SAUNDERS et al., 1991). Quanto maior esta relação, maior tende a ser a área sob efeito de borda.

Esse tema gerou uma grande controvérsia no meio científico no que diz respeito ao estabelecimento de áreas a serem protegidas na forma de parques e reservas. A polêmica sobre as vantagens e desvantagens de se criar uma grande reserva ou várias pequenas que somadas teriam o mesmo tamanho da primeira, perdura até hoje e ficou conhecida como SLOSS (do inglês: "*single large or several small*"). Uma revisão aprofundada sobre o assunto pode ser encontrada em Shafer (1990).

Outro aspecto importante relacionado ao tamanho dos fragmentos, e também a sua forma, é a influência do chamado "efeito de borda". Estruturalmente, bordas são locais de interface entre duas unidades de paisagem (HOBBS, 1995). Sob o aspecto funcional, Metzger (1999) afirma que "as bordas são áreas onde a intensidade dos fluxos biológicos entre as unidades da paisagem se modifica de forma abrupta" (p. 454). "Efeito de borda" foi o termo cunhado para descrever o conjunto de fenômenos observados nesses locais.

Murcia (1995) faz um levantamento de diversos trabalhos sobre o "efeito de borda" em fragmentos florestais e aponta os três principais tipos de efeitos: efeitos abióticos (envolvendo mudanças nas condições ambientais resultantes da proximidade com outros elementos da paisagem), efeitos biológicos diretos (relacionados às mudanças na abundância e distribuição das espécies causadas pelas condições físicas locais, como umidade e vento, por exemplo) e efeitos biológicos indiretos (envolvendo mudanças nas relações entre as espécies, como predação, parasitismo, competição, polinização, dispersão de sementes, etc.). Uma revisão bastante completa sobre os aspectos biológicos do "efeito de borda" pode ser encontrada em Fagan et al. (1999).

Uma questão bastante controversa no meio científico diz respeito à largura da borda de um fragmento ou, em outras palavras, a extensão do "efeito de borda". Este é um parâmetro de difícil determinação porque tal extensão depende dos parâmetros e processos considerados (LIDICKER Jr., 1999; METZGER, 1999). A título de ilustração, estudos realizados no norte do Estado do Paraná por Rodrigues (1998) apontam o valor de 35 metros para a extensão do efeito de borda em fragmentos de Mata Atlântica para parâmetros como densidade e similaridade de espécies vegetais, enquanto que Laurance (2000) cita pesquisas que indicam haver efeito de borda a distâncias da ordem de 500 metros a 10 quilômetros no caso de dispersão de espécies vegetais invasoras.

A influência do tamanho dos fragmentos sobre parâmetros biológicos tem sido foco de estudos recentes no bioma Mata Atlântica. Tais estudos indicam que a área dos fragmentos

influencia, por exemplo, na riqueza de espécies de mamíferos de grande porte (CHIARELLO, 1999), na manutenção de populações viáveis de espécies raras de psitacídeos (MARSDEN et al., 2000) e na composição florística do componente arbóreo (AZEVEDO et al., 2003; DITT, 2002; TABARELLI et al., 1999).

- Isolamento dos fragmentos.

O **isolamento** é um parâmetro também derivado da teoria de “biogeografia de ilhas” de MacArthur e Wilson (1967). O isolamento entre fragmentos exerce influência sobre as taxas de migração ou de recolonização de populações. Algumas espécies animais podem ter capacidade física de se dispersarem por longas distâncias, mas esta capacidade pode ser restrita para a movimentação em ambientes inalterados, ou seja, áreas agrícolas podem se tornar barreiras para algumas espécies (BIERREGAARD Jr. et al., 1992; SAUNDERS et al., 1991).

Embora Metzger (1999) afirme que o isolamento explica uma pequena parte da variância de riqueza de espécies entre fragmentos – pois, em habitats continentais, além das distâncias, as áreas dos fragmentos vizinhos, o arranjo espacial das unidades, entre outros fatores, podem interferir na noção de distância –, estudos realizados no interior do Estado de São Paulo apontam haver correlação entre estado de conservação dos remanescentes e a distância entre os fragmentos vizinhos (DITT, 2002).

O tempo de isolamento dos fragmentos também é um fator importante. Fragmentos com pouco tempo de isolamento podem ter sua riqueza repentinamente aumentada, mas tendem a perder espécies ao longo do tempo (particularmente na ausência de intervenções de manejo), enquanto que em fragmentos há muito isolados pode-se esperar a perda de espécies originalmente presentes e o aparecimento de espécies invasoras capazes de se adaptar às condições ambientais pós-fragmentação (SAUNDERS et al., 1991).

O isolamento é visto, geralmente, como algo a ser evitado. Entretanto um aspecto “benéfico” do isolamento é apontado por Shafer (2001). Segundo o autor, a alocação de reservas muito próximas aumenta o risco de propagação de eventos catastróficos (como incêndios, pragas etc.). Nesse sentido, o autor considera fundamental haver, por ocasião da escolha de locais para reservas, um balanço entre a necessidade de manter distâncias que possibilitem a conexão de populações de animais e plantas e, ao mesmo tempo, minimizem o risco da propagação dos eventos catastróficos.

- Conectividade dos habitats

Por **conectividade** entende-se a capacidade da paisagem de facilitar os fluxos biológicos entre unidades de um dado tipo (florestas, por exemplo) (TAYLOR et al., 1993⁴⁹ apud TISCHENDORF e FAHRIG, 2000; URBAN e SHUGART, 1996⁵⁰ apud METZGER, 1999). O grau de conectividade de uma paisagem é função do padrão de deslocamento das espécies (animais ou vegetais), o que significa dizer que uma paisagem pode estar mais ou menos conectada dependendo da espécie em análise (KEITT et al., 1997; McGARIGAL et al., 2002). Sob o aspecto estrutural, o grau de conectividade é determinado pelo arranjo espacial dos **fragmentos**, pela densidade e complexidade dos **corredores** e pela permeabilidade da **matriz** (METZGER, 1999). A definição de **fragmento** foi dada no início deste capítulo, sendo necessário, ainda, conceituar **corredor** e **matriz**, no contexto da paisagem.

Do ponto de vista estrutural, **corredores** são elementos lineares da paisagem que ligam pelo menos dois fragmentos (METZGER, 1999; ROSEMBERG et al., 1997; SAUNDERS e HOBBS, 1991; TISCHENDORF e FAHRIG, 2000)⁵¹. Exemplos clássicos de corredores são as florestas ciliares ao longo de cursos d'água (ROSEMBERG et al., 1997), mas qualquer outra faixa de vegetação nativa que interligue fisicamente dois fragmentos pode ser considerada como um corredor. A largura mínima ou máxima para um elemento da paisagem ser considerado *estruturalmente* como um corredor, obviamente, depende da escala de trabalho. Assim, corredores podem ser desde renques de árvores até largas faixas de vegetação (ROSEMBERG et al., 1997)

Do ponto de vista funcional, existe bastante controvérsia entre pesquisadores sobre o papel dos corredores (BEIER e NOSS, 1998; HESS e FISHER, 2001; HOBBS, 1992; NOSS, 1987; SAUNDERS et al., 1991; SIMBERLOFF e COX, 1987; SIMBERLOFF et al., 1992). Entre as possíveis vantagens desses elementos lineares na paisagem estão a promoção da

⁴⁹ TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HEINEN, K.; MERRIAN, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, v. 68, p. 571-572.

⁵⁰ URBAN, D. L.; SHUGART, H. H. (1986). Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. In: VERNER, M.; MORRISON, M. L.; RALPH, C. J. eds. *Wildlife 2000: modeling habitat relationship of terrestrial vertebrates*. Madison, The University of Wisconsin Press, p. 273-279.

⁵¹ Do ponto de vista legal, no Brasil, o artigo 1º da Resolução nº 9, de outubro de 1996, do CONAMA define corredor como sendo uma "faixa de cobertura vegetal existente entre remanescentes de vegetação primária em estágio médio e avançado de regeneração, capaz de propiciar habitat ou servir de área de trânsito para a fauna residente nos remanescentes". O parágrafo único do referido artigo considera como corredores entre remanescentes as "matas ciliares" e as "faixas de cobertura vegetal existentes nas quais seja possível a interligação de remanescentes, em especial, às unidades de conservação e áreas de preservação permanente".

movimentação da fauna, o incremento de áreas para alimentação e refúgio e o aspecto estético. Entre as desvantagens estão a facilitação na propagação de pragas, doenças e fogo e o aumento da predação. De qualquer forma, pelo menos quatro funções principais dos corredores são reconhecidas (McGARIGAL et al., 2002):

- função de habitat (temporário ou permanente) para sobrevivência, reprodução e movimentação de organismos;
- função de facilitadores da movimentação de organismos entre dois ou mais fragmentos (possibilitando a sobrevivência e/ou a movimento, mas não necessariamente a reprodução);
- função de filtro ou barreira para o fluxo de energia, nutrientes e/ou espécies;
- função de fonte de efeitos bióticos e abióticos sobre o entorno.

Maior atenção tem sido dada à questão dos corredores como facilitadores da movimentação de organismos e, apesar da insuficiência de dados confiáveis comprovando ou negando a eficácia funcional dos corredores para tal função (METZGER, 1999), profissionais ligados ao planejamento e gestão de parques e reservas têm-se utilizado dessa estratégia em seus projetos (BARRETT e BARRETT, 1997; ISHIHATA, 1999; MacKINNON et al., 1986; NOSS, 1983; SHAFER, 1990). Particularmente no Brasil, trabalhos voltados para a questão da à funcionalidade dos corredores para a movimentação da fauna, como os de Johnson et al. (1999) e Tubelis et al. (2004) no cerrado, Dário (1999), Ortiz et al. (2003) e Souza et al. (2003) em Mata Atlântica e De Lima e Gascon (1999) na floresta amazônica são escassos.

Apresentados os conceitos de fragmentos e corredores, resta definir **matriz**. Para Forman e Godron (1986) a matriz corresponde a mais extensa e conectada unidade da paisagem e que, portanto, apresenta papel dominante no funcionamento da mesma. Já Metzger (1999) define matriz como sendo a área heterogênea da paisagem que contém uma variedade de unidades de não-habitat. No presente trabalho, adota-se esta segunda definição. Assim, se considerarmos uma paisagem predominantemente agrícola com fragmentos mais ou menos isolados de vegetação nativa e sendo estes últimos os habitats de interesse para a(s) espécie(s) ou processo(s) analisado(s), chamamos de matriz o conjunto de todas as unidades (culturas anuais, pomares, pastagens etc.) que não os fragmentos florestais.

As diferentes unidades que compõem a matriz podem apresentar características mais ou menos favoráveis para utilização por parte de espécies encontradas nos fragmentos, ou seja, podem oferecer maior ou menor resistência ao deslocamento de uma ou outra espécie (METZGER, 1999). Na matriz também podem ocorrer, de forma dispersa, pequenas unidades de habitat (que podem ser desde árvores isoladas até pequenos remanescentes de vegetação nativa) as quais alguns autores dão o nome de “pontos de ligação” ou “trampolins” e que, em inglês, recebem o nome de “*stepping stones*” (JORDÁN, 2000; METZGER, 1999). A principal característica de um ponto de ligação (e que o diferencia de um fragmento) é o seu tamanho extremamente reduzido, o que permite a utilização por parte de animais em trânsito na paisagem, mas não dá suporte para a alimentação e reprodução dos indivíduos por um longo período de tempo (JORDÁN, 2000). A resistência imposta pelas unidades da matriz para movimentação de espécies animais e vegetais na paisagem juntamente com densidade dos pontos de ligação determinam a **permeabilidade** da matriz (METZGER, 1999). Diversos trabalhos mostram que, em florestas tropicais brasileiras, esta permeabilidade varia de espécie para espécie, ou seja, a matriz age como um filtro seletivo ou barreira (p. ex. GASCON et al., 1999; PIRES et al., 2002; STEVENS e HUSBAND, 1998).

Outro conceito importante dentro do aspecto da conectividade da paisagem é a **percolação**. A teoria da percolação foi desenvolvida por Stauffer (1985) no campo da física para “explicar e prever os processos que levam à condutividade (conectividade) de um elemento através de espaços bidimensionais” (METZGER, 2002, p. 49). Quando aplicado a paisagens, o estudo da percolação fornece importantes informações sobre o arranjo espacial dos fragmentos. Quando uma determinada espécie, restrita a um tipo de habitat (p. ex. floresta) consegue atravessar de um extremo ao outro uma paisagem sem ter que sair desse habitat, diz-se que a paisagem “percola” (METZGER, 1999; O’NEILL et al., 1988).

De acordo com os cálculos de Stauffer (1985), e adaptando-os ao campo da ecologia, em uma paisagem composta apenas por habitat e não habitat, quando a área ocupada por habitat é reduzida a proporção crítica de 59,28% do total, a paisagem deixa de “percolar”. Abaixo deste limite, verifica-se uma redução brusca no tamanho médio dos fragmentos de habitat e na conectividade biológica (METZGER, 2002).

O percentual crítico de 59,28%, embora seja um valor teórico, é particularmente interessante para a discussão da alocação de reservas legais. Tome-se uma situação hipotética (porém possível de ser observada, por exemplo, no interior do Estado de São Paulo) na qual se apresentam as seguintes condições: a) uma paisagem na qual predomina a

ocupação agrícola em propriedades privadas; b) não há fragmentos protegidos na forma de unidades de conservação; c) exatamente 20% da área de cada propriedade seja mantida na forma de reserva legal; d) cerca de 15% da área de cada propriedade se enquadre na categoria de área de preservação permanente⁵² e e) a totalidade das áreas tanto de RL quanto de APP seja mantida com cobertura natural (floresta, cerrado, várzea etc.). Somando-se os percentuais de APP e reserva legal, obtém-se um total de 35% da paisagem ocupada por fragmentos e corredores. Comparando-se com o percentual crítico para percolação (59,28%), conclui-se que, nessa situação, as reservas legais e APPs não são suficientes para garantir que a paisagem percole. Nessa paisagem hipotética, torna-se evidente a importância da permeabilidade da matriz na manutenção dos fluxos de espécies animais e vegetais. Com esse exemplo, pode-se concluir que, do ponto de vista da conservação da biodiversidade, em paisagens fragmentadas apenas o estabelecimento de uma rede de muitas reservas naturais distribuídas adequadamente no território não é suficiente, sendo necessário também o manejo adequado da matriz e dos corredores de forma a otimizar a conectividade da paisagem (METZGER, 1999).

Entretanto, do ponto de vista prático, ou seja, dentro de um quadro legal baseado em instrumentos de comando e controle (como é o caso brasileiro) e de paisagens rurais dominadas por propriedades privadas, a possibilidade de se influenciar a ocupação da terra fora das áreas de preservação permanente e reservas legais, ou seja, na matriz, é bastante limitada. Embora algumas experiências apontem situações específicas onde proprietários de terras, motivados por agentes externos, aceitem modificar o padrão de ocupação de suas propriedades a fim de propiciar maior permeabilidade da paisagem aos fluxos biológicos (p. ex. VALLADARES-PÁDUA et al., 2002), o interesse econômico é praticamente o único fator determinante para a ocupação das terras de uso não restringido pelo Código Florestal. Isso significa que os proprietários de uma dada região podem, salvo raras exceções, ocupar suas terras com qualquer tipo de cultura, inclusive aquelas menos favoráveis para os fluxos biológicos. Nesse sentido, uma abordagem pragmática é considerar, no caso da alocação de reservas legais, a situação extrema, ou seja, os fragmentos de reservas e corredores formados pelas matas ciliares como os únicos ambientes favoráveis às espécies nativas, como nos modelos de biogeografia de ilhas. Embora seja um cenário extremo e pouco provável de ocorrer, neste trabalho adota-se esta abordagem (matriz neutra). Em uma

⁵² Segundo Maria José Brito Zakia, levantamentos não sistematizados indicam que no Estado de São Paulo, em média, as áreas de preservação permanente correspondem a 10 e 15% da área total das propriedades rurais (informação verbal).

paisagem onde a matriz é neutra, só existem dois tipos de elementos: habitat (fragmentos e corredores) e não-habitat (qualquer outro tipo de ocupação, ou seja, a matriz).

2.4 – Paisagem e recursos hídricos

Assim como acontece com o fluxo biológico, o fluxo de água e os processos dele derivados (como a erosão dos solos) sofrem influência do arranjo estrutural das unidades da paisagem (BAUDRY e PAPY, 2000; ZIEGLER et al., 2000). Em se tratando de recursos hídricos, a bacia hidrográfica é o recorte territorial naturalmente utilizado pelos pesquisadores. A bacia hidrográfica é um sistema geomorfológico aberto que, mesmo quando não perturbada por ações antrópicas, encontra-se em equilíbrio dinâmico, sendo que as entradas de matéria e energia se dão por meio dos agentes climáticos e a saída ocorre pelo deflúvio (LIMA e ZAKIA, 2000).

A literatura é farta em pesquisas relacionando tipo de cobertura do solo em bacias hidrográficas com a qualidade da água e parâmetros hidrológicos como taxa de infiltração, velocidade de escoamento superficial, capacidade de armazenamento da água pelo solo entre outros (p. ex. ARCOVA e CICCIO, 1999; FAO, 2002; TUCCI e CLARKE, 1997)⁵³, mas trabalhos como os de Aspinall e Pearson (2000) e Ziegler et al. (2000), que buscam a integração dos enfoques da ecologia da paisagem e da hidrologia, ainda são escassos.

A proteção/recuperação de florestas e demais formas de vegetação em áreas marginais aos corpos d'água é objeto de interesse de muitas pesquisas voltadas, principalmente, para a determinação da largura de "faixas-tampão" para a proteção dos recursos hídricos (p. ex. LOWRANCE et al., 1997; MANDER et al., 1997; NILSSON et al., 1997; PHILLIPS, 1989a; PHILLIPS, 1989b). Os resultados das pesquisas realizadas no Brasil mostram que as faixas marginais aos corpos d'água destinadas às áreas de preservação permanente (artigo 2º do Código Florestal) nem sempre se mostram com a largura necessária para exercer o papel de filtro para nutrientes (nitrogênio e fósforo, principalmente) e sedimentos transportados pela água proveniente das áreas agrícolas adjacentes (p. ex. OLIVEIRA, 1998; SIMÕES, 2001; SPAROVEK et al., 2002). As delimitações impostas pela legislação brasileira também não fazem sentido do ponto de vista hidrológico,

⁵³ Embora o termo "paisagem" não seja normalmente utilizado em estudos de hidrologia, a bacia hidrográfica é um recorte possível da paisagem, conforme discutido anteriormente.

pois os limites da zona ripária não são facilmente demarcáveis, podendo variar em função do clima, geologia e solos (LIMA e ZAKIA, 2000).

Uma vez que a presença da vegetação marginal não é suficiente para sanar todo o problema da contaminação dos recursos hídricos decorrente de atividades agrícolas, são necessárias outras medidas na bacia hidrográfica como um todo. A alocação de reservas legais certamente está entre as medidas possíveis nesse sentido (LINO e DIAS, 2003), pois a cobertura proporcionada pela vegetação natural (particularmente as florestas) confere maior proteção à superfície do solo quando comparada com culturas agrícolas, como se discute a seguir.

Tomando-se a bacia hidrográfica como um sistema, os principais subsistemas, segundo Christofolletti (1979), são: vegetação, superfície, solo, zona de aeração, zona de água subterrânea e canal fluvial. Em ecossistemas florestais a água proveniente da chuva, antes de atingir o solo, pode ser interceptada pela vegetação (árvores, arbustos e herbáceas) e pela camada de folhas, ramos e outras estruturas vegetais que compõem a serrapilheira. Uma vez interceptada pela vegetação, a água pode evaporar ou cair na forma de gotejamento. Tucci e Clarke (1997) relatam casos em florestas brasileiras em que, do total de água precipitado, até 13% pode ser interceptado pela vegetação. Na Amazônia Salati (1985), relata um percentual ainda maior. Segundo o autor, 25% da água da chuva não atinge o solo, ficando retida na vegetação e retornando à atmosfera por evaporação.

Laws⁵⁴ (1941 apud BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999) demonstrou que as gotas de chuva atingem 95% da sua velocidade terminal quando caem de uma altura de aproximadamente 8 metros, o que diminuiria o efeito protetor do dossel da floresta em relação ao impacto das gotas de chuva. Entretanto, há que se considerar que em florestas como a Mata Atlântica a vegetação se distribui em diversos estratos (alturas) e, além disso, a serrapilheira também exerce um papel protetor.

A água que atinge o solo sob uma floresta (diretamente ou após ser interceptada) pode infiltrar ou escorrer superficialmente, dependendo das características topográficas, do solo (como a textura) e da umidade já existente. A água que infiltra pode percolar até o aquífero ou gerar um escoamento sub-superficial até atingir a superfície ou o canal fluvial, possibilitando sua perenização em períodos de estiagem (TUCCI e CLARKE, 1997).

⁵⁴ LAWS, J. O. (1941). Measurements of the fall velocity of water drops and raindrops. *Trans. Amer. Geophys. Un.*, 22: 709-721.

Embora nem toda a área da bacia contribua, efetivamente, para o escoamento direto (LIMA e ZAKIA, 2000), quanto maior a quantidade de água infiltrada e mais rápida a velocidade de infiltração, menor o escoamento superficial (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990) e, em condições de cobertura de floresta natural não alterada, a taxa de infiltração é máxima, e o escoamento superficial é mínimo (PIERCE, 1967⁵⁵ apud ZAKIA, 1998; PRITCHETT, 1979⁵⁶ apud TUCCI e CLARKE, 1997). Mesmo em situações onde ocorra o escoamento superficial em áreas florestadas, os obstáculos representados pela serrapilheira, troncos, raízes etc. são determinantes para a redução da velocidade de escoamento que, por sua vez, é um dos principais fatores que influenciam o arraste das partículas do solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990).

Uma vez removida a floresta e implantada qualquer atividade agrícola este cenário se modifica drasticamente (ZIEGLER et al., 2000). A alteração da cobertura do solo da bacia tem impacto significativo sobre o escoamento superficial e este impacto se manifesta nas vazões médias dos corpos d'água, no comportamento das enchentes (TUCCI e CLARKE, 1997) e na dinâmica dos processos erosivos (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990).

No caso de substituição de florestas por culturas permanentes o impacto sobre o escoamento superficial depende do comportamento da cultura e o balanço hídrico tende a se estabelecer em um patamar distinto daquele verificado em uma floresta. Esse impacto, entretanto, é menos significativo se comparado com aquele provocado pela ocupação com culturas anuais, particularmente no caso de plantio convencional (com aração e gradagem) (TUCCI e CLARKE, 1997). Em que pese a possibilidade de utilização de práticas conservacionistas (plantio em nível, terraceamento entre outras) para criar melhores condições de infiltração, a exposição do solo a incidência direta da chuva tende a provocar um grande aumento no escoamento superficial em comparação as condições encontradas em uma floresta. Mesmo no caso de plantio direto (sobre os restos da cultura anterior, sem revolvimento do solo), onde se favorece bastante a infiltração, podem ocorrer problemas em áreas de maior declividade, pois o escoamento sub-superficial, ao brotar na superfície, pode gerar erosão regressiva (como o "*piping*") (TUCCI e CLARKE, 1997). Tanto no caso do plantio convencional (com ou sem práticas conservacionistas) quanto no plantio direto, segundo os mesmos autores, ocorre o aumento do escoamento devido à redução da interceptação e da evapotranspiração, em comparação com a floresta.

⁵⁵ PIERCE, R. S. (1997). Evidence of overland flow on forest watershed. In: International Symposium on Forest Hydrology. Pergamon Press. p. 247-254.

Em relação à vazão média, a revisão feita por Bruijnzeel⁵⁷ (1996 apud TUCCI e CLARKE, 1997) indica que no caso de substituição de florestas tropicais por culturas perenes (chá, borracha e cacau), o aumento nos valores médios de alteração da vazão em pequenas bacias é da ordem de 200 a 300 mm/ano, enquanto que no caso de ocupação por culturas anuais esses valores atingem 300 a 450 mm/ano, dependendo de características como tipo de solo, práticas agrícolas e variabilidade temporal e espacial da precipitação. Para a vazão mínima, os dados levantados pelos referidos autores não permitem maiores conclusões, pois alguns experimentos mostraram aumento enquanto outros mostraram diminuição na vazão após o desmatamento. Tais discrepâncias devem estar relacionadas, segundo os autores, a características particulares dos solos e às diferenças no balanço entre infiltração, escoamento e evapotranspiração nas localidades estudadas.

Comparando hidrogramas de duas pequenas bacias na Austrália, uma com cobertura florestal e outra com pastagens, Burch et al.⁵⁸ (1987 apud TUCCI e CLARKE, 1997) demonstraram que o efeito da cobertura florestal sobre o escoamento foi muito maior no período seco (com chuvas de pequena e média intensidade) do que no chuvoso. Nos períodos de grande intensidade de precipitação os autores verificaram menores diferenças entre o volume escoado em bacias de florestadas e não-florestadas, o que lhes permitiu concluir que as cheias de pequeno e médio período de retorno tendem a aumentar quando ocorre o desmatamento, enquanto que nas cheias de maior magnitude a diferença diminui.

Dados coletados no Rio Grande do Sul em duas bacias de tamanhos e declividades semelhantes, uma com cobertura florestal e outra desmatada, mostram que somente após 50 mm de chuva começa haver escoamento superficial na bacia florestada, enquanto que na bacia desmatada com apenas 25 mm de chuva o escoamento já é observado. Além disso, o coeficiente de escoamento máximo na bacia desmatada chega ao dobro daquela com cobertura florestal (0,4 contra 0,2, respectivamente) (TUCCI e CLARKE, 1997).

Além de afetar o regime hidrológico, o aumento do escoamento superficial está diretamente ligado aos processos erosivos Azevedo⁵⁹ (1995 apud LINO e DIAS, 2003). No Brasil, a erosão hídrica acelerada pelas práticas agrícolas inadequadas e pela ocupação de

⁵⁶ PRITCHETT, W. L. (1979). *Properties and management of forest soils*. New York, John Wiley. 500 p.

⁵⁷ BRUIJNZEEL, L. A. (1996). Predicting the hydrological impacts of tropical forest conversion: the need for integrated research. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. eds. *Amazonian deforestation and climate*. Chichester, John Wiley.

⁵⁸ BURCH, G. J.; BATH, R. K.; MOORE, I. D.; O'LOUGHLIN, E. M. (1987), Comparative hydrological behavior of forest and cleared catchments in southeastern Australia. *J. Hydrology*, v. 90, p. 19-42.

⁵⁹ AZEVEDO, O. (1995). O ramo florestal do ciclo hidrológico. *Informe Florestal*, n. 9, p. 28-34.

áreas impróprias é um dos fatores que mais contribui para a improdutividade dos solos (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990). No Estado de São Paulo estima-se que 80% das terras cultivadas estejam sendo erodidas além da sua capacidade de recuperação natural (SÃO PAULO, 1992).

A erosão hídrica, que consiste no processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo causado pela água, pode se dar de três formas (isolada ou simultaneamente) no terreno: laminar, em sulcos ou ravinas e em voçorocas (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990). A primeira delas consiste na remoção de camadas de solo, não necessariamente uniformes, sobre toda uma área. É uma forma bastante perigosa de erosão por ser pouco perceptível e ser responsável por carregar a parte mais fértil do solo. A erosão em sulco resulta do escoamento concentrado da água (enxurrada) em volume e velocidade suficientes para formar riscos mais ou menos profundos na superfície do terreno. A voçoroca ocorre quando a parte inferior de um sulco de erosão atinge o nível do lençol freático.

Além das perdas de solo, fertilizantes e corretivos, a erosão hídrica tem efeitos adversos sobre os cursos d'água, tais como assoreamento e poluição, que podem afetar negativamente a vida aquática e comprometer a qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos, tornando-os impróprios para abastecimento, geração de energia, recreação, entre outros usos.

A erosão hídrica depende das características da chuva, declividade, comprimento do declive do terreno e capacidade do solo em absorver água (forças ativas) e da densidade da cobertura vegetal e resistência do solo à ação erosiva da água (forças passivas) (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990). Duas destas variáveis não podem ser, pelo menos facilmente, alteradas pela ação humana: as características da chuva e a declividade do terreno. As demais podem ser manejadas de forma a dificultar os processos erosivos. O comprimento do declive do terreno (comprimento de rampa) pode ser alterado pela construção de terraços, prática bastante difundida entre os produtores de regiões com agricultura bastante tecnificada. A capacidade do solo em reter água e a sua resistência à erosão são bastante dependentes das características naturais (textura, estrutura, permeabilidade, densidade, além de aspectos químicos e biológicos), mas podem ser alteradas com práticas como aração, gradagem, adubação, manutenção de cobertura morta (restos de colheitas anteriores) entre outras. A densidade da cobertura vegetal está relacionada ao tipo de ocupação, sendo que as culturas anuais (com cobertura menos densa) conferem menor proteção ao solo contra os

processos erosivos quando comparadas às culturas perenes, pastagens e vegetação natural de forma geral (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990).

Uma vez que os processos erosivos dependem da combinação de diversos fatores que variam na paisagem, é de se esperar que, desde que haja heterogeneidade nos fatores ao longo do território, a suscetibilidade à erosão não seja uniforme em toda a paisagem. Nesse sentido, determinar a suscetibilidade à erosão em uma paisagem (seja uma bacia ou outro recorte qualquer) pode ser bastante útil para proprietários rurais, planejadores e gestores estabelecerem estratégias diferenciadas de ocupação e manejo. Sob o aspecto da alocação de reservas legais, a diferenciação do território quanto à suscetibilidade a erosão pode dar indícios de locais onde a atividade agrícola seja desaconselhável ou inadequada e a conservação/recuperação da vegetação natural se mostre como a melhor alternativa.

A determinação da suscetibilidade dos solos aos processos erosivos pode ser feita por métodos qualitativos e quantitativos (RANIERI, 1996). Os primeiros utilizam critérios como tipo de solo, declividade e cobertura do terreno e baseiam-se, fundamentalmente, na experiência do profissional/pesquisador para estabelecer quais as combinações entre os critérios conferem maior ou menor suscetibilidade de uma determinada porção do terreno à erosão. Nos métodos quantitativos, dados referentes ao tipo de solo, características da chuva, topografia (declividade e comprimento de rampa), cobertura etc. alimentam modelos matemáticos que procuram estimar a perda de solos pelo processo erosivo.

Ranieri (1996) discute as vantagens e desvantagens dos métodos qualitativo e quantitativo para a determinação da suscetibilidade da erosão em bacias hidrográficas e conclui que o primeiro apresenta maior subjetividade enquanto que o segundo depende de um grande volume de dados de entrada, muitas vezes não disponíveis e/ou difíceis de serem colhidos. Por estes motivos, a escolha do método a ser utilizado depende de diversos fatores como a dimensão da área de interesse, a disponibilidade de informações sobre a mesma e, principalmente, a utilização que se pretende dar ao resultado final obtido. No caso de pequenas área nas quais deseja-se estimar com alguma precisão a perda de solo pela erosão hídrica ou a quantidade de sedimentos carregada até os cursos d'água em um determinado período de tempo, os métodos quantitativos são mais adequados. Por outro lado, em áreas maiores para as quais deseja-se obter mapas de risco de erosão para fins de aplicação de ações conservacionistas ou de planejamento do uso do solo, o método qualitativo é considerado mais adequado (RANIERI, 1996).

Um terceiro aspecto a ser observado na relação paisagem-recursos hídricos diz respeito às águas subterrâneas. Conforme mencionado anteriormente, a água da chuva que infiltra no solo pode percolar até o aquífero ou gerar um escoamento sub-superficial até atingir a superfície ou o canal fluvial. Os aquíferos subterrâneos representam importantes reservatórios de água, por vezes, com possibilidade de utilização por meio de poços profundos.

Nas regiões sul, sudeste e centro-oeste do Brasil, bem como no Paraguai, Uruguai e Argentina, encontra-se um dos maiores aquíferos do mundo, denominado Sistema Aquífero Guarany, formado por um pacote de rochas arenosas (formações sedimentares Botucatu e Pirambóia) saturadas com água doce que ocorrem subjacentes aos basaltos da formação Serra Geral (ROSA FILHO et al., 1998; SRACEK e HIRATA, 2002). Este sistema aquífero tem grande importância como fonte hídrica de alta qualidade para o suprimento de água potável para grandes cidades e para irrigação e a exploração destas águas tem crescido de forma exponencial nas últimas décadas (ROSA FILHO et al., 1998). Apesar da sua importância estratégica, pesquisas realizadas pela EMBRAPA detectaram níveis de contaminação com agrotóxicos próximos ao limite considerado perigoso na região de Ribeirão Preto em função do avanço da monocultura de cana-de-açúcar sobre as áreas de recarga (BRASIL, 2003).

As áreas de recarga são locais onde as águas das chuvas e dos rios atingem as rochas porosas que formam o aquífero. No caso do Sistema Aquífero Guarany, no Estado de São Paulo, essas áreas de recarga correspondem às regiões de afloramento das rochas das formações Botucatu e Pirambóia. A agricultura altamente dependente de insumos (como, por exemplo, herbicidas com elevado potencial de lixiviação) praticada nessas áreas representa um alto risco de contaminação ao aquífero (GOMES, 2002) e, em oposição, a manutenção da vegetação natural tende a garantir a conservação do recurso hídrico subterrâneo (LINO e DIAS, 2003).

Pelo exposto, pode-se apontar algumas conclusões gerais sobre a influência da ocupação da terra sobre os recursos hídricos que são de interesse para a questão da alocação de reservas legais:

a) a redução da cobertura florestal aumenta a vazão média dos corpos d'água e influencia os picos de vazão, particularmente em pequenas bacias hidrográficas. Dessa afirmação, pode-se concluir que o aumento da cobertura florestal em pontos estratégicos

tende a tornar menor a amplitude da vazão em pequenas bacias, reduzindo problemas de enchentes.

b) as matas ciliares a serem mantidas nas áreas de preservação permanente estabelecidas no Código Florestal nem sempre são suficientes para proteger os corpos d'água do aporte de nutrientes e sedimentos. A ampliação das faixas protegidas ao longo dos corpos d'água com a substituição de coberturas agrícolas por vegetação nativa, particularmente em áreas mais sujeitas aos processos erosivos, pode melhorar o efeito de filtro desejado para as matas ciliares.

c) os processos erosivos são dependentes de vários fatores como erosividade da chuva, erodibilidade do solo, declividade do terreno, comprimento da rampa, cobertura do solo entre outros. Para fins de planejamento da ocupação, os métodos qualitativos para a determinação da suscetibilidade à erosão (baseados nos fatores erodibilidade do solo, declividade e tipo de cobertura) se mostram mais adequados do que os métodos quantitativos. Uma vez que o tipo de solo e a declividade são fatores naturais que não podem ser facilmente manejados pelo ser humano, a substituição de coberturas agrícolas por vegetação nativa em áreas de elevada suscetibilidade à erosão mostra-se como uma alternativa mais viável para reduzir as perdas de solo e contaminação dos recursos hídricos.

d) as áreas de recarga de aquíferos são particularmente vulneráveis à contaminação por insumos aplicados em culturas agrícolas e, portanto, a proteção dos recursos hídricos subterrâneos pode ser favorecida pela manutenção ou recuperação da vegetação nativa nestas áreas.

Nesse sentido, a manutenção de áreas vegetação natural na forma de reservas legais nos locais mais frágeis sob o ponto de vista da perda de solos e da contaminação das águas superficiais e subterrâneas pode favorecer a conservação desses recursos. A pergunta natural a fazer é: "A alocação de reservas legais com vistas à proteção dos recursos hídricos pode também modificar alguns aspectos da paisagem de modo a favorecer a conservação da biodiversidade?". A resposta a esta pergunta não é fácil e talvez não exista uma única resposta possível.

3 – Proposição de critérios para a escolha de áreas destinadas à proteção na forma de reservas legais.

Como pode ser visto pela literatura citada, em que pese a controvérsia sobre alguns aspectos específicos, as bases teóricas para a escolha de áreas naturais a serem protegidas com objetivo de conservar biodiversidade e recursos hídricos são bastante conhecidas. Sendo as reservas legais instrumentos voltados para esse objetivo resta saber se é possível, na prática cotidiana, a alocação das RLs nas propriedades rurais com base nos aspectos apontados pelas pesquisas (ou ao menos alguns deles). O primeiro passo nessa direção talvez seja identificar quais os critérios técnicos apontados pela legislação pertinente a serem considerados na alocação das reservas legais. A leitura do artigo 16, § 4º, do Código Florestal, alterado pela MP 2.166-67/2001, esclarece alguns pontos a esse respeito:

Art. 16 - [...]

§ 4º - A localização da reserva legal deve ser aprovada pelo órgão ambiental estadual competente ou, mediante convênio, pelo órgão ambiental municipal ou outra instituição devidamente habilitada, devendo ser considerados, no processo de aprovação, a função social da propriedade, e os seguintes critérios e instrumentos, quando houver:

I - o plano de bacia hidrográfica;

II - o plano diretor municipal;

III - o zoneamento ecológico-econômico;

IV - outras categorias de zoneamento ambiental; e

V - a proximidade com outra Reserva Legal, Área de Preservação Permanente, unidade de conservação ou outra área legalmente protegida.

Analisando o texto legal, observa-se que o legislador procurou compatibilizar o instrumento denominado reserva legal com outros instrumentos de políticas públicas. A indicação de que a alocação de RLs deve considerar o plano de bacia hidrográfica⁶⁰ indica claramente que, além da questão da conservação dos recursos biológicos, a proteção dos recursos hídricos é um aspecto relevante. A compatibilização com os planos diretores municipais aponta para o fato de que a localização de RLs deve considerar as especificidades e os interesses locais (projetos de infra-estrutura, planos de expansão urbana etc.). A

⁶⁰ O plano de bacia hidrográfica (na verdade, Plano de Recursos Hídricos - PRH) é um instrumento da Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei nº 9.433, de janeiro de 1997) que visa "a fundamentar e orientar a implementação da PNRH e o gerenciamento dos recursos hídricos" (Art. 6º). Os PRHs são planos de longo prazo, "com horizonte de planejamento compatível com o período de implantação de seus programas e projetos." (Art. 7º) e são elaborados por bacia hidrográfica (daí o nome "plano de bacia") (Art. 8º).

questão do zoneamento ambiental é mais complexa, uma vez que a regulamentação desse instrumento na forma do “zoneamento ecológico-econômico” se deu recentemente (Decreto nº 4.297 de 10 de julho de 2002) e a sua materialização e aplicação ainda são incipientes no país. A indicação para que a alocação das reservas legais observe a proximidade de outras RLs, de APPs, de UCs e de outras áreas legalmente protegidas demonstra a preocupação do legislador com alguns dos aspectos apontados pelas pesquisas na área da ecologia da paisagem.

Em seu artigo 44, inciso III, o Código também acena com a possibilidade, no caso de propriedades onde o percentual de áreas cobertas por ecossistemas naturais não atinja o limite mínimo, de se fazer a compensação das áreas de reserva legal por “outra área equivalente em importância ecológica e extensão, desde que pertença ao mesmo ecossistema e esteja localizada na mesma micro-bacia, conforme critérios estabelecidos em regulamento”. Estabelece também que essa compensação “deverá ser submetida à aprovação pelo órgão ambiental estadual competente, e pode ser implementada mediante o arrendamento de área sob regime de servidão florestal ou reserva legal, ou aquisição de cotas de que trata o art. 44-B” (Art. 44, § 5º) e que “Na impossibilidade de compensação da reserva legal dentro da mesma micro-bacia hidrográfica, deve o órgão ambiental estadual competente aplicar o critério de maior proximidade possível entre a propriedade desprovida de reserva legal e a área escolhida para compensação, desde que na mesma bacia hidrográfica e no mesmo Estado, atendido, quando houver, o respectivo Plano de Bacia Hidrográfica, e respeitadas as demais condicionantes estabelecidas no inciso III” (idem, § 4º).

Pelo menos dois pontos do artigo 44 merecem atenção. O primeiro deles é a reiteração da importância da compatibilização da proteção dos componentes biológicos com a conservação dos recursos hídricos, posto que a norma prioriza a compensação entre áreas pertencentes a uma mesma bacia microbacia hidrográfica. A definição do que venha a ser uma “microbacia”, porém, não é dada pelo texto legal, o que pode suscitar dúvidas por ocasião da alocação das RLs. É importante destacar, contudo, que a preocupação limita-se à questão da proteção das águas superficiais e não existe referência às águas subterrâneas (que não necessariamente respeita limites de bacias hidrográficas).

O segundo ponto é a questão dos critérios estabelecidos ou “a serem definidos por regulamento” para a compensação das reservas em áreas externas à propriedade rural. Por se tratar de uma norma geral, o Código Florestal estabelece recomendações superficiais (“mesma bacia hidrográfica”, “mesmo Estado” e “maior proximidade possível entre a

propriedade desprovida de reserva legal e a área escolhida para compensação”), ficando por conta de regulamentações posteriores o estabelecimento dos critérios específicos. Sendo assim, existe a possibilidade de incorporar em normas futuras, critérios baseados nos princípios da ecologia da paisagem e outros de ordem econômica e que consideram aspectos administrativos.

Como se pode observar pela análise do Código Florestal, os critérios legais são bastante genéricos no que diz respeito à questão da alocação das reservas legais. Do ponto de vista técnico, conforme mencionado anteriormente, a literatura é farta em trabalhos relacionando critérios e propondo metodologias voltadas para a escolha de áreas prioritárias para a conservação na forma de parques e reservas, mas poucos são os trabalhos tratando de critérios para a alocação de reservas legais.

Ishihata (1999), abordando o tema da priorização de áreas para alocação de parques e reservas, salienta com propriedade que, sejam quais forem os critérios utilizados, a priorização de áreas reflete um julgamento de valores e, por isso, não existe um esquema universalmente aceito. A referida autora desenvolveu uma pesquisa aprofundada sobre o assunto e apontou alguns dos principais critérios utilizados por profissionais envolvidos com a escolha de áreas de parques e reservas. Naturalidade, diversidade, raridade, representatividade, fragilidade, tamanho, formato, grau de ameaça, valores educacional e científico são apenas alguns dos aspectos considerados. Alguns pesquisadores vão mais longe, propondo modelos matemáticos baseados em alguns desses critérios⁶¹.

Tais critérios são bastante interessantes em se tratando de regiões com muitas áreas naturais e sofrendo pressão antrópica iminente, como acontece na região Amazônica, onde há possibilidade de influenciar o modelo de ocupação antes da intervenção humana acontecer. Nessas áreas, alguns dos parâmetros apontados por Ishihata (1999) podem ser bastante úteis para a alocação de reservas legais, como mostra, por exemplo, o trabalho de Metzger (2001a). Entretanto, em paisagens já bastante fragmentadas (como é o caso do interior do Estado de São Paulo), onde os remanescentes de vegetação nativa são raros e, em geral, bastante alterados em termos de comunidades de fauna e flora se comparados com os ecossistemas outrora existentes, a definição de critérios para alocação de reservas legais apresenta algumas peculiaridades que exigem abordagens diferenciadas.

⁶¹ Uma revisão bastante ampla sobre algoritmos destinados a resolver o problema de seleção de áreas para a criação de reservas pode ser encontrada em RODRIQUES e GASTON (2002). Para uma análise crítica da aplicabilidade desses algoritmos, ver PRENDERGAST et al. (1999).

Uma vez que, neste trabalho, pretende-se apresentar uma metodologia aplicável em situações reais de paisagens fragmentadas – particularmente em um contexto político-institucional descrito no capítulo I – os critérios a serem estabelecidos para a alocação de reservas legais devem minimamente respeitar o preconizado pela legislação e não devem ser muitos nem, tampouco, baseados em dados de difícil aquisição, o que tende a inviabilizar a aplicabilidade da metodologia. Ao contrário, devem ser baseados, preferencialmente, na utilização de dados disponíveis para o órgão responsável pela alocação e fiscalização das reservas legais. É recomendável, também, que os dados a serem utilizados possam ser atualizados com agilidade.

Nesse sentido, parâmetros de ecologia de comunidades (riqueza, diversidade, dominância entre outros) bem como de ecologia de populações (natalidade, mortalidade, migração etc.), embora sejam largamente utilizados em estudos visando a priorização de áreas para conservação na forma de parques, têm remota possibilidade de aplicação no caso da determinação de prioridades para alocação de áreas de reserva legal devido à necessidade de exaustivos levantamentos de flora e fauna (particularmente no caso de determinação de parâmetros demográficos em que tais levantamentos devem ser repetidos ao longo do tempo). Também é importante ressaltar que tal abordagem faz pouco sentido em áreas altamente fragmentadas pois, nessas áreas, praticamente toda a diversidade animal e vegetal está concentrada nos poucos fragmentos remanescentes, o que os torna, todos, prioritários para conservação. É certo que, no caso de tais dados estarem disponíveis, deve-se utilizá-los para reforçar a justificativa para a conservação de certas áreas.

Alternativamente à utilização de critérios biológicos, pesquisas têm sido realizadas na busca de critérios não-biológicos (principalmente, mas não exclusivamente, índices numéricos de quantificação da estrutura da paisagem) que possam ser úteis na determinação de áreas prioritárias para conservação e restauração de ambientes naturais (p. ex. KORMAN et al., 2003; VALENTE e VETTORAZZI, 2003). Lee et al. (2001) consideram que a utilização de critérios não-biológicos é bastante interessante para planejadores e gestores, particularmente em locais onde os dados sobre o meio biológico são escassos. Os autores argumentam que a aplicação de metodologias baseadas em tais critérios é mais prática em comparação com aquela que utiliza critérios biológicos (desde que existam as ferramentas necessárias, tais como produtos de sensoriamento remoto e recursos humanos habilitados a trabalhar com esses produtos). Além disso, metodologias baseadas em critérios não-biológicos apresentam a vantagem de facilitar a identificação de sítios prioritários dentro de um sistema de “redes

de áreas protegidas”, o que é particularmente interessante no caso de alocação de áreas de reservas legais dispersas em propriedades particulares.

Embora seja possível a caracterização de paisagens calculando-se um grande número de parâmetros não-biológicos, a utilização de muitos parâmetros é pouco funcional do ponto de vista aplicado (para auxiliar a tomada de decisão por parte de órgãos gestores, por exemplo). Além do mais, particularmente no Brasil, embora haja uma grande deficiência de conhecimentos teóricos básicos sobre a estrutura e funcionalidade das paisagens, o processo de fragmentação e degradação de habitats já atingiu uma situação crítica, especialmente em áreas de Floresta Atlântica e cerrado (METZGER, 1999), o que justifica a necessidade de ações urgentes utilizando-se da informação disponível, mesmo que pouca e incompleta. Sendo assim, é proposta, a seguir, uma lista de critérios a serem considerados para a identificação de áreas prioritárias para alocação de reservas legais visando à conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos em áreas de cobertura original de Floresta Atlântica e cerrado no interior do Estado de São Paulo.

3.1 - Critérios propostos para a identificação de áreas prioritárias para alocação de reservas legais em áreas de cobertura original de Floresta Atlântica e cerrado no interior do Estado de São Paulo.

1) Manutenção dos fragmentos existentes.

Os dados apresentados por diversos autores (p. ex. AB’SABER, 19--; ATLAS dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 1995-2000, 2002; JORGE e GARCIA, 1997; KRONKA et al., 1998; LINO e DIAS, 2003; METZGER, 1999; VIANA e PINHEIRO, 1998; VIANA e TABANEZ, 1996; VIANA et al., 1992) mostram que a destruição dos biomas Floresta Atlântica e cerrado na região atingiu tamanha proporção que o ponto de partida para **qualquer estratégia de gestão de áreas naturais**, seja na forma de reservas legais ou não, **deve se basear primeiramente na conservação dos fragmentos remanescentes** destes biomas que não estejam protegidos na forma de unidades de conservação (LINO e DIAS, 2003; WORKSHOP BASES PARA CONSERVAÇÃO E USO SUSTENTÁVEL DAS ÁREAS DE CERRADO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1995).

Os processos de restauração de ecossistemas naturais, em uma escala temporal humana, só é possível em ambientes pouco perturbados pela ação antrópica e a reabilitação desses ecossistemas por meio de plantios com essências nativas é um processo demorado e

que necessita de forte intervenção humana para ter sucesso (RODRIGUES e GANDOLFI, 2000)⁶². Além disso, plantios de reabilitação nem sempre são eficiente no sentido de garantir uma adequada representação da variabilidade de uma floresta nativa (HARRIS e SILVA-LOPES, 1992). Portanto, conclui-se que **faz sentido concentrar esforços na conservação de fragmentos existentes ao mesmo tempo em que se identificam áreas prioritárias para a recuperação, mas não faz sentido reduzir o número e o tamanho dos atuais remanescentes para expansão de áreas agrícola e pastagens mesmo considerando a possibilidade de compensação com plantios de recuperação em outras áreas.**

Também sob o aspecto da proteção dos recursos hídricos superficiais, a conservação de fragmentos remanescentes é interessante. **Áreas cobertas por vegetação natural em estágios sucessionais mais avançados, tendem a favorecer a infiltração da água de chuva (pela redução do escoamento superficial) e a ser mais eficientes na proteção dos solos contra processos erosivos do que áreas em estágios iniciais** (como é o caso dos primeiros anos de áreas onde se efetuam plantios de recuperação) em função da densidade das copas, presença de serrapilheira etc., conforme discutido no item 2.4.

Por fim, é importante lembrar que o Decreto 750/93 proíbe a supressão total ou parcial da Mata Atlântica em estágio médio e avançado de regeneração a não ser em situações muito específicas, o que, por si só, já deveria garantir a conservação da grande maioria dos fragmentos desse bioma em propriedades rurais⁶³.

2) Proteção das áreas de maior suscetibilidade à erosão

Conforme discutido no item 2.4, a combinação de solos facilmente erodíveis (notadamente solos arenosos e/ou muito rasos) com declividades acentuadas e cobertura vegetal pouco densa (principalmente culturas anuais, mas também culturas perenes e pastagens) favorecem a ocorrência de processos erosivos.

A identificação das áreas mais suscetíveis à erosão pode ser feita por meio de métodos qualitativos, com a utilização de dados muitas vezes, já disponíveis (cartas

⁶² Os termos “restauração” e “reabilitação” utilizados por Rodrigues e Gandolfi (2000) baseiam-se na nomenclatura proposta por Aronson et al. (1995).

⁶³ Para uma discussão mais aprofundada sobre o Decreto 750/93 e a evolução dos instrumentos legais de proteção da Mata Atlântica, ver BRASIL (1998).

topográficas e pedológicas), gerando mapas nos quais cada porção do território (da paisagem, no caso) é classificada em níveis de suscetibilidade (alta, média, baixa e nula, por exemplo). Nestes mapas é possível **apontar regiões mais frágeis que, por este motivo, podem ser consideradas prioritárias para conservação ou recuperação na forma de reservas legais.**

3) Alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água

Uma vez identificadas as áreas de maior suscetibilidade à erosão, é de se esperar que os corpos d'água nessas áreas sejam mais sujeitos aos processos de assoreamento devido ao aporte de nutrientes de terras lindeiras. Nesse caso, **a alocação de reservas legais em faixas marginais além dos limites especificados pelo artigo 2º do Código Florestal pode melhorar o efeito de filtro e, ao mesmo tempo, ampliar a largura dos corredores formados pelas matas ciliares.** Mesmo em terras mais planas, com solos mais férteis e menos erodíveis, de agricultura mais tecnificada (com maior uso de insumos como fertilizantes, herbicidas, inseticidas etc.) esta estratégia pode ser interessante.

4) Proteção das cabeceiras das bacias

No item 2.1 discutiu-se sobre as vantagens e desvantagens da utilização de grandes bacias hidrográficas como recorte territorial para estudos visando a alocação das reservas legais e optou-se por não utilizar essas unidades como base de planejamento e gestão. Entretanto, dentro do recorte territorial escolhido (área de atuação do órgão gestor das questões florestais), a consideração das peculiaridades das microbacias torna-se importante para a alocação das reservas. Isto porque, como regra geral, os impactos das atividades agrícolas sobre os processos hidrológicos e de sedimentação só podem ser verificados nas bacias hidrográficas de pequeno tamanho (até algumas dezenas de quilômetros quadrados), nas quais se podem distinguir os processos naturais de outras fontes de degradação (FAO, 2002). Nesse sentido, Lino e Dias (2003) consideram as microbacias unidades fundamentais para a aplicação das estratégias de conservação e manejo pois as características ambientais de uma grande bacia refletem o somatório ou sinergia dos efeitos das intervenções efetuadas no conjunto das microbacias que a compõem.

As informações levantadas sobre o efeito da cobertura do solo no escoamento superficial e, conseqüentemente, nas vazões de pico permitem concluir que **as cabeceiras das pequenas bacias hidrográficas necessitam maior proteção, preferencialmente**

com vegetação natural. A definição do que seja uma pequena bacia não é uma tarefa fácil. Entretanto, pode-se adotar um critério baseado no ordenamento dos cursos d'água e associa-lo com o critério da declividade ou da suscetibilidade à erosão. Assim, é possível definir um limite para o que seja uma pequena bacia (por exemplo, aquela que contenha córregos de até, no máximo, segunda ou terceira ordem) e, dentro do conjunto das pequenas bacias, considerar prioritárias para a conservação na forma de reserva legal todas aquelas em que predominem declividades acima de um certo limite ou áreas com maior suscetibilidade à erosão.

5) Proteção das áreas de recarga de aquíferos

Em regiões onde se observa a ocupação com culturas agrícolas sobre afloramentos de aquíferos, o risco de contaminação das águas subterrâneas com fertilizantes e biocidas pode ser significativo. Nesse sentido, **a manutenção ou recuperação da vegetação natural nas áreas de recarga, particularmente em substituição às culturas agrícolas fortemente dependentes de insumos, é uma estratégia interessante** (WORKSHOP BASES PARA CONSERVAÇÃO E USO SUSTENTÁVEL DAS ÁREAS DE CERRADO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1995). No interior do Estado de São Paulo, as áreas de afloramento do aquífero Guarani correspondem às áreas de ocorrências das formações Botucatu e Pirambóia, mapeadas em levantamentos geológicos disponibilizados pelo governo do Estado.

6) Aumento dos fragmentos existentes

A importância da manutenção de grandes fragmentos para a manutenção de populações viáveis de plantas e animais foi discutida no item 2.3. Em que pese o problema de se definir o que seja um fragmento pequeno, médio ou grande, parece haver uma convergência entre pesquisadores no sentido de que, isolados outros fatores, **maiores fragmentos apresentam melhores condições para a conservação de espécies nativas menos tolerantes ao chamado “efeito de borda” e para aquelas que necessitam de grandes áreas de vida e não se utilizam (ou se utilizam pouco) da matriz agrícola.** Nesse sentido, **a conservação dos maiores fragmentos encontrados na paisagem e o aumento da área dos fragmentos menores por meio de plantios de recuperação são ações que tendem a favorecer essas espécies.**

7) Redução das distâncias (isolamento) entre fragmentos

A aplicação dos outros seis critérios apresentados tende a criar um cenário no qual as distâncias entre os fragmentos sejam reduzidas. Entretanto, uma vez aplicados estes critérios, é possível que, em áreas bastante planas, de solos férteis e pouco erodíveis e com baixa densidade de drenagem, haja uma tendência dos fragmentos de reservas legais ficarem bastante isolados uns dos outros. **Embora o limite do que poderia ser uma “distância aceitável” seja bastante relativo e dependente da capacidade das diversas espécies se locomoverem na paisagem, pode-se estabelecer uma distância máxima que deva ser respeitada entre reservas.** É inevitável que o valor para essa distância máxima seja estabelecido com um certo grau de subjetividade e, portanto, seja questionável. Infelizmente, não são muitos os trabalhos que ajudam na determinação dessa distância.

3.2 – Combinação dos critérios, definição prioridades e estratégias.

Os sete critérios aqui propostos podem ser representado na forma de mapas. A utilização de softwares de SIG pode auxiliar bastante neste processo e também na combinação dos critérios, ou seja, na sobreposição dos mapas. A elaboração de um mapa com a combinação dos critérios permite identificar, numa escala de criticidade, as áreas com maior ou menor prioridade para a conservação na forma de reservas legais.

Uma vez identificadas as áreas prioritárias, pode-se avaliar, também com o uso de ferramentas computacionais, o quanto a paisagem pode mudar estruturalmente no caso da alocação de reservas legais nessas áreas e se esta mudança tende a ser favorável ou desfavorável em relação aos processos biológicos (aumento da disponibilidade de habitats e conectividade funcional, redução da proporção de bordas, por exemplo).

Se verificada uma tendência de mudança favorável, a possibilidade de transformação das áreas prioritárias em reservas legais de fato passa para o nível de identificação de estrutura fundiária e de discussão de estratégias político-econômicas, quando deverão ser respondidas perguntas como: “as áreas prioritárias para alocação de reservas se distribuem uniformemente entre as propriedades rurais ou se concentram em algumas regiões e/ou

propriedades?” ou “as áreas identificadas como prioritárias são suficientes para a manutenção do percentual de reservas legais dentro do recorte considerado?” ou, ainda, “existe interesse dos proprietários em se aplicar o mecanismo de compensação de áreas para a alocação das reservas?”. Estas e outras questões referentes ao aspecto da gestão, entretanto, estão além da discussão dos critérios técnicos, objeto deste capítulo.

4 – Considerações finais

A determinação de critérios para a priorização na escolha de áreas a serem protegidas na forma de reserva legal é necessária frente ao acelerado processo de destruição de ecossistemas naturais e a escassez de recursos humanos e financeiros destinados à conservação, particularmente no Brasil. As bases teóricas para a determinação desses critérios são bem conhecidas e existe bastante conhecimento acumulado sobre o assunto, especialmente para a alocação de parques e reservas em regiões com muitas áreas naturais ainda conservadas mas sob pressão antrópica iminente. Entretanto, em regiões com longo histórico de perturbação e já bastante fragmentadas, onde os remanescentes de vegetação nativa são raros e modificados em sua estrutura se comparados com os ecossistemas outrora existentes, a definição de critérios para alocação de reservas legais exige outro tipo de abordagem.

Antes da definição de critérios, entretanto, considerações devem ser feitas quanto ao recorte territorial a ser utilizado na análise. A “paisagem” mostra-se como uma unidade territorial interessante para esse fim. Entretanto, ao contrário de entidades como, por exemplo, a bacia hidrográfica, a paisagem não tem limites físicos definidos, ou melhor, os limites são determinados pelo observador em função do objeto em análise. Nesse sentido, procurou-se neste capítulo justificar a adoção do recorte territorial baseado nas divisões administrativas do órgão governamental responsável pela gestão de florestas (no caso do Estado de São Paulo, as áreas sob administração das Equipes Técnicas do Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais – DEPRN) para que os resultados das análises possam ser aplicáveis dentro de um dado sistema de gerenciamento.

Além do recorte territorial, outra escolha a ser feita pelo observador é o tipo de unidade que compõe a paisagem (“*patch*”). No caso de trabalhos voltados para a escolha de áreas prioritárias para alocação de reservas legais, as unidades que parecem mais apropriadas são as unidades de ocupação (florestas, pastagens, culturas, áreas urbanas etc.).

Assim, em paisagens rurais dominadas pela agricultura, as áreas de vegetação natural constituem-se de fragmentos mais ou menos isolados em meio a uma matriz agrícola.

A estrutura da paisagem, ou seja, o arranjo entre as unidades no espaço, se reflete nos processos como, por exemplo, a movimentação da fauna e o fluxo da água na paisagem e as pesquisas tem mostrado que, no caso da fragmentação dos habitats naturais, esse reflexo é, geralmente, negativo para a sustentabilidade dos agroecossistemas. Nesse sentido, modificações na estrutura da paisagem, como, por exemplo, o aumento da proporção dos habitats de interesse, a promoção da sua conectividade e o aumento da permeabilidade da matriz são estratégias possíveis para promover a reabilitação dos processos naturais.

A estrutura da paisagem pode ser analisada por meio da mensuração de diversos parâmetros. Ferramentas como o sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas são bastante úteis para a obtenção desses parâmetros. Particularmente em locais onde as informações sobre o meio biológico são escassas, a análise da estrutura da paisagem pode fornecer importantes subsídios para a tomada de decisões sobre a ocupação do território. Neste capítulo procurou-se mostrar que a questão da alocação de reservas legais com múltiplos objetivos é um bom exemplo de situação onde esse tipo de abordagem pode ser interessante.

A revisão aqui apresentada fundamentou a proposição de alguns critérios para a priorização de áreas a serem conservadas na forma de reservas legais a fim de alterar o arranjo estrutural da paisagem de modo a compatibilizar a conservação da biodiversidade com a proteção dos recursos hídricos. Os critérios considerados mais importantes no caso da alocação de reservas nas regiões originalmente cobertas por Mata Atlântica e cerrado no interior do Estado de São Paulo são: manutenção dos fragmentos remanescentes, ampliação do seu tamanho, diminuição das distâncias entre os mesmos, bem como a manutenção e recuperação da vegetação nativa em locais mais suscetíveis aos processos erosivos, nas cabeceiras das pequenas bacias hidrográficas, nas áreas marginais aos corpos d'água além dos limites das áreas de preservação permanente e nas áreas de recarga de aquíferos.

A elaboração de um mapa com a combinação dos critérios permite identificar as áreas com maior ou menor prioridade para a conservação na forma de reservas legais. Com o uso de ferramentas computacionais é possível determinar o quanto a paisagem pode mudar estruturalmente no caso da alocação de reservas legais nessas áreas e se esta mudança tende a ser favorável ou desfavorável em relação aos processos biológicos.

CAPÍTULO III: ESTUDO DE CASO.

1 - Introdução.

Uma simples observação da paisagem nas regiões de agricultura mais desenvolvidas no país e, particularmente, no interior do Estado de São Paulo permite concluir que, embora em vigor desde 1967, o Código Florestal brasileiro é freqüentemente desrespeitado. A ocupação com atividades agropecuárias das margens dos corpos d'água, encostas íngremes e outras áreas de preservação permanente é o exemplo mais evidente do não cumprimento da Lei. A manutenção das reservas legais também é exceção e não regra. Segundo Bacha (2004), no Brasil apenas 7% das propriedades rurais mantêm áreas protegidas na forma de reservas legais. No Estado de São Paulo, segundo o mesmo autor, esse número cai para 6,4% e, em média, as reservas legais ocupam 15,2% das propriedades, o que está abaixo do percentual exigido pelo Código Florestal.

A paisagem atualmente observada no interior paulista é resultado de um longo processo histórico de ocupação, particularmente por atividades agropecuárias (DEAN, 1996). A região, coberta originariamente por Floresta Estacional Semidecidual (sub-tipo do bioma conhecido como Mata Atlântica) e, em menor proporção, por cerrado, se assemelha atualmente a um grande mosaico onde se intercalam culturas agrícolas, pastagens, cidades, obras de infra-estrutura, represas, áreas de mineração e, em menor proporção, remanescentes de vegetação nativa.

De acordo com dados do governo do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2002), no ano 2001 restavam 2.862.493 ha de matas e capoeiras em todo o Estado, aí incluídas todas as fitofisionomias de Mata Atlântica, o que corresponde à cerca de 14,27% da área originariamente coberta por esse tipo de vegetação. Há que se considerar que esse número inclui as áreas da Região Administrativa do Litoral, cobertas pela vegetação do tipo "Floresta Ombrófila Densa" das encostas da Serra do Mar (pouco ocupadas com atividades antrópicas devido às condições desfavoráveis de relevo), restingas e manguezais, o que permite concluir que no interior do Estado o percentual de áreas naturais remanescentes é significativamente menor em relação à cobertura original.

Em relação às fitofisionomias de cerrado, Kronka et al. (1998) indicam que a redução das áreas ocupadas por esse bioma no período de 1962 a 1992 foi da ordem de 87%, estimulada por políticas públicas de incentivo a agricultura e a silvicultura. Dados do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2002) apontam, no ano de 2001, a existência de 134.683 ha de cerrado senso estrito, 68.385 ha de cerradão, 1.010 ha de campo cerrado e 1.914 ha de campo o que totaliza 205.992 ha. Segundo a mesma fonte, ocorreu uma redução da ordem de 28% da área ocupada pelo bioma na década de 1990, sendo que o cerrado senso estrito foi a fitofisionomia que sofreu maior redução de área no período (73.903 ha).

Jorge e Garcia (1997) apontam que em regiões onde se verifica a ocorrência tanto de Mata Atlântica quanto de cerrado há uma tendência dos fragmentos destes últimos encontrarem-se mais agregados no espaço, enquanto que os remanescentes de mata apresentam um padrão de distribuição mais disperso, provavelmente em função do tipo de solo (cerrados concentrados em solos arenosos e menos férteis e floresta estacional semi-decidual ocupando solos mais férteis). A situação toma contornos mais graves no caso dos remanescentes de Mata Atlântica, pois no interior do Estado de São Paulo, em sua maior parte, os mesmos se constituem de fragmentos pequenos, abandonados e sujeitos a diversos tipos de perturbações (VIANA et al., 1992).

A situação descrita nos parágrafos anteriores aponta para a necessidade da reversão do quadro de degradação dos biomas originariamente encontrados no interior do Estado de São Paulo. Nesse contexto, e considerando as possibilidades de conservação/recuperação da vegetação nativa aproveitando as reservas legais para este fim, o presente capítulo apresenta um estudo de caso cujo objetivo é analisar o estado atual da distribuição dos remanescentes de vegetação nativa em uma região específica no interior do Estado de São Paulo, elaborar e discutir possíveis cenários futuros de ocupação do solo nessa região, utilizando os critérios e parâmetros definidos no Capítulo II deste trabalho.

2 - Área de estudo.

A área de estudo compreende os Municípios de São Carlos e Descalvado, localizados na região central do Estado de São Paulo (figura 01), perfazendo um total de 189.498,3 ha. A escolha de tal recorte deve-se ao fato desses Municípios serem limítrofes, estarem na área de atuação da uma única equipe técnica do DEPRN (ET. São Carlos) e terem grande parcela dos seus territórios compreendida em uma mesma unidade de gerenciamento de recursos

hídricos (UGRHI 9 - Mogi-Guaçu)⁶⁴. Por fim, também contribuíram para a escolha da área a proximidade em relação à instituição de pesquisa e o conhecimento prévio da região.

Figura 01 - Localização da área de estudo.

No quadro 01 são apresentados alguns dados sobre os territórios e a população dos municípios de São Carlos e Descalvado.

Quadro 01 - Dados sobre os territórios e população dos municípios da área de estudo.

	<i>São Carlos</i>	<i>Descalvado</i>	<i>Área de estudo</i>
Área total	113.851,4 ha	75.646,9 ha	189.498,3 ha
Área urbanizada	7.139,0 ha	1.000,0 ha	8.139,0 ha
Área rural	106.712,4 ha	74.646,9 ha	181.359,3 ha
População total*	192.998	28.921	221.919
População urbana*	183.433	24.136	207.569
População rural*	9.565	4.785	14.350

* Dados do IBGE (censo 2000)

⁶⁴ A adoção de um recorte territorial com base na estrutura administrativa do órgão gestor do setor florestal (no caso, o DEPRN) é discutida no capítulo I.

3 - Materiais e métodos.

As atividades realizadas, bem como o modo para a execução das mesmas estão descritos no quadro 02 e detalhadas nos sub-itens seguintes.

Quadro 02 - Atividades realizadas no estudo de caso e modo de execução.

<i>Atividade</i>	<i>Modo de execução</i>
Levantamento da localização dos fragmentos de vegetação nativa existentes na área de estudo com dimensão superior a 10 ha.	Interpretação visual de imagens do satélite Landsat 7 sensor ETM+ (fusão PAN+5-4-3) e trabalhos de campo.
Levantamento das áreas destinadas à manutenção de florestas de preservação permanente nas margens de corpos d'água.	Digitalização da rede hidrográfica na escala 1:50.000 (rios e córregos) e interpretação visual de imagens de satélite (lagoas, represas e rio Mogi-Guaçu).
Identificação das áreas prioritárias para a proteção na forma de reservas legais utilizando os critérios definidos no capítulo II.	Elaboração de imagens com cada um dos critérios espacializados e criação de cenários com sobreposição de critérios utilizando SIG.
Cálculo de parâmetros métricos dos cenários elaborados e comparação entre os cenários.	Aplicação de métricas de paisagem e análise dos resultados.

3.1 – Levantamento da localização dos fragmentos de vegetação nativa existentes.

A identificação dos fragmentos de vegetação nativa presentes na área de estudo foram feitos por meio de interpretação visual de imagem do satélite Landsat 7 sensor ETM+, fusão PAN+5-4-3, com 15 m de resolução espacial, obtida em 08 de janeiro de 2003. A imagem, em formato digital, foi georreferenciada e processada com o uso do software Idrisi32 Release2.

O mapa de fragmentos de vegetação do Estado de São Paulo, elaborado no contexto do projeto Biota Fapesp⁶⁵, serviu como referência para a classificação da imagem orbital. Uma vez identificados os fragmentos do mapa do Biota na imagem Landsat, foi possível determinar parâmetros visuais de cor e textura que caracterizam os diversos tipos de fitofisionomias encontradas na área (cerradão, cerrado, mata e vegetação secundária). Observou-se que o mapa do Biota encontrava-se incompleto ou defasado e a interpretação visual da imagem de satélite possibilitou a atualização dos dados. A figura 02 mostra um exemplo de como o mapa do Biota foi utilizado para auxiliar na classificação da imagem de satélite.

Figura 02 – Detalhe do mapa de vegetação elaborado pelo Projeto Biota Fapesp (A) e do mesmo trecho do território na imagem Landsat (B). Na imagem Landsat, os fragmentos de vegetação nativa estão delimitados por linhas brancas.

Na tela do computador, sobre os fragmentos de vegetação nativa identificados na imagem Landsat, foram digitalizados polígonos em formato vetorial também com o uso do Idrisi. Segundo Keitt et al. (1997), no processo de classificação de imagens, pequenos fragmentos (de dimensão inferior a uma área limite), por serem muito mais difíceis de serem identificados do que grandes fragmentos, estão muito mais sujeitos a erros de classificação. Sendo assim, após alguns testes, estabeleceu-se em 10 ha a área inferior limite para inclusão dos fragmentos nas análises do presente trabalho.

Aos fragmentos digitalizados atribuiu-se valor 1, independentemente da fitofisionomia identificada no mapa do Biota e do estágio sucessionais pois, para a finalidade do trabalho, considerou-se relevante apenas distinguir os remanescentes de vegetação nativa dos usos antrópicos (agricultura, pastagem, áreas urbanizadas etc). Embora os diferentes tipos de uso observados na matriz interfiram nos processos da paisagem (como movimentação de fauna, por exemplo), a possibilidade de alteração da ocupação das terras ao longo do tempo é maior nas áreas já alteradas do que nas áreas cobertas com vegetação nativa, considerando que a legislação impõe restrições sobre estas últimas. Assim, partindo do pressuposto que os diversos tipos de ocupação antrópica que compõem a matriz se alternam (ou podem se alterar) com grande frequência, estes foram tratados, no arquivo digitalizado, como “pano de

⁶⁵ Disponível no endereço: <<http://sinbiota.cria.org.br/atlas/>>

fundo" (atribuído valor zero). Dessa forma, as análises posteriores desconsideraram o efeito do tipo de vizinhança sobre os fragmentos⁶⁶.

Devido a existência do mapa do Biota para a região de estudo, o que permitiu a classificação dos fragmentos de vegetação nativa a partir de padrões da imagem orbital e a abordagem adotada de atribuir a todas as fitofisionomias o mesmo identificador (valor 1 em oposição às demais coberturas com valor 0), considerou-se desnecessária a realização de levantamentos fitossociológicos para a caracterização detalhada dos fragmentos. Alguns exemplos de fitofisionomias agrupadas sob o identificador 1 estão na figura 03.

Figura 03 – Exemplos de fitofisionomias encontradas na área de estudo e incluídas na categoria genérica de “fragmentos”.

Em resumo, a não inclusão dos fragmentos menores de 10 ha, o agrupamento das diversas fitofisionomias sob um único identificador (valor 1) e a desconsideração da heterogeneidade da matriz (todos os usos antrópicos com valor 0) foram simplificações adotadas no presente método em função da escala de trabalho, da resolução espacial do sensor orbital utilizado e da opção por reduzir o trabalho de campo ao mínimo indispensável.

⁶⁶ Ver discussão no item 2.3 do capítulo II.

A primeira etapa do trabalho de campo constitui-se da coleta de pontos com GPS para georreferenciamento da imagem Landsat (102 pontos no total). O equipamento de GPS utilizado foi um receptor Garmin E-Track Vista. A segunda etapa foi a aferição da classificação visual da imagem orbital feita em laboratório. Foram percorridos cerca de 250 km ao longo da área de estudo até totalizarem-se 100 pontos de amostragem, sendo que todos os fragmentos de vegetação nativa observados foram plotados sobre a imagem (um ponto por fragmento). No laboratório foram calculados os percentuais de acerto, conforme indicado no quadro 03.

Quadro 03 – Comparação entre o resultado da interpretação da imagem de satélite e o observado em campo.

		<i>Interpretação visual</i>	
		Vegetação nativa	Não nativa
campo	Vegetação nativa	73 pontos	4 pontos
	Não nativa*	0 pontos	23 pontos

* Nessa categoria encontram-se talhões de florestas exóticas, pomares e outros tipos de cobertura que, em função de cor e/ou textura, poderiam ser erroneamente classificados como fragmentos de vegetação nativa. Não foram amostrados pontos com coberturas visualmente bastante distintas dos fragmentos, como campos cultivados, pastagens, solo exposto e área urbanizada.

Do quadro anterior, conclui-se que a porcentagem de polígonos identificados na imagem como fragmentos que correspondiam àqueles observados no campo foi de 100%, ou seja, todos os polígonos digitalizados correspondiam a fragmentos no campo. Por outro lado, dos 27 pontos classificados como vegetação não nativa (pertencentes à matriz) na interpretação visual, 23 coincidiram com a cobertura identificada no trabalho de campo. Os outros 4 pontos correspondentes a fragmentos de vegetação nativa encontrados no campo foram erroneamente classificados na imagem Landsat como sendo de outros tipos de cobertura. Isso significa que, provavelmente, cerca de 5,2% dos fragmentos maiores de 10 ha existentes na área de estudo foram desconsiderados nas análises.

Em função do curto período de tempo entre a obtenção da imagem orbital e o trabalho de campo, considera-se pouco provável que o erro identificado no quadro anterior seja devido ao surgimento de novas áreas de vegetação nativa (seja por regeneração natural ou plantio de recuperação). Embora não tenham sido testadas hipóteses, considera-se que o erro encontrado tenha ocorrido, provavelmente, por falha na identificação de fragmentos com áreas próximas do limite mínimo (10 ha) e/ou por fatores como sombra e tipo de vizinhança que podem ter interferido na acurácia da interpretação visual.

Por fim, o arquivo dos polígonos dos fragmentos em formato vetorial (vector) foi transformado para o formato matricial (raster) no Idrisi para a posterior sobreposição com outras imagens e cálculo das métricas de paisagem (ver itens 3.3.7 e 3.4). Embora a imagem de satélite utilizada tivesse resolução espacial de 15m, o que proporcionou uma classificação mais precisa do que se houvesse usado somente bandas com resolução de 30m, nas imagens matriciais geradas a partir do arquivo vetorial adotou-se um pixel de 30m. Conforme discutido no capítulo II deste trabalho, a escolha da resolução espacial para a análise da paisagem é definida pelo usuário em função do processo em estudo e considerando aspectos operacionais, como a capacidade de processamento e armazenamento do equipamento computacional utilizado. Para o presente estudo, a adoção da resolução espacial de 30m foi, fundamentalmente, em decorrência da limitação imposta pelo equipamento⁶⁷. De qualquer forma, considera-se que, neste caso específico, a resolução adotada para as análises da paisagem é satisfatória em face do objetivo proposto.

3.2 – Levantamento das áreas destinadas à manutenção de florestas de preservação permanente nas margens de corpos d'água.

Para o mapeamento das áreas de preservação permanente marginais aos corpos d'água foram, inicialmente, digitalizados todos os rios e córregos da área de estudo constantes na Carta do Brasil (folhas Corumbataí, Descalvado, Ibaté, Luiz Antônio, Porto Pulador, Ribeirão Bonito e São Carlos), do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em escala 1:50.000. Para tanto, as cartas (em papel) foram convertidas em arquivos digitais por meio de scanner de mesa (resolução de 250 dpi) e a rede hidrográfica foi, então, digitalizada em tela com o uso do software CartaLinx, gerando arquivo em formato vetorial. No georreferenciamento das cartas já convertidas para o formato digital e no processo de digitalização da rede hidrográfica (bem como de outros temas extraídos das mesmas cartas, como será visto adiante), foi considerado aceitável um RMS de até 20m.

Os reservatórios e o trecho do rio Mogi-Guaçu na área de estudo foram digitalizados sobre a imagem Landsat pois estes elementos estavam bastante desatualizados nas cartas do IBGE (datadas do início da década de 1970). Os arquivos vetoriais gerados a partir das cartas do IBGE e da imagem de satélite foram sobrepostos para efetuar-se os pequenos ajustes necessários na rede hidrográfica, de forma a incorporar-se os reservatórios identificados na

⁶⁷ A utilização de pixels de 15m quadruplica o tamanho dos arquivos de imagem em relação às imagens com pixels de 30m e torna mais demoradas as operações matemáticas executadas pelo SIG.

imagem. Eventuais divergências no traçado de rios e córregos entre as cartas do IBGE e a imagem Landsat decorrentes de alterações naturais ou antrópicas ocorridas ao longo dos anos foram desconsideradas, permanecendo, na imagem final, o traçado das cartas em detrimento do observado na imagem (a não ser em pequenos trechos próximos aos reservatórios e no rio Mogi-Guaçu). Adotou-se este critério pois a resolução espacial da imagem não permitiu a determinação precisa da localização de diversos trechos dos cursos d'água.

Para fins de sobreposição, cálculo de distâncias e determinação das APPs, o arquivo em formato vetorial com rios, córregos e reservatórios foi convertido para o formato matricial no Idrisi (figura 04), mantendo-se a resolução espacial de 30m adotada no arquivo de fragmentos gerado conforme procedimento descrito no item 3.1. Uma consequência inevitável deste processo é que gera um “erro” que se transmite para as imagens subseqüentes é que todos os rios e córregos (com exceção do rio Mogi-Guaçu), apresentam nas imagens matriciais 30m de largura (tamanho do pixel) independente da largura real. Em virtude da limitação do equipamento computacional utilizado, que não permitiu a adoção de uma maior resolução espacial, aceitou-se esse “erro” e as imagens que posteriormente utilizaram o tema “hidrografia” na sua composição devem ser interpretadas com essa ressalva.

Figura 04 – Representação vetorial (A) e matricial (B) de trechos de córregos.

A determinação das APPs marginais aos corpos d'água foi feita utilizando-se o módulo BUFFER do Idrisi. A partir de uma imagem matricial com um elemento “alvo” (no caso, a rede hidrográfica), o módulo BUFFER calcula as distâncias de todos os pixels da imagem até o elemento “alvo” mais próximo e gera imagens nas quais pode-se atribuir um valor pré-determinado para o próprio elemento “alvo”, outro para os pixels situados até uma distância

desejada dos alvos e outro para os pixels situados além desta distância. No caso específico, os rios, córregos e reservatórios foram considerados como elementos alvo e atribuiu-se na imagem gerada pelo módulo BUFFER o mesmo valor (1) para o alvo e para pixels situados a distância de até 30m do alvo e um valor diferente (0) para os pixels localizados a maiores distâncias (ver exemplo na figura 05).

Figura 05 – Representação matricial da faixa córrego+APP em trecho da área de estudo. As linhas brancas correspondem aos córregos (em formato vetorial).

Duas considerações a respeito deste método para a determinação das áreas de preservação permanente fazem-se necessárias. A primeira delas foi discutida anteriormente e refere-se ao problema de se assumir que todos os córregos e rios (exceto o Mogi-Guaçu) possuem 30m de largura na imagem matricial e, conseqüentemente, a largura do conjunto APP+corpo d'água calculada pelo software totalizar 90m, o que superestima o total de APP⁶⁸. Por outro lado, a faixa de 30m adotada para todos os corpos d'água não segue o rigor imposto pela legislação que determina faixas de APP com larguras variáveis de acordo com a largura dos córregos e a área de espelho d'água dos reservatórios. Entretanto, posto que a escala das cartas do IBGE e a imagem de satélite utilizada não permitem inferir a largura dos rios e córregos e a obtenção deste dado no campo exigiria extensos levantamentos, optou-se por manter a faixa de 30m para todos os corpos d'água, o que pode, por vezes, subestimar a largura de APP.

⁶⁸ Em uma situação real, um córrego com, por exemplo, 3m de largura possui 30m de APP em cada uma das margens, o que resultaria num total de 63m de largura entre os dois extremos das APPs e não 90m como representado em uma imagem matricial com pixels de 30x30m.

3.3 – Identificação das áreas prioritárias para a proteção na forma de reservas legais utilizando os critérios definidos no capítulo II.

Dos sete critérios estabelecidos no capítulo II como prioritários, seis foram considerados no estudo de caso. O critério referente à determinação das áreas de recarga do aquífero Guarani não foi utilizado em função das formações geológicas superficiais de parte da área de abrangência do estudo não estarem mapeadas em escala compatível com o objetivo proposto⁶⁹. Contudo, a inserção deste critério em trabalhos posteriores é perfeitamente compatível e, para fins de experimentação da metodologia, a sua não utilização não compromete o resultado final.

A metodologia para a elaboração de imagens abordando os outros 6 critérios apontados como prioritários está descrita nos itens a seguir:

3.3.1 – Manutenção dos fragmentos existentes.

O primeiro critério considerado prioritário é a própria manutenção dos fragmentos de vegetação nativa encontrados na área. O procedimento para o mapeamento desses fragmentos foi descrito no item 3.1. Cabe destacar que foram considerados para fins da metodologia aqui proposta somente os fragmentos com área igual ou superior a 10 ha. Os demais remanescentes foram excluídos das análises embora se reconheça que os mesmos apresentam importante função na paisagem seja para abrigar populações dependentes de pequenas áreas de vida, seja como “ilhas de diversidade” ou “trampolins” (“*stepping stones*”) entre fragmentos maiores para populações com necessidade de grandes extensões de habitat para sua sobrevivência.

3.3.2 – Áreas com maior suscetibilidade à erosão.

O método adotado para a geração do mapa síntese de suscetibilidade à erosão foi adaptado de Ranieri (1996) e já foi utilizado com sucesso em trabalhos de natureza semelhante, como os de Ranieri (2000) e Montaña (2002). Considerou-se dois fatores: tipo de solo e classe declividade. O uso atual do solo não foi ponderado e, a fim de prever a

⁶⁹ Somente parte do Município de Descalvado está inserida no mapeamento geológico elaborado pelo Instituto Geológico, em escala 1:50.000. O extremo oeste de Descalvado e a totalidade do Município de São Carlos são contemplados por levantamentos em escala menos detalhada (1:250.000).

condição mais crítica (solo mais exposto ao impacto das gotas de chuva e à enxurrada), adotou-se a situação hipotética de uso com culturas anuais.

O plano de informação solos foi obtido a partir da digitalização da carta de levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo (folhas São Carlos e Descalvado), elaborado pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), em escala 1:100.000. Para a digitalização na tela do computador utilizou-se os mesmos procedimentos, software e critérios de tolerância descritos para a transformação das informações sobre a rede hidrográfica do formato analógico para o digital (item 3.1). O arquivo vetorial gerado foi convertido no Idrisi para o formato matricial para posterior sobreposição com o plano de informação de classes de declividade.

O plano de informação de classes de declividade foi gerado a partir das linhas de cota extraídas da Carta do Brasil (folhas Corumbataí, Descalvado, Ibaté, Luiz Antônio, Porto Pulador, Ribeirão Bonito e São Carlos), em escala 1:50.000, elaborada pelo IBGE, com o processo de digitalização já descrito para os planos de informação da rede hidrográfica e solos. No Idrisi, a partir do arquivo vetorial com as linhas de cota, gerou-se um modelo digital de elevação do terreno (DEM, do inglês) em formato matricial utilizando-se o módulo TIN (do inglês: "*triangulated irregular network*")⁷⁰.

Utilizando-se o módulo SURFACE, opção SLOPE, gerou-se o plano de informação de declividade, a partir do DEM. Como resultado, obteve-se uma imagem com o valor da declividade, em porcentagem, para cada pixel. Esta imagem foi, então reclassificada por intervalos de interesse para obtenção da imagem de classes de declividade. As classes adotadas foram: 0-2%, 2-5%, 5-10%, 10-20% e >20% (RANIERI, 1996).

A sobreposição da imagem de classes de declividade com o plano de informação de solos (módulo CROSSTAB), gerou uma imagem de comparação entre os dois fatores que foi reclassificada utilizando a matriz de decisão do quadro 04. O resultado da reclassificação materializa-se no mapa síntese de suscetibilidade à erosão (figura 06).

⁷⁰ O módulo TIN do Idrisi gera um modelo do tipo "rede triangular irregular" a partir de pontos ou isolinhas (como, p. ex., as cotas) em formato vetorial que, por sua vez, pode gerar um DEM. Maiores informações teóricas e sobre o funcionamento do módulo TIN fogem do escopo do presente trabalho, mas podem ser encontradas em Eastman (2001).

Quadro 04: Matriz de decisão para determinação de suscetibilidade à erosão (adaptado de RANIERI, 1996).

<i>Tipo de solo⁷¹</i>	<i>Classe de declividade</i>				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Latossolo roxo	B	B	B	A	MA
Latossolo vermelho-escuro	B	B	B	A	MA
Latossolo vermelho-amarelo	B	B	M	A	MA
Podzólico vermelho-amarelo	M	A	A	MA	MA
Terra roxa estruturada	B	B	M	A	MA
Areia quartzosa	M	M	A	MA	MA
Litólicos	M	A	MA	MA	MA
Hidromórficos	NA	NA	NA	NA	NA

B = baixa suscetibilidade; M = média suscetibilidade; A = alta suscetibilidade; MA = muito alta suscetibilidade; NA = não se aplica.

Figura 06 – Detalhe do mapa de suscetibilidade à erosão.

Finalmente, a partir do mapa de suscetibilidade à erosão, gerou-se uma imagem binária na qual atribuiu-se valor 1 para as áreas de alta ou muito alta suscetibilidade (consideradas prioritárias para a alocação de reservas legais, conforme discussão do capítulo II) e valor 0 para as demais áreas.

⁷¹ Para facilitar a aplicação da metodologia de Ranieri (1996), optou-se por utilizar a classificação e nomenclatura antigas (original da carta pedológica). A mudança na nomenclatura adotada no Brasil a partir de 1999 não compromete o resultado.

3.3.3 – Aumento dos fragmentos existentes.

A estratégia adotada para o aumento do tamanho dos atuais fragmentos encontrados na área de estudo propõe a expansão da área natural de forma homogênea ao redor de cada um dos remanescentes, ou seja, em faixa contínua a partir do limite (borda) entre fragmento e vizinhança. Reconhece-se que esta estratégia esbarra em algumas questões práticas como, por exemplo, a impossibilidade de expansão dos fragmentos sobre vizinhos pouco propícios à conversão, como estradas ou linhas de alta tensão. Entretanto, a expansão em faixas tende a promover um aumento na área núcleo dos fragmentos, reduzindo a proporção da área de borda em relação à área total. Conforme discutido no capítulo II, o chamado “efeito de borda” é uma das principais consequências negativas da fragmentação de habitats e, ao em oposição, a existência de áreas nucleares maiores favorece a manutenção de populações de espécies dependentes de ambientes menos antropizados.

A definição da largura da faixa a ser adotada ao redor de cada fragmento como área prioritária para a conservação foi feita com base em alguns testes. Testou-se a ampliação de faixas com larguras crescentes a partir da dimensão mínima permitida pela resolução da imagem utilizada (30m) e em “passos” com essa mesma dimensão. Foi utilizado o módulo BUFFER do Idrisi, já descrito anteriormente, sendo os fragmentos atuais os elementos “alvo”.

Os testes apontaram que, com faixas de 60 metros ao redor dos fragmentos (isolados outros fatores como corredores formados por APP e adoção dos outros critérios aqui propostos), o número de fragmentos cai cerca 25% em relação ao original (em função da conexão entre eles) e a área média dos fragmentos quase dobra (ver figura 07). Além disso, nesse cenário, a área total com cobertura nativa cresce cerca 42% na área de estudo, passando de aproximadamente 30.320 ha para 43.000 ha, ou seja, de 16,7% para 22,7% da área. Assim, adotou-se a faixa de 60m de largura como faixa prioritária para a alocação das reservas legais.

Figura 07 – Resultados dos testes para determinação da largura da faixa prioritária para a alocação das reservas ao redor dos fragmentos existentes.

3.3.4 – Alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água.

Como foi apresentado no capítulo II, pesquisas envolvendo a determinação de “faixas tampão” de vegetação natural nas margens de corpos d'água não são conclusivas em relação à largura ideal dessas faixas para a retenção de nutrientes oriundos de áreas adjacentes em função de peculiaridades como relevo, tipo de solo etc. Por este motivo, a abordagem adotada para a definição da largura das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água para fins de priorização na alocação de reservas foi semelhante àquela utilizada na determinação da largura das faixas ao redor dos fragmentos existentes.

Foram consideradas prioritárias para a alocação das reservas legais, faixas de 60m além das APPs, ou seja, além dos 30m de preservação obrigatória. O mapeamento dessas áreas foi realizado utilizando-se o módulo BUFFER, já descrito. Dessa forma, a largura total da faixa para a manutenção de vegetação nativa ao longo dos corpos d'água no cenário aqui proposto, chega a 180m (desconsiderando a largura do próprio rio ou córrego). Isso significa, ao menos sob o ponto de vista estrutural, uma ampliação de 3 vezes na largura dos corredores representados pelas atuais APPs, o que, ao menos teoricamente, tende a favorecer a movimentação da fauna ao longo da paisagem.

3.3.5 – Proteção das cabeceiras das bacias.

Conforme apresentado no capítulo II, a redução da cobertura florestal aumenta a vazão média dos corpos d'água e influencia os picos de vazão particularmente em pequenas bacias hidrográficas. Por este motivo, foram consideradas prioritárias para a alocação de reservas legais as bacias de córregos de primeira ordem⁷², pela classificação de Strahler (1956)⁷³ apud Christofoletti (1980). Os córregos de primeira ordem foram identificados na imagem vetorial da rede hidrográfica digitalizada conforme procedimento descrito no item 3.2. As bacias hidrográficas foram delimitadas por meio de digitalização em tela, tendo as cotas do terreno constantes na Carta do Brasil como referência.

O arquivo de bacias de primeira ordem gerado em formato vetorial no CartaLinx foi convertido no Idrisi para o formato matricial, mantendo a resolução espacial das imagens geradas anteriormente. Às bacias de primeira ordem foi atribuído valor 1, diferenciando-as das demais áreas, às quais se atribuiu valor 0.

3.3.6 – Redução das distâncias entre fragmentos.

Conforme discutido no capítulo II, o limite do que poderia ser considerada uma distância máxima aceitável entre fragmentos para evitar o seu isolamento dependa da capacidade das diversas espécies se locomoverem na paisagem (que sofre influência, entre outros fatores, da permeabilidade da matriz), adotou-se uma distância limite de 1.000m. Esse valor foi adotado meramente como indicativo com o fim de testar a metodologia aqui proposta e não em função de uma ou outra espécie de interesse. A evolução das pesquisas nas áreas da ecologia da paisagem e da biologia da conservação tendem a apontar valores mais adequados para cada realidade e os resultados dessas pesquisas podem facilmente ser incorporados à presente metodologia.

Para o mapeamento das áreas situadas à distâncias superiores à 1.000m dos fragmentos existentes utilizou-se o módulo BUFFER, assumindo os fragmentos como elementos "alvo". Na imagem resultante, atribuiu-se valor 0 para os fragmentos e para os pixels situados a distâncias menores que o limite e valor 1 para os pixels distantes mais do que 1.000m dos remanescentes de vegetação natural.

⁷² Canais sem tributários.

⁷³ STRAHLER, A. N. (1952). Dynamic basis of geomorphology. *Geol. Soc. America Bulletin*, v. 63, p. 923-938.

3.3.7 – Combinação dos critérios para determinação de níveis de prioridade.

A combinação dos critérios foi feita por meio da sobreposição das imagens obtidas conforme procedimento descrito nos itens anteriores. A metodologia aqui proposta para a identificação do nível de prioridade para a alocação das reservas baseia-se em alguns pressupostos, a saber:

- a) os fragmentos atualmente existentes são prioritários para a conservação na forma de reservas legais independentemente dos outros fatores;
- b) quanto maior a quantidade de fatores sobrepostos, maior a prioridade da área para a alocação da reserva;
- c) todos os critérios têm importância equivalente, ou seja, não se atribuíram “pesos” diferentes aos fatores de interesse.

A sobreposição das imagens com os critérios individualizados foi realizada por meio de uma operação de adição de matrizes⁷⁴. Para ser possível identificar na imagem resultante dessa operação qual a combinação de critérios em cada pixel, as imagens com os critérios individualizados foram reclassificadas de acordo com o quadro 05.

Quadro 05 – Identificadores atribuídos aos critérios para determinação das áreas prioritárias para a proteção na forma de reservas legais.

<i>Identificador atribuído</i>	<i>Característica da área</i>
0	Áreas virtualmente sem restrições em relação aos fatores considerados
1	Áreas situadas a distâncias inferiores a 60m em relação aos fragmentos existentes (critério: “aumento do tamanho dos fragmentos”)
2	Áreas situadas a distâncias superiores a 1.000m em relação aos fragmentos existentes (critério: “redução das distâncias entre fragmentos”)
10	Áreas situadas em bacias de córregos de primeira ordem (critério: “proteção das cabeceiras das bacias”)
100	Áreas situadas a distâncias inferiores a 60m em relação às APPs (critério: “alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d’água”)
1000	Áreas com alta ou muito alta suscetibilidade à erosão (critério: “proteção das áreas mais suscetíveis à processos erosivos”)
10000	Áreas com vegetação natural (critério: “manutenção dos fragmentos existentes”)

⁷⁴ Cada imagem é uma matriz com X colunas e Y linhas – com X e Y idênticos para todas as imagens – e cada pixel possui uma coordenada $X_i;Y_i$ e um valor associado Z (por exemplo, zero ou 1 no caso das imagens de cada um dos critérios). Efetuando-se a operação de adição gera-se uma imagem resultante em que o pixel com a coordenada $X_i;Y_i$ recebe um valor Z igual a soma dos valores Z dos pixels com a mesma coordenada nas imagens de cada um dos critérios.

A interpretação do quadro 05 deve ser feita da seguinte forma: na imagem referente ao critério do aumento do tamanho dos fragmentos, por exemplo, as áreas (pixels) situadas a distâncias inferiores a 60m em relação aos mesmos receberam identificador 1, enquanto que as áreas situadas a distâncias maiores receberam identificador 0 (virtualmente sem restrição em relação a esse fator). Na imagem referente ao critério de redução das distâncias entre os fragmentos, às áreas situadas a distâncias superiores a 1.000m em relação aos fragmentos existentes foi atribuído identificador 2, enquanto que as demais receberam identificador 0 e assim sucessivamente para os demais critérios.

No quadro 06 estão descritas as combinações possíveis na imagem resultante da operação de adição.

Quadro 06 – Combinações possíveis na imagem resultante da operação de adição entre os critérios.

<i>Identificador</i>	<i>Nº de fatores sobrepostos</i>	<i>Descrição</i>
0	0	áreas virtualmente sem restrições em relação aos fatores considerados
1	1	áreas situadas a distâncias inferiores a 60m em relação aos fragmentos existentes (a)
2	1	áreas situadas a distâncias superiores a 1.000m em relação aos fragmentos existentes (b)
10	1	áreas situadas em bacias de córregos de primeira ordem (c)
100	1	áreas situadas a distâncias inferiores a 60m em relação às áreas de preservação permanente (d)
1000	1	áreas com alta ou muito alta suscetibilidade à erosão (e)
10000	1	áreas com vegetação natural (f)
11	2	(a) + (c)
12	2	(b) + (c)
101	2	(a) + (d)
102	2	(b) + (d)
110	2	(c) + (d)
1001	2	(a) + (e)
1002	2	(b) + (e)
1010	2	(c) + (e)
1100	2	(d) + (e)
10010	2	(c) + (f)
10100	2	(d) + (f)
11000	2	(e) + (f)
111	3	(a) + (c) + (d)
112	3	(b) + (c) + (d)
1011	3	(a) + (c) + (e)
1012	3	(b) + (c) + (e)
1101	3	(a) + (d) + (e)
1102	3	(b) + (d) + (e)
1110	3	(c) + (d) + (e)
10110	3	(c) + (d) + (f)
11010	3	(c) + (e) + (f)
11100	3	(d) + (e) + (f)
1111	4	(a) + (c) + (d) + (e)
1112	4	(b) + (c) + (d) + (e)
11110	4	(c) + (d) + (e) + (f)

Observa-se no quadro 06 que no máximo 4 critérios podem se sobrepor em uma mesma área. Isto porque alguns critérios são mutuamente excludentes, como os critérios (a) e (b) e o critério (f) em relação à (a) e (b).

É importante ressaltar que nem sempre os identificadores com maior valor representam as áreas com maior prioridade para alocação de reservas. Conforme citado anteriormente, a metodologia propõe que a priorização seja feita em função do número de fatores sobrepostos em uma mesma área. Assim, embora uma imagem representando todas as combinações possíveis seja interessante para se identificar as características peculiares de cada porção do território analisado, para fins de análise dos cenários possíveis foram geradas novas imagens agrupando os identificadores relacionados no quadro anterior de acordo com o número de critérios superpostos. Devido à premissa de manter os fragmentos existentes, todas as áreas com identificador com valor igual ou superior a 10000, ou seja, todos os atuais fragmentos com área superior a 10 ha, também foram classificadas como sendo de maior prioridade para a alocação de reservas legais, independentemente da combinação com os outros critérios propostos.

3.4 – Cálculo de parâmetros métricos dos cenários elaborados e comparação entre os cenários.

Entre os diversos parâmetros métricos apontados pela literatura para a caracterização da estrutura da paisagem, foram selecionados 8, considerados mais relevantes para a comparação dos cenários elaborados. Alguns dos parâmetros métricos de cada um dos cenários foram calculados no Idrisi e outros utilizando-se o *software* Fragstats (McGARIGAL et al., 2002), *software* de uso livre, disponibilizado na internet e específico para esse fim. Os dados resultantes foram tabulados a fim de identificar alterações estruturais na paisagem pela adoção dos critérios propostos para a alocação das reservas. Os parâmetros calculados estão descritos no quadro 07.

Quadro 07 – Parâmetros métricos de estrutura da paisagem calculados para os cenários propostos (adaptado de BATISTELLA, 2003).

<i>Parâmetro</i>		<i>Descrição</i>
Métricas de área	Número de fragmentos	número de fragmentos de vegetação nativa com área superior a 10ha
	Área do conjunto de fragmentos	somatória das áreas dos fragmentos identificados
	Área média dos fragmentos	média aritmética das áreas dos fragmentos
	% da área ocupada pelo conjunto de fragmentos	porcentagem da área rural coberta pelos fragmentos
Métricas de área central	Número de áreas centrais	número de áreas centrais dos fragmentos, descontadas as faixas de bordas
	Área central total	somatória das áreas centrais
	Área central média	média aritmética das áreas centrais
Métricas do vizinho mais próximo	Distância média do vizinho mais próximo	distância média entre os fragmentos mais próximos

Para fins de cálculo áreas centrais, foi necessário estipular a faixa a ser considerada sob efeito de borda. Em função de tal efeito variar conforme o fator observado, adotou-se como referência alguns estudos realizados no Brasil e a revisão apresentada por Murcia (1995).

Em fragmentos de Mata Atlântica no Estado de Sergipe, Stevens e Husband (1998) analisaram o efeito de borda sobre parâmetros físicos (temperatura do ar e do solo e umidade relativa do ar) e biológicos (populações de pequenos mamíferos). Os resultados indicam haver estabilização dos parâmetros de temperatura e umidade relativa do ar a partir dos 60m da borda dos fragmentos e não são conclusivos quanto ao efeito de borda sobre a comunidade animal analisada.

Rodrigues (1998), analisando aspectos bióticos e abióticos em fragmentos de Mata Atlântica no norte do Estado do Paraná, concluiu que, para diversos parâmetros (como densidade de plantas e similaridade de espécies vegetais), o efeito de borda se verificou em uma faixa de 35 metros.

Laurance et al. (1998), em experimento na Amazônia, relatam haver maior mortalidade de indivíduos arbóreos, maior ocorrência de danos às copas e maior ocorrência de queda de árvores em áreas situadas a menos de 60 metros das bordas dos fragmentos. Os autores também citam Kapos (1989)⁷⁵, que observou maiores temperaturas e menor umidade do ar em faixas de até 40 a 60 metros a partir das bordas dos fragmentos nesse bioma.

Baldiçera et al. (2004) estudaram durante o período de um ano o efeito de borda sobre a comunidade de aranhas em fragmentos de floresta de araucárias no sul do Brasil e concluíram haver influência sobre parâmetros como riqueza e abundância principalmente a partir de 50 metros de distância em relação à borda.

Murcia (1995) realizou revisão bibliográfica, levantando trabalhos publicados sobre efeito de borda que indicassem a largura desse efeito sobre diversos parâmetros bióticos e abióticos. Os dados apresentados pela autora mostram que, entre os parâmetros em que a distância da borda influenciou os resultados, em 37% dos casos os efeitos se verificaram a até 30 metros de distância e em 47% dos casos o efeito de borda se observou entre 30 e 60 metros. Somente em 16% dos casos levantados os efeitos foram verificados a distâncias maiores do que 60 metros das bordas dos fragmentos.

Com base nos estudos apresentados nos parágrafos anteriores – e considerando-se também a limitação imposta pela resolução espacial adotada (pixel de 30 x 30 m) – estipulou-se o valor de 60m como faixa sob efeito de borda para o cálculo das métricas de área central no presente estudo.

Por fim, é importante esclarecer que, para fins das análises espaciais, foram considerados como “fragmentos” todas as áreas de vegetação nativa contínuas (reais ou dos cenários propostos), não se fazendo diferenciação entre fragmentos e corredores. Devido à dimensão da área de estudo, a adoção desta abordagem foi necessária para facilitar as análises.

⁷⁵ KAPOs, V. (1989). Effects of isolation on the water status of Forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, v. 5, p. 173-185.

4 – Resultados.

4.1 – Levantamento da localização dos fragmentos de vegetação nativa existentes.

Na figura 08 estão representados os fragmentos de vegetação nativa com área superior a 10 ha encontrados na área de estudo. Foram identificados 377 fragmentos, com áreas entre 10,1 ha e 2.564,2 ha. A área total coberta pelo conjunto dos fragmentos foi calculada em 30.320,5 ha, sendo 18.453,6 ha no Município de São Carlos e 11.866,9 ha no Município de Descalvado.

Figura 08 – Fragmentos de vegetação nativa identificados na área de estudo.

Na figura 09, os fragmentos estão agrupados por classe de tamanho.

Figura 09 – Número e área ocupada pelo conjunto de fragmentos por classe de tamanho.

Um aspecto importante deve ser destacado em relação à figura 09: aproximadamente 2/3 dos fragmentos possui área inferior à média do conjunto (80,4 ha) e somente 3 fragmentos possuem área superior a 1.000 ha. Há que se considerar também que, assim como ocorre com alguns dos fragmentos menores, os 3 fragmentos de maior tamanho são áreas naturais contínuas (na interpretação visual da imagem orbital utilizada), porém com diferentes fitofisionomias. Outro aspecto relevante é que os fragmentos identificados encontram-se em estágios sucessionais e de conservação diversos, indo desde capoeiras até matas ou cerrados mais conservados.

Desconsiderando-se os fragmentos com dimensão inferior a 10 ha, o conjunto de remanescentes ocupa 17,3% e 15,9% das áreas rurais (não urbanizadas) dos municípios de São Carlos e Descalvado, respectivamente. Em comparação com a exigência estabelecida pelo Código Florestal em relação aos percentuais a serem destinados à proteção na forma de reservas legais, observa-se que ambos os municípios encontram-se com percentuais de cobertura de vegetação nativa inferiores aos 20% preconizados. Se descontadas as áreas de preservação permanente ao longo dos corpos d'água atualmente florestadas, estes percentuais caem para 14,2% (São Carlos) e 13,1% (Descalvado). Desconsiderando-se as divisões municipais, conclui-se haver um déficit de cerca de 11.282,4 ha de áreas a serem recuperadas com vegetação nativa na forma de reserva legal na área de estudo.

4.2 – Levantamento das áreas destinadas à manutenção de florestas de preservação permanente nas margens de corpos d'água.

A área destinada à manutenção de florestas de preservação permanente nas margens de corpos d'água calculada no Idrisi foi de 13.556,5 ha, (sendo 8.328,4 em São Carlos e 5.228,1 ha em Descalvado), o que corresponde a, aproximadamente, 7,5% do total das áreas rurais. Interessante notar que esse percentual é semelhante para os municípios separadamente (7,8% para São Carlos e 7,0% para Descalvado).

Do total da área a ser protegida na forma de APP nas margens de rios, córregos e represas, cerca de 39,5% (5.344,5 ha) encontram-se cobertos por vegetação nativa. Há que se considerar, entretanto, que este valor está subestimado pois foi extraído da sobreposição da imagem das APPs com a imagem dos fragmentos com área superior a 10 ha. Áreas com vegetação nativa mas em fragmentos menores não foram computadas. Também é importante destacar que não foi considerado o estado de conservação da vegetação nessas áreas. Por fim, vale lembrar que o mapeamento da rede hidrográfica foi feito com base em folhas cartográficas em escala 1:50.000 e, portanto, com as limitações desta escala.

4.3 – Identificação das áreas prioritárias para a proteção na forma de reservas legais utilizando os critérios definidos no capítulo II.

4.3.1 – Manutenção dos fragmentos existentes.

A figura 08 (item 4.1) mostra os fragmentos maiores de 10 ha identificados na área de estudo. No presente trabalho, estes remanescentes são considerados prioritários para a conservação independentemente da situação topográfica, tipo de solo ou localização geográfica em que se encontram por serem, ao menos potencialmente, os principais refúgios para as espécies nativas encontradas na região.

4.3.2 – Áreas com maior suscetibilidade à erosão.

As áreas identificadas como de alta ou muito alta suscetibilidade à erosão são apresentadas na figura 10.

Figura 10 – Áreas identificadas como de alta ou muito alta suscetibilidade à erosão.

As áreas com alta ou muito alta suscetibilidade à erosão correspondem a 35% das áreas rurais dos municípios em questão (63.747.4 ha). Em termos percentuais, o Município de Descalvado (com 44% do território classificado nessa categoria) apresenta maiores restrições quanto à ocupação agrícola no que diz respeito aos processos erosivos.

4.3.3 – Aumento dos fragmentos existentes.

As faixas de 60 metros de largura contíguas aos fragmentos atualmente existentes são mostradas na figura 11.

Figura 11 - Fragmentos de vegetação nativa existentes e faixas de 60 metros consideradas como áreas prioritárias para recuperação.

A figura 12 mostra um detalhe da imagem anterior para exemplificar como o aumento do tamanho dos fragmentos existentes por meio de adoção de faixas contínuas a partir das bordas pode promover a conexão de remanescentes isolados.

Figura 12 – Detalhe da figura 11 mostrando fragmentos de vegetação nativa existentes e faixas de 60 metros consideradas como áreas prioritárias para recuperação. As setas apontam locais onde a recuperação de faixas ao redor de fragmentos existentes pode promover a conectividade entre eles.

4.3.4 – Alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água.

Na figura 13 estão indicadas as áreas de APP ao longo de rios, córregos e reservatórios e as faixas de 60 m de largura consideradas prioritárias para a conservação da vegetação nativa com vistas à proteção dos recursos hídricos.

Figura 13 - APPs ao longo dos corpos d'água e faixas de 60 metros consideradas como áreas prioritárias para conservação/recuperação.

É importante lembrar que, pelos motivos explicitados no item 3.2, as faixas de APP estão subestimadas no caso de reservatórios e rios com mais de 10 metros de largura e superestimadas em rios e córregos com larguras inferiores. A figura 14 mostra um detalhe da figura anterior.

Figura 14 – Detalhe da figura 13 mostrando as APPs ao longo dos corpos d'água e faixas de 60 metros consideradas como áreas prioritárias para conservação/recuperação.

4.3.5 – Proteção das cabeceiras das bacias.

Foram identificadas 1.063 bacias hidrográficas de primeira ordem (figura 15) que correspondem a 51,6% da área total dos municípios. Nota-se que os tamanhos das bacias apresentam grande amplitude, indo desde 2,9 ha até 2.254,5 ha. Assim como no caso do mapeamento da rede hidrográfica, cabe destacar que a delimitação das bacias foi feita com base em folhas cartográficas em escala 1:50.000 e, portanto, com as limitações decorrentes da utilização desta escala.

Figura 15 - Bacias hidrográficas de primeira ordem.

4.3.6 – Redução das distâncias entre fragmentos.

As áreas situadas a distâncias superiores a 1.000 m dos fragmentos existentes estão representadas na figura 16. É possível observar a existência de grandes áreas contínuas desprovidas de cobertura vegetal natural nas suas proximidades. Cinco destas áreas (indicadas com setas na figura) possuem mais de 1.000 ha, sendo 4 no Município de São Carlos e uma em Descalvado.

Figura 16 - Áreas situadas a distâncias superiores a 1.000 m de fragmentos existentes. As áreas indicadas com setas têm dimensão superior a 1.000 ha.

4.3.7 – Combinação dos critérios para determinação de níveis de prioridade.

As figuras 17 a 24 mostram os cenários conforme agrupamento proposto no quadro 08. Os dados referentes aos parâmetros métricos de ecologia da paisagem dos cenários elaborados são apresentados no quadro 09. Nos cenários 2 a 8 manteve-se o critério de desconsiderar-se os fragmentos com área inferior a 10 ha, a fim de permitir a comparação com o cenário 1 (situação atual).

Quadro 08 – Imagens (cenários) geradas pelo agrupamento de critérios propostos*.

<i>Cenários</i>	<i>Descrição</i>
Cenário 1	Manutenção somente dos fragmentos existentes (FE)
Cenário 2	FE e recuperação das APPs nas faixas marginais aos corpos d'água em toda a área de estudo (FE+APP)
Cenário 3	FE e inclusão (recuperação) das áreas com sobreposição de 4 critérios (FE+4)
Cenário 4	FE, inclusão (recuperação) das áreas com sobreposição de 4 critérios e recuperação das APPs (FE+4+APP)
Cenário 5	FE e inclusão (recuperação) das áreas com sobreposição de 3 ou mais critérios (FE+4+3)
Cenário 6	FE, inclusão (recuperação) das áreas com sobreposição de 3 ou mais critérios e recuperação das APPs (FE+4+3+APP)
Cenário 7	FE e inclusão (recuperação) das áreas com sobreposição de 2 ou mais critérios (FE+4+3+2)
Cenário 8	FE, inclusão (recuperação) das áreas com sobreposição de 2 ou mais critérios e recuperação das APPs (FE+4+3+2+APP)

* Não foi objeto de análise um possível cenário no qual as áreas que apresentam somente 1 dos critérios fossem consideradas prioritárias para alocação de reserva pois, nesse caso, mais de 75% do território em estudo se enquadraria nessa categoria.

Figura 17 – Cenário 1: fragmentos existentes (FE).

Figura 18 – Cenário 2: fragmentos existentes e APPs marginais aos corpos d'água (FE+APP).

Figura 19 – Cenário 3: fragmentos existentes e áreas com sobreposição de 4 critérios (FE+4)

Figura 20 – Cenário 4: fragmentos existentes, áreas com sobreposição de 4 critérios e APPs (FE+4+APP)

Figura 21 – Cenário 5: fragmentos existentes e áreas com sobreposição de 3 ou mais critérios (FE+4+3)

Figura 22 – Cenário 6: fragmentos existentes, áreas com sobreposição de 3 ou mais critérios e APPs (FE+4+3+APP)

Figura 23 – Cenário 7: fragmentos existentes e áreas com sobreposição de 2 ou mais critérios (FE+4+3+2)

Figura 24 – Cenário 8: fragmentos existentes, áreas com sobreposição de 2 ou mais critérios e APPs (FE+4+3+2+APP)

Quadro 09 - Parâmetros métricos referentes aos cenários elaborados*.

Cenário Parâmetro		1	2	3	4	5	6	7	8
Área	Número de fragmentos	377 (100%)	123 (33%)	370 (98%)	120 (32%) (97%) (32%)	387 (103%)	127 (34%) (103%) (33%)	193 (51%)	90 (24%) (73%) (47%)
	Área do conjunto de fragm. (ha)	30.320,5 (100%)	38.404,2 (127%)	31.155,0 (103%)	39.499,3 (130%) (103%) (127%)	38.562,6 (127%)	47.458,2 (157%) (124%) (123%)	75.329,9 (248%)	80.526,2 (266%) (210%) (107%)
	Área média dos fragm. (ha)	80,4 (100%)	312,2 (388%)	84,2 (105%)	329,2 (409%) (105%) (391%)	99,6 (124%)	373,7 (465%) (120%) (375%)	390,3 (485%)	894,7 (1112%) (287%) (229%)
	% da área ocupada pelo conj. de fragmentos**	17%	21%	17%	22%	21%	26%	42%	44%
Área central	Número de áreas centrais	884 (100%)	1.141 (129%)	910 (103%)	1.150 (130%) (101%) (126%)	981 (111%)	1.279 (145%) (112%) (130%)	895 (101%)	686 (78%) (60%) (77%)
	Área central total (ha)	18.633,9 (100%)	19.453,8 (104%)	18.999,5 (102%)	20.477,5 (110%) (105%) (108%)	23.083,5 (124%)	27.009,7 (145%) (139%) (117%)	52.204,0 (280%)	57.187,3 (307%) (294%) (110%)
	Área central média (ha)	21,1 (100%)	17,0 (81%)	20,9 (99%)	17,8 (84%) (105%) (85%)	23,5 (112%)	21,1 (100%) (124%) (90%)	58,3 (277%)	83,4 (395%) (491%) (143%)
Vizinho mais próximo	Distância média do vizinho mais próximo (m)	308,3 (100%)	196,0 (64%)	316,5 (103%)	166,9 (54%) (85%) (53%)	318,8 (103%)	142,9 (46%) (73%) (45%)	216,5 (70%)	136,2 (44%) (69%) (63%)

*Os valores entre parênteses indicam a porcentagem em relação ao cenário 1 (fonte normal), ao cenário 2 (em negrito) ou ao cenário com o mesmo número de critérios sobrepostos mas sem inclusão de APP (em itálico).

** Em relação à área rural.

Nas figuras 25 e 26 são apresentados gráficos comparando os cenários em relação ao número total e a área ocupada pelos fragmentos.

Figura 25 – Número de fragmentos nos diversos cenários gerados.

Figura 26 – Área total ocupada pelo conjunto dos fragmentos.

5 – Discussão.

A comparação entre cenários foi feita tanto os agrupando em “cenários sem inclusão de APP” ou “cenários com inclusão de APP” quanto em pares (1 e 2, 3 e 4, 5 e 6, 7 e 8). Para cada parâmetro calculado, consideraram-se pouco significativas diferenças de até 10 pontos percentuais (para mais ou para menos) entre os cenários, medianamente significativas diferenças entre 11 e 50 pontos percentuais e muito significativas diferenças acima de 51 pontos percentuais.

5.1 – Cenários sem inclusão de APPs.

Comparando-se apenas os dados referentes aos cenários sem inclusão das áreas de preservação permanente (cenários 1, 3, 5 e 7), observa-se que o cenário 3 é bastante semelhante ao cenário 1. Isto porque são poucas as áreas onde ocorre a sobreposição de quatro critérios (bacias de primeira ordem, alta/muito alta suscetibilidade à erosão, proximidade de APPs e distância inferior a 60 m ou superior a 1000 m de fragmentos existentes), sendo, inclusive, difícil de observar diferença entre as duas imagens (figuras 17 e 19).

O cenário 5 apresenta diferença pouco significativa em relação aos cenários 1 e 3 nos parâmetros *número de fragmentos* e *distância média do vizinho mais próximo*. Isto se deve ao fato de, neste cenário, terem se incorporado, principalmente, áreas no entorno dos fragmentos existentes, o que altera pouco o número total de fragmentos e a distância entre eles (calculada de centro a centro).

Por outro lado, o cenário 5 apresenta diferença medianamente significativa em relação aos cenários 1 e 3 nos parâmetros *área do conjunto de fragmentos* (e, conseqüentemente, *porcentagem da área ocupada pelo conjunto de fragmentos*) e *área média dos fragmentos*. Um aumento de 27% na área total e de 24% na área média dos fragmentos se observa neste cenário em comparação com a situação atual. Também é medianamente significativa a diferença entre os cenários 5 e 1 nos parâmetros de área central, o que é particularmente interessante sob o ponto de vista da conservação da biodiversidade, favorecendo espécies menos tolerantes ao efeito de borda.

Embora o cenário 5 apresente uma situação mais favorável à conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos em relação aos cenários 1 e 3, sem a inclusão das APPs, somente no cenário com sobreposição de dois ou mais critérios (cenário 7)

podem ser verificadas mudanças muito significativas nos valores calculados para praticamente todos os parâmetros. Neste cenário, o *número de fragmentos* cai pela metade em relação à situação atual, a *área total* de vegetação nativa cresce 2 vezes e meia e a *área média dos fragmentos* quase quintuplica.

Com o aumento da área total recoberta por vegetação nativa, a redução da distância entre os fragmentos é um resultado esperado e que se observa no cenário 7. A *distância média entre vizinhos mais próximos* neste cenário cai por volta de 30% em relação aos cenários com sobreposição de mais critérios. Em que pese a importância da matriz, não ponderada no presente estudo, a redução das distâncias entre fragmentos tem, ao menos potencialmente, consequências positivas para os processos de movimentação da fauna e dispersão de propágulos vegetais na paisagem.

Em relação aos parâmetros de *área central*, é interessante notar que, apesar do aumento muito significativo na *área central total* e na *área central média*, o *número de áreas centrais* no cenário 7 é bastante semelhante ao cenário 1 e menor do que no cenário 5. Isto ocorre porque, com o aumento das áreas e conexão dos fragmentos no cenário 7, as áreas centrais que estavam separadas no cenário 5 começam a se agrupar. A conjugação desses parâmetros (aumento da área central total e média e agrupamento de áreas centrais) é particularmente interessante sob o ponto de vista da conservação de espécies que necessitam de grandes áreas de habitats menos influenciados pelo efeito de borda.

A combinação dos parâmetros mencionados, confere ao cenário 7 a condição de cenário mais propício a conservação em relação aos cenários 1, 3 e 5. Além disso, sob o aspecto da adequação ao Código Florestal, os cenários 1 e 3 apresentam áreas naturais passíveis de se tornarem reservas legais em proporção inferior aos 20% preconizados. No cenário 5 esse percentual atinge 21%, porém, há que se considerar que parte destes fragmentos está inserida em APPs marginais aos corpos d'água. Descontando-se as áreas de APP, apenas 18% da área rural dos dois Municípios estaria apta para averbação na forma de reservas legais neste cenário. Já no cenário 7, o percentual de área coberta por vegetação nativa excede o exigido pela norma legal (42%), mesmo descontando-se as APPs (nesse caso, o percentual cai para 37%).

5.2 – Cenários com inclusão de APPs.

De forma análoga ao que ocorre com os cenários sem inclusão de APP, o cenário 4 apresenta diferença pouco significativa em relação ao cenário 2 em praticamente todos os parâmetros (com exceção da *distância média do vizinho mais próximo*) e o cenário 6 é bastante semelhante aos cenários 2 e 4 no parâmetro *número de fragmentos*, pelos motivos discutidos no item 5.1. Entretanto, ao contrário dos cenários sem inclusão de APP, é interessante notar que nos cenários 4, 6 e 8 se observa uma crescente diferença na *distância média do vizinho mais próximo*, que já é medianamente significativa a partir do cenário 4, em relação ao cenário 2.

Também de forma semelhante ao que ocorre nos cenários sem APP, o cenário 6 apresenta diferença medianamente significativa em relação aos cenários 2 e 4 nos parâmetros *área do conjunto de fragmentos*, *porcentagem da área ocupada pelo conjunto de fragmentos*, *área média dos fragmentos* e nos parâmetros de *área central*. As consequências favoráveis para a conservação da biodiversidade decorrentes dessas alterações na paisagem foram discutidas anteriormente.

O cenário 8 apresenta as mais significativas mudanças em todos os parâmetros analisados em relação aos cenários 2, 4 e 6. Destacam-se os parâmetros: *área do conjunto* e *área média dos fragmentos*, *área central total* e *média*. Destaca-se também, embora classificada como medianamente significativa, a diferença do cenário 8 em relação aos demais no parâmetro *número de áreas centrais*, decorrente do agrupamento dos fragmentos.

No que diz respeito à adequação à legislação, os cenários 2 e 4 apresentam-se com percentuais de cobertura de vegetação nativa acima dos 20% mas, se descontadas as áreas de preservação permanente, esses percentuais caem abaixo desse limite (13,8% e 14,4%, respectivamente). No cenário 6, se descontadas as áreas destinadas à APP, o percentual de áreas passíveis de serem averbadas como reservas legais atinge 20% da área rural. Já no cenário 8 o percentual preconizado pelo Código Florestal é ultrapassado com folga, mesmo descontadas as APPs.

5.3 – Cenários com e sem inclusão de APPs.

Comparando-se os cenários aos pares, observa-se que, com exceção de alguns poucos parâmetros em alguns cenários, as mudanças na paisagem são bastante marcantes com a inclusão das APPs.

Em relação ao *número de fragmentos*, em todos os casos a diminuição é muito significativa com a inclusão das APPs. Isto evidencia o importante papel destas áreas ao longo dos corpos d'água na conectividade (ao menos estrutural) da paisagem. Outro parâmetro bastante influenciado pela a conexão proporcionada pelas APPs, é a *área média dos fragmentos* que tem aumento altamente significativo (quase quadruplicando, por exemplo, na comparação entre os cenários 3 e 4).

O aumento na *área do conjunto de fragmentos* é medianamente significativo na maioria dos casos, com exceção do cenário 8 em relação ao 7 (diferença pouco significativa). Como citado anteriormente, as APPs representam cerca de 7,5% das áreas rurais do território estudado. Dessa forma, é esperado que o incremento proporcional em área vegetada decorrente da inclusão das APPs seja decrescente quanto maior for a área total coberta com vegetação nativa.

Em relação aos parâmetros de *área central*, verifica-se que a *área central total* apresenta pouca variação entre os cenários comparados aos pares, com exceção dos cenários 5 e 6 (diferença medianamente significativa). Como as APPs são relativamente estreitas e tendo sido adotada a distância de 60m como faixa sob efeito de borda, a inclusão das APPs tende a causar pouca alteração nesse parâmetro, embora o *número de áreas centrais* e as *áreas centrais médias* apresentem, quase sempre, diferenças medianamente significativas.

Por fim, as *distâncias médias entre vizinhos mais próximos* diminuem em proporções medianamente significativas na maioria das comparações, com exceção dos cenários 5 e 6, onde se observa alteração muito significativa nesse parâmetro. Daí, conclui-se que, além de promover a conexão estrutural entre fragmentos, as APPs também podem contribuir para facilitar o fluxo de animais na paisagem pela diminuição da distância entre fragmentos estruturalmente não conectados.

6 – Conclusão do capítulo.

Do exposto no item anterior, conclui-se que:

- Para a área de estudo aqui analisada, a conservação na forma de reservas legais somente dos locais onde se sobrepõem 4 critérios não é suficiente para alterar significativamente a paisagem em relação aos parâmetros avaliados, sendo necessário considerar, para fins de conservação, a averbação de áreas onde haja a sobreposição de, ao menos, 3 dos critérios propostos. É importante destacar que esta conclusão é

aplicável a uma realidade específica. Em outras regiões, com diferentes características de fragmentação, solos, relevo, drenagem etc., pode-se aplicar a mesma metodologia, mas é possível que os cenários elaborados apontem para necessidade da implantação de reservas legais onde se sobreponham, por exemplo, dois ou mais critérios.

- A conservação/recuperação das áreas de preservação permanente é fundamental para garantir a conectividade dos fragmentos. Sem a manutenção das APPs, paisagens mais favoráveis para a movimentação da fauna somente seriam conseguidas com a conversão de grande parte das áreas agrícolas em reservas legais (como no cenário 7). Entretanto, a hipótese de não se manterem as APPs não é aceitável pelo efeito destas na proteção dos recursos hídricos.

- Considerando tratar-se de um território onde predominam propriedades rurais particulares, que a manutenção/recuperação da vegetação nativa nas APPs é um imperativo tanto do ponto de vista legal quanto técnico, que o percentual a ser averbado na forma de reservas legais é de, no mínimo 20%, e considerando, ainda, a possibilidade de troca de áreas de reservas entre proprietários, dentre os cenários apresentados, o cenário 6 mostra-se como o patamar mínimo a ser alcançado na área de estudo.

- Os critérios utilizados para a determinação das áreas prioritárias para a alocação das reservas legais podem, e devem, ser revistos, aprofundados e adaptados de modo que outros cenários possam ser elaborados e sirvam de base para o planejamento estratégico da ocupação do espaço rural. Entretanto, considera-se fundamental que a metodologia a ser aplicada para a elaboração desses cenários seja baseada em critérios e parâmetros de fácil aquisição, manipulação e interpretação por parte das equipes dos órgãos governamentais envolvidas com a gestão dos setores florestal e de recursos hídricos (como são atualmente as imagens orbitais e os mapas digitalizados). É importante também que os critérios e parâmetros sejam claros para todos os setores envolvidos para que possam ser aplicáveis na prática e para que os cenários resultantes sejam compreendidos e mais facilmente aceitos. Critérios envolvendo conservação dos solos e da água (como áreas mais suscetíveis aos processos erosivos) estão mais próximos da realidade dos produtores rurais do que aqueles que envolvem conservação da biodiversidade (como, por exemplo, metapopulações). Parâmetros como tamanho de fragmentos e distâncias entre eles são mais facilmente assimiláveis pelas pessoas em geral do que aqueles envolvendo índices de forma, por exemplo.

Conclusão geral

A conservação da natureza em terras privadas, associada a estratégias de proteção em áreas públicas, é uma necessidade indiscutível, particularmente em regiões caracterizadas por paisagens fragmentadas, com longo histórico de ocupação agropecuária e com predominância de propriedades sob domínio particular. A opção pela adoção de instrumentos de comando e controle (impositivos) ou econômicos (de estímulo ou desestímulo) para esse fim varia entre países de acordo com peculiaridades políticas, culturais e econômicas.

No caso brasileiro, a ênfase dada aos instrumentos impositivos, particularmente aqueles estabelecidos no Código Florestal (áreas de preservação permanente e reserva legal), é foco de conflito entre os diversos atores envolvidos com a questão. Tais instrumentos são considerados restritivos demais para alguns e permissivos demais para outros. Independentemente do ponto de vista, é notório que, embora em vigor há quatro décadas, o Código Florestal brasileiro é amplamente desrespeitado e as consequências desse desrespeito são observadas na degradação do ambiente, com perda de biodiversidade, aumento dos processos erosivos e de assoreamento entre outras.

Tal situação evidencia que a estratégia brasileira tem sido bastante ineficaz e que, portanto, são necessárias novas abordagens para a questão. Estratégias inovadoras devem equacionar, por um lado, a urgente necessidade de conservação de remanescentes naturais e recuperação de áreas importantes para a manutenção de fluxos biológicos e proteção dos recursos hídricos e, por outro, o conflito de interesses entre os atores sociais envolvidos. Devem equacionar também os aspectos técnicos (a abordagem “ecológica” da questão) com as limitações e potencialidades representadas pelo quadro legal e institucional, pois o conhecimento científico, isoladamente, não fornece base suficiente para a tomada de decisões.

Nesse sentido, procurou-se, neste trabalho, apresentar possíveis formas de equacionar tais questões, identificando-se: 1) pontos de menor divergência entre os interessados (particularmente a possibilidade de compensação de reservas legais fora dos limites das propriedades, mas também a adoção de instrumentos de incentivo econômico); 2) recortes territoriais mais propícios para a gestão compartilhada de florestas e água e 3) critérios claros de determinação de áreas prioritárias para alocação de reservas legais, que minimizem a subjetividade das normas gerais, aumentando a transparência no processo de tomada de decisão por parte de

proprietários e órgãos gestores e, conseqüentemente, a aceitação por parte dos diversos setores interessados.

Conforme discutido nos capítulos I e II deste trabalho, a atual legislação brasileira permite a averbação de reservas legais fora dos limites das propriedades, ou seja, em outros imóveis rurais do mesmo proprietário ou mesmo em terras de terceiros, desde que respeitados alguns quesitos bastante genéricos para a alocação dessas reservas (“mesma bacia hidrográfica” ou “proximidade com outra reserva legal, área de preservação permanente, unidade de conservação ou outra área legalmente protegida”, por exemplo). Tal estratégia – denominada como “mecanismo de compensação de reservas” ou, simplesmente, “mecanismo de compensação” – é interessante, posto que os fluxos de fauna, flora e água não respeitam limites de propriedades. Entretanto, critérios mais específicos do que aqueles estabelecidos na legislação devem ser adotados e a unidade territorial de planejamento e gestão para aplicação da compensação de reservas deve garantir o cumprimento dos objetivos desse instrumento.

Em relação à unidade territorial, para que o mecanismo de compensação de reservas tenha eficácia e maior aceitação pelos diversos atores sociais interessados na questão, deve-se procurar um meio termo. Tal unidade não deve ser ampla demais pois, nesse caso, abre espaço para que proprietários de terras em áreas onde predominam solos de elevada aptidão agrícola prefiram compensar suas reservas em regiões muito distantes e, assim, grandes extensões de terra tendam a ficar desprovidas de reservas naturais ou semi-naturais. Nesse sentido, recortes como Estados, biomas (Cerrado, Mata Atlântica, Amazônia etc.), grandes bacias hidrográficas (Paraná, São Francisco, Amazonas etc.) ou mesmo sub-bacias (como dos rios Tietê ou Piracicaba, por exemplo) são totalmente inadequados para a adoção do mecanismo de compensação.

Por outro lado, a unidade de planejamento e gestão não deve ser restrita demais a fim de poder contemplar espaços com diversidade de paisagem (em termos de vegetação, geomorfologia, pedologia etc.) e evitar que pequenas regiões onde ainda existam remanescentes de vegetação natural em proporções acima do preconizado pela legislação venham a sofrer processo de perda dessas áreas naturais, dada a dificuldade (ou até mesmo impossibilidade) dos órgãos ambientais negarem autorizações para desmatamento desses excedentes. Nesse caso, microbacias (de até

terceira ordem, por exemplo) ou mesmo municípios isoladamente também não se mostram convenientes para a finalidade da compensação.

O estudo de caso apresentado no capítulo III procurou mostrar possíveis cenários de ocupação rural em um recorte intermediário entre os extremos citados no parágrafo anterior a partir da aplicação de critérios não biológicos definidos no capítulo II para a escolha de áreas prioritárias à conservação na forma de reservas legais. No estudo de caso foram desconsideradas as divisas entre imóveis, ou seja, adotou-se como premissa a possibilidade de alocação de reservas dentro de um quadro legal e institucional que contempla o mecanismo de compensação.

Os resultados das simulações, materializados nos oito cenários apresentados, mostram que é possível, com a adoção de critérios técnicos objetivos, identificar locais mais propícios para conservação de áreas naturais ou para a substituição da prática da agropecuária por vegetação nativa e, com isso, alterar parâmetros como tamanho, área central e conectividade entre fragmentos de modo a tornar a paisagem mais favorável aos fluxos de fauna, à manutenção de espécies mais dependentes de grandes áreas de vida e de habitats sob menor efeito de borda, além de promover maior proteção dos solos e dos recursos hídricos. No entanto, na prática, essa substituição pode esbarrar em aspectos delicados como a responsabilidade pelo manejo ou por eventuais danos que venham ocorrer nessas áreas.

Uma vez identificados pelos órgãos governamentais responsáveis (DEPRN, no caso do Estado de São Paulo) os imóveis com déficit de áreas passíveis de serem averbadas como reservas e outros com excedente de áreas naturais ou consideradas prioritárias para conservação, o arranjo entre proprietários para a compensação de reservas legais entre imóveis é uma questão a ser equacionada seguindo as regras de mercado e pode ser feita por meio de instrumentos bastante comuns no meio rural (compra ou arrendamento de terras, por exemplo).

Entretanto, caso a compensação não seja feita por meio da compra das áreas a serem averbadas, a simples averbação das reservas em forma de “condomínios” não resolve questões como: “quem é responsável pela manutenção de aceiros, fiscalização contra caça e desmatamento?” ou “em caso de incêndio florestal, quem é responsável pela reparação do dano?”. Essas e outras questões devem ser objeto de estudos na área do Direito e estão fora do escopo do presente trabalho, mas são tão importantes quanto à própria definição das áreas prioritárias para a alocação das reservas.

Já em relação às questões de manutenção e manejo, parece haver um real impasse representado, por um lado, entre a necessidade de manejar as reservas legais (particularmente os fragmentos pequenos e isolados) para garantir sua conservação em longo prazo e, por outro, a pouca disposição dos proprietários em investir recursos na conservação de áreas naturais. A equalização desse impasse exige a adoção de estratégias inovadoras que, possivelmente, incluirão a participação da sociedade civil organizada na gestão dessas áreas como, por exemplo, possíveis administradoras das reservas ou condomínios de reservas.

Em resumo, considerando-se a realidade político-institucional brasileira e os conflitos de interesse envolvidos na questão da conservação da natureza em terras privadas, deve-se aceitar, em um contexto de gestão, que uma situação ideal (em termos biológicos) não é factível em curto prazo. Nesse sentido, deve-se buscar garantir um patamar básico, que, no cenário aqui apresentado, significa, de imediato, a manutenção de todos os remanescentes de vegetação natural. O segundo passo a ser tomado no sentido de promover ganhos quantitativos, além desse patamar, é a recomposição de APPs e reservas legais em áreas prioritárias de forma a criar mosaicos de interesse sob o aspecto da ecologia da paisagem. Os ganhos qualitativos, que envolvem estratégias de manejo das reservas a serem averbadas, representam um terceiro passo e exigem conhecimentos mais profundos em áreas como a biologia da conservação.

Referências bibliográficas

- AB'SABER, A. (19--). Um plano de (re)florestamento diferencial para o Brasil. In: CASTELLANO, E. G. ed. *Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias*. Editado por Elisabete Gabriela Castellano. p. 215-269.
- ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. (1999). Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. *Scientia Florestalis*, n. 50, p. 125-134.
- ARONSON, J.; FLORET, C.; LE FLOC'H, E.; OVALLE, C.; PONTANIER, R. (1995). Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés em zones arides et semi-arides: vocabulaire et les concepts. In: PONTANIER, R.; HIRI, A.; AKRIMI, N.; ARONSON, J.; LE FLOC'H, E. *L'Homme peut: il refaire ce qu'il a défait?* Paris: John Libbey Eurotext. p. 11-29.
- ASPINALL, R.; PEARSON, D. (2000). Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: linking landscape ecology, environmental modeling and GIS. *Journal of Environmental Management*, v. 59, p. 299-319.
- ATLAS dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 1995-2000. (2002). São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica / Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais / Instituto Socioambiental. Não paginado.
- AZEVEDO, T. S.; MANZATTO, A. G.; FERREIRA, M. C. (2003). As perturbações ambientais sofridas pelos fragmentos de matas ciliares no setor da alta bacia do rio Passa Cinco, Ipeúna – SP: uma abordagem baseada na ecologia da paisagem e caracterização fisionômica da vegetação. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza. *Anais de trabalhos completos*. Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará. p. 87-88.
- BACHA, C. J. C. (2004). *Análise da eficácia da política da reserva legal no Brasil*. Apresentado no Workshop "Reserva Legal: Legislação, uso econômico e importância ambiental". Piracicaba: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. [15 slides coloridos]. Disponível em: <<http://www.ipef.br/eventos/2004/material-workshop/eficacia.pdf>> Acesso em 17 mai. 2004.
- BALDISSERA, R.; GANADE, G.; FONTOURA, S. B. (2004). Web spider community response along an edge between pasture and *Araucaria* forest. *Biological Conservation*, v. 118, n. 3, p. 403-409.
- BARRETT, N. E.; BARRETT, J. P. (1997). Reserve design and the new conservation theory. In: PICKETT, S. T. A.; OSTFELD, R. S.; SHACHAK, M.; LIKENS, G. E. *The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. New York: Chapman & Hall. p. 236-251.
- BATISTELLA, M. (2003). *Geotecnologias em planejamento e análise de paisagens*. São Paulo: Fator Gis / Guazzelli Messe Frankfurt. 30 p. Apostila.
- BAUDRY, J. (1993). Landscape dynamics and farming systems: problems of relating patterns and predicting ecological changes. In: BUNCE, R. G. H.; RYSZKOWSKI, L.; PAOLETTI, M. G. eds. *Landscape Ecology and agroecosystems*. Boca Raton: Lewis Publishers. p. 21-38.

- BAUDRY, J.; PAPY, F. (2000). The role of landscape heterogeneity in the sustainability of cropping systems. In: NÖSBERGER, J.; GEIGER, H. H.; STRUIK, P. C. Eds. *Crop Science*. [S.l.]: CAB International. p. 243-259.
- BECKER, J. (1998). The potencial of sustainable development in Costa Rica. *Sustainable Development*, v. 6, p. 123-129.
- BEIER, P.; NOSS, R. F. (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, v. 12, n. 6, p. 1241-1252.
- BENSUSAN, N. (1999). Duas concepções para reservas particulares. *Parabólicas*, n. 53. Disponível em: <<http://www.socioambiental.org/website/parabolicas/edicoes/edicao53/>> Acesso em 07 jul. 2003.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. (1990). *Conservação do solo*. São Paulo: Ícone. 355 p.
- BIERREGAARD Jr., R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. (1992). The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience*, v. 42, n. 11, p. 859-866.
- BORSOI, Z. M. F.; TORRES, S. D. A. (1997). A política de recursos hídricos no Brasil. *Revista BNDES*, n. 8, 15 p. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/revista/rev806.pdf>> Acesso em 07 jul. 2003.
- BRASIL. (1998). *Diretrizes para a política de conservação e desenvolvimento sustentável da Mata Atlântica*. Brasília: MMA. 30 p. Disponível em: <<http://www.ipef.br/legislacao/diretrizmataatlantica.pdf>> Acesso em 07 jul. 2003.
- BRASIL. (2003). *Perfil nacional da gestão de substâncias químicas*. Versão 1. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Cap. 3, p. 68-136.
- BROWN Jr., K. S.; BROWN, G. G. (1992). Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In: Whitmore, T. C.; SAYER, J. A. *Tropical deforestation and species extinction*. London: Chapman & Hall. p. 119-142.
- BUNCE, R. G. H.; JONGMAN, R. H. G. (1993). An introduction to Landscape Ecology. In: BUNCE, R. G. H.; RYSZKOWSKI, L.; PAOLETTI, M. G. eds. *Landscape Ecology and agroecosystems*. Boca Raton: Lewis Publishers. p. 3-10.
- BUSH, M. B. (1997). *Ecology of a changing planet*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall. Cap. 18, 343 p.
- CALDECOTT, J. O.; JENKINS, M. D.; JOHNSON, T. H.; GROOMBRIDGE, B. (1996). Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation*, v. 5, p. 699-727.
- CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. (2001). Conceitos básicos em ciência da geoinformação. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. eds. *Introdução à ciência da geoinformação*. Sem paginação. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/>> Acesso em 07 jul. 2003.
- CAMINO, R.; SEGURA, O.; ARIAS, L. G.; PÉREZ, I. (2000). *Costa Rica: forest strategy and the evolution of land use*. Washington: The World Bank. 128 p.

CAMPANILI, M. (2001). *Reserva legal pode ser compensada no MS*. Disponível em: <<http://www.estadao.com.br/ciencia/noticias/2001/set/20/138.htm>> Acesso em 07 jul. 2003.

CARTA ABERTA AOS PARLAMENTARES DO CONGRESSO NACIONAL. (1999). Disponível em: <<http://projeto.marco.sites.uol.com.br/cartaparlamentares.htm>> Acesso em 07 jul. 2003.

CENTRO DE DERECHO AMBIENTAL Y DE LOS RECURSOS NATURALES. (2000). *Promoción de servidumbres ecológicas en América Central*. Costa Rica: PROARCA/CAPAS. 35 p.

CEPAL. (1997). *Red de cooperación en la gestión integral de recursos hídricos para el desarrollo sustentable en América Latina y el Caribe*. Carta Circular n. 6. Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) – División de Medio Ambiente y Desarrollo – Naciones Unidas. 8 p.

CHRISTOFOLETTI, A. (1979). *Análise de sistemas em geografia*. São Paulo: HUCITEC. 106 p.

CHRISTOFOLETTI, A. (1980). *Geomorfologia*. São Paulo: Edgard Blücher, 2.ed. 188 p.

COLLINGE, S. K. (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, v. 36, p. 59-77.

COSTANZA, R. et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, n. 6230, p. 253-260.

DÁRIO, F. R. (1999). *Influência de corredor florestal entre fragmentos da Mata Atlântica utilizando-se a avifauna como indicador ecológico*. 156 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1999.

DEAN, W. (1996). *A ferro e fogo: a história e a devastação da mata atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras. 484 p.

DE LEO, G. A.; LEVIN, S. (1997). The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology*, v. 1, n. 1. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol1/iss1/art3>> Acesso em 20 out. 2000.

DE LIMA, M. G.; GASCON, C. (1999). The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, v. 91, 241-247.

DIEDERICHSEN, A. T. B. (2003). *Influência da atitude conservacionista e da legislação ambiental na conservação de fragmentos florestais*. 46 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2003.

DITT, E. H. (2002). *Fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema*. São Paulo: Annablume. 140 p.

DIXON, J. A.; SHERMAN, P. B. (1990). *Economics of protected areas: a new look at benefits and costs*. London: Earthscan Publications Ltd. 234 p.

DOREMUS, H. (2003). A policy portfolio approach to biodiversity protection on private lands. *Environmental Science and Policy*, v. 6, p. 217-232.

DOVERS, S. R.; NORTON, T. W.; HANDMER, J. W. (1996). Uncertainty, ecology, sustainability and policy. *Biodiversity and Conservation*, v. 5, p. 1143-1167.

EASTMAN, J. R. (2001). *Idrisi 32 – Release 2: guide to GIS and image processing*. Vol. 1. Worcester, Massachusetts: Clark Labs – Clark University. 161 p.

EHRlich, P. R. (1997). A perda da diversidade: causas e consequências. In: WILSON, E. O.; PETER, F. M. *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. p. 27-35.

ESTRATÉGIA global da biodiversidade (1992). [S.I.]: World Resources Institute (WRI). 37 p.

FAO (2002). Relaciones tierra-agua en cuencas hidrográficas rurales. *Boletín de tierras y aguas de la FAO*, n. 9. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 88 p.

FIGUEIREDO, G. J. P.; LEUZINGER, M. D. (200?). *Anotações acerca do Processo Legislativo de Reforma do Código Florestal*. Disponível em: <http://www.ibap.org/direitoambiental/artigos/gjpf_md101.doc> Acesso em: 28 ago. 2003.

FOLKE, C.; HOLLING, C. S.; PERRINGS, C. (1996). Biological diversity, ecosystems, and the human scale. *Ecological Applications*, v. 6, n. 4, p. 1018-1024.

FOREST COMMISSION, (1998b). *England Forestry Strategy: a new focus for England's woodlands*. Cambridge: Forestry Commission. 36 p.

FORESTRY COMMISSION (1998a). *A guide to Woodland Grant Scheme: how to apply for grants for new woodlands and grants for existing woodlands*. Edinburgh: Forestry Commission. 22 p.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. (1986). *Landscape ecology*. New York: Wiley. 619 p.

FRANK, G.; MÜLLER, F. (2003). Voluntary approaches in protection of forests in Austria. *Environmental Science and Policy*, v. 6, p. 261-269.

FREITAS, A. R.; GARLIPP, R. C. (2004). *Importância da reserva legal: visão da SBS*. Apresentado no Workshop "Reserva Legal: Legislação, uso econômico e importância ambiental". Piracicaba: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. [27 slides coloridos]. Disponível em: <<http://www.ipef.br/eventos/2004/material-workshop/importancia.pdf>> Acesso em 17 mai. 2004.

GASCON, C. et al. (1999). Matriz habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, v. 91, p. 223-229.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M. E. ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates. p. 19-34.

GOMES, M. A. F. (2002). *Herbicidas no meio ambiente: uma abordagem para regiões de alta vulnerabilidade natural*. [S.I.]: Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira

da Ciência das Plantas Daninhas. Disponível em:
<<http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas/>> Acesso em 01 jul. 2003.

GONÇALVES, M. A. (200?). *Ruralistas condenam Código Florestal*. Disponível em:
<<http://www.socioambiental.org/website/parabolicas/edicoes/edicao46/reportag/pg3.htm>>
Acesso em 28 ago. 2003.

GRAÇA, L. R.; CONTO, A. J.; SANTOS, A. J.; RODIGHIERI, H. R. (2001). Implicações econômicas da reserva legal no Código Florestal Brasileiro. *Série Técnica IPEF*, v. 14, n. 34. p. 189-190. Apresentado ao Simpósio Ibero-Americano de Gestão e Economia Florestal (SIAGEF), Porto Seguro, 2001. Disponível em:
<<http://www.ipef.br/eventos/siagef/visualizar.asp?chave=1147>>. Acesso em 28 ago. 2003.

HANSKI, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, v. 396, p. 41-49.

HANSKI, I.; GILPIN, M. (1991). Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, v. 42, p. 3-16.

HARRIS, L. D.; SILVA-LOPEZ, G. (1992). Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In: FIEDLER, P. L.; SUBODH, K. J. eds. *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management*. New York: Chapman & Hall. Cap. 8, p. 197-237.

HESS, G. R.; FISHER, R. A. (2001). Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, n. 55, p. 195-208.

HOBBS, R. J. (1992). The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in ecology and evolution*, v 7, n. 11, p. 389-392.

HOBBS, R. J. (1995). Landscape Ecology. In: *Encyclopedia of Environmental Biology*. Vol. 2. San Diego: Academic Press. p. 417-428.

HOBBS, R. J.; SAUNDERS, D. A. (1993). *Reintegrating fragmented landscapes: towards sustainable production and nature conservation*. New York: Springer-Verlag. Cap. 1, p. 3-9.

ISHIHATA, L. (1999). *Bases para seleção de áreas prioritárias para implantação de unidades de conservação em regiões fragmentadas*. 200 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1999.

JOELS, L. M. (2002). *Reserva legal e gestão ambiental da propriedade rural: um estudo comparativo da atitude e comportamento de agricultores orgânicos e convencionais do Distrito Federal*. [S.l.:s.n]. Disponível em:
<http://www.arvore.com.br/artigos/htm_2002/ar0205_4.htm> Acesso em 07 jul. 2003.

JOHN, L. (2001). *As fronteiras do Código Florestal*. Disponível em:
<<http://www.estadao.com.br/ciencia/colunas/ecos/2001/ago/24/36.htm>> Acesso em 07 jul. 2003.

JOHNSON, M. A.; SARAIVA, P. M.; COELHO, D. (1999). The role of gallery forests in the distribution of cerrado mammals. *Rev. Bras. Biol.*, v. 59, n. 3, p. 421-427.

- JORDÁN, F. (2000). A reliability-theory approach to corridor design. *Ecological Modelling*, n. 128, p. 211-220.
- JORGE, L. A. B.; GARCIA, J. G. (1997). A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS). *Forest Ecology and Management*, v. 98, p. 35-47.
- KEITT, T. H.; URBAN, D. L.; MILNE, B. T. (1997). Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* [online], v.1, n. 1. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4>> Acesso em 05 out. 2000.
- KIRBY, K. J. (2003). Woodland conservation in privately-owned cultural landscapes: the English experience. *Environmental Science and Policy*, v. 6, p. 253-259.
- KORMAN, V.; PIVELLO, V. R.; BALLESTER, M. V. R. (2003). Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza. *Anais de trabalhos completos*. Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará. p. 152-154.
- KRONKA, F. J. N. et al. (1998). *Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 84 p.
- LAURANCE, W. F. (2000). Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution (TREE)*, v. 15, n. 4, p. 134-135.
- LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G. (1998). Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, v. 79, n. 6, p. 2032-2040.
- LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F. (1999). Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation*, v. 91, 231-239.
- LEE, J. T.; WODDY, S. J.; THOMPSON, S. (2001). Targeting sites for conservation: using a patch-based ranking scheme to assess conservation potential. *Journal of Environmental Management*, v. 61, p. 367-380.
- LIDICKER Jr., W. Z. (1999). Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology*, v. 14, p. 333-343.
- LIMA, A. R. (1999). As Medidas Provisórias sobre florestas, a CF/88 e os novos paradigmas de conservação ambiental. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL, 3., 1999, São Paulo. *Anais*. São Paulo: IMESP. p. 63-73.
- LIMA, W. P. (2004). *A importância da reserva legal para o manejo de bacias hidrográficas*. Apresentado no Workshop "Reserva Legal: Legislação, uso econômico e importância ambiental". Piracicaba: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. [23 slides coloridos]. Disponível em: <<http://www.ipef.br/eventos/2004/material-workshop/manejo.pdf>> Acesso em 17 mai. 2004.
- LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (2000). Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. eds. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo / Fapesp. p. 33-44.

LINO, C. F.; BECHARA, E. (2002). *Estratégias e instrumentos para a conservação, recuperação e desenvolvimento sustentável da Mata Atlântica*. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. 83 p.

LINO, C. F.; DIAS, H. orgs. (2003). *Águas e florestas da Mata Atlântica: por uma gestão integrada*. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica / Fundação SOS Mata Atlântica. 48 p.

LOUREIRO, W. (2003). ICMS Ecológico: a consolidação de uma experiência brasileira de incentivo à conservação da biodiversidade. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 3., 2002, Fortaleza. *Anais*. Fortaleza: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação. p. 702-712.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RANKIN, J. M.; SCHUBART, H. O. R. (1983). Ecological dynamics of tropical forest fragments. In: SUTTON, S. L.; WITHMORE, T. C.; CHADDWICK, A. C. eds. *Tropical rainforest ecology and management*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. p. 377-384.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD Jr., R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN Jr., K. S.; POWEL, A. H.; POWEL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R.; HAYES, M. B. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates. p. 257-285.

LOWRANCE, R. et al. (1997). Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management*, vol. 21, n. 5, p. 687-712.

LUZ, N. B. (2002). *Análise espacial como subsídio à recuperação de ecossistemas apoiada na ecologia da paisagem e imagens Ikonos*. 114 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2002.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press. 203 p.

MACHADO, P. A. L. (2000). *Direito ambiental brasileiro*. 8.ed. São Paulo: Malheiros Editores. 971 p.

MacKINNON, J.; MacKINNON, K.; CHILD, G.; THORSELL, J. (1986). *Managing protected areas in the tropics*. Gland, Switzerland: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). Cap. 3, p. 27-54

MALCOLM, J. R. (1994). Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology*, v. 75, n. 8, p. 2438-2445.

MANDER, U.; KUUSEMETS, V.; LÖHMUS, K.; MAURING, T. (1997). Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, v. 8, p. 299-324.

MARÍN, M. (2000). *Estrategia regional para la conservación de la biodiversidad a través de reservas naturales privadas en Centroamérica: 1ª Etapa*. Costa Rica: PROARCA/CAPAS. 10p.

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; SADGROVE, L.; GUIMARÃES Jr., P. (2000). Parrot populations and habitat use in and around two lowland Atlantic forest reserves, Brazil. *Biological Conservation*, v. 96, p. 209-217.

MAY, P. (2001). [Sem título]. Apresentado no *Workshop "Zoneamento Ecológico-Econômico"*. [S.I.]: Ministério do Meio Ambiente. [Slides em formato PPT]. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sds/zee/semin/se/index.html>> Acesso em 21 fev. 2002.

MAY, P.; VEIGA NETO, F. C.; POZO, E. V. C. (2000). *Valoração econômica da biodiversidade: estudos de caso no Brasil*. [S.I.]: Ministério do Meio Ambiente. 198 p. Texto informativo.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; NEEL, M. C.; ENE, E. (2002). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. [Computer software program produced by the authors] Amherst: University of Massachusetts. Disponível em: <www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> Acesso em 17 dez. 2002.

McNAB, B. K. (1963). Bioenergetics and the determination of home range size. *American Naturalist*, n. 97, p. 133-140.

MELÉNDEZ, M. E. M. (1999). *Creación de reservas naturales privadas en Centroamérica*. [S.I.]: PROARCA/CAPAS. 13 p. (mais anexos).

MERCADANTE, M. (2001). *As novas regras do Código Florestal: repercussão sobre a gestão dos recursos naturais na propriedade rural*. Apresentado ao Seminário Interno sobre "Dilemas y Perspectivas para el Desarrollo Regional en Brasil, con Énfasis en el Agrícola y lo Rural en Brasil en la Primera Década del Siglo XXI". [S.I.]: Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Disponível em: <www.rlc.fao.org/prior/desrural/brasil/mercad.PDF> Acesso em 21 abr. 2004.

METZGER, J. P. (1999). Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *An. Acad. Bras. Ci.*, v. 71, n. 3-I, p. 445-463.

METZGER, J. P. (2001a). Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotropica*, v. 1, n. 1/2, p. 1-14. Disponível em: <www.biotaneotropica.org.br> Acesso em 27 abr. 2002.

METZGER, J. P. (2001b). O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, v. 1, n. 1/2. Disponível em: <www.biotaneotropica.org.br> Acesso em: 27 abr. 2002.

METZGER, J. P. (2002). Bases biológicas para a "reserva legal". *Ciência Hoje*, v. 31, n. 183, p.48-49.

MICHAEL, J. A. (2003). Efficient habitat protection with diverse landowners and fragmented landscapes. *Environmental Science and Policy*, v. 6. p. 243-251.

MINISTRY OF AGRICULTURE, FISHERIES AND FOOD (1998). *Farm Woodland Premium Scheme (FWPS): rules and procedures*. Scotland: Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. 31 p.

- MONTAÑO, M. (2002). *Os recursos hídricos e o zoneamento ambiental: o caso do município de São Carlos (SP)*. 102 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2002.
- MURCIA, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution (TREE)*, v. 10, n. 2, p. 58-62.
- NILSSON, C.; JANSSON, R.; ZINKO, U. (1997). Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science*, v. 276, p. 798-800, may.
- NOSS, R. F. (1983). A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, v. 33, n. 11, p. 700-706.
- NOSS, R. F. (1987). Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, v. 1, n. 2, p. 159-164.
- OLIVEIRA, L. M. (1998). *Controle de fontes dispersas de poluição pela fixação de largura mínima de faixa de vegetação natural ou recomposta ao longo de corpos d'água*. 113 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1998.
- OLIVEIRA, M. C. S. (2001). *A Economia Ecológica e a Mata Atlântica: visões, pressupostos e conceitos para a valoração dos serviços ambientais*. Apresentado ao Encontro ECO-ECO, 4. [S.I.]: NEPAM-UNICAMP. Disponível em: <http://nepam.unicamp.br/ecoeco/artigos/encontros/iv_en/mesa1/4.pdf> Acesso em 07 jul. 2003.
- OPDAM, P.; FOPPEN, R.; VOS, C. (2002). Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology*, v. 16, p. 767-779.
- ORTIZ, J. V. C.; FARIA, D.; BAUMGARTEN, J.; PARDINI, R. (2003). Resposta da fauna à diferentes ambientes e configurações de paisagem no sudeste da Bahia: implicações para o planejamento de corredores ecológicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 3., 2002, Fortaleza. *Anais*. Fortaleza: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação. p. 629-638.
- PEUHKURI, T.; JOKINEN, P. (1999). The role of knowledge and spatial contexts in biodiversity policies: a sociological perspective. *Biodiversity and Conservation*, v. 8, p. 133-147.
- PHILLIPS, J. D. (1989a). An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. *J. Hydrology*, v. 107, p. 133-145.
- PHILLIPS, J. D. (1989b). Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river. *J. Hydrology*, v. 110, p. 221-273.
- PICKETT, S. T. A.; ROGERS, K. H. (1995). Patch dynamics: the transformation of landscape structure and function. In: BISSONETTE, J. A. ed. *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. New York: Springer-Verlag. p. 101-127.
- PIRES, A. S.; LIRA, P. K.; FERNANDEZ, F. A. S.; SCHITTINI, G. M.; OLIVEIRA, L. C. (2002). Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, v. 108, p. 229-237.

PRENDERGAST, J. R.; QUINN, R. M.; LAWTON, J. H. (1999). The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology*, v. 13, n. 3, p. 484-492.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. (2001). *Biologia da conservação*. Londrina: Editado por Efraim Rodrigues. 327 p.

RANIERI, S. B. L. (1996). *Avaliação de métodos e escalas de trabalho para determinação de risco de erosão em bacia hidrográfica utilizando SIG*. 128 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1996.

RANIERI, V. E. L. (2000). *Discussão das potencialidades e restrições do meio como subsídio para o zoneamento ambiental - o caso do Município de Descalvado (SP)*. 87 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2000.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, v. 7, p. 385-403.

REDE VERDE DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS, (1999). *Decreto cria reserva florestal virtual no Paraná*. Disponível em: <<http://www.socioambiental.org/nsa/detalhe?id=1213>> Acesso em 07 jul. 2003.

REUNIÃO Consulta sobre o Anteprojeto de Conversão da MP 1956/00. (2000). Disponível em: <<http://www.mail-archive.com/dtoambiental@pegasus.com.br/msg01512.html>> Acesso em 07 jul. 2003.

RISSER, P. G. (1985). Toward a holistic management perspective. *BioScience*, v. 35, n. 7, p. 414-418.

RODRIGUES, E. (1998). *Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil*. 172 p. Tese (Ph.D.) – Harvard University, Massachusetts. 1998.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. (2000). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. eds. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo / Fapesp. p. 235-247.

RODRIGUES, A. S. L.; GASTON, K. J. (2002). Optimisation in reserve selection procedures – why not? *Biological Conservation*, v. 107, p. 123-129.

RODRIGUES, F. H. G.; MEDRI, I. M.; TOMAS, W. M.; MOURÃO, G. M. (2002). *Revisão do conhecimento sobre ocorrência e distribuição de mamíferos do Pantanal*. Corumbá: Embrapa Pantanal. 41 p. (Documentos, 38)

RODRIGUES FILHO, L. C. S. S. (1999). *Bacias hidrográficas: nova gestão de recursos hídricos*. Apresentado ao Encontro ECO-ECO, 3. [S.I.]: NEPAM-UNICAMP. Disponível em: <<http://nepam.unicamp.br/ecoeco/artigos/encontros/downloads/mesa3/3.pdf>> Acesso em 07 jul. 2003.

ROSA FILHO, E. F.; FORLIN, M.; XAVIER, J. M. (1998). Informações básicas sobre a distribuição do Sistema Aquífero Guarany nas regiões Sul e Sudeste do Brasil. *A Água em Revista*, ano VI, n. 10. p. 23-26.

ROSEMBERG, D. K.; NOON, B. R.; MESLOW, E. C. (1997). Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience*, v. 47, n. 10, p. 677-687.

ROTHLEY, K. D. (1999). Designing bioreserve networks to satisfy multiple conflicting demands. *Ecological Applications*, v. 9, n. 3, p. 741-750.

SALA, O. E. et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, v. 287, p. 1770-1774.

SALATI, E. (1985). A floresta e as águas. *Ciência Hoje*, v. 3, p. 58-94.

SÃO PAULO (ESTADO). (1992). *São Paulo 92: perfil ambiental e estratégias*. São Paulo: SMA/CETESB. 181 p.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. eds. (1991). *Nature conservation 2: the role of corridors*. Chipping Norton: Surrey Beatty and Sons. 442 p.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, p. 18-32.

SEROA DA MOTTA, R. (1996). *The economics of biodiversity in Brazil: the case of forest conversion*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. 21 p. Texto para discussão nº 433.

SEROA DA MOTTA, R. (1997). *Desafios ambientais da economia brasileira*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. 23 p. Texto para discussão nº 509.

SEROA DA MOTTA, R.; RUITENBEEK, J.; HUBER, R. (1996). *Uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental da América Latina e Caribe: lições e recomendações*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada.. 61 p. Texto para discussão nº 440.

SHAFFER, C. L. (1990). *Nature reserves: island theory and conservation practice*. Washington: Smithsonian Institution Press. 189 p.

SHAFFER, C. L. (1999). National park and reserve planning to protect biological diversity: some basic elements. *Landscape and Urban Planning*, v. 44, p. 123-153.

SHAFFER, C. L. (2001). Inter-reserve distance. *Biological Conservation*, v. 100, p. 215-227.

SHAFFER, M. L. (1981). Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, v. 31, n. 2, p. 131-134.

SHOGREN, J. F.; PARKHURST, G. M.; SETTLE, C. (2003). Integrating economics and ecology to protect nature on private lands: models, methods, and mindsets. *Environmental Science and Policy*, v. 6, p. 233-242.

SIMBERLOFF, D.; COX, J. (1987). Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, v. 1, p. 63-71.

SIMBERLOFF, D.; FARR, J. A.; COX, J.; MEHLMAN, D. W. (1992). Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology*, v. 6, n. 4, p. 493-504.

- SIMÕES, L. B. (2001). *Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias*. 171 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 2001.
- SOUZA, S. M.; PARDINI, R.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. (2003). Importância da conexão por corredores e da qualidade do habitat para pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza. *Anais de trabalhos completos*. Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará. p. 146-148.
- SPAROVEK, G. et al. (2002). A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 90, p. 169-175.
- SRACEK, O.; HIRATA, R. (2002). Geochemical and stable isotopic evolution of the Guarani Aquifer System in the State of São Paulo, Brazil. *Hydrogeology Journal*, v. 10, p. 643-655.
- STAUFFER, D. (1985). Introduction to percolation theory. London: Taylor & Francis. 124 p.
- STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. (1998). The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, v. 85, p. 1-8.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A.; (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 91, p. 119-127.
- TERBORGH, J. (1992). Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, v. 24, n. 2b, p. 283-292.
- TIKKA, P. M. (2003). Conservation contracts in habitat protection in southern Finland. *Environmental Science and Policy*, v. 6, p. 271-278.
- TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, v. 90, n. 1, p. 7-19.
- TUBELIS, D. P.; COWLING, A.; DONNELLY, C. (2004). Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central cerrado, Brazil. *Biological Conservation*, v. 118, n. 3, p. 353-364.
- TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. (1997). Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 1, p. 135-152.
- TURNER, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, v. 20, p. 171-197.
- URBAN, D. L.; O'NEILL, R. V.; SHUGART Jr., H. H. (1987). Landscape Ecology. *BioScience*, v. 37, n. 2, p. 119-127.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. (2003). Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal em ambiente SIG. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza. *Anais de trabalhos completos*. Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará. p. 142-144.

VALLADARES-PÁDUA, C.; PÁDUA, S. M.; CULLEN Jr., L. (2002). Within and surrounding the Morro do Diabo State Park: biological value, conflicts, mitigation and sustainable development alternatives. *Environmental Science and Policy*, v. 5, p. 69-78.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. (1998). Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 32, p. 25-42.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. (1996). Biology and conservation of fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. eds. *Forest patches in tropical landscapes*. Washington D. C.: Island Press. Cap. 8, p. 151-167.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A.; MARTINEZ, J. L. A. (1992). Restauração e manejo de fragmentos florestais. *Revista do Instituto Florestal*, v. 4, p. 400-406.

VIANA, V. M.; MAY, P.; LAGO, L.; DUBOIS, O.; GRIEG-GRAN, M. (2002). *Instrumentos para o manejo sustentável do setor florestal privado no Brasil: uma análise das necessidades, desafios e oportunidades para o manejo de florestas naturais e plantações florestais de pequena escala*. Londres: International Institute for Environment and Development. 92 p. (Série Instrumentos para um Setor Florestal Privado Sustentável)

WESTERN, D. (1989). Conservation without parks: wildlife in the rural landscape. In: WESTERN, D. & PEARL, M. *Conservation for the twenty-first century*. Oxford: Oxford University Press, p 158-165.

WESTERN, D. (2001). Human-modified ecosystems and future evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 98, n. 10, p. 5458-5465.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist*, v. 125, p. 879-887.

WILSON, E. O. (1997). A situação atual da diversidade biológica. In: WILSON, E. O.; PETER, F. M. *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. p. 3-24.

WOODRUFF, D. S. (2001). Declines of biomes and biotas and the future of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 98, n. 10, p. 5471-5476.

WORKSHOP BASES PARA CONSERVAÇÃO E USO SUSTENTÁVEL DAS ÁREAS DE CERRADO DO ESTADO DE SÃO PAULO (1995). Pirassununga, 1995. Disponível em: <<http://www.bdt.fat.org.br/sma/cerrado/>> Acesso em 07 jul. 2003.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. (2000). *A guide to world resources 2000-2001: people and ecosystems: the fraying web of life*. Washington: World Resources Institute. 25 p.

ZAKIA, M. J. B. (1998). *Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental: implicações no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de florestas*. 98 p. (+ anexos). Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1998.

ZIEGLER, A. D.; GIAMBELLUCA, T. W.; PLONDKE, D.; VANA, T. T.; FOX, J.; VIEN, T. D.; NULLET, M. A.; EVETT, S. (2000). Near-surface hydrologic response in a fragmented mountainous landscape: Tat Hamlet, Da river watershed, northern Vietnam. *Journal of Hydrology*, in review.