

MARIESE CARGNIN MUCHAILH

**ANÁLISE DA PAISAGEM VISANDO À FORMAÇÃO DE
CORREDORES DE BIODIVERSIDADE**

Estudo de caso da porção superior da bacia do rio São Francisco Falso, Paraná

**Dissertação apresentada como requisito parcial
à obtenção do grau de Mestre, ao Curso de
Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área
de Concentração: Conservação da Natureza,
Linha de Pesquisa Ecologia e Conservação de
Ecossistemas Vegetais, da Universidade Federal
do Paraná.**

**Orientador: Prof. Dr. Carlos Vellozo Roderjan
Co-orientadores: Dr. João Batista Campos
Dr. Gustavo Ribas Curcio**

CURITIBA

2007

TERMO DE APROVAÇÃO

MARIESE CARGNIN MUCHAILH

ANÁLISE DA PAISAGEM VISANDO À FORMAÇÃO DE CORREDORES DE BIODIVERSIDADE

Estudo de caso da porção superior da bacia do rio São Francisco Falso, Paraná

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração: Conservação da Natureza, Linha de Pesquisa Ecologia e Conservação de Ecossistemas Vegetais, da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

Orientador: Prof. Dr. Carlos Vellozo Roderjan
Universidade Federal do Paraná

Co-orientadores: Dr. João Batista Campos
Dr. Gustavo Ribas Curcio

Curitiba, janeiro de 2007

A Deus

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Ambiental do Paraná – IAP e a Secretaria de Meio Ambiente de Recursos Hídricos – SEMA, nas pessoas de seus dirigentes que apoiaram a realização desse estudo.

À Universidade Federal do Paraná, pela oportunidade da realização do curso.

Aos meus pais, Miguel e Marli Cargnin e a meus irmãos Miguelito e Miriam, pelos incontáveis e essenciais apoios.

Ao meu esposo Reinaldo, pela compreensão e apoio, nos momentos fáceis e difíceis, e aos meus filhos, Ian e Mariah, motivo motriz de nossos sonhos e realizações.

Ao Prof. Dr. Carlos Vellozo Roderjan, pela paciência e dedicação com que conduziu a orientação dos estudos.

Ao amigo e incansável orientador Dr. João Batista Campos, pelos incentivos nos momentos precisos.

Ao Dr. Gustavo Ribas Curcio, pela compreensão e oportunidades de discussões geradas com a pesquisa.

Ao amigo e companheiro de trabalho Ayrton Torricillas Machado, pelo esforço e contribuição indispensável.

À coordenação do projeto Paraná Biodiversidade, pelo apoio à realização desse estudo.

Aos colegas do IAP, que sempre apoiaram a realização do curso, em especial à Márcia P. Tossulino, Lysias V. da Costa Filho, Mauro de Moura Britto, Donivaldo P. do Carmo, Norci Nodari, José Volnei Bisognin e Marlise da Cruz.

Aos amigos e colegas pelos incentivos, e a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desse trabalho.

*Nós sentimos que o que fazemos é uma gota no oceano.
Mas o oceano seria menor se essa gota faltasse.*

*O milagre não é realizarmos esse trabalho, mas que
sejamos felizes fazendo-o.*

(Madre Tereza de Calcutá)

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE QUADROS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM	5
2.1.1 Os Fatores Ambientais e os Padrões da Paisagem	6
2.1.1.1 Fatores abióticos	6
2.1.1.2 Fatores bióticos	18
2.2 ESTRUTURA DA PAISAGEM	24
2.2.1 Mancha e Matriz	25
2.2.2 Corredores de Biodiversidade	26
2.2.3 Conectividade	29
2.2.4 Efeitos da Fragmentação de Habitats	30
2.3 ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE	34
2.3.1 Experiências de Projetos de Implantação de Corredores no Brasil	38
3 MATERIAIS E MÉTODOS	40
3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	40
3.1.1 Geologia	42
3.1.2 Geomorfologia	43
3.1.3 Hidrografia	44
3.1.4 Clima	45
3.1.5 Pedologia	45
3.1.6 Vegetação	46
3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	47
3.3 MATERIAIS	50

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
4.1	ANÁLISE DOS ASPECTOS ABIÓTICOS DA PAISAGEM	51
4.1.1	Geomorfologia	51
4.1.2	Hidrografia	57
4.1.3	Pedologia	60
4.2	ANÁLISE DA COBERTURA VEGETAL E USO ATUAL DO SOLO	70
4.3	ANÁLISE DA VEGETAÇÃO NATIVA	72
4.3.1	Análise dos Estágios Sucessionais da Vegetação	73
4.3.2	Análise de Áreas-núcleo de Biodiversidade	79
4.4	ANÁLISE DE ÁREAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL – ASPECTOS ABIÓTICOS	84
4.4.1	Ambientes de Fragilidade em Encosta	84
4.4.2	Ambientes Fluviais	87
4.5	DEFINIÇÃO DAS ZONAS DE FRAGILIDADE QUANTO AOS ASPECTOS ABIÓTICOS	93
4.6	DEFINIÇÃO DAS ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO CONSIDERANDO OS ASPECTOS BIÓTICOS E DE ESTRUTURA DA PAISAGEM	94
4.6.1	Critérios para a Escolha de Fragmentos Prioritários para Conservação	96
4.7	ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO DE AMBIENTES	103
4.8	PROPOSTA PARA A FORMAÇÃO DO CORREDOR DE BIODIVERSIDADE	108
5	CONCLUSÕES	111
	REFERÊNCIAS	114
	DOCUMENTOS CONSULTADOS	127
	ANEXO 1 - ANÁLISE DE SOLOS DA ÁREA DE ESTUDO	129
	ANEXO 2 - FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA PARA FORMAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS	130

LISTA DE TABELAS

1	RESUMO DOS PARÂMETROS METEOROLÓGICOS PARA A REGIÃO DE PALOTINA E TOLEDO.....	45
2	CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS CONFORME SBCS (EMBRAPA, 1999)	60
3	PERCENTUAL DE DISTRIBUIÇÃO DE SOLOS NA MICROBACIA	69
4	COBERTURA VEGETAL E USO ATUAL DO SOLO NA ÁREA DE ESTUDO	70
5	RESUMO DE PARÂMETROS DE COBERTURA FLORESTAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	72
6	COMPOSIÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL POR ESTÁGIOS SUCESSIONAIS.....	73
7	PARÂMETROS DAS ÁREAS-NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE.....	82
8	SOLOS EM AMBIENTES DE ENCOSTAS	85
9	SOLOS COM INFLUÊNCIA FLUVIAL.....	87
10	18 MAIORES FRAGMENTOS ORDENADOS POR TAMANHO E ÁREA ACUMULADA	97
11	FRAGMENTOS COM ÁREAS-NÚCLEO MAIORES QUE 1ha.....	99
12	ÁREAS-NÚCLEO MAIORES QUE 1 ha EXCLUINDO O FRAGMENTO PRINCIPAL.....	100
13	CRITÉRIO TAMANHO DO FRAGMENTO E ÁREAS-NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE	102
14	ÁREAS DOS FRAGMENTOS PRIORITÁRIOS PARA CONSERVAÇÃO	103
15	LOCALIZAÇÃO E ÁREAS DAS ZONAS DE RECUPERAÇÃO	104
16	CARACTERÍSTICAS DE ÁREA E PORCENTAGENS PARA AS DIFERENTES ZONAS	105
17	MÉTRICAS DA SITUAÇÃO ATUAL E DA SITUAÇÃO SIMULADA COMO IDEAL.....	109

LISTA DE QUADROS

1	CLASSES DE FRAGILIDADE PARA OS TIPOS DE SOLOS.....	13
2	RECOMENDAÇÕES DA LITERATURA COMO ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE	37

LISTA DE FIGURAS

1	FORMAS DE RAMPA E CONCENTRAÇÃO DE ENXURRADA.....	9
2	FORMAS DE RAMPA E A ESPESSURA DOS SOLOS	12
3	CORREDORES DO PROJETO PARANÁ BIODIVERSIDADE.....	39
4	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	40
5	ESBOÇO DA GEOLOGIA DO PARANÁ.....	42
6	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO FALSO.....	44
7	REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS DO PARANÁ	47
8	UNIDADES GEOMÓRFICAS DA ÁREA DE ESTUDO	52
9	RAMPA EM RELEVOS CONVEXADOS	53
10-	RELEVO CONVEXADO - CABECEIRA DE DRENAGEM EM RAMPA CÔNCAVA - CONVERGENTE	53
11	RELEVOS PATAMARIZADOS	54
12	ASPECTOS DO PROCESSO EROSIVO NOS RELEVOS PATAMARIZADOS.....	55
13	VALES ASSIMÉTRICOS COM RELEVOS MAIS DISSECADOS NA MARGEM DIREITA DA BACIA	56
14	HIDROGRAFIA DA ÁREA DE ESTUDO	57
15	PROCESSO DE SUBSIDÊNCIA COM FRATURA CONCHOIDAL EM ORGANOSSOLO	59
16	PROCESSO EROSIVO EM CABECEIRAS DE DRENAGEM	59
17	MAPA SEMIDETALHADO DOS SOLOS OCORRENTES NA PORÇÃO SUPERIOR DA MICROBACIA DO RIO SÃO FRANCISCO FALSO BRAÇO NORTE.....	61
18	PEDOSSEQUÊNCIA EM RELEVOS CONVEXADOS E RESPECTIVAS CTC DOS HORIZONTES SUPERFICIAIS E SUB-SUPERFICIAIS	62
19	LATOSSOLOS VERMELHOS E NITOSSOLOS VERMELHOS EM RELEVOS CONVEXADOS ...	63
20	ORGANOSSOLO	64
21	PROCESSOS EROSIVOS E DE SOTERRAMENTO EM GLEISSOLO MELÂNICO	65
22	NEOSSOLOS LITÓLICOS E NEOSSOLOS REGOLÍTICOS EM RELEVOS PATAMARIZADOS...	66
23	CAMBISSOLO HÁPLICOS NOS RELEVOS PATAMARIZADOS.....	67
24	PEDOSSEQUÊNCIA EM RELEVOS PATAMARIZADOS E RESPECTIVAS CTC DOS HORIZONTES SUPERFICIAIS E SUBSUPERFICIAIS	68
25	COBERTURA VEGETAL E DO USO DO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO	71
26	FISIONOMIA TÍPICA DE FRAGMENTO ALTERADO DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA	74
27	FISIONOMIA DO ESTÁGIO INTERMEDIÁRIO DA SUCESSÃO SECUNDÁRIA	76
28	FISIONOMIA DE UM REMENESCENTE EM ESTÁGIO INICIAL DA SUCESSÃO SECUNDÁRIA	78
29	ZONAS - NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE	80

30	SOLOS EM AMBIENTES DE ENCOSTA: NEOSSOLOS LITÓLICOS E NEOSSOLOS REGOLÍTICOS	85
31	FISIONOMIA DE AMBIENTES DE ENCOSTA	86
32	SOLOS EM AMBIENTES FLUVIAIS	88
33	AMBIENTES FLUVIAIS	89
34	INDIVÍDUO DE ARAUCARIA ANGUSTIFOLIA SOBRE GLEISSOLO MELÂNICO	91
35	ASPECTOS DE AMBIENTES FLUVIAIS COM VEGETAÇÃO RIPÁRIA.....	92
36	ÁREAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL RELATIVA AOS ASPECTOS ABIÓTICOS	94
37	FISIONOMIA DO ESTÁGIO INTERMEDIÁRIO DA SUCESSÃO VEGETAL EM PRIMEIRO PLANO, E EM SEGUNDO, REMANESCENTE DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA	95
38	NÚMERO DE FRAGMENTOS POR PERCENTUAL DE ÁREA ACUMULADA	97
39	ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO CONSIDERANDO OS CRITÉRIOS DISPOSIÇÃO ESPACIAL E TAMANHO DOS FRAGMENTOS (PRIMEIRA APROXIMAÇÃO)....	98
40	FRAGMENTOS COM ÁREAS-NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE (SEM O FRAGMENTO PRINCIPAL).....	101
41	ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO CONSIDERANDO A VEGETAÇÃO EXISTENTE E A ESTRUTURA DA PAISAGEM	103
42	ZONAS DE RECUPERAÇÃO.....	106
43	FISIONOMIA DE ZONAS À RECUPERAR EM ENCOSTAS.....	106
44	FISIONOMIA DE ZONAS A RECUPERAR NO ENTORNO DE FRAGMENTOS PRIORITÁRIOS...	107
45	ÁREAS DESTINADAS À CONSERVAÇÃO PARA FORMAÇÃO DE CORREDORES DE BIODIVERSIDADE	109

RESUMO

Objetivou-se com o estudo elaborar uma proposta de definição de áreas para a formação de corredores de biodiversidade, que possibilitasse relacionar os aspectos dos meios abióticos, bióticos bem como da estrutura da paisagem. A unidade de planejamento foi a porção superior da bacia do rio São Francisco Falso, com 4.629,47ha, situada no Terceiro Planalto Paranaense, área fortemente antropizada, com solos de alta fertilidade, com apenas 19% da cobertura original da Floresta Estacional Semidecidual. Por meio de imagens de satélite (SPOT), fotografias aéreas e levantamentos de campo foram efetuados diagnósticos do uso atual do solo, em especial o mapeamento semidetalhado de solos, e mapeamento da vegetação remanescente, com o objetivo de identificação das áreas de maior fragilidade, e dos fragmentos prioritários para conservação e das zonas necessárias à recuperação visando à conectividade dentre os fragmentos. As métricas da paisagem foram analisadas utilizando programas Fragstats e AcrView. Foram identificadas duas unidades geomórficas: relevos convexados e patamarizados. Nos convexados, situados na porção inicial da bacia, as zonas de alta fragilidade ambiental foram as porções inferiores das rampas longas, próximas aos cursos d'água, onde ocorrem solos hidromórficos (Organossolos, Gleissolos e Neossolos), altamente vulneráveis, e que foram submetidos a soterramentos devido aos processos erosivos originados nas porções superiores do relevo. Nas paisagens patamarizadas, que predominam a partir do segundo terço da área de estudo, as zonas de maior fragilidade foram os ambientes de encostas, nas porções de maior declividade, onde estão situados solos rasos (Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos), altamente erodíveis, e que também, em função da alta CTC, necessitam de cobertura vegetal para evitar a perda de solos. Portanto, por meio do mapeamento dos solos foi possível a identificação das áreas de fragilidade quanto aos aspectos abióticos situadas nas encostas, com 642,10ha e em ambientes fluviais, com 498,67ha, que representaram 13,94% do total da área de estudo. Os fatores bióticos (vegetação) e de estrutura da paisagem (tamanho e disposição espacial dos fragmentos) resultaram na escolha dos remanescentes prioritários para a conservação. Foi observado que a preservação dos 18 maiores fragmentos, dentre os 57 remanescentes, representaria a conservação de 80% de toda cobertura florestal existente. Nesses fragmentos, definidos como prioritários, recomenda-se que os esforços para a manutenção da integridade devam ser efetivados com a ampliação de suas áreas, por meio de reflorestamento com essências nativas preferencialmente, em um raio de 35m no entorno, visando a diminuição dos efeitos de borda e o aumento da proteção contra os impactos da matriz, o que representaria 134,34ha de áreas a serem restauradas. O fragmento ao longo do rio (FEP), apesar de ser composto predominantemente por vegetação secundária e ser o mais afetado pelo efeito de borda, é o que apresenta a maior conectividade, representando 76% da área de cobertura florestal remanescente. Sua disposição espacial, sobre as áreas frágeis de influência fluvial, denota a importância da preservação para o incremento e manutenção dos fluxos biológicos na área e para a estabilidade do ambiente. A proposta final de implantação do corredor, bem como das áreas a serem recuperadas, foi resultante da interação das informações obtidas sob os aspectos abióticos, referente às zonas de fragilidades em encostas e fluviais; do meio biótico, com a conservação dos 18 fragmentos considerados prioritários e da recomposição de suas áreas de entorno, e ainda, com a conservação do fragmento situado ao longo dos ambientes fluviais (FEP). Essas áreas totalizaram 1.592,66ha, que representam 34,40% da área de estudo. Para isso, seria necessário um incremento de 735,82ha de cobertura florestal a ser implementada nas zonas descritas. O restante da área (3.036,81ha) que corresponde a 65,60%, seriam passíveis de produção agrosilvopastoril, cujo manejo deveria atender recomendações específicas de conservação dos recursos naturais. A conservação nas zonas recomendadas acarretaria em melhorias significativas nas condições ambientais, fato evidenciado não somente pelo aumento na cobertura florestal, que de 19,37% passaria a 34,49%, mas pelos índices e métricas obtidos com a simulação da implantação do corredor. O número de fragmentos passaria de 57 para apenas 12, porém maiores e com maior conectividade. O tamanho médio dos fragmentos de 15,79ha passaria a 129,54ha, a conectividade de 2,25% a 13,63%, e o maior fragmento - FEP de 684,28ha a 1.512,44ha de áreas estrategicamente conectadas ao longo dos ambientes fluviais. A metodologia pode ser considerada eficiente por relacionar os aspectos do meio físico, biológico e da estrutura da paisagem, proporcionando a estabilidade da bacia, incrementos nos fluxos biológicos e, conseqüentemente na conservação da biodiversidade. Também foi evidenciada a viabilidade de implementação no campo pois as áreas recomendadas para a recomposição situam-se em solos de baixo potencial agrícola e seu total pouco difere do previsto pela atual legislação ambiental.

ABSTRACT

A study was developed on the upland of the São Francisco Falso River to build a biodiversity corridor by linking the biotic, abiotic, and landscape features. The study area — 4,629.74 ha— is on the Third Paraná Plateau. Because of the soil's fertility, it is intensively cultivated; only 19% of the area remains covered with the original estational semideciduous forest. To identify the most fragile region, and the highest priority fragments for conservation and recovery to establish the landscape mosaic, the land use was defined using satellite imagery (SPOT), aerial photos, and field surveys. The landscape measurements were analyzed using Fragstats and ArcView software. Two geomorphologic regions were identified: convex and platform relief. In the convex, the most environmentally fragile zones are close to the stream where we have hydromorphic soils. These soils are scarcely susceptible to erosion processes and were buried because of the erosion that occurred on the upland zones. In the platform relief landscape, the most fragile zone is the slope environment on the steepest portion, where we have shallow soils highly susceptible to erosion because of their high CEC. They need vegetative cover to avoid losing ions to the system. Through the soil mapping it was possible to define the areas of fragility concerning the abiotic features located on the slope for 642.10 ha, and located in the pluvial environment for 498.67 ha, together representing 13.94% of the total study area. The biotic factors (vegetation), and the landscape structure (dimension and position of the fragments) were used to select the most important areas to conserve. It was observed that preserving the 18 biggest fragments, among the 57 existents, would represent the conservation of 80% of existing forest-covered area. On these fragments defined as priorities, it was recommended that the area be enlarged by 35 m around through tree planting in order to diminish the border effect and improve the matrix protection. This strategy would recover 134.34 ha. The fragments along the river (FEP), despite having secondary vegetation and being the most affected by the border effect, represent the biggest connective, embracing 76% of the forest-covered area. Fragments located in fragile areas within the riparian zone are the most important to recover aside from the possibility of improving the gene flux and environmental stability, which is true of all fragments. The final goal is to establish the corridors on 1,592.66 ha, representing 34.40% of the total area. To reach the goal, 735.82 ha of forest-covered area should be implanted in the described regions. The remaining 3,036.81 ha (65.60%) should be used as an agro forestry with specific recommendations. Improvements in environmental conditions can be observed through the index and measurement obtained from the corridor implementation simulation as well as the enlargement of the forest-covered area from 19.37 to 34.49%. The fragments decreased from 57 to just 12, however they were bigger and more linked. The average size increased from 15.79 ha to 129.54 ha, the connectivity from 2.25% to 13.63%, and the biggest fragment – FEP— from 684.28 ha to 1,512.44 ha. The methodology, relating the physical and biological features and the landscape structure, can be considered useful in giving stability to the watershed, improvement the gene flux, and because these two conserve the biodiversity. The possibility of implementation of the program is improved because the soils in the recovery region have low growing potential suitable for little other than forest.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitats representa a maior ameaça para a biodiversidade do planeta (TABARELLI e GASCON, 2005). Como principais conseqüências, acarreta no isolamento das formações e populações remanescentes, alterações nos fluxos gênicos, intensificação das competições, alterações da estrutura e qualidade de habitats, extinções de espécies e perda de biodiversidade (CAMPOS e AGOSTINHO, 1997; METZGER, 1998; BIERREGAARD et al., 1992; PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

No estado do Paraná, o processo de ocupação territorial desordenado, resultou em significativas perdas de biodiversidade. Estima-se que a partir de um número aproximado de 7.000 espécies vegetais ocorrentes no Estado, cerca de 70% (5.000) têm hoje seus ambientes alterados a ponto de colocar em risco os processos de interação dos ecossistemas. A Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná relaciona 593 dessas espécies consideradas em situação crítica (PARANÁ, 1995). O estudo realizado para o Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná (MIKICH e BÉRNILS, 2004), diagnosticou 344 espécies da fauna paranaense, relacionando 163 espécies consideradas ameaçadas de extinção.

A partir da década de 60, a cobertura florestal no Paraná atingiu níveis inferiores a 30%. Conforme Metzger (1998), a compreensão da influência da conectividade e da complexidade do mosaico sobre as populações e comunidades fragmentadas é particularmente urgente onde o processo de fragmentação e degradação da cobertura original é intenso e ultrapassou o limiar de 30% de cobertura florestal, proposto por Andrén¹ (1994).

¹ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v.71, p.355-66, 1994.

Sendo assim, o planejamento do uso do solo, considerando a distribuição espacial dos remanescentes florestais, tornou-se uma importante ferramenta para propostas que visam à minimização dos impactos causados pela fragmentação de habitat.

Considerando os limitados recursos humanos e financeiros disponíveis para aplicação na área ambiental, há necessidade de esforços para otimizar as ações de proteção à biodiversidade. Portanto, o planejamento do uso do solo deve primar pela adequação técnica, que assegure a conservação das áreas de maior fragilidade, a estabilidade e a manutenção das funcionalidades de cada ambiente.

O objetivo deste estudo é a elaboração de metodologia para a formação de corredores de biodiversidade, considerando aspectos dos meios abióticos e bióticos e da estrutura da paisagem. Os objetivos específicos são:

- Caracterizar os principais fatores bióticos e abióticos na área de estudo;
- Analisar como estes fatores interferem na dinâmica do ambiente da microbacia;
- Identificar áreas de fragilidade ambiental;
- Definir áreas à recuperar visando o aumento da conexão entre fragmentos florestais; Indicar ações para incrementar a proteção dos remanescentes prioritários.

Tendo como unidade de planejamento uma microbacia, foi proposto um zoneamento onde as áreas para conservação e para recuperação foram definidas mediante avaliações dos aspectos de geomorfologia, pedologia, hidrologia, cobertura vegetal e estrutura da paisagem. Nesse intuito, as áreas mais frágeis foram indicadas à conservação, visando à estabilidade do ambiente, observando-se premissas, tanto da biologia da conservação como da ecologia da paisagem. Foram efetuadas análises comparativas dos dados do uso atual da microbacia com os simulados para uma situação definida tecnicamente conforme essa metodologial proposta. A fim de

aferir a aplicabilidade do estudo, também foi avaliado o zoneamento proposto comparativamente com a legislação ambiental vigente.

Com o estudo espera-se contribuir na tomada de decisões visando à conservação da natureza evitando a inviabilização da propriedade rural, com uma abordagem interativa do meio, relacionando os fatores bióticos e abióticos no estudo da paisagem.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Conforme Forman (1995), as paisagens são consideradas como unidades ecológicas compostas por mosaicos de ecossistemas que interagem em uma área ampla delimitada por características geomorfológicas e com regime específico de alterações. A paisagem é fruto da interação dos componentes geológicos, expostos à ação do clima, fatores geomorfológicos e bióticos que, através do tempo, refletem atualmente os registros acumulados da evolução biofísica. O planejamento do uso do solo, por meio do estudo da paisagem, tem sido ressaltado como alternativa para diferentes planejamentos, como ordenamento territorial, avaliação de impactos ambientais, identificação e avaliação de recursos cênicos e, na recuperação de áreas degradadas (MOPU, 1987; OLIVEIRA, 2003).

Nesse intuito, a teoria de utilização de corredores para a preservação de espécies foi adotada por conservacionistas desde a década de 60, porém com poucas evidências sobre eficácia da funcionalidade dos mesmos. A importância de corredores para plantas vasculares ainda foi pouco estudada, mas a conectividade influencia indiretamente a abundância e distribuição de plantas com sementes, na medida em que interfere diretamente na locomoção dos agentes de disseminação (METZGER, 1998). Estudo recente publicado pela revista *Science*, coordenado por Damschen et al. (2006), demonstrou, a funcionalidade dos corredores, os quais auxiliam na diversidade de plantas através do aumento da polinização e dispersão de sementes. O estudo abordou a dispersão de plantas em povoamentos de pinus (Pinaceae) na Carolina do Norte (EUA), demonstrando que os corredores não são simplesmente um paradigma intuitivo, mas uma ferramenta e instrumento de conservação.

Assim, o planejamento do uso do solo deve prever o manejo da matriz e dos corredores da paisagem, os quais devem ser estabelecidos de forma a otimizar a conectividade e a possibilidade de trocas genéticas entre reservas naturais (METZGER, 1998). Conforme o autor, a conservação da biodiversidade depende do estabelecimento de uma rede de grandes e numerosas reservas naturais, bem

distribuídas espacialmente, de forma a representarem as diferentes regiões biogeográficas. Contudo, as ações não devem ser restritas às áreas protegidas públicas, mas principalmente ter enfoque nas áreas privadas, pela magnitude de seus territórios, onde corredores de biodiversidade poderiam exercer a estratégica função do aumento da conectividade entre as unidades de conservação e os demais remanescentes florestais.

Para Oliveira (2003), os estudos da paisagem têm por finalidade fornecer subsídios aos problemas práticos de gestão do território, planejamento ambiental e para a conservação e proteção de áreas naturais. Sob o mesmo aspecto, o zoneamento representa a espacialização das informações, sendo uma ferramenta para prevenir, controlar, monitorar e prever os impactos ambientais, de acordo com as especificidades do território (SILVA et al., 1997). Portanto, contemplar estas duas abordagens do zoneamento, baseado em informações do estudo da paisagem, pode ser a alternativa técnica mais adequada e aplicável, tanto para a conservação da diversidade biológica, como para o planejamento e implantação de sistemas produtivos menos impactantes.

2.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM

Segundo Metzger (2001), a ecologia da paisagem tem por objetivo principal investigar a influência de padrões espaciais sobre os processos ecológicos. Combina uma abordagem horizontal (espacial) dos geógrafos com uma abordagem vertical (funcional) dos ecólogos. Já para Forman e Godron (1986), é o estudo da estrutura, função e alterações em uma área heterogênea composta de interações de ecossistemas.

Para Burel e Baudry (2002), a evolução da paisagem está condicionada às atividades humanas, sendo o conhecimento das condições originais do meio fundamental para prever sua dinâmica. Portanto, o estudo da sua estrutura deve abordar as interações que resultam nos padrões espaciais, relacionando os fatores físicos, biológicos e sociais (HIGGS, 1997).

2.1.1 Os Fatores Ambientais e os Padrões da Paisagem

A diversidade da paisagem é originada pelas discontinuidades ambientais (geomorfológicas, pedológicas, por exemplo) e pelo regime de perturbação, natural e antrópico. Componentes simples, como tipo de fragmento, número, área, forma e efeito de borda, podem ser correlacionados para uma melhor compreensão da diversidade (METZGER, 1998). Já a caracterização do ambiente, relacionando a hidrologia, a geomorfologia, a pedologia e a vegetação, envolve as informações básicas para o diagnóstico e planejamento do uso do solo.

2.1.1.1 Fatores abióticos

Segundo Crepani et al. (2001), para o estudo dos ambientes naturais é essencial o conhecimento de sua gênese, estrutura e estágio de evolução, bem como o tipo da cobertura vegetal. Essas informações são fornecidas pela geologia, geomorfologia, pedologia, pela análise dos estágios sucessionais da vegetação, e precisam ser integradas para a obtenção de um retrato fiel do comportamento de cada unidade frente à sua ocupação. Assim, o primeiro passo a realizar, deverá ser o diagnóstico dos aspectos abióticos do meio.

- Aspectos Hídricos

A água é essencial à vida em função de que sem ela não existe respiração, reprodução, fotossíntese, quimiossíntese, habitats e nichos ecológicos para as espécies (FIORIO et al., 2003). A crise mundial, consequência da ínfima quantidade de água doce existente no planeta, é agravada pela interferência nos ciclos hidrológicos, o que tem ocasionado tanto a diminuição, quanto perdas na qualidade desse recurso.

Esse comprometimento tem sido evidente nas áreas urbanas para abastecimento público e nas áreas rurais, onde o recurso hídrico é essencial para a manutenção da produção agrícola. De forma menos evidente, mas não menos

importante, essas alterações podem acarretar em desequilíbrios ecológicos, afetando várias formas de vida, inclusive podendo levar à extinção de espécies. Em uma bacia hidrográfica, o ecossistema encontra-se em equilíbrio dinâmico, sendo as variáveis que o afetam interdependentes. Exemplificando a importância da questão hídrica para as formações vegetais, Campos, Romagnolo e Souza (2000), citaram: "os processos hidrodinâmicos e hidrossedimentológicos mostram ser os fatores de maior importância no estabelecimento e sucessão da vegetação em áreas aluviais, determinando a seleção de espécies e a formação e evolução do substrato, vindo a refletir na dinâmica, na estrutura e no padrão de distribuição da vegetação a variabilidade espacial local".

Deve-se ainda considerar que o sistema hidrográfico, composto por diversas bacias que convergem para formar os rios, funciona como condutor de elementos naturais mas também de elementos contaminantes (FIORIO et al., 2003). Alterações desses fluxos comprometem todo o ecossistema nele inserido, e nos situados à jusante. Portanto, o equilíbrio na microbacia está diretamente condicionado aos processos hídricos.

A funcionalidade dos ambientes florestais no equilíbrio hídrico de uma microbacia foi estudada principalmente nos ambientes ciliares. Conforme Lima e Zákia (2000), existe uma interação permanente entre a vegetação ripária, os processos geomórficos e hidráulicos do canal e a biota aquática. Apesar de faltarem definições técnicas quanto à largura de vegetação necessária para a proteção hídrica, resta inquestionável a importância da preservação das formações ciliares para a proteção da qualidade das águas superficiais (FRANCO, 2005). Porém, há que ser salientado que a determinação de uma largura padrão, capaz de reter sedimentos e promover a proteção hídrica, não seria viável tecnicamente. A análise das variáveis como erodibilidade, declividade, forma e tamanho de rampa, são fundamentais para a avaliação da paisagem local e definição da melhor estratégia de proteção, tanto nas formações ciliares, como nas porções superiores do relevo. Isto pode ser realizado através da delimitação das áreas de maiores vulnerabilidades, especialmente quanto à

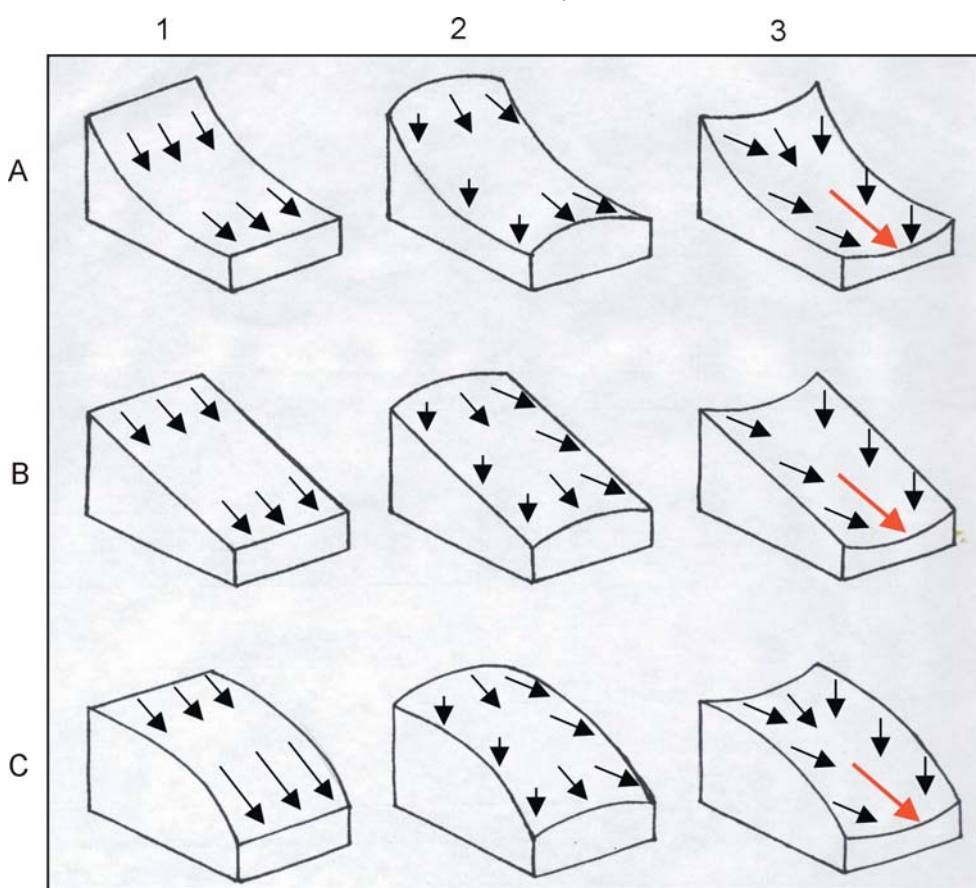
questão hídrica relacionada aos processos erosivos. Conforme Roloff, Castro da Cruz e Inhlenfeld (2000), os sedimentos erodidos são uma fonte importante de contaminação dos recursos hídricos, além do assoreamento, fatores esses que podem comprometer todo equilíbrio na microbacia. Estudo realizado pelos autores indicou que a largura necessária para que a vegetação ripária exerça a função de faixa-filtro, está relacionada diretamente ao comprimento das rampas. Para rampas longas são necessárias faixas ciliares mais largas. Portanto, para um planejamento tecnicamente adequado, não é viável a determinação de uma largura padrão da faixa de proteção ciliar, como previsto na legislação, sendo variável em função dos fatores relacionados, não devendo ser esquecido a importância do manejo nas encostas.

- Aspectos Geológicos e Geomorfológicos

Conforme Crepani et al. (2001), para a análise da dinâmica da paisagem, deve-se considerar a evolução geológica do ambiente estudado, bem como o grau de coesão das rochas que o compõem, ambos importantes para a avaliação da evolução do processo erosivo e transporte de material na dinâmica da área de estudo. Para a caracterização da estabilidade das unidades de paisagem natural, a geomorfologia oferece as informações relativas à morfometria, que influenciam de maneira marcante os processos ecodinâmicos. O relevo, está intrinsecamente relacionado com as rochas que o sustentam, com o clima que o exculpe e com os solos que o recobrem (GUERRA e BOTELHO, 2001). As informações mais importantes a serem consideradas são: a forma, a declividade e o tamanho da pendente, as quais traduzem o grau de dissecação do relevo nas unidades das paisagens. Conforme Summerfield (1991), as várias formas de rampa são determinadas por inúmeros fatores geomorfológicos, exercendo influência direta nos fluxos hídricos, como pode ser observado no esquema da figura 1. As formas convergentes (coluna 3) preferencializam as concentrações dos fluxos hídricos e dos processos erosivos na microbacia (CURCIO, 2006b). As feições côncava–convergente (A3), retilínea–convergente (B3) e convexa–convergente (C3),

são as que mais apresentam fluxos hídricos concentrados, e portanto, áreas mais vulneráveis à erosão. As formas são especialmente importantes no modelamento das encostas, por configurarem, em superfície e subsuperfície, relações intrínsecas à dinâmica das cabeceiras de drenagem, reproduzindo-se como unidades fundamentais de evolução do relevo (GUERRA e BOTELHO, 2001; CURCIO, 2006a).

FIGURA 1 - FORMAS DE RAMPA E CONCENTRAÇÃO DE ENXURRADA



FONTE: Curcio (2006a)

NOTA: A1 - Côncava - Retilínea; A2: Côncava - Divergente; A3: Côncava - Convergente; B1: Retilínea - Retilínea; B2: Retilínea - Divergente; B3: Retilínea - Convergente; C1: Convexa - Retilínea; C2: Convexa - Divergente; C3: Convexa - Convergente; Flexa Vermelha - Concentração de enxurrada.

Além do modelamento do relevo, os processos morfogenéticos são responsáveis pelo grau de fragilidade do meio. Conforme Prado (2006), a declividade e perda de solo estão interligadas entre si. Quanto maior for a declividade maior será a velocidade com que a água irá escorrer, e conseqüentemente, maior será o volume carregado devido à força erosiva. O comprimento de rampa tem forte ligação com o

aumento ou não da erosão. A medida em que aumenta, maior será o volume de água, aumentando também a velocidade de escoamento.

- Aspectos Geológicos e Geomorfológicos da região

A bacia do rio Paraná, onde se situa a área de estudo, tem sua origem controversa e discutida por diversos autores (NARDY, 1996). Sua formação teve início no período Siluriano, terminando no Cretáceo. No início de sua formação a América do Sul ligava-se à África, formando o megacontinente Gondwana (MINEROPAR, 2006). As rochas sedimentares foram depositadas sobre uma vasta área de escudo desse continente. A evolução, que durou mais de 350 milhões de anos, se fez em grandes ciclos geológicos, acompanhados de avanços e recuos da linha de costa de um antigo oceano que circundava o supercontinente Gondwana. Essas mudanças muito lentas, comparadas com a escala de tempo de eventos humanos, possibilitaram a formação de rochas de diversas origens: marinha, lacustre, fluvial e glacial, que formam a seqüência sedimentar paleozóica da bacia do rio Paraná. Durante o Jurássico, essa extensa bacia transformou-se num imenso deserto (o deserto Botucatu) com mais de 1,5 milhões de km², que cobriu parte do que é hoje o sul do Brasil, Paraguai, Uruguai e Argentina. No Cretáceo teve início a grande ruptura do supercontinente Gondwana com a separação dos atuais continentes sul-americano e africano, e a formação do Oceano Atlântico Sul. Essa separação promoveu a liberação de magma, formando extensos derrames de lavas basálticas sobre as unidades sedimentares paleozóicas. Estes derrames atingiram até 1.500m de espessura e cobriram mais de 1.200.000 km² (MINEROPAR, 2006).

- Aspectos Pedológicos

Os componentes bióticos e abióticos existentes estão especialmente caracterizados no solo. A associação entre os organismos, o substrato geológico, e o clima, interagindo entre si constitui as paisagens, sendo os reflexos dessa interação

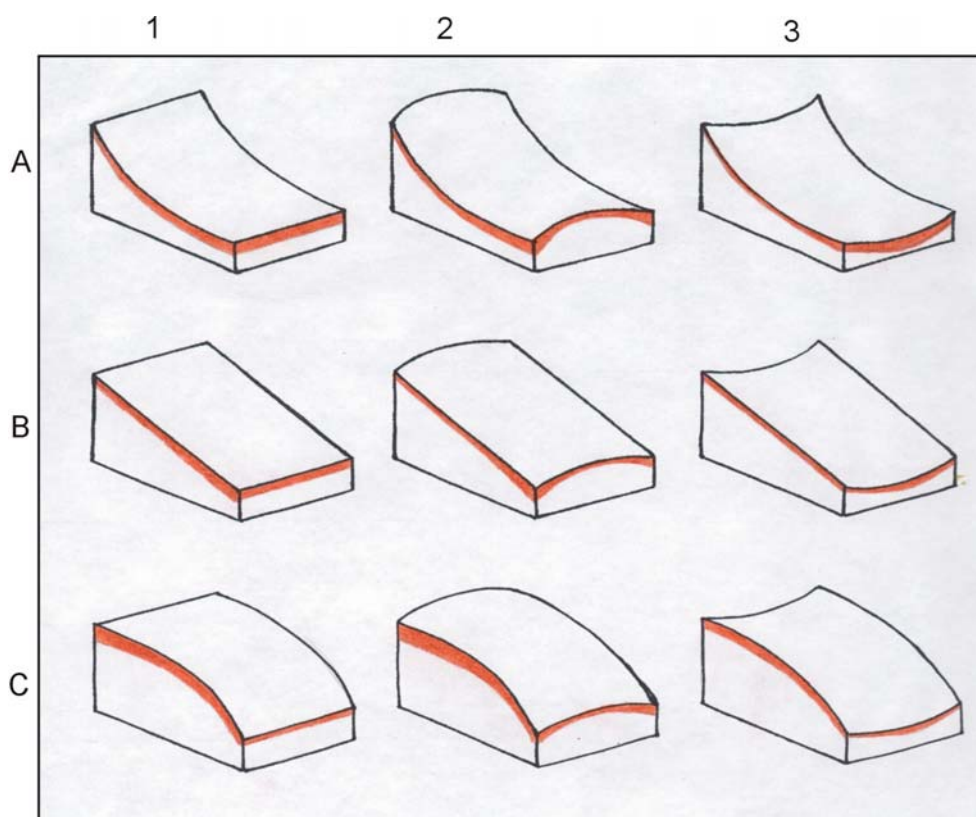
observados nos diversos tipos de formações florestais (JACOMINE, 2000). É o solo, com suas frações minerais e orgânicas, ar e solução, o ancoradouro que torna as raízes capazes de fixarem as plantas e de funcionar como o reservatório para água e nutrientes. Assim, o sucesso das plantas depende da capacidade do solo, como meio, para que as raízes possam se desenvolver (KRAMER, 1975). Além disso, a textura e a porosidade são características altamente importantes, determinando, em grande parte, a disponibilidade dos nutrientes para as plantas e animais do solo (ODUM, 1988).

A Pedologia participa na caracterização morfodinâmica da paisagem natural, fornecendo informações básicas da posição ocupada por cada unidade, dentro da escala gradativa da ecodinâmica. A maturidade dos solos, produto direto do balanço morfogênese/pedogênese, indica claramente se prevalecem os processos erosivos da morfogênese que geram solos jovens, pouco desenvolvidos, ou se, no outro extremo, as condições de estabilidade permitem o predomínio dos processos de pedogênese gerando solos maduros, lixiviados e bem desenvolvidos (CREPANI et al., 2001). Além disso, aspectos fundamentais que definem a vulnerabilidade dos solos devem ser considerados a exemplo de profundidade efetiva, textura, forma, entre outros.

A participação do relevo também é importante no processo evolutivo do solo, visto que, de maneira geral, influencia a quantidade de água incorporada, acelerando as reações químicas do intemperismo, promovendo o transporte de sólidos ou de materiais em solução, produzindo efeitos que se traduzem em diferentes tipos de solos, nas diversas posições das toposseqüências. Conforme estudo realizado por Curi e Franzmeier (1984), avaliando uma toposseqüência de Latossolos originários do basalto, foi observado que os solos das posições mais inclinadas eram menos intemperizados, e que, na posição mais alta, eram mais oxídicos (hematita e gibsita) e, nos locais mais baixos, predominava a caulinita na fração argila, confirmando a influência do relevo na formação do solo. Isto permite concluir que, os graus de fragilidade do ambiente, característica que está intrinsecamente relacionada ao relevo, podem ser definidos por meio de informações de classes de solos. Para

Resende et al. (1995), a relação entre a pedoforma e outras propriedades do solo foram estudadas e comprovadas. Nos Latossolos (mais desenvolvidos) predominam as pedoformas convexo-convexas (figura 2, C2). Como o equilíbrio e a dinâmica dos processos de erosão hídrica na bacia estão diretamente relacionados com as questões de forma e comprimento de rampas, essas são informações imprescindíveis para determinação de zonas de vulnerabilidade ambiental. Para Moura e Silva (2001), os complexos de rampa são unidades fundamentais de análise das encostas, por expressar em uma visão tridimensional, a distribuição dos solos e a orientação da dinâmica da água em superfície e subsuperfície, o que pode ser observado na figura 2.

FIGURA 2 - FORMAS DE RAMPA E A ESPESSURA DOS SOLOS



FONTE: Curcio (2006a)

Conforme Crepani et al. (2001), os solos das regiões ocupadas pelo homem estão se perdendo rapidamente e, por isso, deveriam ser considerados como um recurso natural não renovável e ter seu uso cercado de toda proteção e cuidado que tal situação exige. Portanto, para o planejamento do uso adequado do solo em

paisagens fragmentadas, é fundamental a identificação dos tipos de solos, para obter o grau de fragilidade da área (quadro 1). Somente assim, a definição de áreas a serem destinadas à conservação ou ao uso agropecuário terá uma fundamentação técnica que será determinante no êxito da implantação de projetos de recuperação ambiental. Atualmente, vários trabalhos de planejamento que visam à diminuição do impacto causado pelas ações antrópicas, têm utilizado como informação básica os solos, por meio dos mapas pedológicos (FIORIO et al., 2003).

QUADRO 1 - CLASSES DE FRAGILIDADE PARA OS TIPOS DE SOLOS

CLASSES DE FRAGILIDADE	TIPO DE SOLO
Muito Fraca	Latossolo Vermelho (Distroférico e Eutroférico), Latossolo Vermelho distrófico textura argilosa
Fraca	Latossolo Vermelho e Vermelho-Amarelo, textura média/argilosa
Média	Latossolo Vermelho-Amarelo, Nitossolo Vermelho distroférico e eutroférico, Nitossolo Háplico, Podzólico Vermelho-amarelo textura média/argilosa
Alta	Cambissolo
Muito Alta	Neossolos Litólicos e Neossolo Quartzarênico

FONTE: Crepani et al. (2001)

Trabalhos de recuperação que não consideram os aspectos pedogenéticos terão grande possibilidade de fracassarem. Sem esses diagnósticos, projetos podem ser inadequados tecnicamente por não garantirem estabilidade ao ambiente.

"Se é notável a importância do levantamento de solos no sistema ambiental e produtivo, por que poucos trabalhos discutem tal assunto?" (DALMOLIN, 1999²; DEMATTÊ e FIORIO, 1999³, citados por FIORIO et al., 2003). A resposta pode estar na necessidade de implementação de novas tecnologias que auxiliem os levantamentos pedológicos, melhorando sua qualidade e grau de detalhamento e praticidade.

²DALMOLIN, R.S.D. Faltam pedólogos no Brasil. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.4, out./dez. p.13-15, 1999.

³DEMATTÊ, José Alexandre M.; FIORIO, Peterson Ricardo. Evolução da tolerância de perdas de solo através da utilização de SIG's, na Microbacia Hidrográfica do Córrego do Ceveiro, na Região de Piracicaba - SP. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DE SOLOS E ÁGUA. Fortaleza, 1998. p.280-281.

Portanto, o processo de planejamento, onde serão definidos os destinos de cada zona, somente poderá ser realizado com êxito se for considerado o solo como um dos elementos determinantes de áreas de fragilidade. Com base na classificação de solos da área e na determinação de suas vulnerabilidades é que poderá se planejar o ambiente de forma a garantir a sua estabilidade. Para tanto, é necessário o conhecimento de seus atributos e variabilidade espacial, que só é possível quando são disponíveis levantamentos pedológicos em escalas compatíveis com os objetivos desejados (FIORIO et al., 2003).

- Aspectos Pedológicos da região

A área de estudo está situada no planalto de Guarapuava, Terceiro Planalto Paranaense (MAACK, 1968). Conforme Embrapa (1984), adaptado ao Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999), nessa região predominam as seguintes classes de 1.º nível (ordens):

a) **Latossolos**: constituídos por material mineral, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte diagnóstico superficial, exceto H hístico. São solos em estágio avançado de intemperização, muito evoluídos, como resultado de enérgicas transformações no material constitutivo (salvo minerais pouco alteráveis). São virtualmente destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo, e têm capacidade de troca de cátions baixa, inferior a 17 cmol_c/kg de argila sem correção para carbono, comportando variações desde solos predominantemente cauliníticos, com valores de Ki mais altos, em torno de 2,0, admitindo o máximo de 2,2, até solos oxídicos de Ki extremamente baixo. Variam de fortemente a bem drenados, embora ocorram variedades que têm cores pálidas, de drenagem moderada ou até mesmo imperfeitamente drenados, transicionais para condições de maior grau de gleização. São normalmente muito profundos, sendo a espessura do *solum* raramente inferior a um metro. Têm

seqüência de horizontes A, B, C, com pouca diferenciação de horizontes, e transições normalmente difusas ou graduais.

O incremento de argila do A para o B é pouco expressivo e a relação textural B/A não satisfaz os requisitos para B textural. De um modo geral, os teores da fração argila no *solum* aumentam gradativamente com a profundidade, ou permanecem constantes ao longo do perfil. Tipicamente, é baixa a mobilidade das argilas no horizonte B, ressaltados compartimentos atípicos, de solos desenvolvidos de material arenoso quartzoso, de constituintes orgânicos ou com pH positivo ou nulo. São, em geral, fortemente ácidos, com baixa saturação por bases, distróficos ou álicos. Ocorrem, todavia, solos com média e até alta saturação por bases, encontrados geralmente em zonas que apresentam estação seca pronunciada, semi-áridas ou não, como, também, em solos formados a partir de rochas básicas.

b) **Nitossolos**: constituídos por material mineral, com horizonte B nítico (reluzente) de argila de atividade baixa, textura argilosa ou muito argilosa, estrutura em blocos subangulares, angulares ou prismática moderada ou forte, com superfície dos agregados reluzente, relacionada a cerosidade e/ou superfícies de compressão. Esses solos apresentam horizonte B bem expresso em termos de desenvolvimento de estrutura e cerosidade, mas com inexpressivo gradiente textural. Esta classe não engloba solos com o incremento no teor de argila requerido para horizonte B textural, sendo a diferenciação de horizontes menos acentuada que aqueles, com transição do A para o B clara e gradual e, entre os subhorizontes do B, difusa.

São profundos, bem drenados, de coloração variando de vermelha a brunada. São, em geral, moderadamente ácidos a ácidos, com saturação por bases baixa a alta, as vezes álicos, com composição caulínico-oxídica e por conseguinte com argila de atividade baixa. Podem apresentar horizonte A de qualquer tipo, inclusive A húmico, não admitindo, entretanto, horizonte H hístico.

c) **Neossolos**: constituídos por material mineral ou material orgânico pouco espesso e com pouca expressão dos processos pedogenéticos. Assim, a baixa intensidade pedogenética não conduziram, ainda, a modificações expressivas do

material originário, que pela sua resistência ao intemperismo ou composição química, e do relevo, podem impedir ou limitar a evolução desses solos. Nesta classe se enquadram os Neossolos Litólicos, Neossolos Regolíticos e Neossolos Flúvicos.

Possuem seqüência de horizontes A-R, A-C-R, A-Cr-R, A-Cr, A-C, O-R, ou H-C sem atender contudo aos requisitos para serem enquadrados nas classes dos Chernossolos, Vertissolos, Plintossolos, Organossolos ou Gleissolos. Esta classe admite diversos tipos de horizontes superficiais, incluindo o horizonte o ou H hístico, com menos de 30cm de espessura quando sobrejacente à rocha ou a material mineral.

Os Neossolos Flúvicos, correspondem às áreas ao longo dos cursos d'água, nos terraços ou várzeas. Em função de sua própria origem, são poucos desenvolvidos e muito heterogêneos quanto às suas propriedades físico-químicas. Conforme Jacomine (2000), nesses, a retirada da floresta ripária acentua os processos erosivos, especialmente causando desmoronamentos das margens dos rios, provocando assoreamento dos cursos d'água.

d) **Cambissolos**: constituídos por material mineral, com horizonte B incipiente subjacente a qualquer tipo de horizonte superficial, desde que em qualquer um dos casos não satisfaçam os requisitos estabelecidos para serem enquadrados nas classes Vertissolos, Chernossolos, Plintossolos ou Gleissolos. Têm seqüência de horizontes A ou hístico, Bi, C, com ou sem R. Ocupam grandes extensões em várzeas sob florestas ciliares (JACOMINE, 2000), diferenciando-se dos Neossolos Flúvicos pela presença do horizonte B incipiente.

Devido à heterogeneidade do material de origem, das formas de relevo e das condições climáticas, as características desses solos variam muito de um material para o outro. Assim, a classe comporta desde solos fortemente a imperfeitamente drenados, rasos a profundos, de cor bruna ou bruno-amarelada até vermelho escuro e de alta a baixa saturação por bases. O horizonte B incipiente (Bi) tem textura franco-arenosa ou mais argilosa, com teores uniformes de argila, podendo ocorrer ligeiro decréscimo ou um pequeno incremento do A para o Bi. Admite-se a diferença marcante do A para o Bi, em casos de solos desenvolvidos a partir de sedimentos

aluviais ou outros casos em que há descontinuidade litológica. A estrutura do horizonte Bi pode ser em blocos, granular ou prismática, havendo casos, também, de estrutura em grãos simples ou maciça. Horizonte com plintita ou com gleização pode estar presente em solos desta classe, desde que não satisfaça os requisitos exigidos para ser incluídos nas classes dos Plintossolos ou Gleissolos, ou que se apresente em posição não diagnóstica com referência à seqüência de horizontes do perfil.

Segundo o levantamento da Embrapa (1984), na região são também encontrados os Chernossolos. Contudo, esses não foram identificados na área de estudo.

Já os Organossolos e os Gleissolos, não constam do mapeamento da Embrapa (1984), em função da escala (1:600.000). Porém, como foram identificados na área da microbacia, serão descritos resumidamente, e apresentados de forma mais detalhada nos resultados desse trabalho, no capítulo referente às áreas de fragilidade, em função de suas características e vulnerabilidades.

e) **Organossolos**: solos hidromórficos, constituídos por material orgânico com espessura mínima de 40cm, formados sob intensa saturação hídrica, densidade global muito baixa, cores escuras, grande capacidade de retenção de água, ótima capacidade de filtro, com conteúdos de carbono orgânico podendo variar de 8% a 12% de seu peso seco (EMBRAPA, 1999). Para Jacomine (2000), são solos integrantes de ecossistemas frágeis, que se mantêm sob tênue equilíbrio. Quando descaracterizados e drenados, a matéria orgânica oxida gradativamente, diminuindo de espessura, podendo inclusive, sofrer processos de subsidência ou rebaixamento (CURCIO, 2006b).

f) **Gleissolos**: Solos minerais, hidromórficos, mal drenados, com horizonte glei logo abaixo do horizonte A, ou dentro de 50cm da superfície do solo, cores acinzentadas com mosqueados, textura argilosa e com boa capacidade de retenção de água. São geralmente ácidos, com argila de atividade baixa ou alta, baixa ou alta saturação por bases, e alta saturação com alumínio extraível. Também possuem alta vulnerabilidade e, quando incorporados ao sistema produtivo, alteram o ambiente, levando à sua degradação (JACOMINE, 2000).

2.1.1.2 Fatores bióticos

- Vegetação

A vegetação natural, observada nas diferentes regiões fitogeográficas, retrata as condições pretéritas e atuais, refletindo os processos de interação dos diversos fatores ambientais, podendo até mesmo ser considerada como indicador para algumas características do meio. A evolução da vegetação decorreu de todo processo evolutivo do planeta, a exemplo da movimentação dos continentes, dos períodos glaciais e interglaciais e suas conseqüências como progressão e regressão do nível do mar, de períodos de seca e de erupções vulcânicas. Enfim, muitos fatores são responsáveis pela grande variação dos tipos de vegetação ocorrentes em uma determinada região que, dependendo do quão heterogêneo é o ambiente, maior ou menor variedade de habitats existirá sob o efeito da vegetação (MMA, 2005).

Conforme Roderjan et al. (2003), a superfície do estado do Paraná, possui uma diversidade fitogeográfica notável, onde os diferentes tipos de florestas ocorrem entremeados por formações herbáceas e arbustivas, resultantes de peculiaridades geomorfológicas, pedológicas e climáticas. Segundo suas características, o Paraná apresenta condições favoráveis para o desenvolvimento de vegetação do tipo florestal, o que é determinado principalmente pela uniformidade na distribuição pluviométrica no decorrer do ano, com ausência de uma estação seca claramente definida. As formações campestres naturais, como os campos de Guarapuava e de Palmas, do terceiro planalto paranaense, são vistas pela maioria dos autores como relictos de um clima de caráter temperado, semi-árido até semi-úmido, com períodos acentuados de seca. A expansão das florestas sobre os campos seria uma conseqüência do processo denominado tropicalização do clima, ou seja, a mudança de clima mais frio e seco para o mais quente e úmido.

De acordo com Maack (1968), o tipo de floresta situado no oeste paranaense, possui desenvolvimento vigoroso e exuberante, apresentando maior diversidade específica do que a vegetação semidecidual, encontrada sobre o arenito Caiuá, no

noroeste do estado. Nas regiões onde ocorre sobre solos derivados do basalto, a floresta é extremamente vigorosa com elevado volume de madeira por unidade de área. Já nas formações sobre áreas do arenito Caiuá, a floresta ocorre de forma mais heterogênea, especialmente pela presença de espécies próprias de ambientes caracterizados por estações de acentuada deficiência hídrica.

A Floresta Estacional Semidecidual compreende as formações florestais associadas à dupla estacionalidade climática: uma estação tropical com épocas de intensas chuvas de verão seguidas por estiagens, e outra estação subtropical sem período seco mas com seca fisiológica causada pelo intenso frio do inverno com temperaturas médias inferiores a 15°C. Essa região está vinculada portanto à ocorrência de um clima de acentuada variação térmica (IBGE, 1992). A porcentagem de árvores caducifólias, referente ao conjunto de indivíduos no dossel que perdem as folhas individualmente, situa-se entre 20 a 50% na época desfavorável. Essa formação apresenta menor diversidade florística, em comparação com as formações Ombrófila Densa e Ombrófila Mista, sendo o epifitismo também mais raro (PARANÁ, 2006).

A Floresta Estacional Semidecidual Submontana, predominante na área de estudo, ocorre desde o norte do estado, em altitudes inferiores a 600-500 metros, e a oeste e sudoeste, em altitudes inferiores a 400m (PARANÁ, 2002). Caracteriza-se por apresentar indivíduos emergentes formando um dossel irregular, que pode alcançar cerca de 35 metros de altura. Conforme Roderjan et al. (2003), a espécie mais característica é *Aspidosperma polyneuron* Mull. Arg. (Apocynaceae) dominando um dossel elevado (30-40 metros de altura) e denso onde são encontradas comumente *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo (Bignoniaceae), *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (Caesalpinaceae), *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (Rutaceae), *Ficus luschnathiana* (Mark), *Gallesia gorarema* (Vell.) Moq. (Phytolaccaceae), *Holocalyx balansae* Micheli (Fabaceae), *Astronium graveolens* Jack. (Anacardiaceae), *Pterogyne nitens* Tul. (Fabaceae), *Diatenopteryx sorbifolia* Radlk. (Sapindaceae), *Chorisia speciosa* A. St.-Hil. (Bombacaceae), *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud. (Boraginaceae), *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.

Macbr. (Fabaceae), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (Mimosaceae) e *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae).

Nos estratos inferiores são característicos *Euterpe edulis* (Mart.), *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (Arecaceae), *Trichilia claussenii* C. DC. E *Guarea kunthiana* C. DC. (Meliaceae), *Inga marginata* Wild (Mimosaceae), *Jacaratia spinosa* (Aubl.) A. DC. (Caricaceae), *Helietta longifoliata* Britton (Rutaceae), *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanj & Wess. Boer (Moraceae) e *Allophylus guaraniticus* (St. Hil.) Radlk. (Sapindaceae).

A Floresta Estacional Semidecidual Aluvial ocorre sobre planícies aluviais e sobre algumas ilhas do rio Paraná, além de margear trechos de seus afluentes como os rios Iguaçu, Piquiri, Ivai, e Paranapanema. Os solos são predominantemente hidromórficos: Neossolos Flúvicos, Neossolos Quartzarênicos hidromórficos e Gleissolos (RODERJAN et al., 2003).

Originalmente o Paraná possuía 83% de cobertura florestal, sendo o restante formações não-florestais de campos, cerrados e vegetação pioneira. O processo de intensa fragmentação da cobertura da vegetação paranaense foi relatado por Maack (1968), indicando que em 1865 a área de florestas primitivas era equivalente a 83,43% (16.782.400ha) da superfície de seu território. Entre 1930 e 1955 foram desmatados 58,5% da cobertura original. Em 1963 o Estado contava apenas com 6.5000.000ha de florestas remanescentes. Entre 1963 e 1975 o desmatamento atingiu proporções alarmantes, reduzindo a superfície florestal a apenas 2.379.574ha (11,83%). Em 1990 restavam apenas 1.503.098ha de florestas, ou seja, 7,59% da cobertura florestal original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 1998).

Atualmente as informações sobre a cobertura florestal do Paraná podem apresentar certas imprecisões e discordância entre as fontes, por problemas de ordem técnica, em função de diferentes metodologias de análise e diferentes sensores utilizados. Conforme os dados da SEMA (2003), considerando todos os estágios de vegetação inicial, médio e avançado, contemplando as florestas primitivas, a cobertura seria de 24,87%. Se forem considerados somente os estágios

avançado e médio, a cobertura florestal levantada foi de 14,64%, sendo que desses, somente 3,40% em estágio avançado. Portanto, os números demonstram uma perda da cobertura florestal significativa, o que se traduz em ambientes fragmentados, especialmente nas regiões mais afetadas pelo desmatamento no oeste e noroeste, onde a formação predominante é a Floresta Estacional Semidecidual. Segundo Roderjan et al. (2003), o alto potencial agrícola ali encontrados, foi determinante para o seu quase total desaparecimento, constituindo a unidade fitoecológica florestal paranaense mais drasticamente alterada.

Embora os processos ecológicos possam ser alterados imediatamente após a fragmentação, a detecção dos efeitos na composição, estrutura e dinâmica da vegetação pode demorar (MMA, 2005). Além disso, os efeitos podem ser mais facilmente identificados em organismos de ciclo de vida mais curto (ervas e arbustos) que nos de ciclo de vida longo (árvores), onde seus indivíduos podem permanecer em um fragmento por longo tempo. Ao contrário, espécies de plantas de vida curta, podem responder imediatamente à fragmentação.

As mudanças e os impactos ambientais são constantes e atualmente os fragmentos de vegetação são de tamanho reduzido e, portanto, pouco viáveis a médio e longo prazo. Isso demonstra a necessidade de alterações no padrão de uso do solo para que a biodiversidade dos ecossistemas possa ser mantida.

- Fauna

Nos ecossistemas florestais, os animais de grande porte são importantes componentes ecológicos integrantes. Contudo, Redford (1992) ressaltou que as atividades humanas afetaram intensamente a fauna, e, com poucas exceções, as pesquisas e os levantamentos, em geral feito por sensores remotos, se concentram sobre a vegetação. Porém, a existência de vegetação florestal não garante a presença da fauna, que pode ter sido extinta, sendo que a ausência desses animais tem profundas implicações sobre os ecossistemas. O artigo de Redford resalta dados

alarmantes, especialmente referindo-se à inexistência de ambientes naturais não contaminados por efeitos antropogênicos no planeta. Sob o título “A Floresta Vazia”, o autor relata os efeitos antrópicos sobre a fauna, destacando a importância dos animais de grande porte na dispersão e predação de sementes e dos herbívoros. Essas evidências também foram citadas por Bodmer (1989), relacionando que espécies predadoras de sementes, como queixadas, veados e antas, foram elementos importantes na determinação da composição da estrutura da floresta, mas, a despeito disso, são raramente encontrados atualmente.

Conforme Fernandez (2005), a maior parte dos ambientes florestais estão profundamente alterados e vazios de vida animal e de futuro. Não menos grave é a constatação de que, além do empobrecimento da fauna nos ambientes contínuos existentes, a fragmentação de habitats tem constantemente afetado as populações e seus fluxos biológicos.

Cabe ressaltar, que as probabilidades de extinção de espécies da fauna são dependentes dos padrões da paisagem e de algumas propriedades críticas das espécies que determinam sua persistência em paisagens fragmentadas, como: habilidade de dispersão, requerimento de área, necessidade de habitats especializados e a resistência a efeitos de borda (DALE et al., 1994). A fragmentação aumenta a quantidade de ambientes de borda e diminui a quantidade relativa de habitat interior. Assim, os organismos respondem de maneira diversa, sendo as espécies de interior aquelas que mais sofrem com os efeitos causados pela fragmentação (FORMAN e GODRON, 1981).

No momento da fragmentação, algumas espécies são imediatamente perdidas, simplesmente por não estarem presentes nas áreas deixadas com remanescentes. Ocorre uma redução imediata no tamanho das populações, onde são mais afetadas aquelas que têm uma densidade populacional baixa. As espécies que têm um grande raio de ação, ou são territoriais, são também imediatamente afetadas, por não encontrarem o espaço necessário à sua sobrevivência (BIERREGAARD et al., 1992).

São definidas como metapopulações aquelas que estão espacialmente semi-isoladas mas unidas por indivíduos que se movimentam. Nessas, os fluxos de contribuição ao *pool* genético de somente uns poucos indivíduos imigrantes por geração são suficientes para minimizar os efeitos deletérios do autocruzamento e para sustentar a diversidade genética (SLATKIN, 1985). De acordo com essa teoria, a existência das espécies obedece a um balanço entre a extinção e a recolonização de habitats.

Para relacionar a importância da conectividade, ou dos efeitos da fragmentação de habitat e a fauna silvestre, cabe ressaltar as principais causas da extinção de espécies. A estocasticidade demográfica reflete as flutuações naturais em um número de indivíduos, distribuição de classes de idade e razão sexual (fêmeas x machos) da população, que podem afetar suas taxas de sobrevivência e reprodução (SIMBERLOFF e COX, 1987).

A outra causa de extinções está relacionada à deteriorização genética nos fragmentos, decorrente de autogamia, erosão de heterozigose e perda de diversidade alélica. Em organismos de reprodução cruzada, a autofecundação e a redução da variação genética causam redução da fecundidade e viabilidade, aumentando as taxas de mortalidade, durante período de estresse ou mudanças ambientais. Além disso, a perda da diversidade de alelos reduz a capacidade da população se adaptar evolutivamente à mudanças, principalmente, quando condições ambientais que não existiam anteriormente, passam a ser comuns, pois a adaptação à dinâmica qualitativa ambiental pode depender da presença de variações genéticas raras (GREGORIUS, 1995). A manutenção da variabilidade genética requer uma população suficientemente grande (no mínimo 500 indivíduos reprodutivos), para que os ganhos de variação genética por mutações contrabalançam com as perdas por deriva genética (SIMBERLOFF & COX, 1987).

Em geral, as populações presentes nas áreas de vegetação nativa contínua são populações-fontes, ou seja, são aquelas que se encontram em crescimento e produzem emigrantes. Já as presentes em fragmentos, são populações-sumidouros,

dependentes da imigração de indivíduos para se sustentarem ao longo do tempo. Portanto, para aquelas espécies com pouca capacidade para cruzar habitats não florestais, a probabilidade de extinção devido à estocasticidade demográfica e à deteriorização genética é maior, porque o intercâmbio de indivíduos entre populações isoladas é menor (FORMAN e GODRON, 1981; CARMO, 2000).

Vários são os estudos com fauna, citados por Metzger (2001), que comprovam que os corredores facilitam os movimentos e fluxos, como para aves (MACHTANS et al.⁴, 1996) para pequenos roedores (MERRIAM e LANOUE⁵, 1990) e pequenos mamíferos (HENDERSON et al.⁶, 1985). Portanto, intervenções visando o aumento da conectividade podem contribuir no sentido de que os efeitos da fragmentação sobre a fauna silvestre possam ser diminuídos.

2.2 ESTRUTURA DA PAISAGEM

As unidades reconhecidas no mosaico que compreende a paisagem são as manchas, a matriz e os corredores. O arranjo espacial, ou estrutura desses elementos, suas funções, interações e as alterações sofridas ao longo do tempo são propriedades fundamentais da paisagem (FORMAN e GODRON, 1981; TURNER, 1995). Os conhecimentos sobre essas interações são importantes para a proteção da diversidade biológica. Conforme Turner (1995), na análise da paisagem devem ser consideradas suas características de estrutura, funcionalidade e dinâmica.

Cabe ressaltar que, embora a impropriedade do termo estrutura da paisagem, ele será adotado nesse estudo no intuito de relacionar as análises da disposição

⁴MACHTANS, C. S.; VILLARD, M. A.; HANNON, S. J. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds **Conserv. Biol.**, v.10, p.1366-1379, 1996.

⁵MERRIAM, G.; LANOUE, A. Corridor use by small mammals: Field measurements for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. **Landscape Ecol.**, v.4, p.123-131, 1990.

⁶HENDERSON, M. T.; MERRIAM, G.; WEGNER, J. Patchy environments and species survival: chipmunks in an agricultural mosaic. **Biol. Conserv.**, v.31, p.95-105, 1985.

espacial, tamanho, forma e demais características dos remanescentes florestais que compõem a paisagem estudada, por ser amplamente compreendido pela comunidade científica relacionada à ecologia da paisagem. Contudo, entende-se que a estrutura da paisagem engloba, e não podem ser dissociados, os aspectos relativos às interações entre geologia e seus lineamentos, frente às ações climáticas, que resultam nas unidades geomorfológicas, as quais são determinantes das condições pedológicas e biológicas do meio, nesse caso especialmente da vegetação.

Sendo assim, a análise e interpretação da estrutura possibilita a obtenção de um conjunto de conhecimentos essenciais para o planejamento de uma área ou região. Existem inúmeras medidas que podem ser obtidas através dos sistemas de informações geográficas (SIG), que são convertidas em informações úteis para a descrição do ambiente (CARMO, 2000). Estes sistemas permitem relacionar quantitativamente diferentes tipos de mapas temáticos, e diferentes métricas da paisagem, representando resultados de fácil visualização.

2.2.1 Mancha e Matriz

A matriz é o elemento dominante que controla a dinâmica da paisagem, sendo a área mais extensa e mais conectada (FORMAN e GODRON, 1986, FORMAN, 1995). Pode ser considerada como o meio onde estão contidas as outras unidades, representando um estado atual do habitat: intacto, alterado ou antropizado. Em ambientes primários, representa o habitat natural. Já em ambientes fragmentados, ela envolve os remanescentes do ambiente original (MCINTYRE e HOBBS, 1999), os quais constituem as manchas ou fragmentos.

As manchas são áreas relativamente homogêneas, não lineares, que se distinguem das unidades vizinhas (CARMO, 2000; METZGER, 2001). Em ambientes fragmentados podem ser consideradas como os fragmentos remanescentes; em ambientes pouco alterados podem ser as áreas antropizadas em meio a uma matriz conservada.

O aumento da permeabilidade da matriz é tão ou mais importante que a formação de corredores de biodiversidade. Em condições de ambientes muito alterados, a matriz em geral dificulta os deslocamentos entre as manchas em função de sua permeabilidade e da capacidade de movimentação das espécies (FRANKLIN, 1993), atuando como um filtro através da paisagem. Pode agir influenciando a largura do efeito de borda e representar fonte de perturbação, favorecendo o desenvolvimento de espécies generalistas, predadoras e parasitas, principalmente nas bordas (GASCON et al., 1999; TABARELLI, MANTOVANI e PERES 1999; METZGER, 2001).

É importante avaliar a influência da matriz e formas de minimizar os efeitos negativos. A intensidade das atividades desenvolvidas na matriz afeta a sobrevivência das populações, tanto de espécies de plantas como de animais. Atividades agrícolas intensivas podem ser altamente nocivas, pois envolvem o uso indiscriminado de fertilizantes e, principalmente, de agrotóxicos. Além de afetar diretamente os organismos, os agrotóxicos podem ser transportados pelo vento e pela água, afetando os organismos dentro dos fragmentos e também contaminando mananciais de água, levando perigo às populações, inclusive, às humanas.

A importância do habitat da matriz é também demonstrada pela forte correlação entre as abundâncias das espécies e sua persistência nos fragmentos florestais (MALCOLM, 1991; GASCON et al., 1999). Isto indica que sua composição será determinante na capacidade dos fragmentos manterem espécies em longo prazo (GASCON e LOVEJOY, 1998). Ainda, o movimento dos organismos depende do grau de contraste entre as manchas e a matriz, que influencia a probabilidade de imigração entre os fragmentos (BIERREGAARD et al., 1992).

2.2.2 Corredores de Biodiversidade

Conforme Soulé e Gilpin (1991) e Saunders, Hobbs e Margules (1991), os corredores são estruturas lineares da paisagem, que ligam pelo menos dois fragmentos que originalmente eram conectados. São reconhecidamente importantes

para o controle de fluxos hídricos e biológicos na paisagem (FORMAN e GODRON, 1986). Possibilitam a conexão entre habitats fragmentados, promovendo o movimento de organismos, auxiliando na preservação da biodiversidade de ecossistemas e nas funções das comunidades (SOULÉ e GILPIN, 1991;. CAMPOS, 2003; MYERS e BAZELY, 2003).

Sob outro aspecto, constituem-se em importante instrumento de planejamento ambiental, no sentido de potencializar a cooperação entre as diversas esferas de governo e segmentos da sociedade civil com objetivo de buscar a conciliação entre a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento sócio-econômico. Sua aplicação vem se ampliando em todo o mundo nesta última década, conforme observado no Congresso Mundial da IUCN em Durban, 2003 (BRASIL, 2004).

Conforme Sutherst (2000), o efeito das mudanças climáticas na distribuição das espécies é influenciado diretamente pela existência de corredores. Espécies que antes não estavam presentes em determinadas latitudes, com o processo de aquecimento global, podem avançar sobre determinadas regiões. Portanto, sob esse ponto de vista, os corredores podem ter papel fundamental ao possibilitarem a movimentação e dispersão, permitindo a readaptação dessas espécies às mudanças climáticas.

Há que se considerar que os corredores que trazem benefícios com esses fluxos também podem favorecer o acesso para organismos nocivos e espécies invasoras. Apesar de ser provável a ocorrência de alguns inconvenientes, como possibilitar o trânsito de espécies daninhas e algumas doenças e facilitar a caça, inexistem dados que suportem tais afirmações (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Além disso, ambientes fragmentados têm menor habilidade de resistência à espécies oportunistas, aumentando a vulnerabilidade desses ecossistemas às espécies invasoras (SUTHERST, 2000). Assim sendo, a conectividade entre fragmentos promove mais ganhos do que problemas para uma efetiva ação de conservação da biodiversidade (CAMPOS, 2003).

Outro aspecto que tem influência direta sobre a movimentação, dispersão e presença de espécies nos fragmentos remanescentes, está relacionado à qualidade dos corredores. Zimmerman e Bierregaard (1986), estudando anfíbios em reservas

do "Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais", na Amazônia, concluíram que o mais importante não era a área, mas sim que a reserva contivesse microhabitats adequados para a reprodução dos animais. No entanto, para muitas taxa, como aves e mamíferos, relações espécies-área muitas vezes se aplicam bem a conjuntos de fragmentos, incluindo reservas (BIERREGAARD et al., 1992). Na estrutura dos corredores, a largura, a existência de barreiras, a proporção de áreas de borda e a diferença entre a vegetação com a matriz, são fatores que interferem, facilitando ou dificultando os fluxos (SAUNDERS e HOBBS, 1991). Como exemplo, aqueles constituídos predominantemente por áreas de borda não poderão facilitar a disseminação de espécies de interior.

O processo de implementação de corredores de biodiversidade é complexo, envolvendo essencialmente as questões físicas, biológicas e sócio-econômicas. Assim, o planejamento, integrando as diferentes variáveis, deve ser priorizado visando à maximização dos ganhos ambientais com a redução dos esforços públicos e privados. A manutenção da biodiversidade, em longo prazo, aumentará significativamente com o estabelecimento de planejamento para conservação em que se contemplem grandes unidades de paisagem. Dentre as várias abordagens possíveis, a dos corredores de biodiversidade representa uma das mais promissoras para um planejamento regional eficaz (FONSECA et al., 2001).

A importância desse instrumento tem referência legal na Convenção da Biodiversidade (enfoque ecossistêmico), no artigo 2.º, inciso XIX, artigo 5.º, inciso XIII e artigo 27, parágrafo 1.º da Lei n.º 9985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, e no Código Florestal Brasileiro. O Decreto n.º 750/93 foi regulamentado pela Resolução n.º 09/96 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, estabelecendo parâmetros e procedimentos para a identificação e implantação de corredores ecológicos (BRASIL, 2004).

2.2.3 Conectividade

A conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem em facilitar os fluxos biológicos, que podem ser de sementes, pólen ou organismos. Sob o aspecto estrutural, se refere ao arranjo espacial dos fragmentos, a densidade e complexidade dos corredores e a permeabilidade da matriz (FORMAN e BAUDRY, 1984⁷; BAUDRY e BUREL, 1985⁸; citados por METZGER, 1999).

No aspecto funcional, se refere à intensidade de movimentos inter-habitat dos organismos (MERRIAM, 1984; 1991), que pode ser avaliado pelos fluxos de disseminação. Fatores como largura do corredor e características da matriz podem influenciar fluxos de forma diferenciada, dependendo das características das espécies. Conforme Metzger (1998), o grau de conectividade deve sempre levar em conta o padrão de deslocamento dos indivíduos. Em paisagens fragmentadas é especialmente importante para a sobrevivência, que é função da dispersão dessas espécies na matriz.

A fragmentação da cobertura vegetal, especialmente nas áreas de preservação permanente, reduz a conectividade, pois divide o ambiente em numerosas ilhas, provocando a interrupção de corredores, rompendo fluxos gênicos, acarretando no empobrecimento da cadeia alimentar e na extinção de espécies (CAMPOS, 2006).

Em meio à matriz podem existir pequenas áreas de habitat que podem servir de facilitadores, aumentando a conectividade. A permeabilidade da matriz varia em função da densidade dos "pontos de ligação" e da resistência das unidades da paisagem aos fluxos biológicos (MERRIAM, 1984).

⁷FORMAN. R. T. T.; BAUDRY, J. Hedgerows and hedgerow network in Landscape Ecology, **Environ. Manag.**, v.8, p.495-510, 1984.

⁸BAUDRY, J.; BUREL, F. Systeme ecologique espace et théorie de l'information. In: BERDOULAY, V.; PHIPPS, M. (Eds.). **Paysages et systèmes**. Ottawa: Presses de l'Université OTTAWA, 1985, p.87-102.

2.2.4 Efeitos da Fragmentação de Habitats

Os efeitos físicos e biológicos do processo de fragmentação e insularização dos ecossistemas naturais produzem diversas mudanças qualitativas, diminuindo a possibilidade de estas áreas manterem sua complexidade natural (CAMPOS, 2003). Seus efeitos são diferenciados; uma paisagem fragmentada para uma espécie pode não o ser para outra, uma vez que a resposta de uma determinada espécie ou população depende também da escala espacial em que os remanescentes estão organizados e como a fragmentação influencia o sucesso de dispersão na paisagem (DOAK, MARINO e KAREIVA, 1992; FAHRIG e MERRIAM, 1985).

Os impactos desse processo vão além da supressão de habitat, e afetam a qualidade dos remanescentes. Em paisagens fragmentadas, um pequeno grupo de espécies adaptadas às perturbações antrópicas, principalmente árvores e arbustos pioneiros, tenderão a dominar (LAURENCE et al., 1997). A extinção combinada com o aumento na abundância de espécies pioneiras significa que os fragmentos pequenos, com maior razão borda-interior, circundados por matrizes agressivas e localizados próximos a assentamentos humanos, abrigarão menos espécies do que aqueles fragmentos em condições diferentes dessas (BROWN e HUTCHINGS, 1997; TABARELLI, SILVA e GASCON 2004).

A fragmentação pode agir sobre vários aspectos:

a) Sobrevivência das Populações

Com a redução e perda de habitats, ocorre o conseqüente aumento do risco de extinções (determinísticas e estocásticas) à medida que o tamanho da população é reduzido (METZGER, 1999). Como efeito em cadeia, a redução de populações traz conseqüências genéticas deletérias como depressão endogâmica, perda de flexibilidade evolucionária e perda exogâmica, aumentando a probabilidade de extinções. Deve ser considerado que a área do fragmento é o parâmetro mais importante para explicar as variações de riqueza de espécies. A riqueza diminui

quando a área do fragmento fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações (FORMAN, GALLI e LECK 1976; METZGER, 1998). Estudos recentes sugerem que, nos fragmentos menores que 100ha e em matrizes dominadas por atividades antrópicas, as extinções associadas à perda de habitat podem erodir a biodiversidade drasticamente (GASCON, WILLIAMSON e FONSECA, 2000). Como exemplo, a perda de habitat foi identificada como a principal razão para o estado de ameaça de 75% dos mamíferos, 44% dos pássaros, 68% dos répteis, 58% dos anfíbios, 55% dos peixes e 47% dos insetos presentes na lista vermelha de animais ameaçados de extinção da IUCN (CARMO, 2000). Além disso, certos grupos de organismos são particularmente vulneráveis à fragmentação (Orchidaceae), enquanto outros persistem ainda quando as taxas de perda e fragmentação de habitat natural são grandes (gramíneas), provavelmente devido ao fato de que as diferentes espécies, ou grupos de espécies, diferem em suas exigências ambientais (TURNER, 1995).

b) Intensificação das Competições

Outro importante fator decorrente da fragmentação é o aumento das competições intra e interespecíficas (SEAGLE, 1986). Espécies da fauna que requerem grandes habitats podem não sobreviver em pequenos fragmentos, em decorrência da redução da disponibilidade de alimentos e também por algumas espécies não ultrapassarem nem mesmo faixas estreitas de ambiente aberto, e assim não recolonizarem fragmentos após a população original ter desaparecido. Conforme Goodman (1987), a redução no tamanho das populações aumenta o risco de extinções estocásticas.

c) Isolamento dos Fragmentos

O isolamento afeta negativamente a riqueza de espécies de determinado fragmento ao diminuir o potencial (taxa) de imigração ou de recolonização (METZGER, 1998). Em fragmentos isolados as espécies que conseguem se manterem, tendem

a se tornar dominantes, diminuindo a diversidade de habitat (HANSON, MALASON e ARMSTRONG, 1991).

No caso de fragmentação de habitats continentais, a teoria de Biogeografia de Ilhas, de MacArthur e Wilson (1967), não é totalmente adequada. Conforme Metzger (1998), nestes casos, o isolamento depende de fatores como as distâncias e áreas de todos os fragmentos vizinhos, o arranjo espacial dos fragmentos e as características do ambiente entre os fragmentos. Tais efeitos, entretanto, podem ser atenuados se as populações não estiverem completamente isoladas uma das outras, a exemplo de metapopulações, cujos fluxos podem evitar perda de uma espécie em um determinado fragmento, ao impedir a extinção em outros e permitir a recolonização dos mesmos. O arranjo e a dinâmica no ambiente, conforme esta teoria, proporciona mais resistência à população (VIO ÁVILA, 2004). Segundo a autora, devem ser valorizados os elementos que promovem conectividade, em uma abordagem regional.

d) Efeito de Borda

Conforme Holland (1988), bordas são áreas de transição entre unidades de paisagem, onde a intensidade dos fluxos biológicos se modifica de forma abrupta. Agem como controles nos fluxos (biológicos, materiais e energéticos), que são determinados pela semi-permeabilidade das bordas.

Nessas porções da paisagem, algumas alterações provocadas nos ecossistemas fragmentados se devem às alterações microclimáticas produzidas pela maior incidência de luz e vento, aumento da temperatura e de evapotranspiração, redução da umidade do ar e do solo, com possível ocorrência de estresse hídrico, denominando-se a este processo "efeito de borda". Essas modificações microclimáticas determinam as espécies que poderão se instalar nas áreas de borda, uma vez que acarretam em diminuição daquelas tolerantes à sombra (espécies de interiores) e de animais sensíveis à umidade (BIERREGAARD et al., 2001).

Como conseqüências do efeito de borda causado pela fragmentação, estão a redução do recrutamento de árvores em conseqüência de alterações na chuva de

sementes, dessecação de habitats e danos às plântulas e árvores próximas das bordas o aumento na mortalidade de jovens como resultado da competição com lianas, plantas trepadeiras e ruderais e a elevação na mortalidade de árvores adultas por quebra de tronco ou desenraizamento na borda dos fragmentos (BRUNA, 1999; LAURANCE et al., 2002; TABARELLI e GASCON, 2005). Esses processos resultam na extinção local e regional de espécies de árvores (TABARELLI, SILVA e GASCON, 2004) e no empobrecimento da riqueza nas bordas e nos pequenos fragmentos florestais (OLIVEIRA, GRILLO e TABARELLI, 2004).

Além das mudanças microclimáticas, especialmente nas bordas dos fragmentos, ocorrem alterações no padrão macroclimático regional, no processo de ciclagem de nutrientes, no ciclo hidrológico, velocidade dos ventos e outras alterações climáticas (BIERREGAARD et al., 1992; CAMPOS e AGOSTINHO, 1997; PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

e) Perda de Biodiversidade

A redução de áreas ocupadas por vegetação nativa tem levado a taxas alarmantes de perda de biodiversidade e ao empobrecimento dos recursos genéticos (MYERS et al., 2000). À medida que ocorre o avanço do processo de extinção causado pela degradação dos habitats, as paisagens dominadas pelo homem tendem a reter uma amostra empobrecida e tendenciosa da diversidade original das biotas (TABARELLI e GASCON, 2005). Os fragmentos remanescentes tornam-se homogêneos do ponto de vista taxonômico e ecológico, dominados por espécies generalistas adaptadas à matriz, oportunistas adaptadas a distúrbios, resistentes ao fogo, com baixos requerimentos de área com baixo valor comercial.

Declínios populacionais são esperados em consequência de alterações no processo de dispersão de sementes e de recrutamento de plântulas, pois a perda de habitat e a caça resultam na eliminação dos vertebrados dispersores (SILVA e TABARELLI, 2000). A extinção local e regional de espécies de árvores sensíveis à

fragmentação pode promover extinções nos níveis tróficos superiores ou extinções em cascata (TERBORGH, 1999; TURNER, 1996).

A magnitude da perda de biodiversidade e da simplificação biológica irá depender de esforços para evitar a extinção de espécies. Isto é possível por meio do manejo e da reabilitação dos fragmentos florestais e das matrizes que os circundam, além da implementação de projetos que prevejam o planejamento do uso do solo, visando o aumento da conectividade entre fragmentos (TABARELLI e GASCON, 2005).

2.3 ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

A perda de habitats é considerada atualmente como a principal causa da extinção de espécies da flora, da fauna e dos processos ecológicos associados (PRIMACK e RODRIGUES, 2001; HERMANN, RODRIGUES e LIMA, 2005). Contudo, considerando o inevitável desenvolvimento da sociedade humana, na realidade, a situação ideal seria de se fragmentar a paisagem de forma inteligente, e não ter que fazer restauração (LAURANCE e GASCON, 1997). Porém, para Fernandez (2005), a fragmentação é o maior impacto já causado pelo homem na natureza. Portanto, são necessárias estratégias inovadoras visando percorrer um caminho inverso, a “desfragmentação” (CAMPOS, 2003).

As alternativas de conservação *in situ*, podem referir-se tanto à criação de áreas protegidas, como outras ações junto a propriedades particulares como as reservas legais e as áreas de preservação permanente.

Deve ser ressaltado que a base para serem solucionados problemas e implementação de decisões visando reduzir as perdas dos recursos biológicos, está nas informações extraídas nos níveis de comunidades e de paisagens. Esforços de conservação implementados para populações ou espécies únicas não serão efetivos quando todo ambiente é convertido em sistemas ecológicos de formas e funcionalidades diferentes (CARMO, 2000).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) visa proteger espaços representativos e ecologicamente viáveis de todos os ecossistemas e evitar a extinção de espécies, através de um conjunto integrado de unidades, suas respectivas zonas de amortecimento e corredores ecológicos (BRASIL, 2000). As áreas protegidas são um meio essencial para conservar a biodiversidade, sendo manejadas de acordo com objetivos que vão desde a preservação estrita da natureza, até a utilização direta dos recursos nelas existentes (IUCN/UNEP/WRI, 1992). Contudo, unidades de conservação do estado do Paraná estão longe de cumprir seu papel como sistema e até dos objetivos para os quais foram criadas, pois as áreas de proteção integral somam apenas 1,84% da área originalmente com cobertura florestal (TOSSULINO; MUCHAILH e CAMPOS, 2004). Além disso, não estão integradas às suas zonas de amortecimento para evitar seu isolamento genético e os efeitos de borda. Portanto, as estratégias a serem adotadas, além de garantir a conservação da biodiversidade *in situ*, devem permitir ainda que o fator isolamento possa ser vencido. Conforme citado por Fernandez (1997), a afirmação de Quammen⁹ (1996), referindo-se ao isolamento das unidades de conservação, é de certa forma chocante: “assim como ilhas, eles (os Parques Nacionais) são lugares onde as espécies vão para morrer”.

Para Franco (2005), a preservação, restauração e recuperação de outras áreas legalmente protegidas apresenta-se como alternativa para melhorar a qualidade da matriz e integrá-las com as unidades de conservação. Conforme Forman (1995), “o desenho de paisagens e regiões sustentáveis é essencial para manter simultaneamente a integridade ecológica (incluindo a biodiversidade) e as necessidades humanas básicas por gerações”.

Ações visando ao aumento de conectividade, formação de corredores, diminuição dos impactos causados pela matriz e redução do efeito de borda são exemplos de ações locais. Essas medidas podem ser implementadas por meio de

⁹QUAMMEN, D. **The song of the dodo – Island Biogeography in an Age of extinctions**. New York: Simon e Schuster, 1996.

programas ou projetos que planejem ações locais em escalas regionais, por meio de tecnologias que permitam avaliações e diagnósticos prévios do ambiente. Conforme Martins et al. (1998), o planejamento de corredores ecológicos requer a análise e integração de vários fatores, cujo processo, aplicado a um conjunto de dados, pode ser realizado por meio de um sistema de informações geográficas (SIG), georeferenciando-se as informações a serem criadas. Com o uso destas ferramentas torna-se essencial o desenvolvimento de tecnologias que garantam a análise adequada da paisagem, tendo como foco os remanescentes de vegetação, para planejamento de ações visando a conectividade e o manejo adequado da matriz.

A implantação de zonas de benefício múltiplo ou zonas-tampão, é importante alternativa que tem demonstrado eficácia, consistindo na implantação de áreas agroflorestais estrategicamente localizadas no entorno de fragmentos. Essas áreas podem ajudar a reduzir os efeitos de borda, bem como a dependência de recursos florestais, visto que as florestas primárias estariam rodeadas por sistemas florestados em vez de pastagens ou áreas cultivadas. Servindo como trampolins ecológicos, aumentam a conectividade entre fragmentos florestais e podem contribuir para o fluxo gênico de muitas espécies através da dispersão de animais e plantas (CULLEN et al., 2001).

Vários autores têm buscado indicar caminhos a serem adotados visando à conservação da biodiversidade. Contudo, a maioria dos estudos são específicos e relacionados à fauna, sendo poucos para a flora, especialmente em escala que permita a extrapolação para situações diversas. Algumas recomendações de diferentes autores como estratégias para a conservação da diversidade biológica são demonstradas no quadro 2.

QUADRO 2 - RECOMENDAÇÕES DA LITERATURA COMO ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

AUTOR	RECOMENDAÇÕES
Forman, 1995	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Manter grandes fragmentos de vegetação natural; ▪ Alta variação no tamanho dos fragmentos; ▪ Manter mais que um fragmento grande e muitos pequenos distribuídos na matriz; ▪ Manter corredores que promovam conexão entre os fragmentos; ▪ Manter a variabilidade genética.
Stritholt e Boerner, 1995	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Manutenção de um sistema de áreas protegidas que contenha um mínimo de 25% de cada tipo das formações original da vegetação, representando a diversidade regional.
Laurance e Gascon, 1997	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Manter remanescentes ao longo de cursos d'água com uma largura mínima de 300 metros.
Kremen, Raymond e Lance, 1998	<ul style="list-style-type: none"> ▪ A área deve conter vários exemplos representativos dos tipos de habitat s existentes; ▪ Proteger corredores que unam habitat naturais; ▪ Os corredores devem ser amplos suficientes para promover a movimentação de animais, o que inclui a definição de áreas e o estímulo para recuperação da vegetação nativa; ▪ Proteger mosaicos de habitats e zonas de transição; ▪ Dar ênfase à proteção de habitats ameaçados ou em perigo, bem como espécies localmente endêmicas.
Laurance et al., 1997	<p>Valor do fragmento para a conservação da biodiversidade:</p> <p>a) Fragmentos com alto valor</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ que contenham menos de 1% de seu habitat protegidos em reservas; ▪ mais que uma espécie endêmica; ▪ maiores que 300 ha; ▪ forma circular; ▪ diversidade de habitat maior que 2; ▪ distância entre outro fragmento menor que 100 m; <p>b) Fragmentos com valor mediano</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ que contenham de 1 a 10% de seu habitat protegidos em reservas; ▪ pelo menos uma espécie endêmica; ▪ tamanho de 3 a 300 ha; ▪ forma intermediária; ▪ distância entre outro fragmento entre 100 e 1000m. <p>c) Fragmentos com valor baixo</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ que contenham mais de 10% de seu habitat protegidos em reservas; ▪ sem espécies endêmicas; ▪ Menores que 3 ha; ▪ forma irregular; ▪ distância entre outro fragmento entre maior que 1000m.
Hobbs, 1993	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Dar prioridade para o aumento de habitat considerando a representação relativa das várias tipologias existentes na rede de conservação regional.
Naiman, Décamps e Pollock, 1993	<ul style="list-style-type: none"> ▪ A restauração dos ecossistemas ripários requer um manejo para conectividade e variabilidade em uma escala espacial e temporal amplas.
McIntyre e Hobbs, 1999	<ul style="list-style-type: none"> ▪ O manejo para a conservação de paisagens alteradas deve cessar os processos de destruição e modificação; ▪ Priorizar a conservação do habitat menos modificado existente; ▪ Melhorias nos fragmentos remanescentes degradados; ▪ Redução de práticas agropecuárias impactantes; ▪ Restauração da conectividade; ▪ Restauração de fragmentos alterados visando o retorno da condição original através de manejo de áreas críticas.

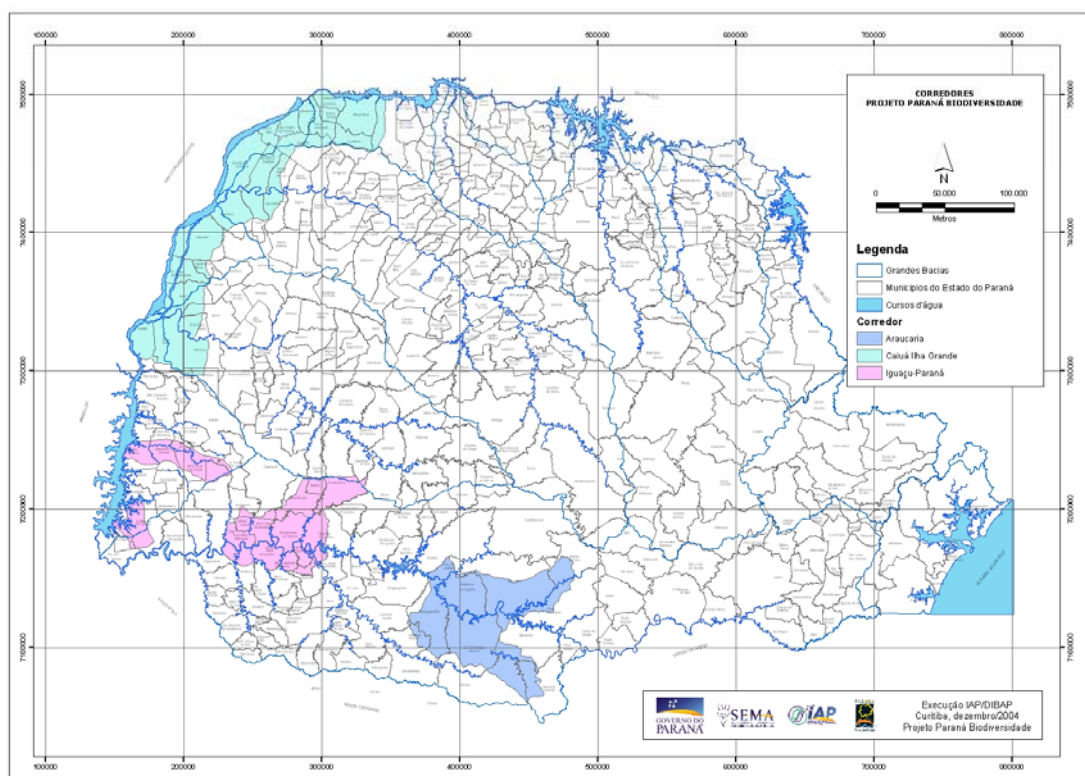
FONTE: Adaptado de Carmo (2000)

2.3.1 Experiências de Projetos de Implantação de Corredores no Brasil

Existem no Brasil algumas iniciativas que prevêm a formação de corredores, tendo estratégias interessantes para sua formação. O Ministério do Meio Ambiente está implantando o "Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil – PPG7" atuando em duas áreas prioritárias: Corredor Central da Amazônia (Estado do Amazonas e parte do Pará) e Corredor Central da Mata Atlântica (sul da Bahia e regiões norte e centro-serrana do Espírito Santo). Na região do Pontal do Paranapanema, estão sendo instaladas zonas-tampão agroflorestais como fonte de lenha, madeira, frutos, grãos e forragem, aliviando assim a pressão exercida pelos proprietários locais sobre o fragmento florestal (CULLEN et al., 2001). Tais procedimentos criam ambientes menos impactantes limítrofes aos fragmentos florestais remanescentes, à medida que pode diminuir efeito de borda e impactos da matriz.

No Paraná, a estratégia de formação de corredores ecológicos foi adotada a partir da implementação do Projeto Paraná Biodiversidade (PARANÁ, 2001). Tem como objetivos principais promover a conservação da biodiversidade com a formação de corredores e desenvolver e implementar um modelo de gestão ambiental que promova atividades menos impactantes nas práticas agropecuárias. Como estratégia de ação está prevista a conexão de unidades de conservação, interligando remanescentes florestais com unidades de conservação, recuperando áreas de formações ciliares e de reserva legal. Com estas ações pretende-se viabilizar os fluxos da fauna, a disseminação de espécies vegetais e a melhoria da qualidade da água. O projeto conta com recursos de doação do Banco Mundial e do Governo do Paraná, para a formação de três corredores (figura 3). Em um deles, no corredor Iguaçu-Paraná, está situado o Parque Nacional do Iguaçu, que, com mais de 185.000ha de floresta representa o maior fragmento contínuo da Floresta Estacional Semidecidual. Neste contexto, o desafio é o de realizar a conexão entre os fragmentos remanescentes na área, ligando-os ao parque e à faixa de proteção do reservatório de Itaipu Binacional, no rio Paraná, região onde está localizada a dessa pesquisa.

FIGURA 3 - CORREDORES DO PROJETO PARANÁ BIODIVERSIDADE



FONTE: IAP

3 MATERIAIS E MÉTODOS

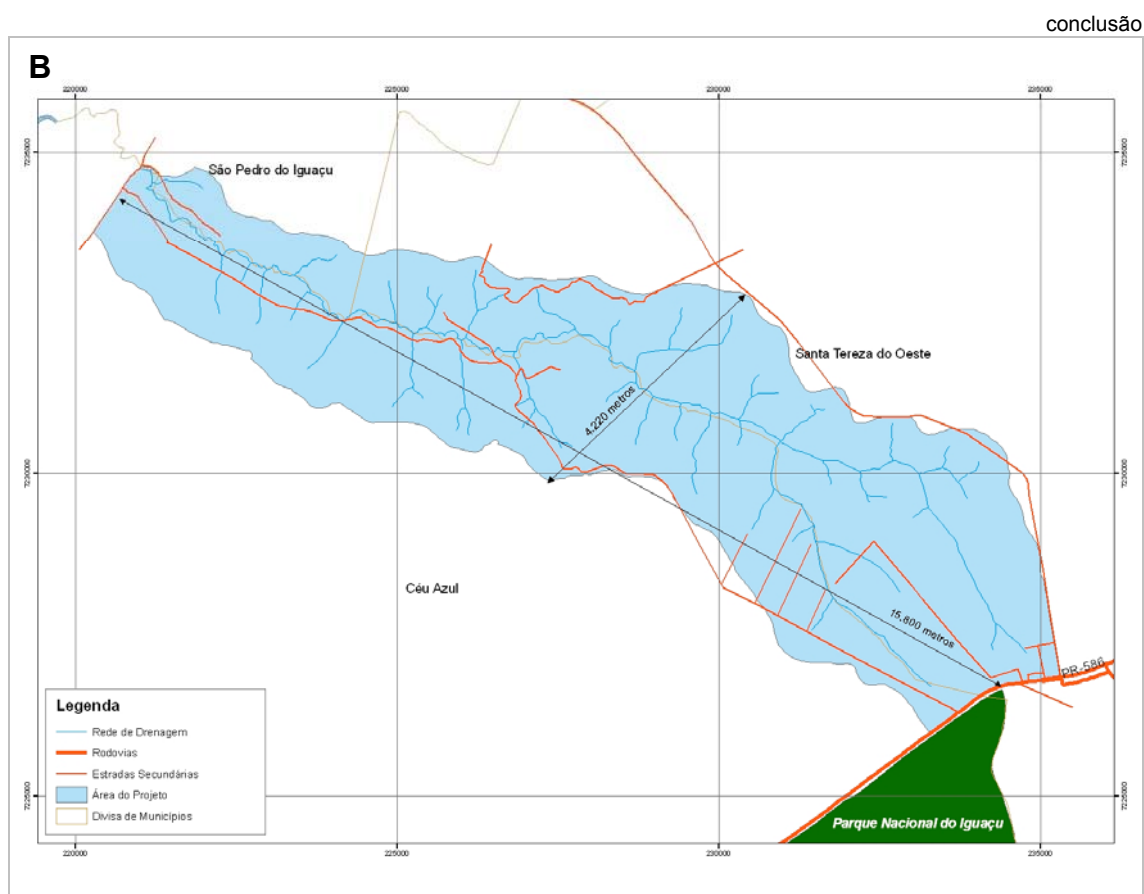
3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo abrange 4.643.83 ha, nos Municípios de Santa Tereza do Oeste, Céu Azul e São Pedro do Iguaçu, e integra o Corredor Iguaçu-Paraná do Projeto Paraná Biodiversidade (figura 4). Está inserida na bacia do rio São Francisco Falso, Braço Norte, contribuinte do reservatório de Itaipu (rio Paraná), cujas nascentes situam-se próximo à BR-277, na divisa com Parque Nacional do Iguaçu. As altitudes variam de 740 a 520m, representando um desnível de 220m.

FIGURA 4 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO



FIGURA 4 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO



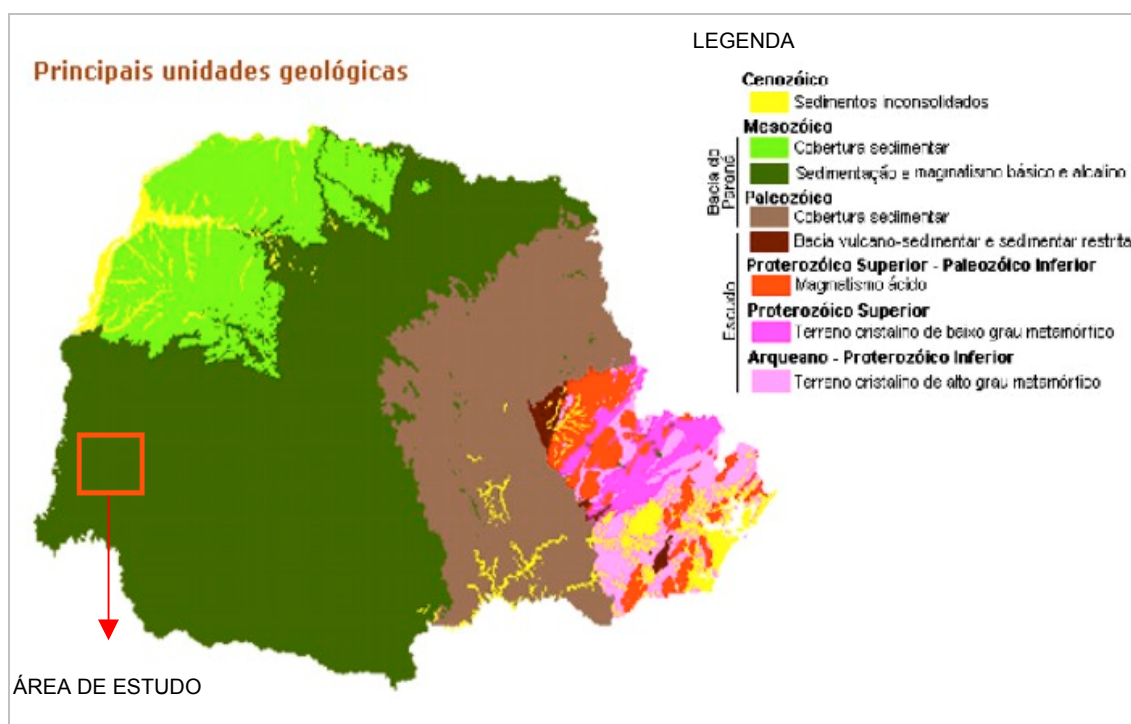
O corredor Iguaçu-Paraná, do Projeto Paraná Biodiversidade (p.38), foi selecionado pelo conjunto de suas características físicas e biológicas, onde ocorrem as formações de Floresta Ombrófila Mista ou Floresta com Araucária, típicas dos planaltos, e de Floresta Estacional Semidecidual, vegetação típica da grande bacia do rio Paraná. A microbacia foi definida em função da localização e da conectividade entre o Parque Nacional do Iguaçu, o Parque Estadual da Cabeça do Cachorro e a Poligonal Envolvente do Lago de Itaipu Binacional¹⁰. Considerando o nível de detalhamento previsto e do tempo disponível, foi delimitado o segmento superior dessa microbacia, onde é possível evidenciar as diversas características geomorfológicas, pedológicas e vegetacionais, que ocorrem predominantemente na região.

¹⁰Poligonal Envolvente do Lago de Itaipu Binacional: área que protege as margens do reservatório de Itaipu Binacional, que possui em média 100 metros de largura, reforestada quase em sua totalidade.

3.1.1 Geologia

A área situa-se dentro do compartimento geomorfológico denominado por Maack (1968), de "Terceiro Planalto Paranaense" (figura 5) que está inserido na Bacia Sedimentar do Rio Paraná. Essa extensa bacia intracratônica, desenvolveu-se sobre uma crosta continental rígida, a Plataforma Sul - Americana, correspondendo a uma sinéclise. Está situada na parte centro-leste da América do Sul e abrange cerca de 1.600.000 km², com 25% em território argentino, 6,25% em território uruguaio e 6,25% em território paraguaio e 62,5% em território brasileiro. Esses 1.000.000 de km² da bacia localizam-se nos estados de Goiás, Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Mato Grosso. É preenchida por sedimentos do Paleozóico, Mesozóico, lavas basálticas e sedimentos cenozóicos, os quais recobrem principalmente as planícies aluviais dos grandes cursos d'água.

FIGURA 5 - ESBOÇO DA GEOLOGIA DO PARANÁ



FONTE: Mineropar (2006)

As espessuras das seqüências de derrames são variáveis, podendo ultrapassar 1000m. Individualmente, 50m foi a mais freqüentemente observada em cada derrame. Suas inclinações médias são menores que 5°, para o interior da

bacia, em função do deslizamento de lavas fluidas em superfícies praticamente planas. As rochas vulcânicas básicas são predominantes na região (98% em volume) ocorrendo subordinadamente rochas ácidas (NARDY, 1996).

As formas que dominam esse planalto são esculpidas nos extensos derrames vulcânicos. Pertencem ao Grupo São Bento, o qual compreende as formações Botucatu, Caiuá e Serra Geral. Essa última formação engloba as rochas relacionadas com o trapp basáltico toleítico, resultante do maior vulcanismo de fissura do planeta, que ocorreu recobrando os arenitos eólicos Botucatu (MINEROPAR, 2006).

3.1.2 Geomorfologia

No terceiro planalto, a área está inserida no bloco sul, denominado por Maack (1968), como Planalto de Guarapuava, entre os rios Piquiri e Iguaçu. A inclinação varia de 1.200m, na testa da escarpa triássica-jurássica de Guarapuava, até 550m, nas serras Boi Preto e São Francisco (microbacia de estudo). A partir dessas serras ocorrem declives abruptos para 350m até 197m, onde configurava a borda do “cañon” do rio Paraná, atualmente reservatório da hidroelétrica de Itaipu Binacional.

A paisagem é diversificada, sendo a porção superior predominantemente convexada, constituída por relevo suave ondulado, com rampas longas e solos profundos, onde ocorrem várias nascentes. A altitude neste ambiente varia de 740 a 680m. Após essa geomorfia que domina no primeiro terço do rio, gradativamente a paisagem torna-se patamarizada, com relevos mais dissecados, solos rasos e maiores declividades em função de lineamentos geológicos mais expressivos.

Além dessa variação morfológica ao longo do rio (convexada e patamarizada), observa-se assimetria entre as formações da margem esquerda, mais dissecada, que a margem direita, formando um vale assimétrico.

As análises das condições geomorfológicas serão utilizadas e discutidas nos resultados desse estudo, especialmente quanto à influência desses aspectos na propensão à erosão, na determinação dos ambientes de maior estabilidade ambiental (convexadas) e de menor estabilidade (patamarizadas).

3.1.4 Clima

A área de estudo, enquadra-se no clima Cfa, segundo Köppen, com média do mês mais quente acima de 22°C e do mês mais frio inferior a 18°C, sem estação seca definida, verão quente e geadas pouco freqüentes. Suas características são a umidade, possuindo caráter mesotérmico. Na estação meteorológica de Palotina, em novembro de 1985 foi constatada a média máxima absoluta com uma temperatura de 41,2°C, e em julho de 1975, a mínima absoluta com o valor de -5,2°C (PARANÁ, 2006).

O relevo, a proximidade com a calha do rio Paraná, a latitude e a dinâmica dos sistemas atmosféricos conferem à área um caráter muitas vezes instável. As rajadas de vento acontecem ocasionalmente, podendo ser severas. Sua origem está associada às linhas de instabilidades existentes na região. A temperatura anual média é de 20°C, com totais pluviométricos em torno de 1.500 a 2.000mm por ano e umidade relativa média de 77% (PARANÁ, 2006). Na tabela 1 podem ser observados os dados climáticos relativos à região, de forma resumida.

TABELA 1 - RESUMO DOS PARÂMETROS METEOROLÓGICOS PARA A REGIÃO DE PALOTINA E TOLEDO

PARÂMETROS	VALORES MÉDIOS	
	Palotina	Toledo
Temperatura	21,24°C - mensal	20,98°C - mensal
Precipitação	1.649,7mm - anual	1908,5mm - anual
Umidade Relativa	76,17% - mensal	77,21% - mensal
Insolação	2.558,1 horas por ano	-
Evaporação	1.100,3mm por ano	-
Ventos	2,02m/s - NE	2,67m/s - SE

FONTE: Paraná (2006)

3.1.5 Pedologia

Conforme o mapeamento realizado pela Embrapa (1984), cuja nomenclatura foi alterada por Embrapa (1999), os solos predominantes na região de estudo possuem características de alto potencial produtivo, em decorrência dos processos pedogênicos que resultaram em solos profundos e bem drenados. Conforme esse levantamento realizado em escala 1:600.000, os solos identificados foram:

- Latossolo Vermelho Distrófico, A Moderado, textura argilosa, fase floresta subtropical perenifólia, relevo suave ondulado;
- Latossolo Vermelho Distrófico, A Moderado, textura argilosa, fase floresta subtropical perenifólia, relevo ondulado;
- Latossolo Vermelho Distrófico, A Moderado, textura argilosa, fase floresta tropical perenifólia, relevo suave ondulado;
- Nitossolo Vermelho Eutrófico, A Moderado, textura argilosa, fase floresta subtropical perenifólia, relevo ondulado;
- Associação entre Neossolos Litólicos Eutróficos + Solos Brunizem Avermelhados + Nitossolos Vermelho Eutrófico.

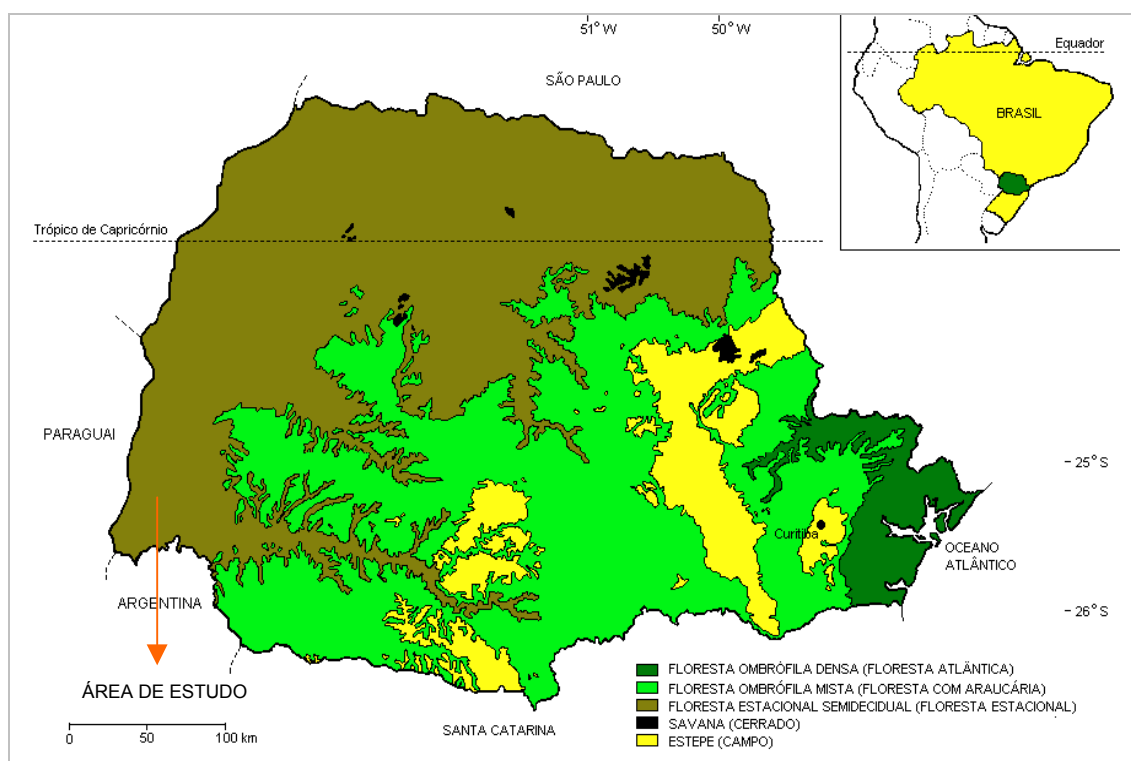
Considerando que a metodologia proposta evidencia a necessidade de um detalhamento pedológico, foi efetuado um mapeamento semidetalhado para a área, que será objeto de discussão desse estudo, no intuito de definir os tipos de solos que apresentam maior vulnerabilidade. Essas informações serão fundamentais para a definição dos ambientes que deverão ser recuperados e, portanto, importantes para a estabilidade do ambiente e na composição de corredores de biodiversidade.

3.1.6 Vegetação

A vegetação da microbacia está inserida na região de ecótono da Floresta Ombrófila Mista - FOM com a Floresta Estacional Semidecidual - FES (figura 7), sendo a última predominante. Encontram-se poucos exemplares típicos da FOM, entre eles a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (pinheiro-do-paraná), na porção superior da microbacia.

A Floresta Estacional Semidecidual Submontana que predomina, ocorre desde o norte do estado em altitudes inferiores a 600-500m e a oeste e sudoeste em altitudes inferiores a 400m (PARANÁ, 2002). Caracteriza-se por apresentar indivíduos emergentes formando um dossel irregular que pode alcançar cerca de 35m de altura.

FIGURA 7 - REGIÕES FITOGEOGRÁFICAS DO PARANÁ



FONTE: Maack (1950), modificado (RODERJAN et al., 2003)

Dessa exuberante floresta original que cobria toda região oeste restaram poucos fragmentos de vegetação primária, alterados em sua estrutura e composição florística, ou ainda em estágios inicial, médio ou avançado de sucessão.

O fato de estar situada limítrofe com o Parque Nacional do Iguaçu pode aumentar as possibilidades de que, esse grande fragmento, composto predominantemente Floresta Estacional Semidecidual, contribua para fornecimento de material genético para os remanescentes isolados de menor tamanho existentes.

3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

As imagens do satélite (SPOT5-2005) e fotografias aéreas de 1980 (escala 1:25.000) serviram de base para a realização do mapeamento de cobertura vegetal e uso do solo, realizado com a classificação visual das imagens. Com esses primeiros resultados foram delimitadas as áreas de agricultura, pecuária, reflorestamento, urbana e com vegetação nativa.

As edições dos mapas e imagens foram executadas com uso do programa ARCGIS 9. A obtenção dos dados estatísticos e de métricas da paisagem foi realizada por meio do programa Fragstats 3.3. (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

Para o mapeamento foram realizadas, onde todos remanescentes foram identificados em campo e realizada a identificação dos estágios sucessionais dos fragmentos. As dúvidas sobre essa classificação ocorreram especialmente entre a diferenciação dos estágios primários alterados com secundários avançados. Essas foram sanadas posteriormente em laboratório, através da comparação das fotografias aéreas de 1980 e as imagens de satélite.

Para o mapeamento de solos foram determinados os pontos amostrais nas fotografias aéreas, considerando as características de relevo, comprimento de rampa e posição na paisagem, para posteriormente serem realizadas as toposseqüências. Essas foram feitas nos locais das rampas previamente definidos, sendo necessário um total de 23 toposseqüências para a conclusão do mapeamento semidetalhado. Cabe ressaltar que a amostragem realizada para a elaboração do mapeamento semidetalhado de solos, foi muito pequena para os preceitos concebidos para a escala de semidetalhe. Contudo, face ao objetivo da pesquisa o nível de detalhamento foi suficiente, pois possibilitou a diferenciação entre os tipos de solos que ocorrem na área de estudo.

As informações desses dois mapas base (classificação de solos e cobertura vegetal, uso e ocupação do solo) foram analisadas de forma interdependentem visando determinar as áreas com fragilidade ambiental. A manutenção da estabilidade ambiental considerando primeiramente a questão hídrica foi preponderante e resultou no mapeamento das áreas de fragilidade quanto aos aspectos abióticos, em ambientes de encosta e em ambientes fluviais. Quanto aos aspectos da rede de drenagem foram mapeadas as áreas de cabeceiras de drenagem, de solos hidromórficos (Organossolos, Gleissolos) situadas nas paisagens com relevos convexados.

Nas paisagens patamarizadas, em que não foram observados solos hidromórficos, foram detectados os Neossolos Flúvicos. Nesses relevos, onde os rios estão

restritos aos seus leitos, estando predominantemente encaixados, as zonas para proteção dos ambientes fluviais foram definidas como uma margem mínima de 30m. Contudo, onde ocorreram solos de influência fluvial além dessa margem, foram consideradas as maiores larguras. Nas áreas de encostas, foram definidos como de alta vulnerabilidade os solos rasos (Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos), mais suscetíveis à erosão e também propensos a perdas iônicas. Essas informações foram a base para a posterior identificação das áreas com alta fragilidade em relação aos aspectos abióticos e também para a definição de rotas para a formação de corredores.

A análise da estrutura da paisagem foi realizada para direcionar as decisões sobre quais seriam as áreas prioritárias para a conservação e recuperação. Para a definição dos remanescentes florestais mais importantes será apresentado um estudo exploratório, que consta dos resultados desse estudo. Dentre os critérios avaliados destacam-se o tamanho do fragmento, a disposição espacial (prevendo conexões aumento do fluxo gênico) e o tamanho da área-núcleo. Essas últimas foram mapeadas com o programa Fragstat, subtraindo-se 35m de raio de cada fragmento, visando determinar áreas menos impactadas pelo efeito de borda. Isto no intuito de serem escolhidos os fragmentos com as maiores áreas-núcleo, de maior relevância para conservação (METZGER, 1998; RODRIGUES, 1998). Com essa análise também foi possível eliminar a necessidade de avaliação do fator "forma" do fragmento por estar intrinsecamente relacionado com o tamanho da área núcleo. Assim, foram obtidos os fragmentos de maior relevância para serem conservados e ampliados.

As áreas necessárias a serem recuperadas foram estabelecidas objetivando a garantia da funcionalidade dos ambientes. Zonas de encosta, de influência aluvial, solos rasos, com pedregosidade foram indicados para o restabelecimento das condições originais do meio. A definição foi primeiramente com base nas áreas situadas em zonas de alta fragilidade quanto aos aspectos abióticos, sem cobertura florestal. Foi também considerado que o fator isolamento e efeito de borda nos fragmentos os remete a uma condição de alta fragilidade. Assim, foram estabelecidas zonas de recuperação no entorno dos fragmentos prioritários, com

raio de 35m, para o aumento da área-núcleo e melhoria na qualidade dos mesmos (CULLEN et al., 2001).

Com base nas informações das áreas de fragilidade ambiental, das áreas necessárias de serem recuperadas e de áreas prioritárias para conservação, obteve-se o mapeamento final, propondo um zoneamento com áreas a serem conservadas, constituindo um corredor de biodiversidade e aquelas passíveis de utilização.

Por fim, foram realizadas simulações visando à comparação da proposta pesquisada que considera os critérios técnicos que serão apresentados, com as exigências de conservação da legislação atual. Com isso, obteve-se uma avaliação da viabilidade de implementação em campo do zoneamento proposto comparativamente com o cumprimento e aplicação da legislação vigente.

Não foram avaliados aspectos de presença e movimentação da fauna em função de estarem subordinados ao habitat (cobertura florestal), da especificidade e do tempo que esses estudos requerem. O uso racional do solo pressupõe a conservação dos remanescentes florestais como zonas núcleo de biodiversidade, os quais conectados por corredores devem proporcionar incrementos nos fluxos genéticos entre populações de fauna e flora.

Os procedimentos utilizados na pesquisa resultaram numa metodologia de planejamento apresentada no Anexo 2.

3.3 MATERIAIS

A documentação cartográfica utilizada para o presente trabalho consistiu-se de fotografias aéreas verticais métricas, de 1980 na escala 1:25.000, e também de imagens orbitais do satélite "SPOT" com resolução de 5m do ano de 2005.

Para a manipulação das imagens orbitais no formato digital, elaboração e edição de mapas, processamento e análise dos dados, foi utilizada uma estação de trabalho composta por microcomputador Pentium IV.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

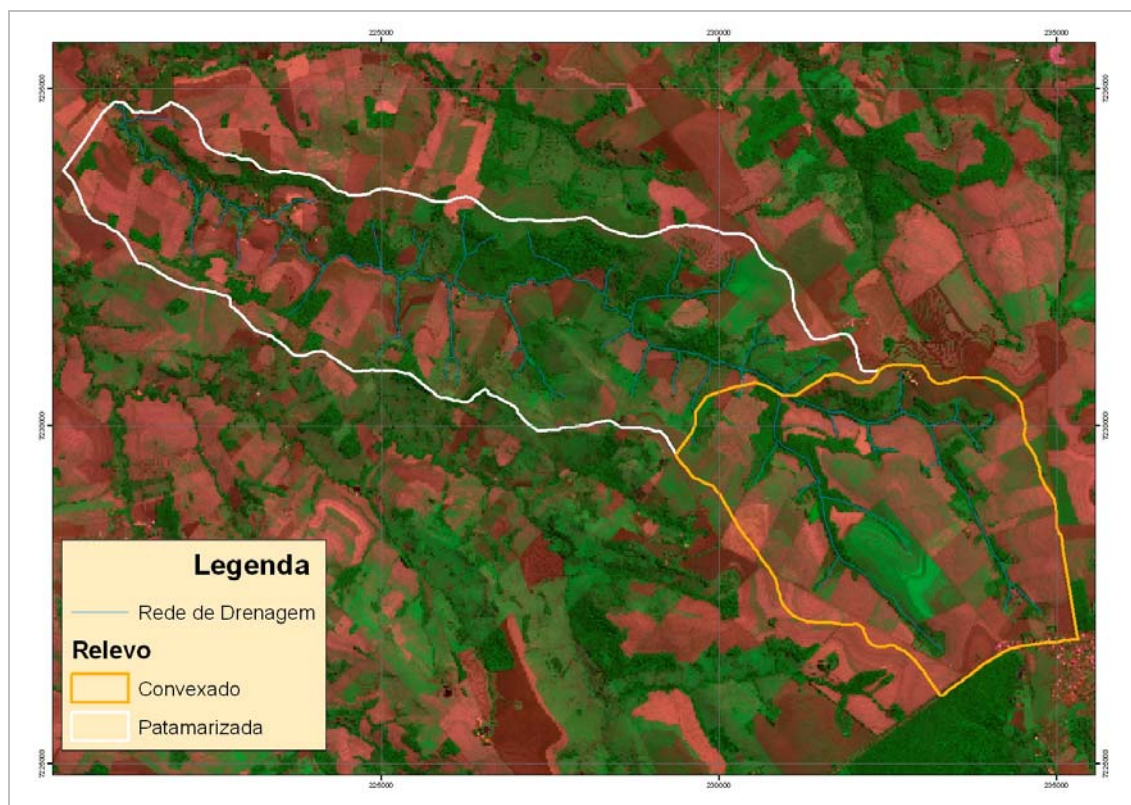
Conforme a metodologia proposta, as primeiras análises da área de estudo foram relativas aos aspectos abióticos do meio, seguindo-se dos resultados de vegetação e de estrutura da paisagem, os quais complementaram-se, para a definição das áreas para implantação dos corredores. Os primeiros resultados, relativos ao diagnóstico dos aspectos abióticos foram essenciais para a delimitação das áreas de maiores vulnerabilidades, com ênfase especial a erosão potencial, devido à espessura do solo, grau de declividade, forma de rampa e posição na paisagem. No Paraná, a erosão laminar, em sulcos e em voçorocas ocorre em larga escala, podendo acarretar em perdas de solo de 100 a 200 t por ha/ano, e em extremos até 700 t ha/ano (DERPSCH et al., 1991).

4.1 ANÁLISE DOS ASPECTOS ABIÓTICOS DA PAISAGEM

4.1.1 Geomorfologia

No processo de evolução da paisagem, a área da microbacia do rio São Francisco Falso se encontra regida pelo nível de base do rio Paraná. O modelamento está condicionado por lineamentos geológicos quais propiciam a dissecação do relevo. Na área do estudo foram identificadas duas províncias geomórficas distintas: relevos convexados, na porção superior e patamarizados, a partir do segundo terço para jusante (figura 8).

FIGURA 8 - UNIDADES GEOMÓRFICAS DA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: IAP – imagem satélite SPOT5

a) Relevos Convexados

Na porção superior, entre as cotas 740 e 680m, foi verificado a predominância de relevos convexados, constituídos por rampas longas com até 1500 m de comprimento (figura 9). As rampas têm em geral formato misto (convexas e côncavas), com formas convexa divergente, retilíneas e/ou convergentes. Nos topos das encostas os relevos identificados foram planos (0 - 3%) e suave ondulado (4 - 8%). Nas áreas das cabeceiras de drenagens predominam nas feições côncavas-convergentes (figura 10), fato que determina concentração de energia dos fluxos hídricos. Esse tipo de conformação infere maior estabilidade a essa porção da paisagem, a despeito dos grandes comprimentos de rampa que podem incorrer em forte suscetibilidade à erosão, pois, a exemplo do estudo realizado por Roloff, Castro da Cruz e Inhlenfeld (2000), os mais altos índices de erosão foram verificados nos maiores comprimentos de rampas e em declividades acentuadas.

FIGURA 9 - RAMPA EM RELEVOS CONVEXADOS

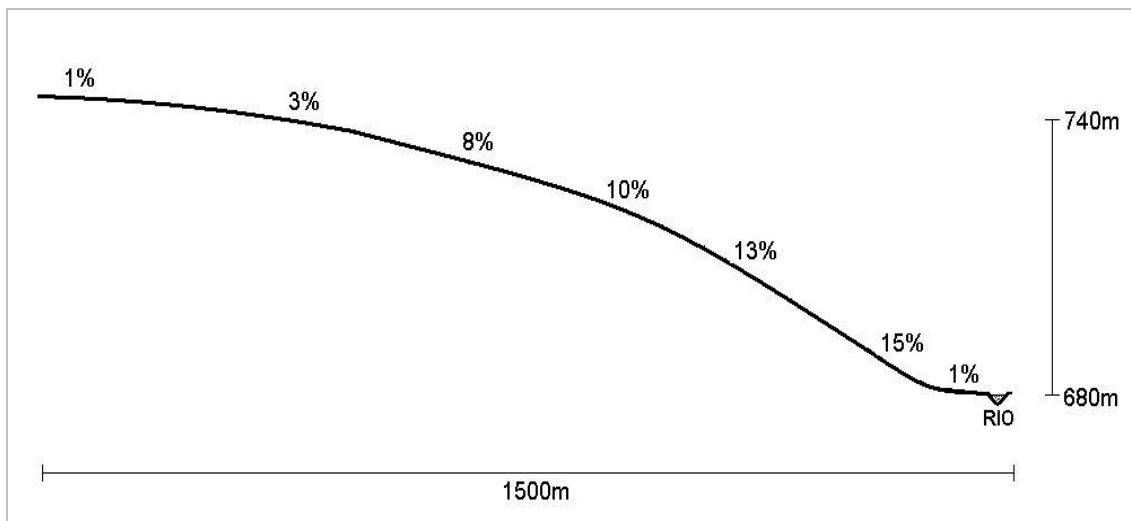
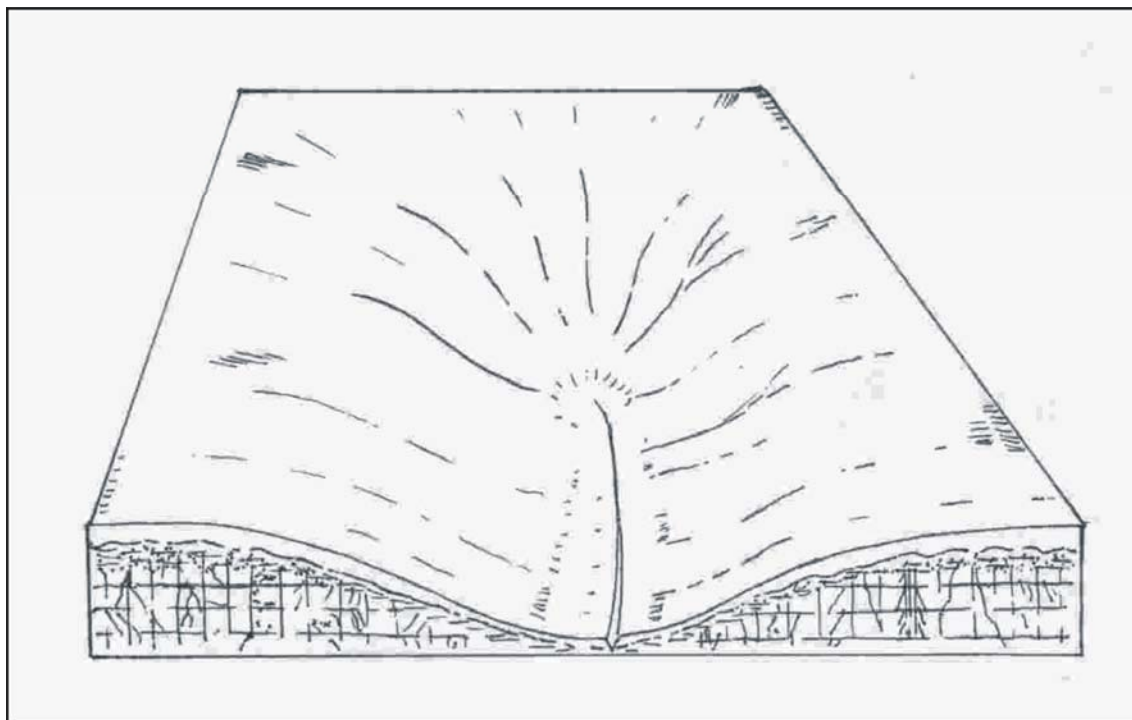


FIGURA 10 - RELEVO CONVEXADO - CABECEIRA DE DRENAGEM EM RAMPA CÔNCAVA - CONVERGENTE



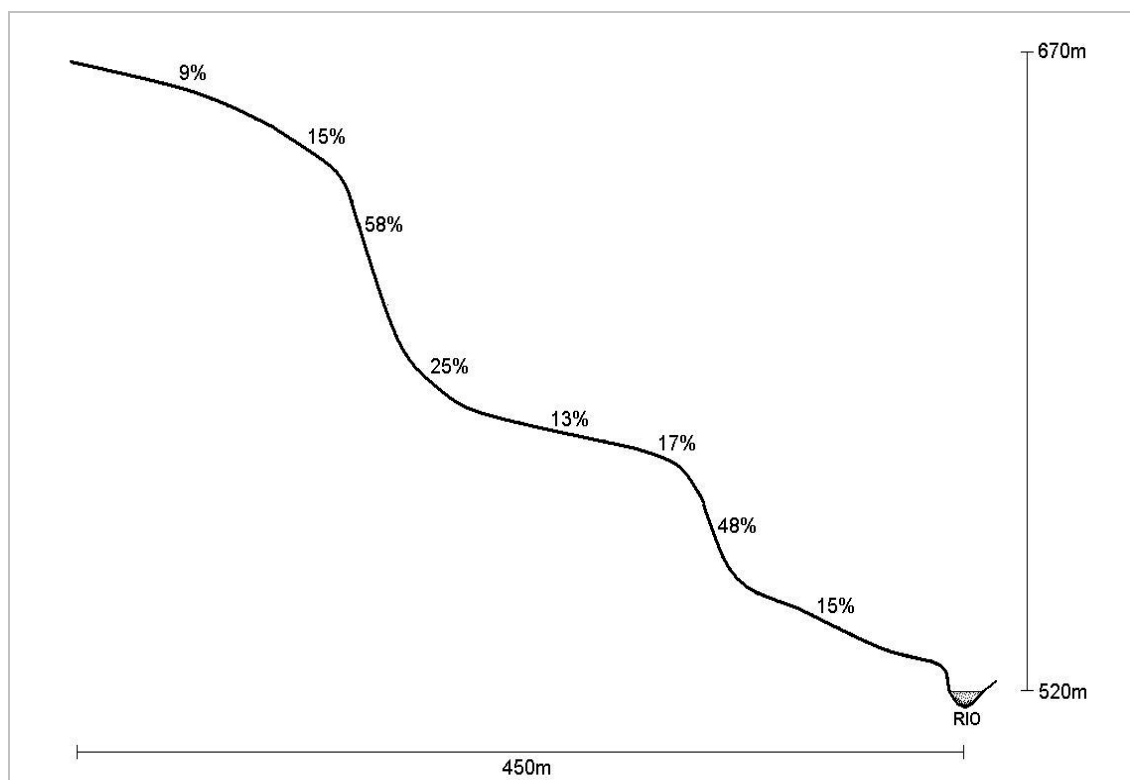
FONTE: Curcio (2006?)

b) Relevos Patamarizados

Nestas porções da paisagem, observam-se zonas de inflexão seguidas por zonas de deflexão, o que determina uma geomorfia cíclica conforme pode ser observado na figura 11. Ocorrem a partir dos terços médios do curso do rio, onde ainda são encontrados relevos suaves ondulado. Contudo, na maioria das vezes, podem ser observadas declividades entre 8 e 20% (ondulado). Os gradientes altitudinais são de 150m a partir da cota 670 (figura 11).

O aumento da declividade indica maior possibilidade de ocorrência de processos erosivos (DERPSCH et al., 1991, ROLOFF, CASTRO DA CRUZ e INHLENFELD, 2000). Já os tipos de solos estão diretamente correlacionados com a declividade, e conseqüentemente, determinando maior ou menor fragilidade ao ambiente. Assim, esse aspecto de declividade não foi analisado especificamente, mas contemplado pela análise pedológica, a qual foi essencial para o mapeamento das áreas de fragilidade.

FIGURA 11 - RELEVOS PATAMARIZADOS



Nas porções inferiores das encostas, as classes de declives são mais acentuadas, em sua maior parte, contudo, não atingindo 26%. Esses segmentos da paisagem são os de maior vulnerabilidade ambiental, pois, além do relevo ser mais dissecado, constituem as porções finais de grandes rampas, recebendo todo o afluxo hídrico de montante.

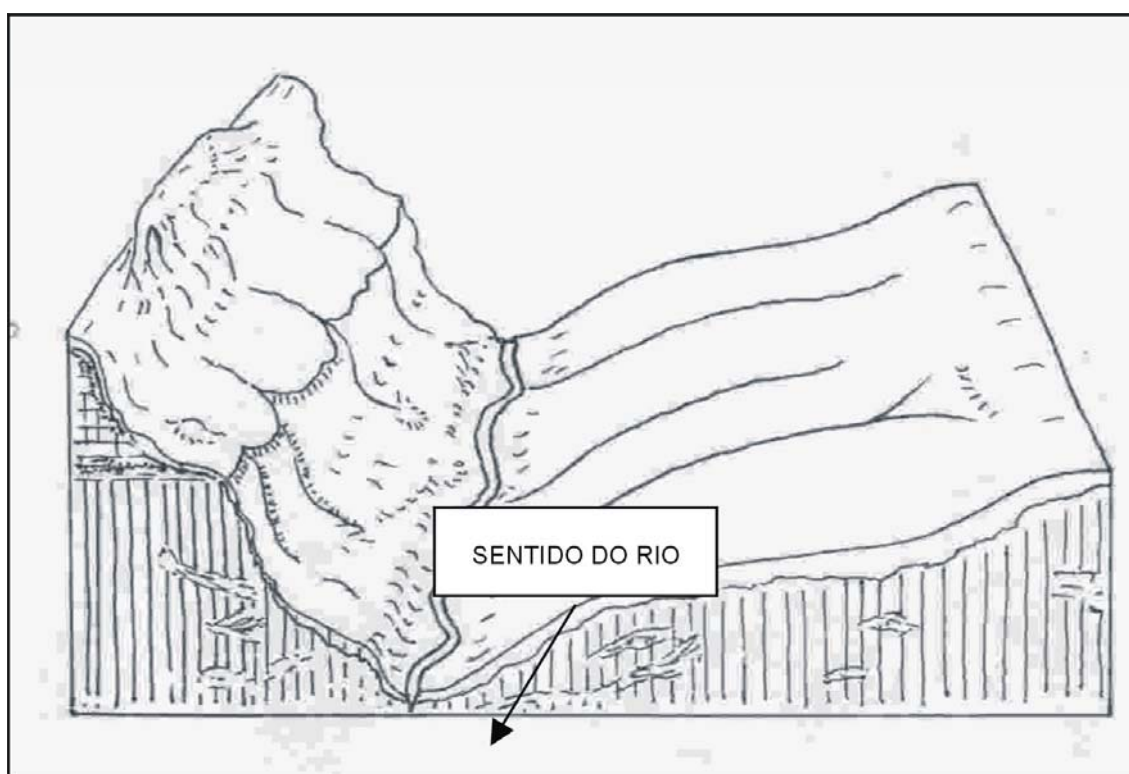
Com a manifestação expressiva de relevos patamarizados, afluxos hídricos determinam fortes concentrações de enxurradas. Essas características ambientais, aliadas ao manejo inadequado dos solos nas áreas, resultam em processos erosivos acentuados, observados nesta porção da microbacia (figura 12). Assim, nesta unidade morfológica se evidencia maior fragilidade, especialmente relacionada aos afloramentos de rochas, frutos dos processos erosivos agravados pelo uso do solo em dissonância com as condições originais do modelamento da paisagem. Segundo Derpsch et al. (1991), as áreas de solos mais rasos são as mais propensas à erosão e, conseqüentemente, as que devem ser priorizadas para conservação.

FIGURA 12 - ASPECTOS DO PROCESSO EROSIVO NOS RELEVOS PATAMARIZADOS



Outra característica da área é a assimetria entre as margens do vale da microbacia. Na margem direita são observados relevos mais dissecados, determinando zonas de maior vulnerabilidade (figura 13).

FIGURA 13 - VALES ASSIMÉTRICOS COM RELEVOS MAIS DISSECADOS NA MARGEM DIREITA DA BACIA



FONTE: Curcio (2006a)

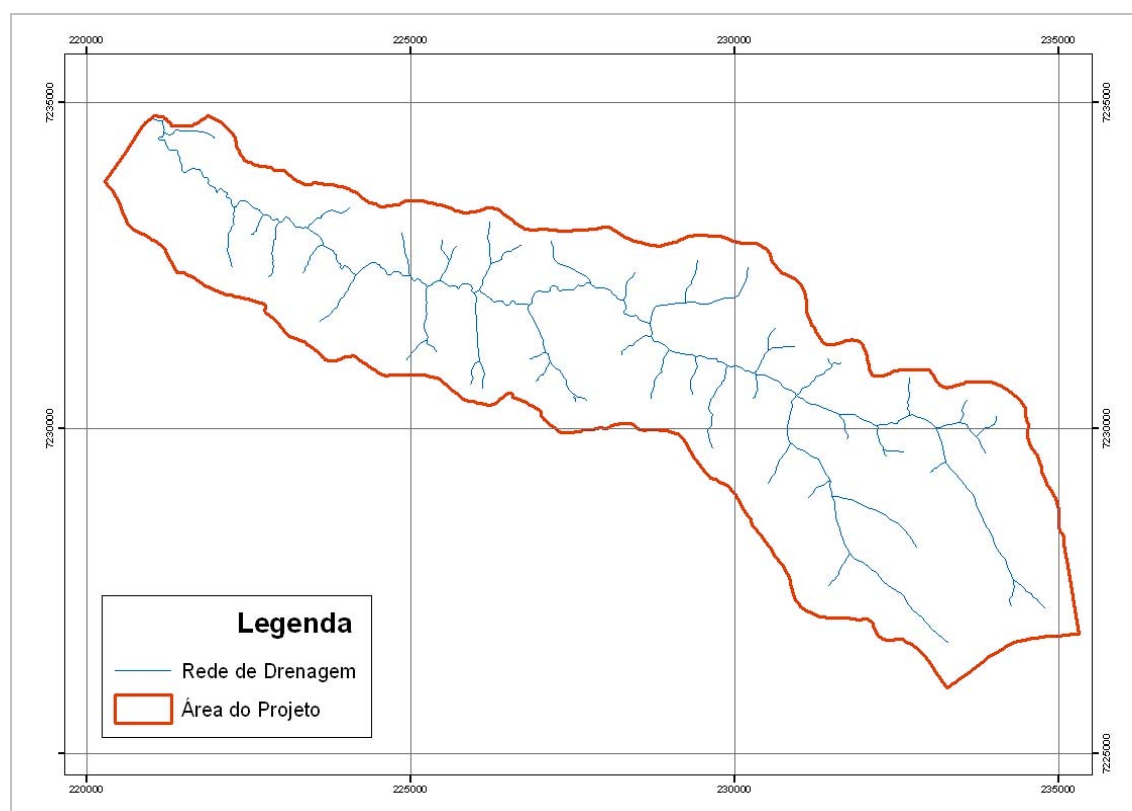
Considerando que a totalidade da microbacia do rio São Francisco Falso está inserida sobre a formação Serra Geral, composta de rochas eruptivas básicas (MINEROPAR, 2006), não houve necessidade de detalhamentos geológicos. Já os aspectos geomorfológicos foram estudados no sentido de serem determinados os fatores de maior vulnerabilidade do meio. Portanto, as áreas de maiores concentrações de fluxos hídrico nos relevos convexados, bem como as áreas de encosta nos patamarizados, foram as que apresentaram maior fragilidade ambiental, sob este aspecto de estabilidade do meio.

4.1.2 Hidrografia

A drenagem da bacia do rio São Francisco Falso está direcionada no sentido SE–NW e possui em seu terço superior, com altitudes que variam entre 500 a 750m.

Com a identificação dos cursos d'água nas fotografias aéreas e imagens de satélites foi elaborado o mapa da hidrografia da área, definindo-se as cabeceiras de drenagem (figura 14). Pode-se observar que a rede de drenagem na porção da microbacia com relevos convexados é menos densa que no patamarizado, em consonância com IAPAR (1999), que relaciona os atributos dos solos com a densidade de drenagem. Conforme o estudo, baixas densidades de drenagem são predominantes nas pedoformas convexas, com maiores profundidades de solos, e, altas densidades de drenagens, nas côncavas, com menores profundidades de solo.

FIGURA 14 - HIDROGRAFIA DA ÁREA DE ESTUDO



Segundo Lima e Zakia (2000), na escala da microbacia, as regiões de influência fluvial, que inclui principalmente as margens e as cabeceiras de drenagem dos cursos d'água, caracterizam-se como um habitat de extrema dinâmica, diversidade e complexidade. Entretanto, nesses ambientes de alta vulnerabilidade, o uso e manejo inapropriados dos solos nessa microbacia acarretaram efeitos negativos que têm impactado fortemente as zonas ripárias, as áreas das cabeceiras de drenagem e, conseqüentemente, os cursos d'água. Evidências morfológicas observadas em campo demonstram esses efeitos antrópicos negativos. Em função dos processos erosivos, nos relevos convexados, em solos de planícies foram observados forte grau de assoreamentos, chegando à cerca de 70 até 80cm de recobrimento com sedimentos de solos de montante. Também foram evidenciados fluxos de massa que resultaram em processos de subsidência (figura 15), e erosão em taludes e voçorocas (figura 16).

Ainda, alguns leitos de rio foram ressecados e outros magnificados em função de picos de vazão, agravados pela pouca rugosidade e retenção hídrica ocasionada pela falta de cobertura florestal. O processo de filtragem, característico das formações florestais, tanto nas áreas ciliares como nas encostas, poderia minimizar a captação de sedimentos e íons para a rede de drenagem, bem como, nas áreas de cabeceiras de drenagem, garantir a filtragem e o armazenamento hídrico. O ecossistema ripário colabora para uma importante funcionalidade ambiental, que é a manutenção dos recursos hídricos, em termos de vazão e qualidade da água, assim como do ecossistema aquático (LIMA, 2002). A permanência da integridade do ecossistema ripário, desta forma, constitui fator crucial para a manutenção da estabilidade e da resiliência da microbacia, como unidade ecológica da paisagem. Contudo, na área são observados resultados opostos, como afloramentos de rochas, processos de dessecação de cabeceiras anteriormente existentes e, em cabeceiras de drenagem perenes, o deslocamento do ponto de surgência hídrica em função de soterramento.

FIGURA 15 - PROCESSO DE SUBSIDÊNCIA COM FRATURA CONCHOIDAL EM ORGANOSSOLO



FIGURA 16 - PROCESSO EROSIVO EM CABECEIRAS DE DRENAGEM



4.1.3 Pedologia

Os solos da microbacia (tabela 2) foram diferenciados conforme o modelamento da paisagem. O mapeamento semidetalhado (figura 17) possibilitou a avaliação das vulnerabilidades pedológicas, resultado a ser utilizado quando da avaliação e cruzamentos com os outros fatores do meio.

TABELA 2 - CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS CONFORME SBCS (EMBRAPA, 1999)

POSIÇÃO NA PAISAGEM	CLASSIFICAÇÃO ATUAL	ÁREA
Encosta	Latossolo Vermelho	2351,26
	Nitossolo Vermelho	1392,59
	Cambissolo Háplico	46,11
	Neossolo Litólico	642,1
	Neossolo Regolítico	
Planície	Neossolo Flúvico + Cambissolo Flúvico	142,64
	Gleissolo Melânico + Organossolo	55,25
	TOTAL	4629,47

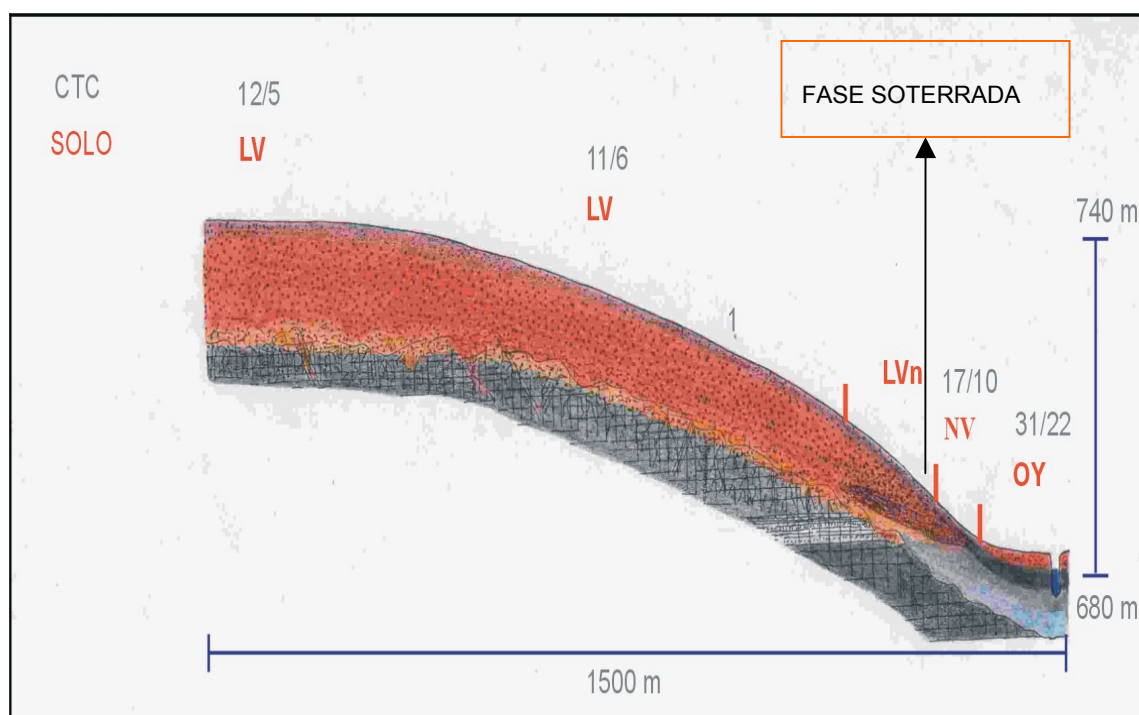
FONTE: Adaptado de IAP (2006)

a) Características Pedológicas em Relevos Convexados

Seguindo a conceituação proposta em Embrapa (1999), por meio do levantamento pedológico semidetalhado, foi verificado que a constituição pedológica das rampas neste sistema é predominantemente composta por Latossolo Vermelho Distróféricos Típicos, no terço superior, médio e inferior das encostas (figura 18), praticamente independentemente de sua forma. No terço inferior, nas paisagens mais próximas às planícies, são encontrados os Nitossolos Vermelhos. Devido ao grau de evolução pedogenético, tanto os Latossolos como os Nitossolos são predominantemente dessaturados por bases, informação confirmada pelas análises de solos realizadas para a microbacia (Anexo 1). Os Latossolos caracterizam-se por apresentarem o horizonte B latossólico abaixo de horizonte A moderado ou proeminente, estágio de evolução pedogenético avançado, portanto, muito profundos e seqüência de horizontes A, B, C. Já os Nitossolos, possuem horizonte B nítico, com argila de baixa atividade imediatamente abaixo de horizonte A ou dentro dos primeiros 50 cm do horizonte B (figura 19).

Em condições originais, as características de profundidade e fácil infiltração garantem aos Latossolos maior estabilidade do que aos Nitossolos. Complementarmente, os Nitossolos encontram-se posicionados nas porções finais das rampas, condição que favorece a concentração de enxurradas (figura 18).

FIGURA 18 - PEDOSSEQUÊNCIA EM RELEVOS CONVEXADOS E RESPECTIVAS CTC DOS HORIZONTES SUPERFICIAIS E SUB-SUPERFICIAIS



FONTE: Adaptado de Curcio (2006a)

NOTA: CTC: Capacidade de Troca Catiônica; LV: Latossolo Vermelho; LV n: Latossolos Vermelho Nitossólico; NV: Nitossolo Vermelho; OY: Organossolo/Gleyssolo Melânico.

FIGURA 19 - LATOSSOLOS VERMELHOS E NITOSSOLOS VERMELHOS EM RELEVOS CONVEXADOS

A) Latossolo Vermelho



B) Nitossolo Vermelho



FONTE: Adaptado de Curcio (2006a)

Nos terços inferiores das rampas convexas, ocorrem os Organossolos e Gleissolos Melânicos (figura 20), cujas características de hidromorfia decorrem de suas posições nas cabeceiras de drenagens. Os Organossolos são constituídos por material orgânico, com espessura mínima de 40cm, formados sob intensa saturação hídrica, textura predominantemente orgânica, densidade global muito baixa; cores escuras, com grande capacidade de retenção de água e ótima capacidade de filtro. Já os Gleissolos Melânicos são solos minerais, com horizonte glei logo abaixo do horizonte A, ou dentro de 50 cm da superfície do solo.

FIGURA 20 - ORGANOSSOLO



FONTE Adaptado de Curcio (2006a)

As longas rampas presentes neste compartimento da paisagem, determinam fragilidade ambiental por propiciar concentração de enxurradas, agravado pelo manejo inadequado de solos, processos erosivos e compactação nos terços inferiores das rampas, determinando a vulnerabilidade dessas áreas. Portanto, as cabeceiras de drenagens neste sistema, apresentam elevado grau de soterramento e erosão em correspondência ao nível elevado de energia, proporcionado pelo mau uso do solo. Algumas porções dessas áreas foram drenadas, para o uso indevido com pastagem e que, atualmente se apresenta altamente degradada e com baixa produtividade (figura 21).

FIGURA 21 - PROCESSOS EROSIVOS E DE SOTERRAMENTO EM GLEISSOLO MELÂNICO



Nesses ambientes convexados, os solos com as maiores vulnerabilidades quanto ao aspecto hídrico foram os Organossolos e Gleissolos Melânicos, que ocorrem nos ambientes de planície. Esses, estão sujeitos aos soterramentos, aos processos erosivos e drenagens, comprometendo sua funcionalidade ambiental de produção e armazenamento de água, além de constituir, para as condições originais, substrato ideal para determinada cobertura vegetal.

b) Características Pedológicas em Relevos Patamarizados

Em geral, em relevos patamarizados os solos são mais rasos em consonância aos declives mais acentuados. As áreas mais dissecadas, na porção superior do relevo, são compostas por Neossolos Litólicos e/ou Neossolos Regolíticos e Cambissolos de pequena espessura. Essas características, necessariamente, incorrem em fragilidade ambiental desde as partes mais altas da paisagem.

Deve se ter em conta que os Neossolos Litólicos são solos minerais com horizonte A sobre C, Cr ou rocha, com contato lítico dentro de 50cm da superfície do solo (EMBRAPA, 1999). Esses, se encontram geralmente associados aos Neossolos Regolíticos, que se diferenciam por apresentarem o contato lítico abaixo de 50 cm da superfície do solo (figura 22).

FIGURA 22 - NEOSSOLOS LITÓLICOS E NEOSSOLOS REGOLÍTICOS EM RELEVOS PATAMARIZADOS

A) Neossolo Litólico



B) Neossolo Regolítico



FONTE: Adaptado de Curcio (2006a)

As partes médias e inferiores das encostas são constituídas por Neossolos Litólicos e/ou Neossolos Regolíticos nos relevos mais íngremes, enquanto os Nitossolos e os Cambissolos Háplicos (figura 23) ocupam superfícies mais suaves.

FIGURA 23 - CAMBISSOLO HÁPLICOS NOS RELEVOS PATAMARIZADOS

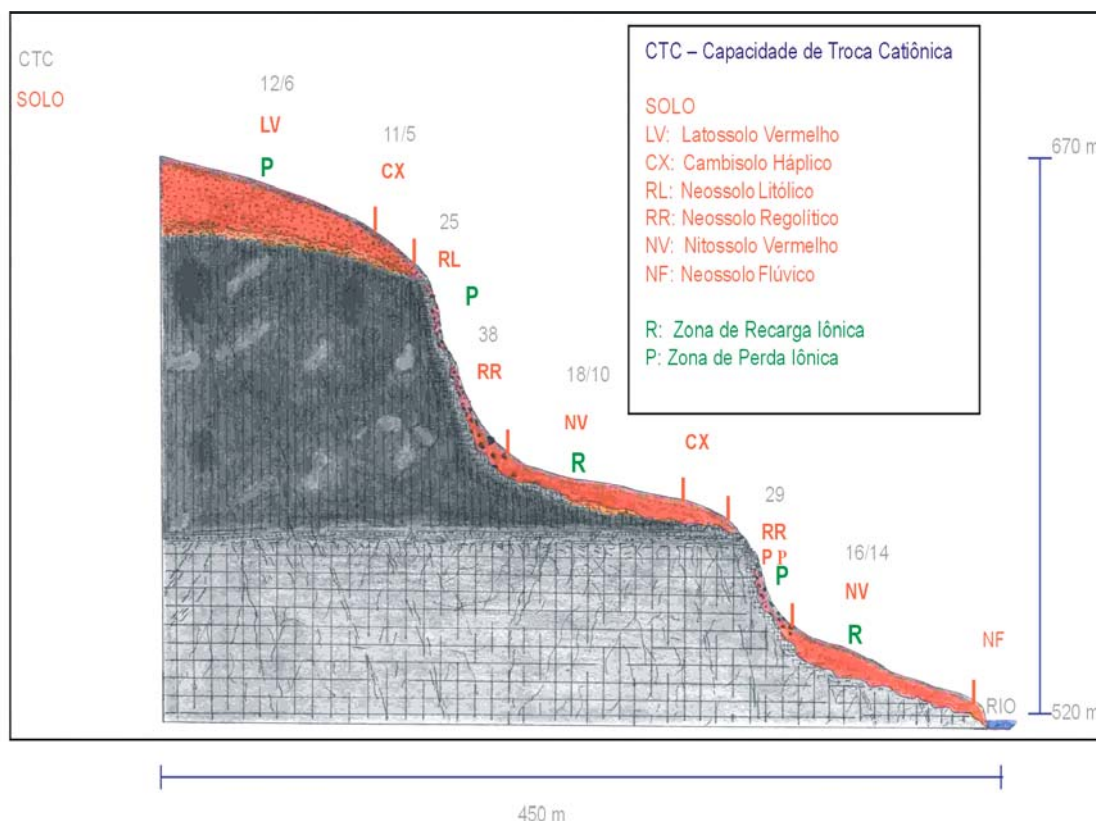


FONTE: Curcio (2006a)

Nesses segmentos de encosta, em função das pequenas espessuras e alta saturação por bases dos solos, além das elevadas declividades, caracteriza-se, fortemente, uma zona de perdas iônicas (figura 24). Por esse motivo, os solos devem ter seu uso limitado à práticas silviculturais ou à preservação (IAPAR, 1999). Por essas características, essas zonas, que se formam ciclicamente e de forma contínua nas encostas da microbacia, devem ser aproveitadas para composição de corredores de biodiversidade, especialmente os que têm altos declives.

Vale ressaltar, que as regiões de acúmulo de íons devem ser priorizadas para uso compatível que preveja aproveitamento para produção de biomassa, retendo os íons disponibilizados pelas áreas a montante de solos rasos (Neossolos litólicos e Neossolos regolífticos), ricos em bases, mas com maior propensão à erosão e portanto, a causarem processos de eutrofização hídrica (EMBRAPA, 1999).

FIGURA 24 - PEDOSSEQUÊNCIA EM RELEVOS PATAMARIZADOS E RESPECTIVAS CTC DOS HORIZONTES SUPERFICIAIS E SUBSUPERFICIAIS



FONTE: Adaptado de Curcio (2006a)

Nas planícies foram identificados Cambissolos Flúvicos e Neossolos Flúvicos, ocupando áreas restritas bem próximas aos rios. Segundo Embrapa (1999), os Neossolos Flúvicos são solos minerais de origem fluvial, constituídos por horizonte A sobre C. Por sua vez, os Cambissolos flúvicos, também solos minerais, possuem horizonte B incipiente de textura argilosa abaixo de horizonte A moderado, proeminente. O fato de ocorrer a presença desses solos essencialmente minerais, em detrimento dos Organossolos e Gleissolos Melânicos, demonstra a maior energia do sistema patamarizado em relação ao convexado caracterizando, portanto, paisagens com maiores níveis de vulnerabilidades. Tanto os Neossolos Litólicos, Neossolos Regolíticos como os Cambissolos, apresentaram alta saturação por bases (Anexo 1), devido ao baixo grau de evolução pedogenética sobre rochas eruptivas.

Por meio do mapa de solos e do programa Fragstats, foi efetuado o cálculo da distribuição de cada classe de solo na microbacia. O solo predominante, compreendendo 29% da área de estudo foi LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico A proeminente

e moderado epieutrófico textura argilosa relevo suave ondulado, seguido por NITOSSOLO VERMELHO Distroférico típico A moderado e proeminente textura argilosa relevo ondulado, que compõe 21% da paisagem (tabela 3).

TABELA 3 - PERCENTUAL DE DISTRIBUIÇÃO DE SOLOS NA MICROBACIA

TIPO DE SOLO	ÁREA (ha)	%
LVdf2 LVdf2 - LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico A proeminente e moderado euepitrófico textura argilosa relevo suave ondulado.	1347,48	29,1
NVdf1 - NITOSSOLO VERMELHO Distroférico típico A moderado e proeminente textura argilosa relevo ondulado.	974,80	21,0
LVdf4 - LATOSSOLO VERMELHO Distroférico nitossólico A proeminente e moderado epieutrófico textura argilosa relevo suave ondulado.	702,80	15,10
RRe2 – Associação NEOSSOLO REGOLÍTICO + NEOSSOLO LITÓLICO ambos Eutróficos típicos A moderado/fase erodida textura argilosa e média cascalhento pedregoso relevo forte ondulado e montanhoso substrato rochas eruptivas + Afloramento de rochas eruptivas.	590,79	12,76
NVdf2 - Associação NITOSSOLO VERMELHO Eutrófico + CAMBISSOLO HÁPLICO Eutrófico ambos típicos A moderado textura argilosa relevo ondulado.	315,31	6,81
LVdf1 - LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico A proeminente e moderado epieutrófico textura argilosa relevo plano.	175,96	3,80
CFd1 - Associação CAMBISSOLO FLÚVICO fase terraço + NEOSSOLO FLÚVICO ambos Eutróficos típicos A moderado textura argilosa relevo plano e suave ondulado.	140,54	3,04
NVdf3 - Associação NITOSSOLO VERMELHO Distroférico + CAMBISSOLO HÁPLICO Eutrófico ambos típicos A moderado textura argilosa relevo ondulado.	102,48	2,21
LVdf3 - LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico A proeminente e moderado epieutrófico textura argilosa relevo ondulado.	89,96	1,94
GMd1 - GLEISSOLO MELÂNICO Distrófico típico húmico e hístico fase soterrada textura argilosa relevo plano e suave ondulado, ORGANOSSOLO.	55,25	1,19
RRe1 - Associação NEOSSOLO REGOLÍTICO Eutrófico típico A moderado e fase erodida textura argilosa e média cascalhento pedregoso relevo suave ondulado e ondulado substrato rochas eruptivas + Afloramento de rochas eruptivas.	51,31	1,11
CXd2 - CAMBISSOLO HÁPLICO Eutrófico nano e léptico A moderado textura argilosa relevo ondulado substrato rochas eruptivas.	44,00	0,95
LVdf5 - LATOSSOLO VERMELHO Distroférico nitossólico A proeminente e moderado epieutrófico textura argilosa relevo ondulado.	35,06	0,76
CXdp1 – CAMBISSOLO HÁPLICO Distrófico petroplíntico A moderado textura argilosa relevo ondulado substrato rochas eruptivas.	2,11	0,05
NFe1 - NEOSSOLO FLÚVICO Eutrófico nano A moderado textura argilosa pedregoso relevo ondulado.	2,10	0,05
TOTAL	4629,47	100,00

Também importante destacar que, os solos de alta fragilidade em ambientes fluviais, (Organossolos e Gleissolos Melânicos) representam 4,27% da área de estudo. Já os Neossolos Litólicos e/ou Neossolos Regolíticos, representam 13,87%. Ao total, essas áreas de solos altamente vulneráveis representam 18,14% da área total estudada que devem compor zonas destinadas à conservação

ambiental, podendo assim integrar ou realizar conexões visando a formação do corredor de biodiversidade.

A região do estudo, sofre as conseqüências do sistema de preparo e cultivo convencional que impôs o uso de grade pesada até meados de 1985. Esse tipo de uso e manejo provocou a destruição das estruturas dos solos, o aumento do escoamento superficial, a diminuição da matéria orgânica, o empobrecimento de argila nos horizontes superficiais e ainda, a subsequente diminuição da fertilidade, o que teria favorecido o desencadeamento dos processos erosivos no Estado.

4.2 ANÁLISE DA COBERTURA VEGETAL E USO ATUAL DO SOLO

Na bacia do rio São Francisco Falso, entremeado às atividades agropastoris, observa-se um mosaico de diferentes fisionomias da vegetação nativa, na forma de fragmentos remanescentes da floresta original e de fases sucessionais da vegetação secundária (figura 25). Na área de estudo, que compreende 4.629,47ha, foram identificadas 152 manchas divididas de acordo com o tipo de uso do solo (tabela 4).

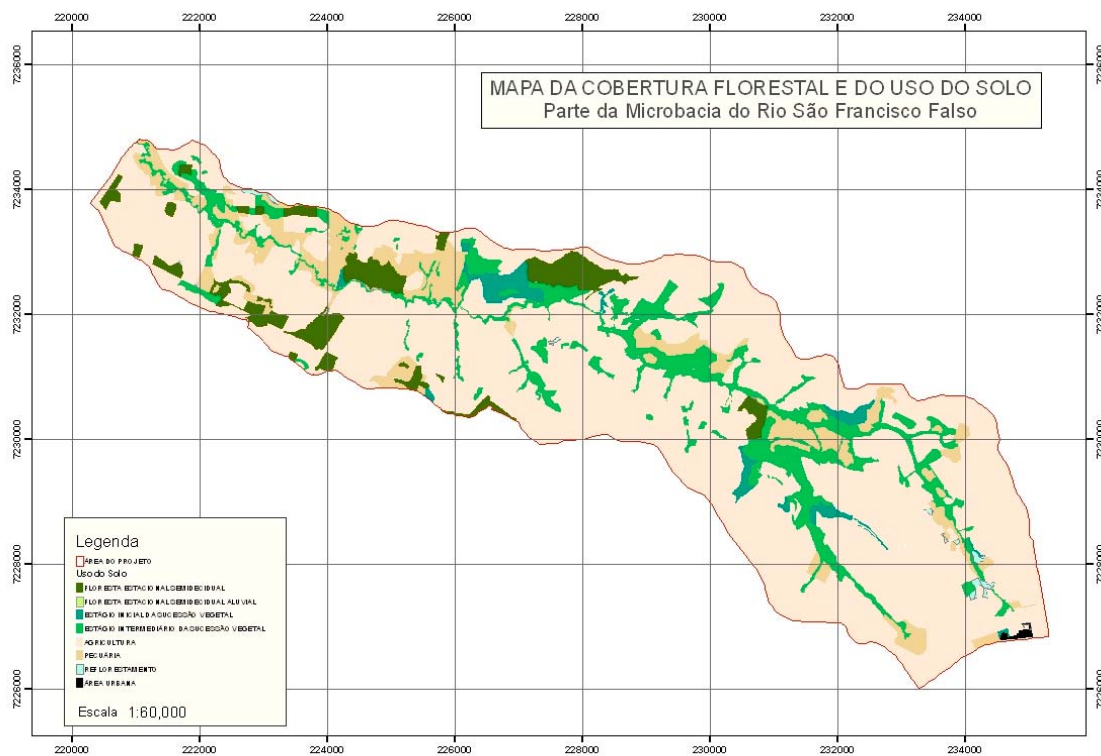
TABELA 4 - COBERTURA VEGETAL E USO ATUAL DO SOLO NA ÁREA DE ESTUDO

USO ATUAL	ÁREA (ha)	PORCENTAGEM	MANCHAS
Vegetação nativa	900,13	19,37	57
Agricultura	3299,57	71,05	14
Pecuária	423,47	9,11	43
Reflorestamento	15,38	0,33	10
Área urbana	5,26	0,11	1
TOTAL	⁽¹⁾ 4643,83	100,00	152

(1) Área Total de Estudo - 4.629,47 ha - A Área total calculada com a inserção dos fragmentos florestais em sua íntegra, onde o perímetro destes foram inseridos em sua totalidade, resultou em acréscimo de 14,36ha, totalizando nessa análise 4.643,83 ha.

A vegetação nativa compreende 19,37%, distribuídos nos 57 fragmentos remanescentes. Observa-se o predomínio da agricultura com 71% da área (matriz), enquanto a pecuária representa 9,11% da área dispostas em áreas de maior declive que as destinadas a agricultura intensiva. Nos reflorestamentos, que representam 0,33%, predominam espécies do gênero *Eucalyptus* (figura 25).

FIGURA 25 - COBERTURA VEGETAL E DO USO DO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: IAP (2006)

em folha A3

4.3 ANÁLISE DA VEGETAÇÃO NATIVA

Para este estudo, por meio dos esforços do mapeamento, foi possível definir a seguinte fitotipia, com as respectivas áreas e percentuais de ocupação:

- Estágio Intermediário da Sucessão Secundária: 557,71ha.
- Floresta Estacional Semidecidual Submontana: 247,88ha.
- Estágio Inicial da Sucessão Secundária: 94,54ha.

Utilizando-se dos conceitos e métricas da ecologia da paisagem, foi observado que, para a área total de estudo, 19,37% correspondem às áreas com cobertura florestal nativa, disposta em 57 fragmentos em diferentes estágios sucessionais da Floresta Estacional Semidecidual. Os ambientes florestais encontram-se fortemente alterados, mesmo os remanescentes da vegetação primária. O tamanho do menor fragmento é de 0,065ha e do maior 684,28ha, que corresponde a 76% da cobertura florestal total. A área média dos fragmentos é de 15,79ha. Em cada 100ha, a densidade média de fragmentos (número de fragmentos em 100 ha) é de 6,33, e a distância média dos fragmentos ao seu vizinho mais próximo é de 78m (tabela 5).

TABELA 5 - RESUMO DE PARÂMETROS DE COBERTURA FLORESTAL DA ÁREA DE ESTUDO

PARÂMETRO	VALOR
Área com cobertura florestal	900,13ha
Número de fragmentos com cobertura florestal	57
Tamanho dos fragmentos	
mínimo	0,065 ha
máximo	684,28ha
médio	15,79ha
Densidade dos fragmentos florestais - número de fragmentos em 100 ha	6,33
Distância média ao vizinho mais próximo	77,99m
Conectividade	2,25%

A conectividade calculada para a área pode ser traduzida como a porcentagem de possibilidade máxima de conectância dada para um número de fragmentos, ou seja, a porcentagem de fragmentos que estariam conectados com uma distância de dispersão de 100m de raio. Esse índice será usado como comparativo,

a ser analisado entre a situação atual da microbacia e uma situação idealizada a ser simulada nesse trabalho, visando à implantação de corredores de biodiversidade.

4.3.1 Análise dos Estágios Sucessionais da Vegetação

Cabe ressaltar que quando analisados os três estágios sucessionais da vegetação, a paisagem que anteriormente só fora classificada como floresta, sendo assim identificados 57 fragmentos. Quando da subdivisão em estágios diferenciados de sucessão, foram gerados novas manchas, resultando assim em 83 fragmentos que somam a área remanescente (900,13 ha).

Dessa cobertura florestal remanescente, predomina a vegetação secundária em estágio intermediário da sucessão vegetal, disposta em 46 manchas. As áreas com cobertura florestal em estágio inicial de sucessão correspondem a 14 fragmentos, que somam 94,54ha. Como remanescentes da floresta original (Floresta Primária Alterada) foram identificados 23 manchas (tabela 6).

TABELA 6 - COMPOSIÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL POR ESTÁGIOS SUCESSIONAIS

VEGETAÇÃO	ÁREA (ha)	PORCENT. %	MANCHAS
Floresta Estacional em Estágio Intermediário da Sucessão	557,71	61,95	46
Floresta Estacional Primária Alterada	247,88	27,54	23
Floresta Estacional em Estágio Inicial da Sucessão	94,54	10,50	14
TOTAL	900,13	100,00	83

a) Floresta Estacional Semidecidual Submontana (floresta primária alterada)

Os remanescentes de floresta primária encontrados na área estão seriamente impactados pelo corte seletivo das madeiras de maior valor econômico ou pela ocorrência do fogo ou ainda pelo efeito de borda causado pela fragmentação da floresta, originalmente contínua na região. Esses fragmentos estão alterados em sua estrutura florística, com árvores do dossel pouco presentes (figura 26). A identificação deste estágio sucessional pode se dar através da observação de árvores típicas do último estrato sobressaindo de forma emergente, com média 25m de altura, em sua maioria exemplares *Aspidosperma polyneuron* (peroba), espécie

que tipifica as florestas estacionais, *Parapiptadenia rigida* (angico) e *Peltoporum dubium* (canafístula).

FIGURA 26 - FISIONOMIA TÍPICA DE FRAGMENTO ALTERADO DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA



Estes fragmentos da floresta original remanescentes estão na maioria dos casos situados sobre solos rasos (Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos), inadequados à prática da agricultura e pecuária, muito embora também sejam encontrados remanescentes florestais em menor incidência sobre Latossolos.

As mudanças microclimáticas causadas nas margens dos fragmentos, podem também ser observadas no interior dos remanescentes em função da ausência do dossel característico da floresta estacional. Assim, esse fato altera também as condições microclimáticas do interior da floresta, como o aumento da luminosidade e a diminuição da umidade, alterando a dinâmica do ambiente, agindo de forma similar aos denominados efeitos de borda. Estes impactos podem ser observados no interior dos fragmentos, pela presença de espécies pioneiras como *Acacia polyphylla*

De Candolle (monjoleiro ou angico-branco), *Guazuma ulmifolia* Lam. (mutambo), *Croton floribundus* Spreng. (capixingui), *Trema micrantha* (L.) Blume (crindiúva), *Cecropia pachystachya* Trécul (embaúba), *Peschiera australis* (Müll. Arg.) Miers (leiteirinho), *Ocotea puberula* (Rich.) Nees (canela-guaicá), *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg. e *Alchornea glandulosa* Poepp. (tapiás). Vale ressaltar que em florestas primárias essas espécies também podem ocorrer em ambientes de interior em áreas de clareiras.

Abaixo do dossel irregular, um primeiro estrato característico pode ser observado em torno de 20m de altura, onde são comuns o *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (pau-marfim), *Cedrela fissilis* Vell. (cedro), *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. (canjerana), *Holocalyx balansae* Micheli (alecrim), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (timbaúva), *Patagonula americana* L. (guajuvira) e *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (jerivá), entre outras espécies.

Um segundo estrato, entre 10 e 15m de altura, é composto por *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl. (guatambu), *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez (canela-preta), *Matayba elaeagnoides* Radlk. (miguel-pintado), *Annona cacans* Warm. (ariticum), *Dalbergia frutescens* (Vell.) Britton (rabo-de-bugio) e *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (jerivá).

Um terceiro estrato pode ser ainda definido pela presença de *Allophylus guaraniticus* (St. Hil.) Radlk. (vacum), *Helietta longifoliata* Britton (canela-de-veado) pitangueira (*Eugenia uniflora*), ingá (*Inga marginata*), marinheiro (*Guarea kunthiana*) e catiguá (*Trichilia elegans* e *T. casaretti*). No sub-bosque são comuns arvores e arbustos de *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Bôer (pau-de-junta) *Piper gaudichaudianum* Kunth, *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll. Arg. (roxinho) e *Peschiera australis* (Müll. Arg.) Miers (leiteirinho), entremeados por cipós como *Pithecoctenium* Mart. ex Meisn. (pente-de-macaco), *Serjania* Mill. (cipó-timbó) e *Bauhinia* sp (escada-de-macaco), entre outros.

b) Estágio Intermediário da Sucessão Secundária (capoeira)

O predomínio dos fragmentos em estágio intermediário da sucessão, compondo 61,97% do remanescente, se deve ao processo de ocupação da região, onde inicialmente as áreas com florestas foram quase totalmente submetidas ao corte raso, e posteriormente abandonadas à regeneração natural com idade variando entre 30 a 50 anos. Geralmente estas áreas estão situadas sobre solos aluviais, ou em Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos, onde o uso do solo está limitado pelas características pedológicas desses solos de baixa aptidão agrícola (IAPAR, 1999).

Este estágio sucessional se caracteriza pela formação de um dossel uniforme, denso, entre 8 e 12m de altura, onde são mais expressivos o *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud. (monjoleiro) e a *Ocotea puberula* (canela-guaicá). Um segundo estrato pode ser observado entre 3 e 6 metros, onde são comuns *Allophylus guaraniticus* (vacuns), *Dalbergia frutescens* (rabo-de-bugio), *Rollinia salicifolia* Schltdl. (ariticum), *Trichillia* spp (catiguás), *Machaerium* spp (sapuvas), *Pesquiera australis* (leiteiro) entre outros (figura 27).

FIGURA 27 - FISIONOMIA DO ESTÁGIO INTERMEDIÁRIO DA SUCESSÃO SECUNDÁRIA



c) Estágio Inicial da Sucessão Secundária (capoeirinha)

De forma menos expressiva, totalizando 10,49ha dos remanescentes de vegetação nativa da área, foram identificadas as vegetações de pequeno porte (3 a 5m de altura) que estão a menos tempo em regeneração. As espécies compõem um único estrato de alta densidade sendo predominantes pioneiras heliófilas as vassourinhas, gênero *Bacharis* spp, *Solanum erianthum* D. Don (fumo-bravo) e *Trema micrantha*. Com características semelhantes, porém com maior diversidade, *Ocotea puberula* (canela-guaicá), *Prunus brasiliensis* (pessegueiro-bravo), *Dalbergia frutescens* (rabo-de-bugio) e *Peltophorum dubium* (canafístula) formam conjuntos densos, dando início à colonização de áreas abandonadas (figura 28).

Cabe ressaltar que esse estágio sucessional de vegetação, pode ser passível de autorização para supressão (corte) pela legislação ambiental vigente. Esse fato, entretanto, tem gerado autorizações em áreas impróprias para o uso agropecuário, quando é somente observado esse aspecto de fase sucessional da vegetação, sem ser avaliado os demais atributos do local, como declividade, solos e posição na paisagem. A cobertura vegetal, mesmo que em fase inicial, dependendo das condições do meio, têm importante funcionalidade, sendo sua supressão, muitas vezes, desastrosa. Portanto, o esperado é que a metodologia sugerida pelo presente estudo possibilite a visão interativa dos componentes da paisagem, no momento do planejamento do uso do solo e de licenciamentos ambientais.

FIGURA 28 - FISIONOMIA DE UM REMENESCENTE EM ESTÁGIO INICIAL DA SUCESSÃO SECUNDÁRIA



d) Floresta Estacional Semidecidual Aluvial

Um pequeno trecho de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial foi identificado à margem direita do rio São Francisco, como um prolongamento da floresta submontana a montante. A modesta expressão da floresta aluvial (0,05% da superfície) pode ser justificada pela pequena magnitude das planícies aluviais (várzeas estreitas), além de estarem predominantemente ocupadas por estágios sucessionais iniciais ou intermediários, o que revela o descaso da comunidade com a necessidade de preservação desses ambientes. No presente trabalho, não foi considerada esta diferenciação pela sua pequena magnitude, sendo incluído na categoria Floresta Estacional Semidecidual Submontana.

Conforme Franco (2005), faz-se necessário à proteção dessas áreas, cujas inúmeras funcionalidades podem ser comprometidas com sua supressão. Entre as principais conseqüências da ausência dessa fitotipia, o autor destaca os impactos quanto à proteção da estrutura e da diversidade do solo, da qualidade e quantidade dos fluxos hídricos, na manutenção do microclima, no controle natural de pragas e

na diversidade de fauna e flora. Outro aspecto é que as florestas ciliares ocupam as áreas mais dinâmicas da paisagem, tanto em termos hidrológicos como ecológicos e geomorfológicos. Conforme Lima et al. (2004), estudos têm demonstrado que a recuperação da vegetação ciliar contribui para o aumento da capacidade de armazenamento de água na microbacia, para o aumento da vazão na estação seca, na filtragem superficial de sedimentos e na retenção de nutrientes.

4.3.2 Análise de Áreas-núcleo de Biodiversidade

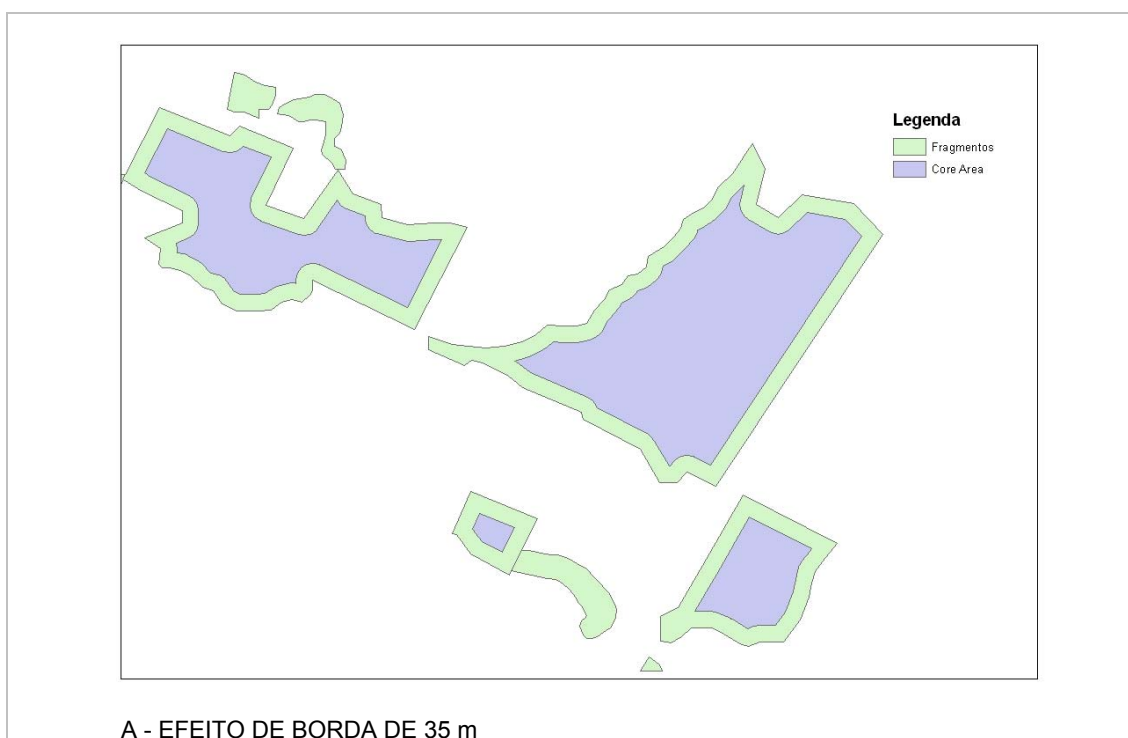
O efeito de borda influencia as características dos fragmentos, acarreta em diminuição de espécies vegetais nativas tolerantes à sombra (espécies de interiores) e animais sensíveis à variação de umidade (BIERREGAARD et al., 1992). Contudo, os estudos de efeito de borda têm dificuldades em determinar uma largura de influência desses efeitos na vegetação e na fauna, em função de cada fator ter especificidades, e sua influência possuir larguras específicas (LAURENCE et al., 1997). O esperado seria que, quanto maior a distância para o interior do fragmento, menores os efeitos, e assim, todos os aspectos bióticos e abióticos acompanhariam a tendência de redução da radiação solar a partir da borda. Contudo, em estudos citados por Rodrigues (1998), concluiu-se que, para luminosidade, a radiação solar apresenta redução a partir da margem ao interior, estabilizando-se antes dos 20m (KAPOS, 1989; BROTHERS e SPINGARN, 1992; MATLACK, 1993; CADENASSO, TRAYNOR e PICKETT, 1997). Outros trabalhos relacionados com efeitos de umidade, apresentaram um gradiente crescente para o interior da floresta, variando entre 4 e 60m (KAPOS, 1989; MATLACK, 1993; CAMARGO, 1993; CADENASSO, TRAYNOR e PICKETT, 1997; RODRIGUES, 1998). Da mesma forma, o efeito age sobre a densidade de plantas (árvores e arvoretas), ou seja, diminui a densidade com o aumento da distância da margem. No estudo realizado por Rodrigues (1998), o efeito de borda calculado para a Floresta Estacional Semidecidual foi estimado em 35m, como uma média para vários parâmetros identificados. O conjunto de dados utilizados neste estudo foi densidade de plantas e microclima, os quais demonstraram indicativos marcantes para a definição de 35m de efeito de borda na situação estudada.

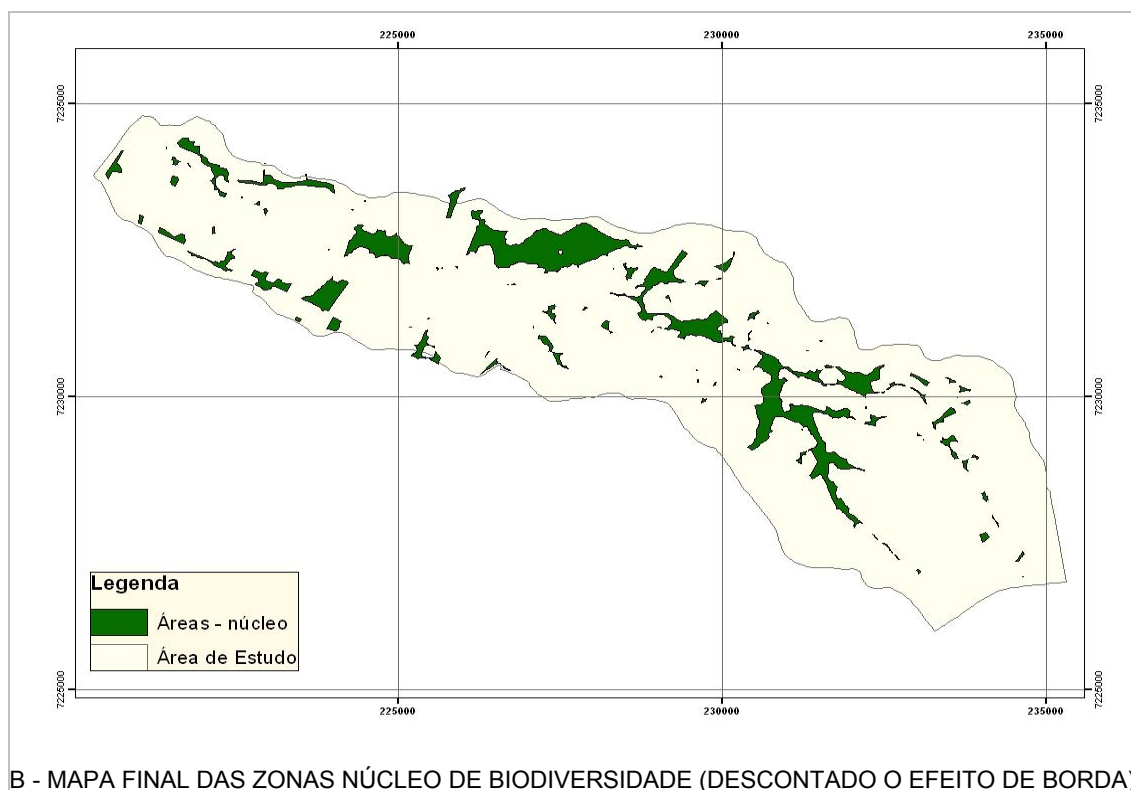
Conforme o autor, mesmo que isso não signifique que todos os efeitos têm a mesma amplitude, ao menos indica que os inúmeros aspectos de uma borda podem ser estudados por meio de alguns poucos grupos.

Cabe ressaltar que foi observando que nos fragmentos da área de estudo, os impactos foram tantos, com retirada de madeira, fogo, pastoreio, que o efeito de borda pode não ser tão evidente, pois as árvores do dossel também foram retiradas, afetando, em muitos casos, o equilíbrio dos remanescentes integralmente. Contudo, o objetivo dessa análise no presente estudo foi no sentido de, inicialmente, serem identificadas as áreas de interior, menos impactadas pelo efeito de borda, e definidas área-núcleo de biodiversidade, teoricamente, mais conservadas. Outro objetivo, foi propor, naqueles fragmentos prioritários, medidas de conservação visando a redução do efeito de borda e assim, o incremento na qualidade ambiental dos mesmos.

Assim, para cada fragmento foi descontada uma área de efeito de borda de 35m, por meio do programa Fragstats e gerado o mapa das áreas-núcleo de biodiversidade (figura 29).

FIGURA 29 - ZONAS - NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE





A análise da vegetação, considerando todos remanescentes florestais inseridos em uma única classe (floresta), resultou em 57 fragmentos totalizando 900,13ha. A importância do efeito de borda na paisagem aumenta a medida que o tamanho médio dos fragmentos diminui (METZGER, 1998), como evidenciado no presente estudo, onde o tamanho médio foi de somente 15,79ha. Assim, dos 57 fragmentos originais, 23 foram identificados como estando totalmente sob o efeito de borda (fragmentos pequenos sem áreas-núcleo). Os 34 demais, quando selecionada a função de descontar as margens de 35m, se subdividiram, resultando em 111 zonas-núcleo, que somaram uma área total de 443ha (tabela 7). Essas representam 49% da vegetação nativa da bacia, o que permite concluir que 51% das florestas (457,35 ha), estão sob o efeito de borda, em seus diversos estágios de sucessão, com predomínio de espécies pioneiras heliófilas, condição diferente das florestas originais contínuas.

TABELA 7 - PARÂMETROS DAS ÁREAS-NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE

PARÂMETRO	RESULTADO
Número de fragmentos com zonas-núcleo	34
Número de fragmentos sem zonas-núcleo, sob efeito de borda	23
Número de zonas-núcleo de Biodiversidade	111
Área total das zonas-núcleo	443,04 ha
Porcentagem da paisagem correspondente a zonas-núcleo	49%
Área total de vegetação sob efeito de borda de 35 metros	457,35ha
Tamanho das zonas -núcleo de biodiversidade	-
Mínimo (ha)	0,025 ha
Máximo (ha)	282,63 ha
Médio (ha)	3,99 ha
Número de zonas-núcleo menores que 1 ha	18
Número de zonas-núcleo maiores que 1 ha	16

Nos 34 fragmentos que possuem zonas-núcleo, 18 (zonas-núcleo) são menores que 1ha e 16 maiores que 1ha. Nesse estudo, foram consideradas como prioritárias, as maiores que 1ha. São essas onde esforços deverão ser realizados para incrementos em sua conservação e conexão, por serem as menos afetadas pelos efeitos da fragmentação.

O maior fragmento da microbacia situa-se ao longo do rio São Francisco Falso e totaliza 684,28ha de área florestal, parcialmente contínua. Quando se considera o efeito de borda (35m), a área-núcleo deste fragmento totaliza 369,86ha subdivididas em 72 partes. Portanto, o efeito calculado soma 314,42ha, levando a concluir que é profundamente significativo, especialmente nesses fragmentos com forma mais alongada e de menor largura.

Estas simulações de áreas-núcleo permitem concluir que o habitat não proporciona condições para as espécies de interior, predominando atualmente as heliófilas. O fato de este efeito resultar em 72 zonas-núcleo, leva à dedução de que as áreas antes contínuas e sob este efeito de borda são hoje as que fazem as conexões neste fragmento maior. Porém, há que se ressaltar que existem espécies que não suportam este tipo de habitat. Um pequeno grupo, adaptados à perturbações antrópicas, principalmente árvores e arbustos pioneiros, tenderão a dominar os fragmentos (LAURENCE et al., 1997). A extinção de espécies, combinada com o aumento na abundância de pioneiras, significa que os fragmentos pequenos, com

maior razão borda-interior, circundados por matrizes agressivas e localizados próximos a assentamentos humanos, abrigarão menos espécies do que aqueles fragmentos em condições diferentes dessas (BROWN e HUTCHINGS, 1997; TABARELLI, SILVA e GASCON, 2004). Esse aspecto contribui para o entendimento de que paisagens fragmentadas tendem a conter um subgrupo empobrecido e particular da biota original, claramente depauperado e mais homogêneo do ponto de vista taxonômico e ecológico.

Com exceção do fragmento principal ao longo do rio, doravante denominado de FEP, conclui-se que nos demais remanescentes, que possuem formas menos alongadas, o efeito de borda é menos significativo.

Vale ainda ressaltar que os impactos da fragmentação sobre remanescentes de floresta primária exercem importância diferenciada em formações de sucessão secundária, onde esses já foram exercidos em sua máxima expressão, ou seja, por meio do corte raso. Também, ao decorrer do tempo, o ambiente alterado tende a estabilizar-se. Conforme Tabarelli e Gascon (2005), muitas das alterações ambientais decorrentes da criação das bordas diminuem de intensidade após cinco anos de criação das mesmas, já que os fragmentos são selados por vegetação secundária (CAMARGO e KAPOS, 1995; GASCON, WILLIAMSON e FONSECA, 2000). Isso também sugere que medidas simples podem ser adotadas no sentido de evitar a degradação nas margens das formações florestais ao longo do tempo, através de formação de zonas de recuperação no entorno desses remanescentes.

Outro agravante sobre as condições ecológicas dos remanescentes florestais da microbacia se deve a que, a alteração nas florestas primárias, com a supressão das árvores do dossel, interfere na dinâmica do interior dessas florestas, decorrendo em mudanças microclimáticas, como as causadas pelo efeito de borda, mas de forma descendente. Assim, pode-se supor que esse efeito seja presente em muitos dos fragmentos de floresta primária existentes, estando esses portanto, com predomínio de espécies tipicamente de áreas abertas, diferentemente da condição original dessa formação.

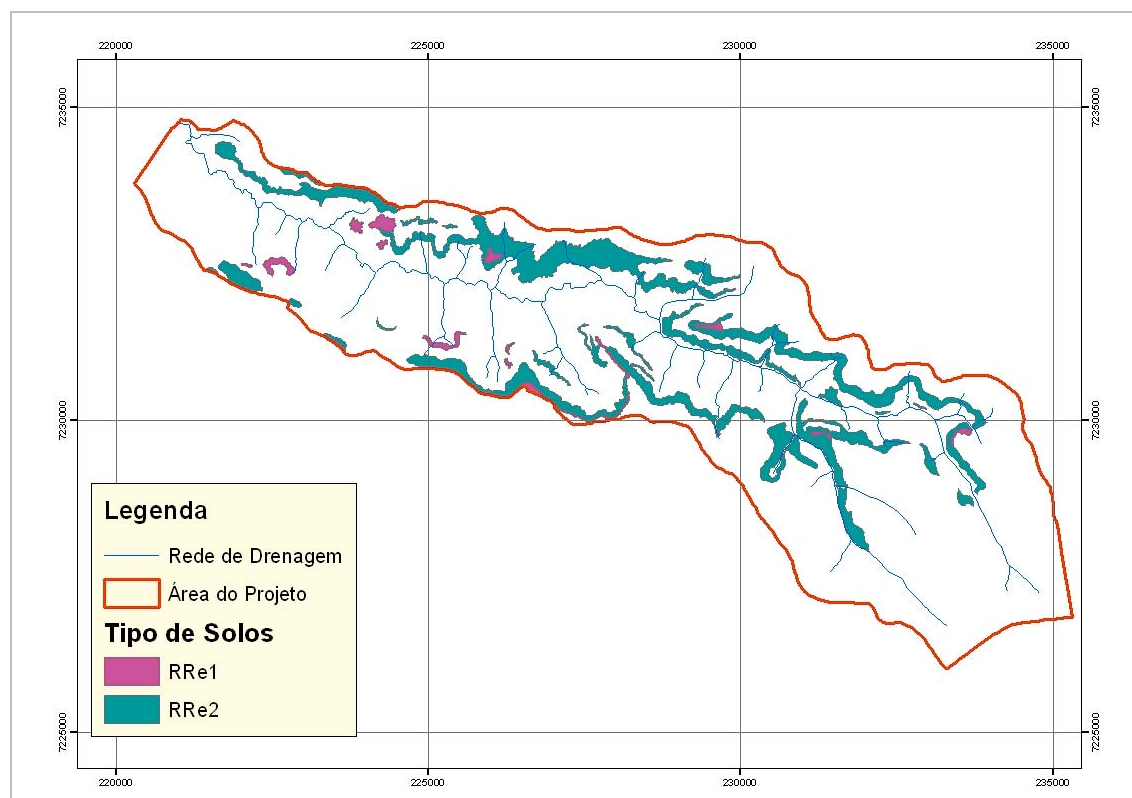
4.4 ANÁLISE DE ÁREAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL – ASPECTOS ABIÓTICOS

4.4.1 Ambientes de Fragilidade em Encosta

Na presente metodologia, para identificação de áreas de fragilidade ambiental, os critérios técnicos adotados estão em consonância com Crepani et al. (2001), que estabeleceu que relação entre a vulnerabilidade do tema solo está baseado em seu grau de desenvolvimento ou maturidade. Segundo o autor, dentro do processo morfodinâmico, os solos participam como produto direto do balanço entre a morfogênese e a pedogênese, indicando claramente se prevaleceram os processos erosivos da morfogênese, ou, por outro lado, se prevaleceram processos de pedogênese, gerando solos bem desenvolvidos. Uma unidade de paisagem natural é considerada estável quando os eventos naturais que nela ocorrem favorecem os processos de pedogênese, isto é, o ambiente favorece a formação dos solos bastante desenvolvidos, intemperizados e envelhecidos. Uma unidade de paisagem natural é considerada vulnerável quando prevalecem os processos modificadores do relevo e, por isso, existe um predomínio dos processos de erosão em detrimento aos processos de formação e desenvolvimento do solo, portanto solos rasos.

Os solos com maior fragilidade encontrados na microbacia foram os Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos (figura 30). Estão geralmente associados, constituindo áreas de maior propensão a processos erosivos. Representam 642,1ha que corresponde a 13,86% da área de estudo (tabela 8).

FIGURA 30 - SOLOS EM AMBIENTES DE ENCOSTA: NEOSSOLOS LITÓLICOS E NEOSSOLOS REGOLÍTICOS



Isso indica que, se fossem respeitadas as vulnerabilidades do ambiente, 14% da microbacia deveria estar com floresta conservada. Ademais, por sua distribuição interligada na paisagem (figura 30), a grande maioria dessas áreas já estariam formando corredores de biodiversidade. Isso posto, deveriam ainda ser consideradas as outras funcionalidades ecológicas das florestas nesses ambientes, a exemplo da minimização das pressões sobre os ambientes fluviais.

TABELA 8 - SOLOS EM AMBIENTES DE ENCOSTAS

TIPO SOLO	ÁREA	N.º DE MANCHAS
RRe1	51,31	16
RRe2	590,79	29
TOTAL	642,10	45

- (1) RRe1: Associação NEOSSOLO REGOLÍTICO Eutrófico típico A moderado e fase erodida textura argilosa e média cascalhento pedregoso relevo suave ondulado e ondulado substrato rochas eruptivas + Afloramento de rochas eruptivas.
- (2) RRe2: Associação NEOSSOLO REGOLÍTICO + NEOSSOLO LITÓLICO ambos Eutróficos típicos A moderado/fase erodida textura argilosa e média cascalhento pedregoso relevo forte ondulado e montanhoso substrato rochas eruptivas + Afloramento de rochas eruptivas.

Poucas citações se referem às funcionalidades dos ecossistemas florestais em encostas. Contudo, a importância da conservação desses ambientes está relacionada diretamente com o regime hídrico da microbacia. Em locais onde as encostas estão sob processo erosivo, seriam de pouca funcionalidade as ações para a conservação da vegetação ripária, pois essas são diretamente afetadas pelos ambientes a montante. Por serem zonas de alta fragilidade e propensas à erosão, podem comprometer o sistema a jusante. Além disso, as paisagens constituídas por solos rasos são ricas em minerais e íons, que, desprendendo-se por meio dos processos erosivos, poderão ser desperdiçados no sistema, e ainda, comprometer a qualidade da água. Para Lima et al. (2004), após chuvas prolongadas, outras áreas saturadas de solos mais rasos (que não as ciliares), participam também do escoamento direto, podendo afetar substancialmente o ambiente.

Atualmente, o uso predominante dos solos nesses ambientes tem sido com pastagens, o que tem acarretado em intenso impacto na microbacia (figura 31).

FIGURA 31 - FISIONOMIA DE AMBIENTES DE ENCOSTA



4.4.2 Ambientes Fluviais

Não existem métodos definidos para a determinação da faixa ripária padrão cuja preservação possa garantir a proteção dos cursos d'água. Porém, há que se ressaltar que as funcionalidades ambientais das formações ciliares não devem ser restritas à manutenção da quantidade e da qualidade da água (de grande relevância), mas também devem focar outros aspectos ecológicos, como o habitat de espécies da fauna e flora características destas zonas e seus fluxos gênicos (CAMPOS, ROMAGNOLO e SOUZA, 2000; FRANCO, 2005).

Ainda, conforme Lima et al. (2004), para definição das cabeceiras de drenagem, deveria ser considerado o limite à montante, pois, durante parte do ano a zona saturada da microbacia se expande. Assim, como áreas ripárias, as áreas côncavas das cabeceiras devem ser conservadas, pois apresentam grande fragilidade ambiental. Sob ponto de vista hidrológico, inserido no contexto de solos, os limites da zona ripária estendem-se lateralmente até o alcance máximo das áreas saturadas hidricamente, incluindo o processo natural de expansão de suas cabeceiras de drenagem durante períodos chuvosos. Essa dinâmica adquire caráter importante e estratégico para a proteção desses ecossistemas.

Para a determinação das áreas de fragilidade nos ambientes fluviais, primeiramente utilizou-se do mapeamento dos solos (figura 32). Aqueles identificados com influência fluvial foram: Cambissolo Flúvico, Organossolo e Gleissolo Melânico e Neossolo Flúvico totalizando 4% da superfície total estudada (tabela 9).

TABELA 9 - SOLOS COM INFLUÊNCIA FLUVIAL

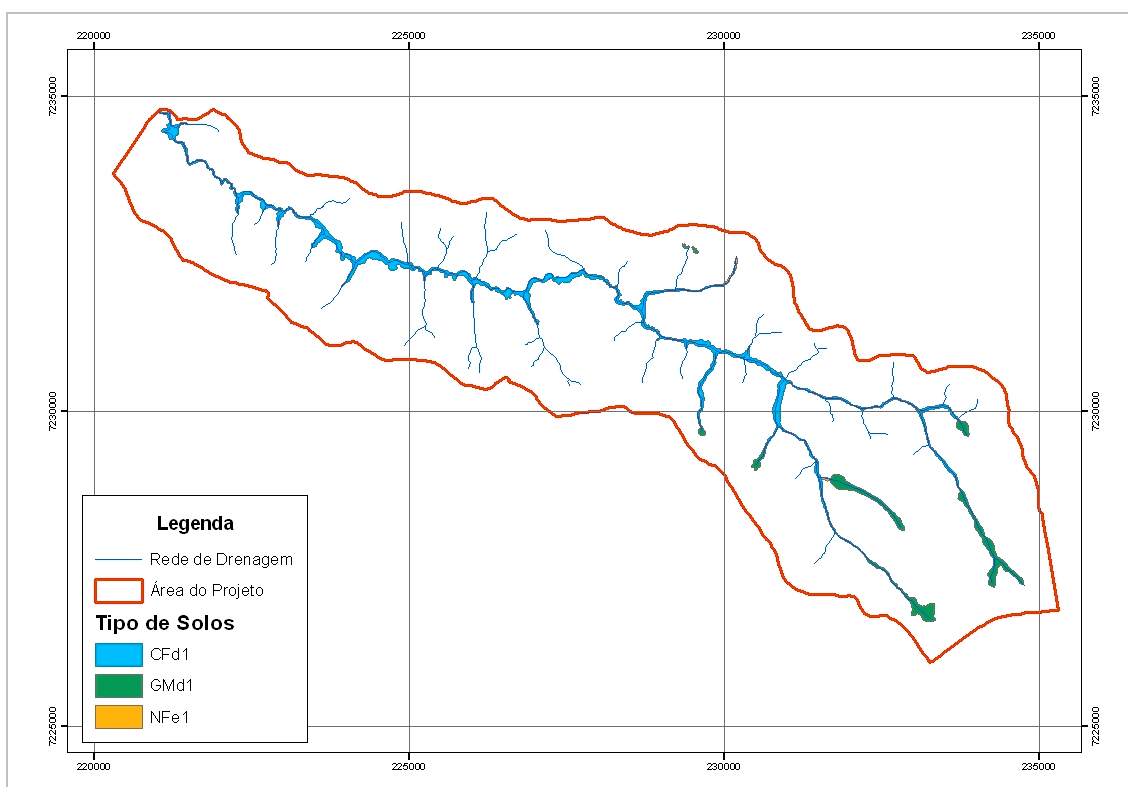
TIPO SOLO	ÁREA	N.º DE MANCHAS
CFd1	140,54	1
GMd1	55,25	8
Nfe1	2,10	2
TOTAL	197,89	11

(1) CFd1: Associação CAMBISSOLO FLÚVICO fase terraço + NEOSSOLO FLÚVICO ambos Eutróficos típicos A moderado textura argilosa relevo plano e suave ondulado.

(2) GMd1 - GLEISSOLO MELÂNICO Distrófico típico húmico e hístico fase soterrada textura argilosa relevo plano e suave ondulado.

(3) NFe1 - NEOSSOLO FLÚVICO Eutrófico nano A moderado textura argilosa pedregoso relevo ondulado.

FIGURA 32 - SOLOS EM AMBIENTES FLUVIAIS



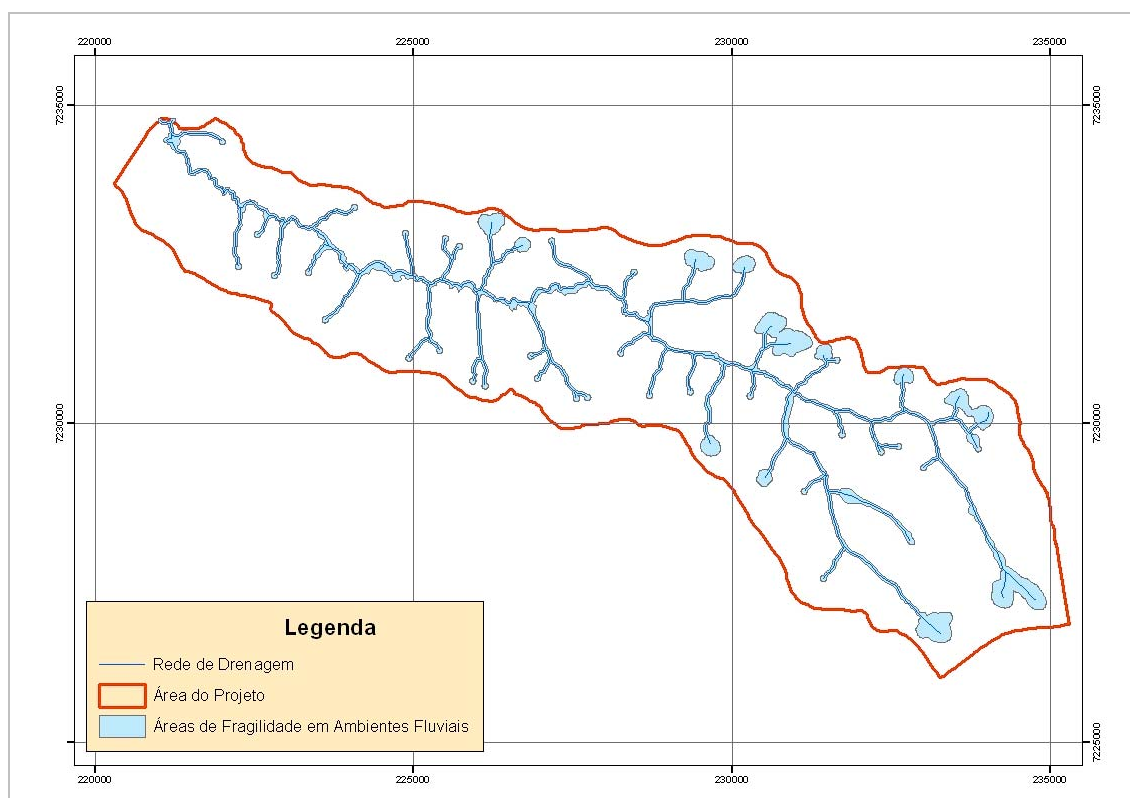
Nos relevos convexados, os Organossolos e Gleissolos Melânicos determinam alta fragilidade ao ambiente, pois possuem pequenas densidades, sendo facilmente erodíveis (JACOMINE, 2000; OLIVEIRA, 2001). Além disso, em função de agirem como filtro e reserva de carbono, devem ser considerados como áreas vulneráveis, e portanto prioritárias para conservação (CURCIO, 2006b).

Contudo, o critério classe de solos não foi suficiente para delimitação de áreas de fragilidade dos ambientes fluviais. Nas porções onde os leitos dos rios são mais encaixados, especialmente presentes nos relevos patamarizados, as áreas das margens e das cabeceiras de drenagem os solos não possuem características de hidromorfia, todavia, também são de alta fragilidade, pois estão em maiores declividades, portanto sujeitos à erosão. Assim, visando não desconsiderar estes aspectos, nesse trabalho foram eleitos alguns critérios adicionais aos de solos para a caracterização desses ambientes: inserção de margem de 30 metros visando diminuir a fragilidade ambiental ao longo dos principais cursos d'água (onde não possuem

solos fluviais) e inserção de zonas de influência áreas de cabeceiras de drenagens (nascentes) onde não ocorreram solos característicos. Além disso, nas cabeceiras de drenagens foi definido um raio mínimo de 50 metros. Considerando ainda que, em paisagens patamarizadas, existem cabeceiras com modelamento de dissecção muito mais expressivos que 50m, manifestados pela maior amplitude das zonas sujeitas a hidromorfia temporária, para a inserção desses ambientes, as cabeceiras foram delimitadas mediante a localização das nascentes e avaliação das declividades, por meio das fotografias, imagens e checagens a campo.

Com estes critérios, foi produzido um novo mapa de ambientes fluviais totalizando uma área de 498,67ha de alta vulnerabilidade. Esse mapa, sobreposto ao de solos fluviais, resultou no mapa final de fragilidade em ambientes fluviais (figura 33). Descontando as sobreposições, devido às áreas coincidentes nos dois mapas, a área final de fragilidade em ambientes fluviais totalizou 534,54ha, que representa 11,55% da área de estudo.

FIGURA 33 - AMBIENTES FLUVIAIS



Para Campos (2006), a função hidrológica das formações vegetais em ambientes ripários, influencia diversos fatores importantes para a estabilidade da microbacia, tais como o escoamento das águas das chuvas e conseqüente nível do lençol freático, a estabilidade das bordas e barrancos dos rios e riachos, o equilíbrio térmico das águas com suas conseqüências sobre a fauna, à ciclagem de nutrientes, o controle da sedimentação, entre outros. Contudo, foi observado que a maior parte dessas áreas de fragilidade estão impactadas em decorrência do uso inadequado do solo ao longo do período de ocupação, datado a partir da década de 1950. Conforme informações de moradores locais, as áreas das margens dos rios não foram poupadas dos desmatamentos. O uso de práticas mecânicas de alto impacto, aliado à falta de conservação de solos e aos desmatamentos, acarretou na situação atual: florestas ripárias secundárias (na sua maioria em estágio intermediário de sucessão) instaladas sobre solos soterrados pelos processos erosivos de montante, descaracterizando as condições originais. As áreas que continham espécies típicas dos ambientes hidromórficos, atualmente proporcionam condições de bom desenvolvimento às mesófilas. Isto tanto em função do soterramento, causado por sedimentos vindos de montante, como pelos processos erosivos, que provocaram voçorocas que por sua vez, propiciam a drenagem desses solos, desconstituindo suas características. A figura 34 demonstra presença de um indivíduo de *Araucaria angustifolia*, espécie que não suportaria a hidromorfia dos Organossolos.

FIGURA 34 - INDIVÍDUO DE *Araucaria angustifolia* SOBRE GLEISSOLO MELÂNICO

Ainda é oportuno ressaltar que, essas áreas fluviais têm alta diversidade de espécies e configuram corredores de dispersão naturais, conectando diferentes tipos de ambientes em um gradiente altitudinal (NAIMAN, DÉCAMPS e POLLOCK, 1993; LAURANCE e GASCON, 1997). Portanto, essas zonas devem ser destinadas à preservação integral (figura 35), fato que implica não somente na recomposição florística, mas principalmente na manutenção das funcionalidades ambientais: produção e armazenamento de água no relevo convexado, e, de manutenção dos fluxos hídricos nas áreas patamarizadas de relevos mais dissecados.

FIGURA 35 - ASPECTOS DE AMBIENTES FLUVIAIS COM VEGETAÇÃO RIPÁRIA



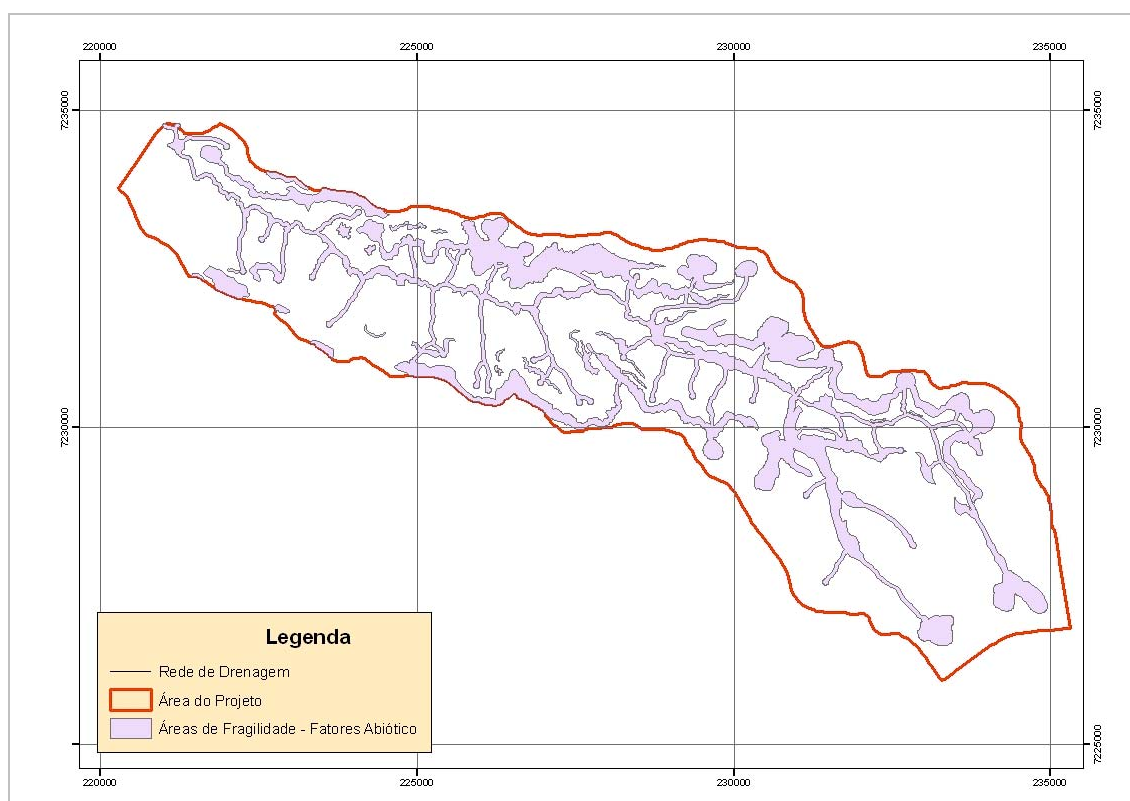
Resta indiscutível a importância das formações ripárias, sendo prioritárias para conservação e manutenção do equilíbrio ambiental. (NAIMAN, DÉCAMPS e POLLOCK, 1993; LAURANCE e GASCON, 1997; LIMA et al., 2004; CAMPOS, 2006). Contudo, ações neste sentido devem ser precedidas de planejamento técnico da microbacia, evitando erros e desperdícios. Deve ser considerado que, os processos erosivos das porções superiores do relevo, representam sérios impactos às áreas ciliares. A fase de soterramento deve ser combatida na sua origem, ou seja, com o seccionamento de rampas por meio de práticas mecânicas como terraceamento, além de concomitantemente aplicar práticas vegetativas, como rotação de culturas, plantio direto, entre outros (IAPAR, 1999). Assim, as ações para a preservação somente dos ambientes fluviais não resultariam na manutenção das suas funcionalidades ambientais. Os processos erosivos originados nas porções superiores do relevo, impactando decisivamente estes ambientes, leva a concluir que as medidas

de conservação devem ser tomadas nas áreas de maior propensão aos processos erosivos situadas nas encostas, a montante das áreas ciliares.

4.5 DEFINIÇÃO DAS ZONAS DE FRAGILIDADE QUANTO AOS ASPECTOS ABIÓTICOS

Nos relevos convexados, situados na porção superior da bacia, foram identificadas zonas de alta fragilidade ambiental nas porções inferiores das rampas longas, próximas aos cursos d'água, onde ocorrem solos hidromórficos (Organossolos, Gleissolos e Neossolos), altamente vulneráveis, e que foram submetidos à soterramentos devido aos processos erosivos, originados nas porções superiores do relevo. Nas paisagens patamarizadas, que predominam a partir do segundo terço da área de estudo, as áreas de maior fragilidade foram identificadas nas encostas, nas porções de maior declividade, onde estão situados os solos rasos (Neossolos litólicos e Neossolos Regolíticos), altamente erodíveis, e que também, em função da alta CTC, necessitam de cobertura vegetal para evitar a perda de íons do sistema. Portanto, por meio do mapeamento dos solos foi possível a identificação dessas áreas de maior fragilidade relativa aos aspectos do meio abiótico, que foram classificadas como de fragilidade relativa aos ambientes de encosta, com 642,10ha e fluviais, com 498,67ha, cujo mapeamento final (figura 36) totalizou 1128,40ha. Nesses ambientes, a conservação é fator essencial para a estabilidade e equilíbrio da bacia.

FIGURA 36 - ÁREAS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL RELATIVA AOS ASPECTOS ABIÓTICOS



4.6 DEFINIÇÃO DAS ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO CONSIDERANDO OS ASPECTOS BIÓTICOS E DE ESTRUTURA DA PAISAGEM

A área de estudo possui somente 19,37% de cobertura florestal disposta em fragmentos pouco conectados. Conforme Metzger (1998), onde o processo de fragmentação foi intenso e a cobertura florestal está abaixo do limiar de 30%, faz-se necessário a compreensão da estrutura da paisagem visando ao restabelecimento da conectividade. Isso indica que todos remanescentes têm relevância e devem ser conservados nessa microbacia, independentemente dos estágios sucessionais em que se encontram (tabela 6, p.72). Em comparação com a matriz, as florestas secundárias têm maior permeabilidade, permitindo maior movimentação de animais, devido à similaridade estrutural desse tipo de vegetação com as florestas nos fragmentos. Em contraste, a matriz dominada pelas atividades agropecuárias, apresenta baixa permeabilidade, dificultando a movimentação da fauna (GASCON et al., 1999).

A importância da conservação dos fragmentos em estágios iniciais de sucessão se deve em função de atualmente serem áreas passíveis de autorização de corte, e também, por conterem espécies pioneiras heliófilas, mais resistentes às condições de impactos da matriz. Vale ainda ressaltar que representam a menor área na distribuição dos estágios sucessionais na microbacia (10,49% da cobertura florestal). Não menos importantes são os remanescentes em estágio intermediário de sucessão, que correspondem a 61,97% do total da cobertura florestal e que contém, predominantemente, espécies vegetais resistentes às condições adversas. Vale ainda lembrar que, essas formações serão brevemente as formações em estágio avançado. Já os remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual, embora alterados, são os únicos que contém parcialmente a composição florística original da Floresta Estacional Semidecidual Submontana (figura 37), guardando parte dos atributos característicos dessa formação.

FIGURA 37 - FISIONOMIA DO ESTÁGIO INTERMEDIÁRIO DA SUCESSÃO VEGETAL EM PRIMEIRO PLANO, E EM SEGUNDO, REMANESCENTE DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA



Portanto, nesse estudo, a seleção dos fragmentos prioritários faz parte de uma estratégia para definir em quais remanescentes devem ser feitos esforços máximos para proteção, restauração da conectividade, diminuição do efeito de borda, aumento de áreas-núcleo e demais medidas legais que garantam sua preservação, a exemplo da Reserva Legal. Assim, a priorização de alguns fragmentos não considera a hipótese de corte ou supressão dos demais.

4.6.1 Critérios para a Escolha de Fragmentos Prioritários para Conservação

a) Disposição Espacial (posição na paisagem)

Na microbacia estudada, a cobertura florestal de 19% não está distribuída de forma adequada, existindo áreas de fragilidade ambiental com usos indevidos e que causa impactos negativos

Primeiramente, foi realizada uma análise da disposição espacial do maior fragmento remanescente (denominado de Fragmento do Eixo Principal – FEP). Este fragmento está localizado ao longo do rio São Francisco Falso, possuindo 684,28ha e representa a principal área a ser preservada, em especial pelas suas características de disposição espacial e conectividade, facilitando o fluxo gênico da flora e da fauna.

Como já ressaltado anteriormente, o FEP, em função de sua forma alongada, apresenta o maior efeito de borda. Porém, o efeito de borda em estágios iniciais de sucessão não é tão efetivo como nas formações primárias ou estágios mais avançados (BIERREGAARD et al., 2001, TABARELLI E GASCON, 2005).

b) Tamanho do Fragmento

Da área total com cobertura florestal (900,13ha), 76% é representado pelo maior fragmento (FEP) que, pelo critério disposição espacial, foi selecionado como prioritário. Com isso, a realização da análise das áreas acumuladas com este fragmento inserido dificultou a caracterização da representatividade dos demais. Assim, foi realizada uma análise das áreas acumuladas excluindo este fragmento.

Com a análise da curva de áreas acumuladas dos 56 fragmentos que totalizam 216,04ha, pode-se observar sua estabilização a partir de 80% (figura 38). Portanto, conclui-se que os 18 maiores remanescentes conservam 80% da área de floresta, os quais somam 172,55ha (tabela 10).

FIGURA 38 - NÚMERO DE FRAGMENTOS POR PERCENTUAL DE ÁREA ACUMULADA

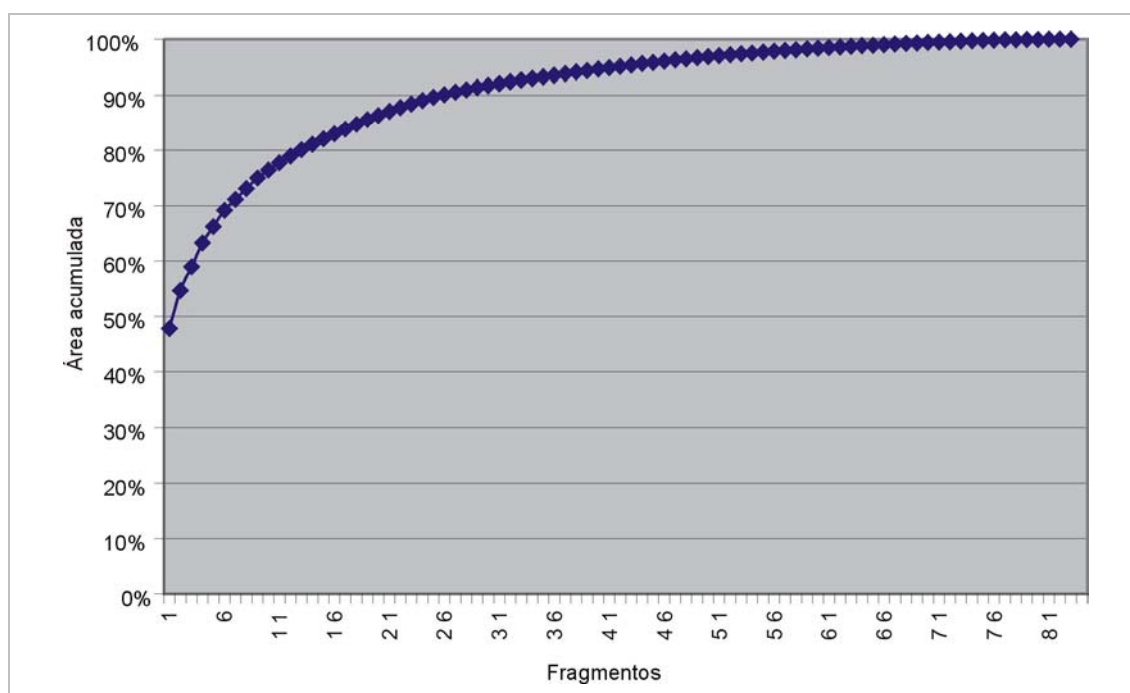


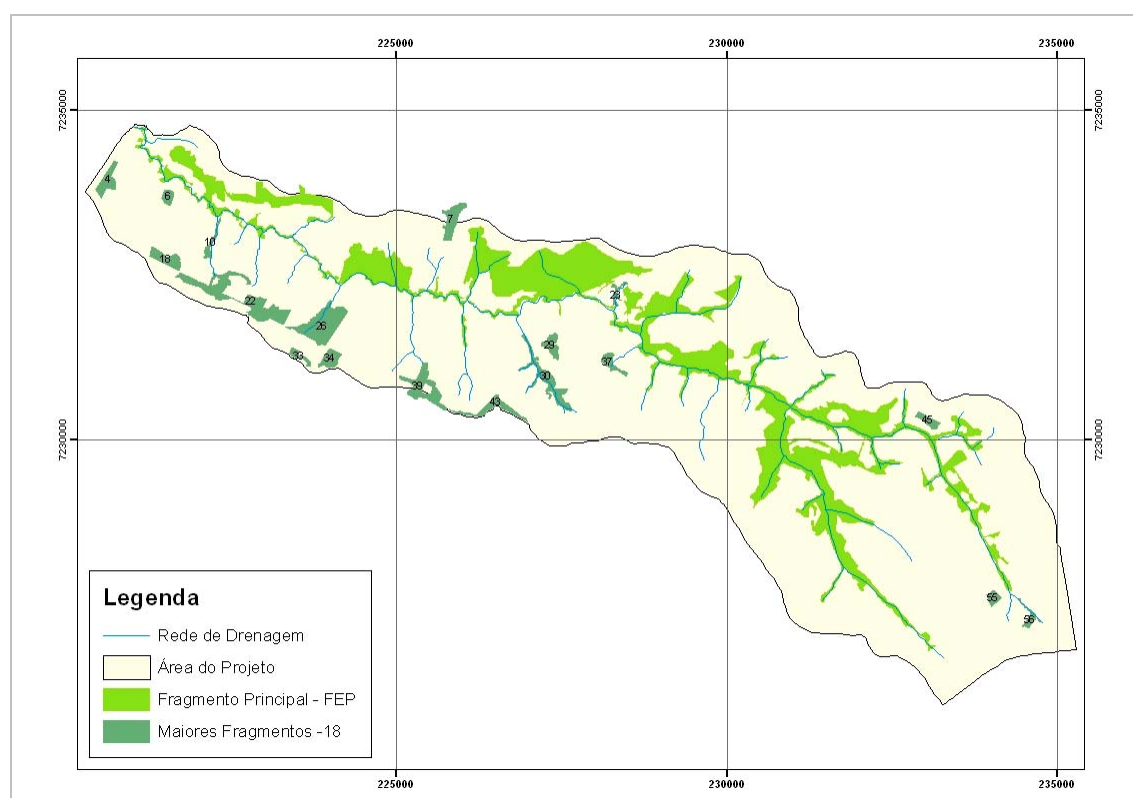
TABELA 10 - 18 MAIORES FRAGMENTOS ORDENADOS POR TAMANHO E ÁREA ACUMULADA

N.º DO FRAGMENTO	ÁREA	ÁREA ACUMULADA	% DE ÁREA ACUMULADA
22	33,47	33,47	0,15
26	26,60	60,08	0,27
30	17,06	77,15	0,35
39	16,98	94,13	0,43
7	10,10	104,23	0,48
43	9,10	113,34	0,52
4	8,55	121,90	0,56
18	7,98	129,88	0,60
34	6,38	136,27	0,63
29	6,02	142,29	0,65
37	5,06	147,35	0,68
45	4,34	151,69	0,70
56	4,03	155,73	0,72
10	3,82	159,56	0,73
55	3,39	162,95	0,75
6	3,38	166,33	0,76
33	3,24	169,57	0,78
23	2,97	172,55	0,79

O tamanho do fragmento utilizado como critério para a escolha dos melhores remanescentes, contempla a citação de Metzger (1998) de que a área do fragmento é o parâmetro mais importante para explicar as variações de riqueza de espécies. De acordo com Forman et al. (1976), a riqueza diminui quando a área do fragmento fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações.

Por meio do cruzamento das informações de disposição espacial e tamanho dos fragmentos, foi possível a elaboração de uma primeira aproximação do mapa de áreas prioritárias para conservação (figura 39).

FIGURA 39 - ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO CONSIDERANDO OS CRITÉRIOS DISPOSIÇÃO ESPACIAL E TAMANHO DOS FRAGMENTOS (PRIMEIRA APROXIMAÇÃO)



c) Tamanho da Área-núcleo

O tamanho da área-núcleo de cada fragmento foi critério adicional para escolha de fragmentos prioritários. Esta análise foi realizada no intuito de elencar os

fragmentos que possuem as áreas-núcleos com maior tamanho e, portanto, com menor influência do efeito de borda (figura 29, p.79).

Nessa análise, optou-se pela seleção dos fragmentos com áreas-núcleo maiores que 1ha, resultando em 15 fragmentos divididos em 91 áreas-núcleos, que somam 439,42 ha (tabela 11).

TABELA 11 - FRAGMENTOS COM ÁREAS-NÚCLEO MAIORES QUE 1ha

N.º FRAGMENTOS	IDENTIFICAÇÃO DO FRAGMENTO (FRAGSTAT)	ÁREA (ha)	ÁREA-NÚCLEO (ha)	NÚMERO DE ÁREAS- NÚCLEO
1	(FEP) 1	684,28	369,86	72
2	26	26,60	18,55	1
3	22	33,47	14,86	2
4	39	16,98	6,60	2
5	7	10,10	4,79	1
6	30	17,06	4,37	2
7	4	8,55	3,80	1
8	18	7,98	3,68	1
9	34	6,38	3,18	1
10	29	6,02	2,26	1
11	43	9,10	1,77	1
12	37	5,06	1,44	3
13	45	4,34	1,43	1
14	6	3,38	1,39	1
15	55	3,39	1,38	1
TOTAL	-	842,75	439,42	91

Somente o FEP, com 684,28, subdividiu-se em 72 áreas-núcleo perfazendo 369,86 ha. Isto evidencia maior influência deste critério para fragmentos que se apresentam em formas alongadas, uma vez que, quando feitas as simulações para cálculo das áreas núcleos, são intensamente afetados, subdividindo-se em várias áreas-núcleo. Nessa simulação foi constatado que 46% da área do FEP está sob efeito de borda (314,42 ha). Os demais 54% representam a soma das 72 áreas-núcleo, sendo a maior com 282,63 ha, assim como de todo contexto estudado.

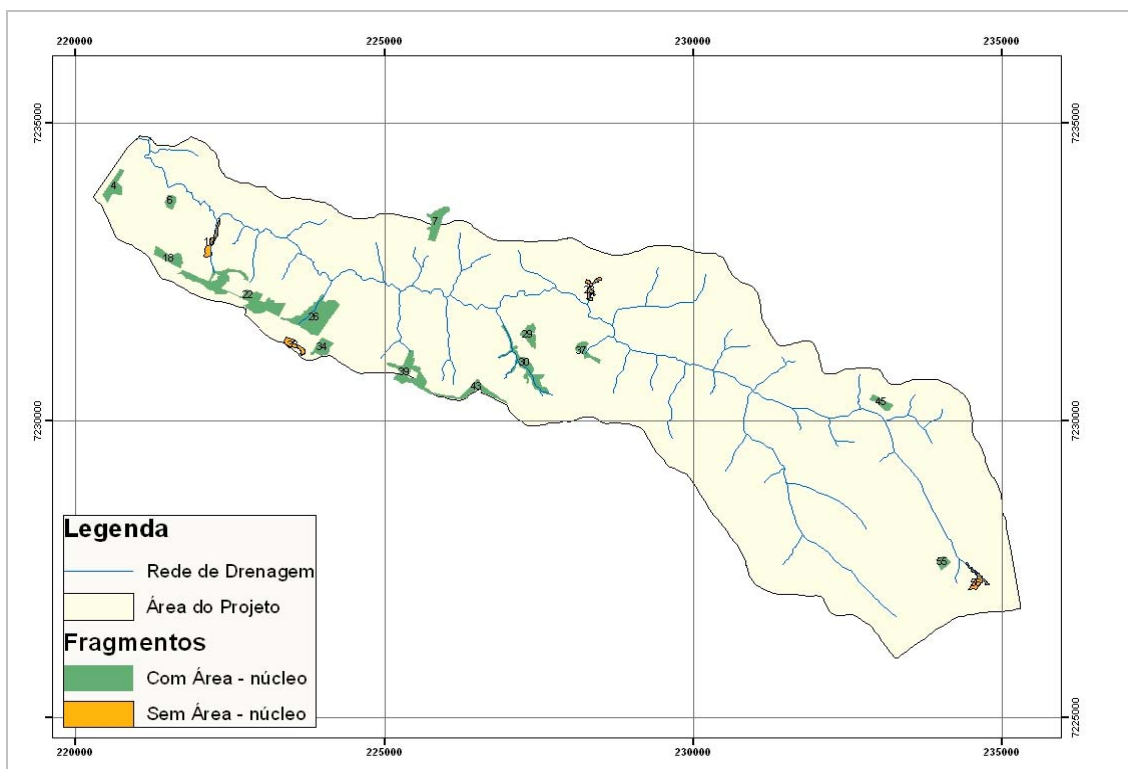
- Análise de áreas-núcleo excluindo o fragmento principal (FEP)

A mesma simulação foi realizada excluindo o FEP, visando à análise dos demais fragmentos, que possuem formas menos alongadas. Dos 56 fragmentos analisados, somente 33 possuem área-núcleo, estando os demais totalmente sob o efeito de borda. Desses 33 remanescentes, 19 são menores que 1ha e 14 maiores que 1ha (tabela 12). Assim, nesse estudo, esses últimos seriam considerados como prioritários para a conservação (figura 40). Contudo, esses foram descartados quando efetuado o cruzamento de todas informações, como será evidenciado na análise das interações dos critérios para definição dos fragmentos prioritários para conservação a seguir.

TABELA 12 - ÁREAS-NÚCLEO MAIORES QUE 1 ha EXCLUINDO O FRAGMENTO PRINCIPAL

N.º FRAGMENTOS	IDENTIFICAÇÃO DO FRAGMENTO (FRAGSTAT)	ÁREA (ha)	ÁREA-NÚCLEO (ha)	NÚMERO DE ÁREAS-NÚCLEO
1	26	26,60	18,55	1
2	22	33,47	14,86	2
3	39	16,98	6,60	2
4	7	10,10	4,79	1
5	30	17,06	4,37	2
6	4	8,55	3,80	1
7	18	7,98	3,68	1
8	34	6,38	3,18	1
9	29	6,02	2,26	1
10	43	9,10	1,77	1
11	37	5,06	1,44	3
12	45	4,34	1,43	1
13	6	3,38	1,39	1
14	55	3,39	1,38	1
TOTAL		158,46	69,55	19

FIGURA 40 - FRAGMENTOS COM ÁREAS-NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE (SEM O FRAGMENTO PRINCIPAL)



d) Análise das interações dos critérios para definição dos fragmentos prioritários para conservação

Após as análises para a seleção dos fragmentos prioritários, conclui-se que o fragmento principal ao longo do rio é o mais importante, pois foi selecionado por todos os critérios utilizados: disposição espacial, tamanho do fragmento e tamanho da área-núcleo.

Conforme pode ser observado na tabela 13, para a escolha dos demais, quando excluído o FEP da análise, o critério áreas-núcleo deixou fora da seleção apenas 4 fragmentos que não possuem área-núcleo, mas que pelo critério tamanho foram escolhidos como prioritários. Portanto, isso leva à conclusão de que a análise das áreas-núcleo de biodiversidade é especialmente importante no caso de a maioria dos fragmentos terem formas alongadas, como foi o caso do FEP, onde pode-se o fragmento resultou em e 72 zonas-núcleo.

Para aqueles com forma menos alongada, como a maior parte dos demais, o critério tamanho torna mais simples as análises. Assim, os dois critérios adotados

no estudo foram o tamanho do fragmento, que resultou na seleção dos 18 maiores remanescentes, além da disposição espacial, que definiu o FEP como prioritário para conservação.

TABELA 13 - CRITÉRIO TAMANHO DO FRAGMENTO E ZONAS - NÚCLEO DE BIODIVERSIDADE

CRITÉRIO 1 TAMANHO DO FRAGMENTO			CRITÉRIO 2 ZONA -NÚCLEO		
Número de ordem prioridade tamanho	Numeração fragmento (FRAGSTAT)	Área total do fragmento	Numeração fragmento (FRAGSTAT)	Área núcleo	N.º de áreas- núcleo
1	22	33,47	22	14,86	2
2	26	26,60	26	18,55	1
3	30	17,06	30	4,37	2
4	39	16,98	39	6,60	2
5	7	10,10	7	4,79	1
6	43	9,10	43	1,77	1
7	4	8,55	4	3,80	1
8	18	7,98	18	3,68	1
9	34	6,38	34	3,18	1
10	29	6,02	29	2,26	1
11	37	5,06	37	1,44	3
12	45	4,34	45	1,43	1
13	56	4,03	56	-	-
14	10	3,82	10	-	-
15	55	3,39	55	1,38	1
16	6	3,38	6	1,39	1
17	33	3,24	33	-	-
18	23	2,98	23	-	-
TOTAL	18	172,56		69,55	19

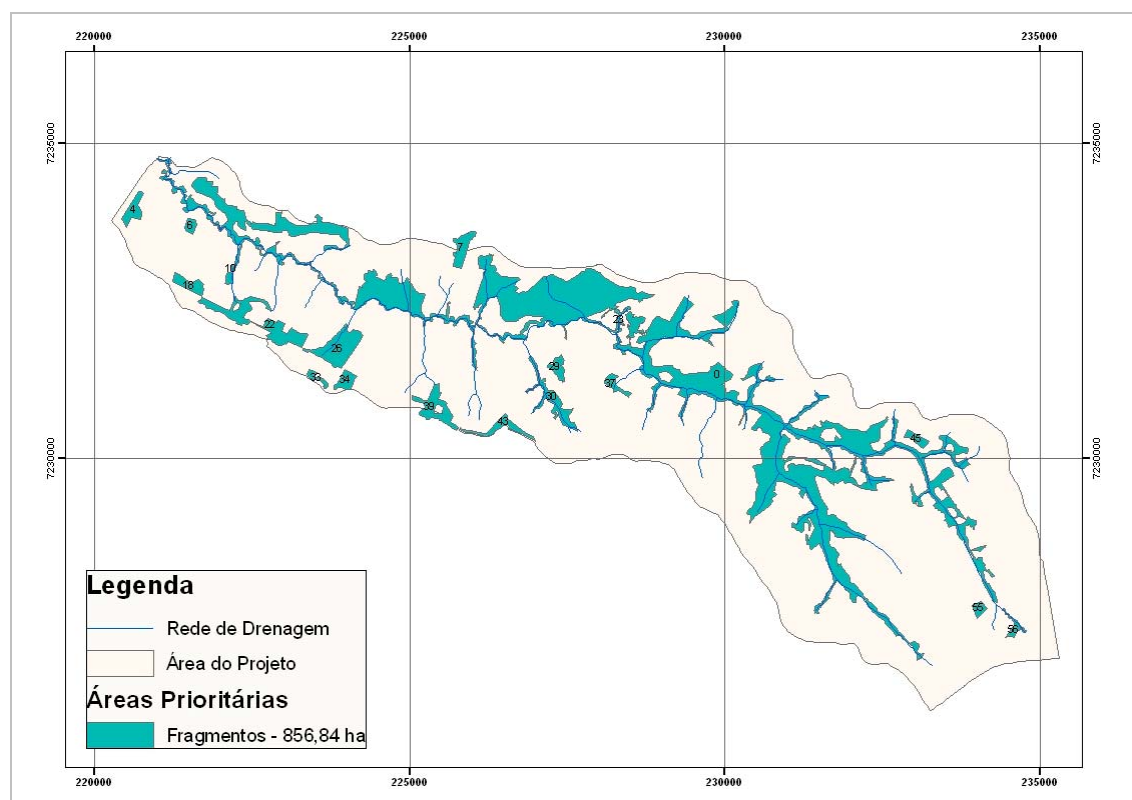
Conclui-se que os esforços devem ser centrados no FEP, e nos 18 maiores fragmentos, resultando em 856,84ha de áreas com cobertura florestal que devem ser conservadas, o que corresponde a 18,50% da área total. Nesses fragmentos estão inseridas 91 áreas-núcleo de biodiversidade, as quais totalizam 439,41ha (tabela 14, figura 41).

TABELA 14 - ÁREAS DOS FRAGMENTOS PRIORITÁRIOS PARA CONSERVAÇÃO

NÚMERO DE ORDEM DO FRAGMENTO (PRIORIDADE TAMANHO)	ÁREA TOTAL DOS FRAGMENTOS (ha)	ÁREA-NÚCLEO (ha)	N.º DE ÁREAS-NÚCLEO
1	684,28	369,86	72
18 maiores fragmentos	172,56	69,55	19
TOTAL	856,84	439,41	91

Na figura 41 está representada a síntese das áreas prioritárias para a conservação, considerando os fatores de vegetação e estrutura da paisagem.

FIGURA 41 - ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO CONSIDERANDO A VEGETAÇÃO EXISTENTE E A ESTRUTURA DA PAISAGEM



4.7 ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO DE AMBIENTES

As ações para restaurar a dinâmica natural não devem ser vistas de forma isolada, mas sim inseridas no contexto, onde uma paisagem comporta muitos ecossistemas antropizados ou naturais, devendo levar em conta os novos conceitos de ecologia de paisagem. Conforme apontam Metzger (2000) e Reis et al. (2003),

incorporar os conceitos de fragmentação, permeabilidade da matriz, conectividade da paisagem, corredores biológicos, fluxo gênico e de organismos, faz avançar a visão de restauração, ampliando os horizontes das ações em áreas degradadas.

Para a definir áreas a serem recuperadas na microbacia, foram utilizados as seguintes premissas: aumento da cobertura florestal, proteção de áreas de fragilidade dos aspectos abióticos, aumento da conectividade entre os fragmentos florestais e proteção dos fragmentos selecionados como prioritários.

A identificação das áreas de fragilidade ambiental quanto aos aspectos fluviais e de encostas, indicou a necessidade de recuperação de 601,48ha, que representam 12,99% da área de estudo (tabela 15). A recuperação nessas áreas tem como objetivos principais a manutenção da estabilidade do ambiente e de suas funcionalidades, além dos aspectos legais.

TABELA 15 - LOCALIZAÇÃO E ÁREAS DAS ZONAS DE RECUPERAÇÃO

ZONAS	LOCALIZAÇÃO DA ZONA	ÁREA A RECUPERAR (ha)	%
Fragilidade	Ambientes Fluviais e em Encostas	601,48	12,99
Entorno	Expansão do entorno fragmentos prioritários	134,34	2,90
Área total a recuperar	-	735,82	15,89
Área total de estudo	-	4629,47	100,00

O fato dos ambientes fluviais estarem inseridos na proposta estudada resultou em aumento considerável da conectividade, especialmente nos ambientes ripários, formando corredores de biodiversidade conectados pelas áreas ripárias (figura 39, p.96).

Nos ambientes de encosta, cuja conservação visa principalmente garantir a estabilidade quanto à erosão em solos rasos, necessariamente, em feições mais declivosas, foi observado que a restauração também contribuiria para o aumento da conectividade. Assim, as espécies não características dos ambientes ciliares também teriam possibilidade de conservação nas encostas, fato que acarretaria em uma

interligação mais heterogênea do que a esperada somente com conexões naqueles ambientes ciliares.

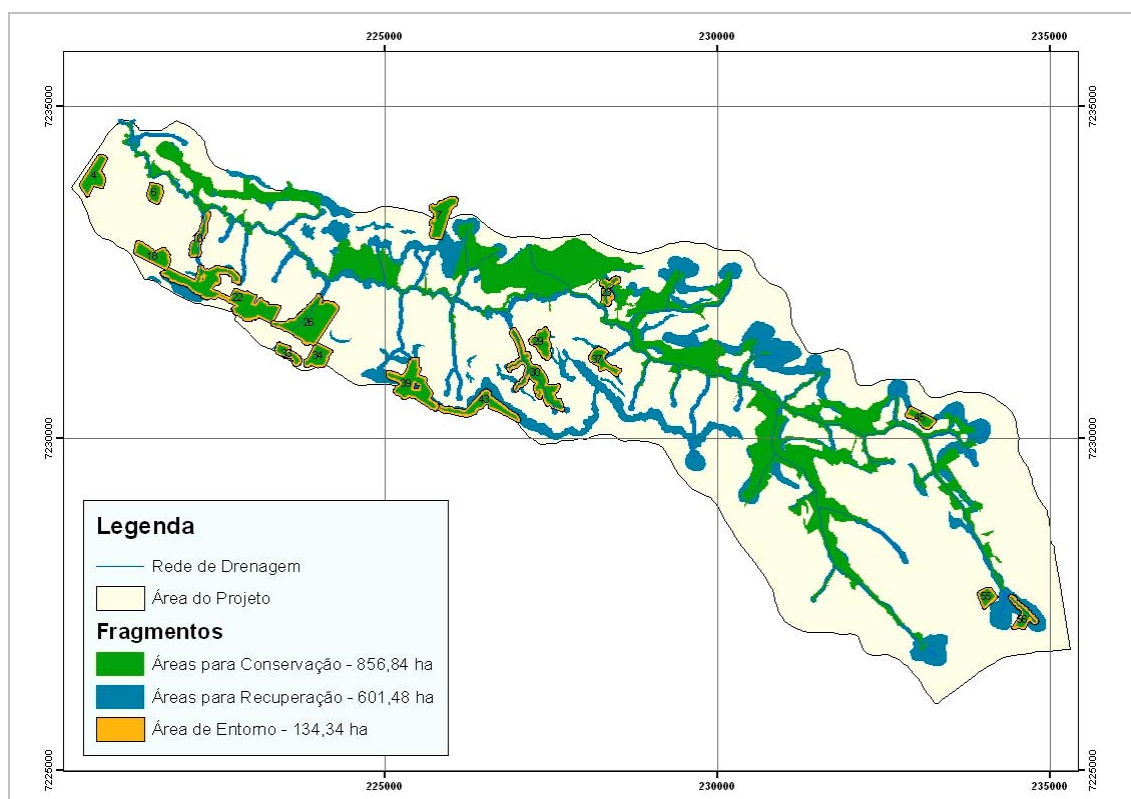
A implantação de reflorestamentos, formando faixas protetoras no entorno imediato dos fragmentos mais importantes é uma medida que acarretaria em aumento da proteção dos efeitos da matriz nos fragmentos e nas áreas-núcleo. No estudo, esta estratégia foi proposta, sendo feita uma simulação, criando-se um *buffer* de 35m no entorno de cada fragmento selecionados como prioritário, conforme figura 39 (p.96). As bordas dos núcleos de vida silvestre são extremamente suscetíveis às agressões exteriores, que podem ser provocadas pela ação do gado, fogo e práticas agrícolas e florestais (POGGIANI e OLIVEIRA, 1998). Essas zonas de amortecimento, teriam como função a proteção desses remanescentes, considerados prioritários, mas que são altamente vulneráveis em função de sua condição de isolamento. Com essa medida, poderia ser reduzido o contato dos fragmentos com a matriz e seus efeitos negativos, como invasão de espécies exóticas, fogo, efeitos do aumento da luminosidade e da temperatura e diminuição da umidade (efeitos de borda). Essa simulação resultou em uma área de 134,34 ha a serem recuperados no entorno dos 18 maiores remanescentes (tabela 16). Após essa simulação, foi elaborado o mapeamento das áreas a serem restauradas, com base nos resultados das áreas de fragilidade ambiental quanto aos aspectos abióticos, ecologia da paisagem e entornos dos fragmentos prioritários (figura 42).

TABELA 16 - CARACTERÍSTICAS DE ÁREA E PORCENTAGENS PARA AS DIFERENTES ZONAS

ZONAS	LOCALIZAÇÃO DA ZONA	ÁREA	%	ÁREA FLORESTA	ÁREA A RECUPERAR ⁽¹⁾	%
Fragilidade	Ambient. fluviais	534,54	11,55	240,88	294,34	-
Fragilidade	Encostas	645,53	13,94	342,10	303,43	-
Fragilidade total	Fluviais + Encostas	1128,40	24,37	526,92	601,48	12,99
Prioritária para conserv.	Conservação	856,84	18,50	856,84		-
Expansão do entorno fragmentos prioritários	Recuperação	134,34	-	-	134,34	2,90
Total a recuperar	-	-	-	-	735,82	15,89
Total a conservar	-	1592,66	34,40	-	-	-
Total passível de utilização	Agropecuária	3.036,81	65,60	-	-	
Área total de estudo		4629,47	100,00			

(1) Déficit cobertura florestal.

FIGURA 42 - ZONAS DE RECUPERAÇÃO



As figuras 43 e 44 ilustram aspectos das áreas de recuperação em encostas e no entorno de fragmentos prioritários.

FIGURA 43 - FISIONOMIA DE ZONAS À RECUPERAR EM ENCOSTAS



FIGURA 44 - FISIONOMIA DE ZONAS A RECUPERAR NO ENTORNO DE FRAGMENTOS PRIORITÁRIOS



Com todos os critérios mencionados, o total das áreas indicadas para recuperação totalizou 735,82 ha, que representa 15,89% da área estudada (tabela 16, p.103). A cobertura florestal passaria de 900,13ha para 1.501,61 ha. Evidente que a expansão da cobertura florestal incorrerá, necessariamente, em manejos intensivos nos sistemas produtivos, que possam compensar a rentabilidade dos produtores, um dos fatores básicos para convencimento dessa mudança.

Cabe ainda ressaltar que alguns estudos técnicos recomendam como forma de implantação das zonas para recuperação no entorno, o uso de espécies destinadas à produção. Ziller (1997), avaliando a Reserva Biológica de São Camilo, localizada em Palotina-PR, referiu-se ao plantio de eucaliptos, como forma de redução dos impactos e de alternativa econômica para os produtores limítrofes à unidade. Já Rodrigues (1998), neste mesmo intuito, elencou o plantio de espécies arbóreas, desde que fossem tomadas medidas para não deixá-las produzir sementes, que poderiam, potencialmente, ocupar o fragmento.

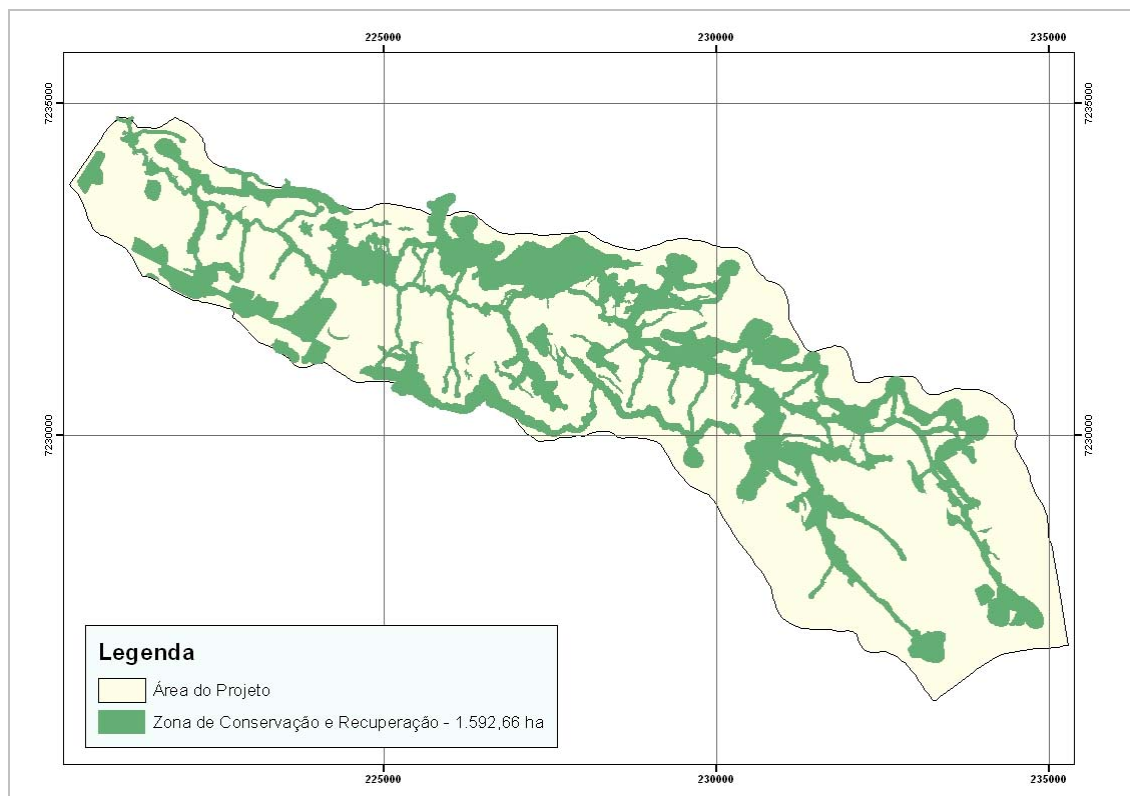
Apesar destas alternativas sugeridas, a Floresta Estacional Semidecidual possui uma variedade de espécies nativas potenciais, que podem ser utilizadas com este objetivo (CARVALHO, 2003) e podem servir, inclusive, para produção de madeira ou para alimento de gado confinado. A visão do uso de espécies nativas necessita ser ampliada e viabilizada por projetos que incentivem os produtores às utilizarem como alternativa rentável e compatível com os objetivos de conservação.

4.8 PROPOSTA PARA A FORMAÇÃO DO CORREDOR DE BIODIVERSIDADE

Após as análises realizadas, obteve-se o mapa final contendo proposta de zoneamento para formação de corredor, que resultou em 1.592,66 ha a serem destinados à conservação (figura 45). Essas áreas deveriam ser integralmente compostas com vegetação nativa, representando 34,40% da área de estudo, ou seja, necessário um incremento de 735,82 ha de cobertura florestal, nos ambientes definidos como de recuperação (tabela 16, p.103).

O restante da área da microbacia, 3.036,81ha que correspondem a 65,60%, seria potencialmente adequado à produção agrosilvopastoril, cujo manejo deveria atender recomendações específicas de conservação dos recursos naturais, com ênfase a solos e água.

FIGURA 45 - ÁREAS DESTINADAS À CONSERVAÇÃO PARA FORMAÇÃO DE CORREDORES DE BIODIVERSIDADE



Na situação atual, o maior fragmento possui 684,28ha, e representa 76% da cobertura florestal existente (900,13ha). Na situação simulada, o maior fragmento teria 1.512,44, e representaria 97% da cobertura florestal total proposta para a área (1.592,66ha). O tamanho médio dos fragmentos, que na situação atual é de 15,76ha, seria de 129,54ha na situação simulada. A conectividade, calculada para um raio de 100m passaria de 2,25%,na situação atual, para 13,63% na situação simulada (tabela 17).

TABELA 17 - MÉTRICAS DA SITUAÇÃO ATUAL E DA SITUAÇÃO SIMULADA COMO IDEAL

PARÂMETRO	SITUAÇÃO ATUAL	SITUAÇÃO SIMULADA
Área com cobertura florestal	900,13 ha	1.592,66 ha
Percentual	19,37%	34,40%
Número de fragmentos com cobertura florestal	57	12
Tamanho dos fragmentos		
mínimo	0,065 ha	2,37 ha
máximo	684,28 ha	1512,44 ha
médio	15,79 ha	129,54 ha
Densidade dos fragmentos florestais ⁽¹⁾	6,33	0,77
Distância média ao vizinho mais próximo	77,99m	81,40m
Conectividade ⁽²⁾	2,25%	13,63%

(1) Número de fragmentos em 100 ha.

(2) Calculada por meio do programa Fragstat.

Visando aferir a viabilidade da aplicação desse método, foi realizado uma comparação do total de áreas a serem conservadas, conforme essa proposta técnica, com o previsto na atual legislação ambiental. Para atendimento da legislação, seria necessário conservar 1.424,56ha (30,77%) da área da microbacia, sendo 498,67ha em áreas de preservação permanente e 925,89ha em Reserva Legal (20%). Com a análise dos critérios técnicos definidos pela presente metodologia, o total de cobertura florestal necessário seria de 1.592,66 ha, que representa 34,49%. Portanto, a diferença de áreas a conservar, entre o previsto na legislação e o tecnicamente recomendado, foi de apenas 168,1ha (3,72%) a mais no estudo apresentado.

O estudo resultou em uma metodologia que poderá ser utilizada para definições de áreas para comporem corredores ecológicos, especialmente em regiões antropizadas e altamente fragmentadas. De forma sintética, o fluxograma das etapas dessa estratégia de planejamento consta no Anexo 2.

5 CONCLUSÕES

Os resultados demonstram a possibilidade de incremento na qualidade do ambiente que podem ser obtidos por meio da proposição simulada, recuperando as áreas definidas com base nos critérios técnicos bióticos e abióticos. Portanto, o principal objetivo desse estudo foi alcançado, especialmente por evidenciar a viabilidade de execução em campo, proporcionando incrementos em biodiversidade que podem ser obtidos com a aplicação da proposta na área de estudo, ou ainda, a utilização desse método para o planejamento de outras paisagens.

O diagnóstico dos fatores bióticos, especialmente o tamanho e a disposição dos fragmentos remanescentes florestais e, dos fatores abióticos, para definição das áreas com as maiores fragilidades, foram decisivos para o entendimento e o planejamento da paisagem.

A utilização do SIG (Sistema de Informações Geográficas) foi uma eficiente ferramenta para análise da paisagem. Contudo, os programas ArcGis9 e ArcView, apresentaram algumas limitações, mas de forma complementar, foram eficientes. A principal limitação do Fragstats 3.3. foi devido ao programa não possibilitar a edição dos mapas, que foram gerados no ArcView.

O uso atual do solo na bacia está colocando em risco os componentes da paisagem, especialmente quanto aos aspectos hídricos, de solos, de conservação dos fragmentos florestais existentes e, em decorrência destes fatores, muito provavelmente afetando a fauna local. A exuberante Floresta Estacional Semidecidual que recobria a região, foi, em sua maior parte, substituída por atividades agrícolas e pecuárias, resultando em um ambiente fortemente antropizado e fragmentado. As conseqüências desses impactos estão visivelmente refletidas na paisagem.

A proposta final de implantação do corredor, bem como das áreas a serem recuperadas, foi resultante da interação das informações obtidas sob os aspectos abióticos, referente às zonas de fragilidades em encostas e fluviais, do meio biótico, com a conservação dos 18 fragmentos considerados prioritários e da recomposição

de suas áreas de entorno, e ainda, com a conservação do fragmento situado ao longo dos ambientes fluviais (FEP). Essas áreas totalizam 1.592,66ha, que representam 34,40% da área de estudo. Para isso, seria necessário um incremento de 735,82ha de cobertura florestal a ser implementado nas zonas descritas. O restante da área de estudo (3.036,81ha) que corresponde a 65,60%, seriam passíveis de produção agrosilvopastoril, cujo manejo deveria atender recomendações específicas de conservação dos recursos naturais.

A conservação e a recuperação das zonas recomendadas, formando o corredor, acarretaria em melhorias significativas nas condições ambientais, fato evidenciado não somente pelo aumento na cobertura florestal, que de 19,37% passaria a 34,49%, mas evidenciado especialmente nos índices e métricas obtidos a simulação da implantação do zoneamento proposto, onde o número de fragmentos passaria de 57 para apenas 12, porém maiores e com maior conectividade. O tamanho médio dos fragmentos de 15,79ha atualmente, passaria a 129,54ha, a conectividade de 2,25% seria de 13,63%, e o maior fragmento (FEP), que de 684,28ha passaria a 1.512,44ha de áreas estrategicamente conectadas ao longo dos ambientes fluviais. Além disso, o aumento das áreas dos fragmentos prioritários acarretaria em diminuição dos efeitos de borda e aumento das áreas-núcleo.

A estratégia apresentada contempla a funcionalidade dos corredores de biodiversidade mais destacada pela literatura, relativa ao incremento do fluxo gênico, em função do aumento da conectividade. Essa metodologia (Anexo 2) poderá ser uma ferramenta eficiente para o planejamento de corredores, auxiliando na tomada de decisões. Assim, o resultado diferencial dessa pesquisa se refere à localização das áreas para implantação das conexões para a formação dos corredores: em zonas de maior fragilidade ambiental, de baixo potencial agrícola (em função de suas características abióticas) relacionando preferencialmente os aspectos hídricos e de solos, essenciais para a estabilidade do ambiente da microbacia. Além disso, a viabilidade de aplicação no campo é confirmada considerando a pequena diferença entre a área que seria destinada à conservação apresentada pela presente

metodologia, em comparação com as atuais exigências legais. Contudo, estudo mais aprofundados poderiam contribuir para o aprimoramento do método proposto, a exemplo da análise do impacto social em cada propriedade bem como de estudos da paisagem considerando unidades geomorfológicas distintas, o que permitiria aferir a viabilidade do método proposto para condições ambientais diferentes das observadas por essa pesquisa.

REFERÊNCIAS

BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOS, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical rain forest fragments. **Bioscience**, v.42. n.1, p.859-866, 1992.

BIERREGAARD JR., R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R.. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale University Press, New Haven, EUA, 2001.

BODMER, R. E. Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian Forest. **Oecologia**, v.81, p.547-550, 1989.

BRASIL - CONAMA n.º 004/1994, que dispõe sobre definição de vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais em Santa Catarina e da outras providências. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/MeioAmbiente/BaciaParanaiba/TR%20AAI%20Bacia%20Paranaiba.pdf>>. Acesso em: jun. 2006.

BRASIL. Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC - Ministério do Meio Ambiente - **Secretaria de Biodiversidade e Florestas**. Brasília, 2000. 32p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Secretaria de Biodiversidade e Florestas**. SEMINÁRIO SOBRE CORREDORES ECOLÓGICOS, 2., 2004, Brasília. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br>>. Acesso em: 05 out. 2004.

BROTHERS, T. S.; SPINGARN, A. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old growth forest. **Conservation Biology**, v.6, n.1, p.91-100, 1992.

BROWN JR., K. S.; HUTCHINGS, R. W. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: LAURANCE; W. F.; BIERREGAARD JR., R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p.91-110.

BRUNA, E. M. Seed germination in rainforest fragments. **Nature**, v.402, p.139, 1999.

BUREL, F.; BAUDRY, J. **Ecologia del paisaje: conceptos, métodos aplicaciones**. Madrid: Mundi-Prensa, 2002. 353p.

CADENASSO, M. L.; TRAYNOR, M. M.; PICKETT, S. T. A. Funcional location of forest edges: gradients of multiple physical factors. **Canadian Journal of Forest Research**, v.27, p.774-782, 1997.

CAMARGO, J. L. C. **Variation in soil moisture and air vapor pressure deficit relative to tropical rain forest edges near Manaus, Brazil**. Cambridge, 1993. 112f. Dissertation (M. Phil.) - University of Cambridge, UK.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOS, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, p.205-221, 1995.

CAMPOS, J. B. **Análise dos desflorestamentos, estrutura dos fragmentos florestais e avaliação do banco de sementes do solo da ilha Porto Rico na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil.** Maringá, 1997. 101f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais - Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá.

CAMPOS, J. B. Programa de Conservação da Biodiversidade do Paraná: fundamentos conceituais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 1999, Ribeirão Preto. **Anais...**: Ribeirão Preto, 1999. (CD-ROM).

CAMPOS, J. B. O papel dos corredores de biodiversidade. In: CONGRESSO MUNDIAL SOBRE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA, 2., 2003, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu, 2003. p.81-82.

CAMPOS, J. B. **Parecer técnico sobre matas ciliares.** Curitiba: IAP, 2006. Texto interno IAP.

CAMPOS, J. B.; AGOSTINHO, A. A. Corredor de fluxo de biodiversidade do rio Paraná: uma proposta para a proteção ambiental de ecossistemas ameaçados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: IAP/UNILIVRE/Rede Nacional Pró Unidade de Conservação, 1997. v.2. p.645-657.

CAMPOS, J. B.; ROMAGNOLO, M. B.; SOUZA, M. C. Structure, Composition and spatial Distribution of Tree Species in a Remnant of the Semi deciduous Seasonal Alluvial Forest of The Upper Paraná River Floodplain. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.43, n.2, p.185-194, 2000.

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. Vegetação. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioecômicos.** Maringá: EDUEM, 1997. p.331-342.

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. Arboreous Vegetations of an Alluvial Riparian Forest an their Soil Relations: Porto Rico Island, Paraná River, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.45, n.2, p.137-149, 2002.

CARMO, A. P. C. **Evaluación de um paisaje fragmentado para la conservación y recuperación de biodiversidad.** Turrialba, 2000. 137f. Tese (Magister Scientiae – Educación para el desarrollo y la conservación) - Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Costa Rica.

CARVALHO, W. A. **Relações entre relevo e solos da bacia do Rio Capivara – município de Botucatu, SP.** Botucatu, 1981. 193f. Tese (Livre Docência) - Universidade Estadual de São Paulo.

CARVALHO, Paulo E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Colombo: EMBRAPA Florestas, 2003. v.1.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, v.15, p.1733-1741, 2001.

CORLETT, R. T. Environmental heterogeneity and species survival in degraded tropical landscapes. In: HUTCHINGS, M. J.; JOHN, E.A.; STEWART, A. J. A. (Eds.). **The ecological consequences of environmental heterogeneity**. Londres: British Ecological Society, 2000.p.333-355.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; AZEVEDO, L. G.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V. Curso de sensoriamento remoto aplicado ao zoneamento ecológico econômico [CD-ROM]. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais....** São Paulo: Image Multimídia, 1996. Seção de Comunicações Técnico-Científicas.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S. de.; HERNANDEZ, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicado ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: SAE/INPE, 2001.

CULLEN JR., L.; SCHMNIK, M.; VALLADARES-PADUA, C.; MORATO, I. Agroforestry Benefit zones: a tool for the conservation and management of Atlantic Forest Fragments, São Paulo, Brazil. **Natural Areas Journal**, v.21, n.4, p.345-355, 2001.

CURCIO, G. R. Geologia, geomorfologia e pedologia. In: IAP - Instituto Ambiental do Paraná. **Interações dos meios bióticos e abióticos visando o reordenamento espacial da microbacia**. Curitiba, 2006a. p.26-39. Apostila.

CURCIO, G. R. **Comunicação pessoal**. 2006b.

CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Toposequence of Oxisols from Central Plateau of Brazil. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.48, p.341-346, 1984.

DALE, V. H.; PEARSON, S. M.; OFFERMAN, H. L.; O'NEIL, R. Relating patterns of land use change to faunal biodiversity in Central Amazon. **Conservation Biology**, v.8, n.4, p.1027-1036, 1994.

DAMSCHEN, E. I.; HADDADN, M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J. **Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales**. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org>>. Acesso em: 05 out. 2006.

DERPSCH, R.; ROTH, C. H.; SIDIRAS, N.; KÖPKE, U. **Controle de erosão no Paraná, Brasil**: sistemas de cobertura de solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo. Eschborn: GTZ/IAPAR, 1991. 272p.

DOAK, D. F., MARINO, P. C.; KAREIVA, P. Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: implications for conservation. **Theor. Pop. Biol.**, v.41, p.315-336, 1992.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná. **Boletim de Pesquisa**, Curitiba: v.27, 2 t, 1984.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. **Embrapa Solos**. Rio de Janeiro, 1999. 412p.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Habitat patch connectivity and population survival. **Ecology**, v.66, p.1762-1768, 1985.

FERNANDEZ, F. A. S. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das unidades de conservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba. **Anais...** Curitiba: IAP/UNILIVRE/Rede Nacional Pró Unidade de Conservação, 1997. v.1. p.49-68.

FERNANDEZ, F. A. S. As ações humanas sobre a natureza na pré-história ou o poema imperfeito. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2., 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró Unidade de Conservação, 2000. v.1. p.162-169.

FERNANDEZ, F. Aprendendo a lição de Chaco Canyon: do “desenvolvimento sustentável” a uma vida sustentável. **Instituto Ethos Reflexão**, v.15, p.3-19, 2005.

FIORIO, P. R.; DEMATTÊ, J. A. M.; FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N. Geoprocessamento e topossequências na determinação de levantamentos de solos em diferentes escalas. **Magistra, Cruz das Almas**, Bahia, v.15, n.2, p.173-185, 2003.

FONSECA, G. A. B. Proposta para um programa de avaliação rápida em âmbito nacional. In: GARAY, I.; DIAS, B. (Ed.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. Petrópolis: Vozes, 2001. Parte 3. p.150-156.

FONSECA, G. A. B. et. al. Corredores de Biodiversidade: o Corredor da Mata Atlântica. In: SEMINÁRIO SOBRE CORREDORES ECOLÓGICOS NO BRASIL, 1.,2001, Brasília. CD-ROM.

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics**: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

FORMAN, R. T. T.; GALLI, A. E.; LECK, C. F. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. **Oecologia**, v.26, p.1-8, 1976.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **Bioscience**, EUA, v.31, n.10, p.733-740, 1981.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986. 619 p.

FRANCO, J. G. O. **Direito ambiental - matas ciliares**: conteúdo jurídico e biodiversidade. Curitiba: Juruá, 2005. v.1. 192 p.

FRANKLIN, J. F. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? **Ecol. Appl.**, v.3, p.202-205, 1993.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período de 1990 - 1995**. São Paulo: INPE – Instituto Nacional de Pesquisa Espacial, ISA – Instituto Sócio Ambiental. 1998. p.35-37.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. **Zoology, Analysis of Complex Systems**, v.101, p.273-280, 1998.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR., R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v.91, p.223-230, 1999.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v.288, p.1356-1358, 2000.

GASCON, C.; FONSECA, G. A. B.; SECHREST, W.; BILLMARK, K. A.; SANDERSON, J. Biodiversity conservation in deforested and fragmented landscapes: an overview. In: SCHROTH, G.; FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; GASCON, C.; VASCONCELOS, H. L.; ISAC, A. M. N. (Eds.). **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. Washington (DC): Island Press, 2004. p.15-32.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. Minimum viable population: processes of species extinction. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. p.19-34. Sinauer Associates, Sunderland, EUA. Holdsworth, A.R.& C. Uhl. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Application**, v.7, p.713-725.

GOODMAN, D. The demography of chance extinction. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Viable population for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. p.11-34.

GREGORIUS, H. R. Measurement of genetic diversity with special reference to the adaptive potential populations. In: **Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest**. Proceedings of a IUFRO symposium held at Chiang Mai, Thailand. Malasia: CIFOR, 1995. p.145-175

GUBERT, F. A.; OLIVEIRA, J. C. Proposta do Sistema Estadual de Unidades de Conservação e Áreas de uso Regulamentado. In: CONGRESSO FLORESTAL E DO MEIO AMBIENTE DO PARANÁ, 3., 1991, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Associação Paranaense de Engenheiros Florestais, 1991.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Erosão dos solos. In: CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. **Geomorfologia do Brasil**. Rio de Janeiro: Bertand Brasil, 2001. 392p.

HANSON, J. S.; MALASON, G. P.; ARMSTRONG, M. P. Landscape fragmentation and dispersal in a model of riparian forest dynamics. **Ecol. Model.**, v.49, p.277-296, 1991.

HARRIS, L. D. **The fragmented forest**. Chicago: The University of Chicago, 1984. 211p.

HERMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, v.35, n.1, 2005.

HIGGS, E. S. What is good ecological restoration? **Conservation Biology**, v.11, n.2, p.338-348, 1997.

HOBBS, E. R. Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. **Landscape Ecol.**, v.1, p.141-152, 1988.

HOBBS, R. J. Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? **Pacific Conservation Biology**, v.1, p.29-38, 1993.

HOLLAND, M.M. SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones. In: DI CASTRI, A. F.; HANSEN, A. J.; HOLLAND, M. M. (Eds.). **A new look at ecotones: emerging international projects on landscape boundaries**. Paris: Biology International, 1988. p.47-106.

IAP - Instituto Ambiental do Paraná. **Interações dos meios bióticos e abióticos visando o reordenamento espacial da microbacia**. Curitiba, 2006. 68p. Apostila.

IAPAR. **Uso e manejo de solos de baixa aptidão agrícola**. Editado por Celso Castro Filho e Osmar Muzilli. Londrina, 1999. 270p.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - DERNA, 1992. 92p. (Manuais Técnicos de Geociências n. 1).

IUCN – WORLD CONSERVATION UNION. **Estratégia mundial para a conservação da natureza**. Gland, 1990.

IUCN/UNEP/WRI – UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM/WORLD RESOURCES INSTITUTE. **World Resources – A guide to global environment – toward sustainable development, 1992-1993**. Washington, 1992.

JACOMINE, P. K. T. Solos sob matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares, conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p.27-31.

JOLY, C. A.; SPIGOLON, J. R.; LIEBERG, S. A.; AIDAR, M. P. M.; METZGER, J. P.; LOBO, P. C.; SHIMABUKURO, M. T.; SALINO, A. Projeto Jacaré-Pepira: o desenvolvimento de um modelo de recomposição de mata ciliar com base na florística regional. In: RODRIGUÊS, R. R. (Org.). **Matas ciliares: estado atual de conhecimento**. São Paulo: EDUSP, 2000.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v.5, p.173-185, 1989.

KRAMER, P. J. **Plant and Soil Water Relationships: A Modern Synthesis**. 2.ed. New Delhi: Tata McGraw-Hill, 1975. 482p.

KREMEN, C.; RAYMOND I.; LANCE, K. As interdisciplinary tool for monitoring conservation impacts in Madagascar. **Conservation Biology**, v.12, n.3, p.549-563, 1998.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. (Ed.) **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997.

LAURANCE, W. F.; GASCON, C. How to creatively fragment a landscape. **Conservation Biology**, v.11, p.577-579, 1997.

LAURENCE, W.; BIERREGAARD, R. O.; GASCON, C.; DIDHAM, R. K.; SMITH, A. P.; LYBAM, A. J.; VIANA, V. M.; LOVEJOY, T. E.; SIEVING, K. E.; SITES, J. W.; ANDERSEN, M.; TOCHER, M. D.; KRAMER, E. A.; RESTREPO, C.; MORITZ, C. Tropical Forest Fragmentation: Synthesis of a Diverse and Dynamic Discipline. In: Laurence, W.F.; Bierregaard, R.O. **Tropical Forest Remnants Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities**. Chicago: University Press, Chicago 616p. 1997.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, L. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD JR., R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v.16, p.605-618, 2002.

LIMA, W. P. Manutenção dos recursos hídricos. In: PEIXOTO, A.M. (Org.). **Enciclopédia agrícola brasileira**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2002. v.4. p.417-419.

LIMA, W. P.; ZÁKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p.33-44.

LIMA, W. P.; RIGHETTO, A. M.; RANZINI, M.; ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V.; GUANDIQUE, M. E. Processos hidrológicos de uma microbacia com Mata Atlântica, na região da Serra do Mar, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba (SP), v.66, p.108-119, 2004.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGARD JUNIOR, R. O.; MALCOM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HAPER, L. H.; BROWN JUNIOR, K. S.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. **Conservation Biology**, v.2, p.257-285, 1986.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Rio de Janeiro: J. Olympio, 1968. 442p.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton Univ. Press., 1967.

MALCOLM, J. R. **The small mammals of Amazonian forest fragments: pattern and process**. Gainesville (EUA), 1991. Tese (Doutorado) - University of Florida.

MARTINS, A. K. E.; NETO, A. S.; MARTINS, I. C. M.; BRITES, R. S.; SOARES, V. P. Uso de um sistema de informações geográficas para indicação de corredores ecológicos no município de Viçosa - MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.22, n.3, p.373-380, 1998.

MATLACK, G. R. Microenvironmental variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**, v.66, p.113-123, 1993.

McINTYRE, S.; HOBBS, R. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. **Conservation Biology**, v.13, n.6, p.1282-1292, 1999.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. U.S. Forest Service General Technical Report PNW 351, 1995.

MELO, F. P. L. **O papel do efeito de borda sobre a chuva de sementes e o recrutamento inicial de plântulas**: o caso das grandes sementes. Recife, Brasil, 2004. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco.

MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: BRANDT, J.; AGGER, P. (Eds.). **Methodology in Landscape**: ecological research and planning. Roskilde: International Association for Landscape Ecology, 1984. p.5-15.

MERRIAM, G. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. In: SAUDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Nature Conservation 2**: the hole of corridors. Chipping Norton: Surrey Beatty e Sons, 1991. p.133-142.

MESQUITA, R.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v.91, p.129-134, 1999.

METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v.37, p.29-35, 1997.

METZGER, J. P. Landscape ecology approach in the preservation and rehabilitation of riparian forest areas in S.E. Brazil. In: CHAVÉZ, Salinas; MIDDLETON, John (Org.). **Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America**: International Association for Landscape Ecology, 1998.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.71, n.3-I, p.445-463, 1999.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO DE ECOSSISTEMAS DEGRADADOS COM ESPÉCIES NATIVAS. São Paulo: Edusp, 2000.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12>>. Acesso em: 2001.

METZGER, J. P. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Eds.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003a. p.539-553.

METZGER, J. P. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem. In: CULLEN JÚNIOR, Laury; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, Claudio (Org.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003b. v.1. p.539-553.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR/ Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003c. v.1. p.423-453.

MIKICH, S. B.; BÉRNILS, R. S. **Livro vermelho da fauna ameaçada no estado do Paraná**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2004. 764p.

MINEROPAR. **Geologia do Paraná**. Disponível em: <www.mineropar.pr.gov.br>. Acesso em: 20 maio 2006.

MMA. **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Editado por Denise Marçal Rambaldi, Daniela América Suárez de Oliveira. Brasília, 2005. 510 p.

MOPU - Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. **El paisaje. Unidades temáticas ambientales de la dirección general del medio ambiente**. Madrid: Min. de Obras Públicas y Urbanismo, 1987. 107p.

MOURA, J. R. S.; SILVA, T. M. Erosão dos solos. In: CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. **Geomorfologia do Brasil**. Rio de Janeiro: Bertand Brasil, 2001. 392p.

MUCHAILH, M. C. Interações dos meios abióticos e bióticos visando ao reordenamento espacial do ambiente. In: IAP - Instituto Ambiental do Paraná. **Interações dos meios bióticos e abióticos visando o reordenamento espacial da microbacia**. Curitiba, 2006. p.59-68. Apostila.

MUCHAILH, M. C.; TUSSOLINO M. G. P. **Proposta de recategorização de unidades de conservação do estado do Paraná**. Curitiba, 2003. 87f. Monografia (Especialização em Conservação da Biodiversidade) – Faculdades Integradas Espírita.

MYERS, J.; BAZELY, D. Ecology and Control of Introduced Plants. **Ecology, Biodiversity and Conservation**, Cambridge, p.35-49, 2003.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. da; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; PASTOR, J.; JOHNSTON, C. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. **J. N. Benthol. Soc.**, v.7, p.289-306, 1989.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, v.3, n.9, p.209-212, 1993.

NARDY, A. J. R. **Geologia e petrologia do vulcanismo mesozoico da regio central da bacia do Paraná**. Rio Claro, 252f. Tese (Doutorado em Geologia Regional) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP, 1996.

NARDY, A. J. R.; OLIVEIRA, M. A. F. de; BETANCOURT, R. H. S.; VERDUGO, D. R. H.; MACHADO, F. B. Geologia e estratigrafia da formação Serra Geral. **Geociências**, São Paulo (SP), v.21, n.1/2, p.13-30, 2002.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434p.

OLIVEIRA, J. B. **Pedologia aplicada**. Jaboticabal: Funep, 2001. 414p.

OLIVEIRA, D. A. **Ecologia e valoração da paisagem do entorno da cidade de Paranaguá**. Curitiba, 2003. 97f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edges in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, England, v.38, n.4, p.385-394, 2004.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Lista vermelha de plantas ameaçados de extinção no Estado do Paraná**. Curitiba: SEMA/GTZ, 1995. 139p.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Projeto Paraná Biodiversidade – Manual operativo**. Curitiba, 2001. v.1.140p.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Atlas da vegetação do Estado do Paraná**. Curitiba: SEMA, 2002.1 CD-ROM.

PARANÁ. Instituto Ambiental do Paraná. **Avaliação ecológica rápida do Projeto Paraná Biodiversidade: corredor Iguaçu Paraná**. Curitiba, 2006. v.1.

PIOANI, K.; RICHTER, B. Paisagens funcionais e a conservação a biodiversidade. In: **Ciência da conservação n.º 1. The Nature Conservancy**. Trad. Luciana Honigman. Washington (DC), 1999.

PIRES, P. S. **Avaliação da qualidade visual da paisagem na região carbonífera de Criciúma - SC**. Curitiba, 1993. 72f. Dissertação (Mestrado) - Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

POGGIANI, F.; OLIVEIRA, R. E. Indicadores para conservação dos núcleos de vida silvestre. **Série Técnica IPEF**, v.12, n.31, p 45-52, 1998.

PRADO, H. do. **Os solos do estado de São Paulo: mapas pedológicos**. Piracicaba: Ed. do Autor, 2000. 205p.

PRADO, H. do. **Pedologia**. Disponível em <<http://www.pedologiafacil.com.br/>>. Acesso em: 25 jul. 2006.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina, 2001. 328p.

REDFORD, K. H. The Empty Forest. **BioScience**, v.42, 1992.

REIS, A.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p.28-36 e p.85-92, 2003.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. Viçosa: NEPUT, 1995.304p.

RIFELL, S. K.; GUTZWILLER, K. J. Plant-species richness in corridor intersection: is intersection shape influential? **Landscape Ecol.**, v.11, p.157-168, 1996.

ROCHA, C. H. **Ecologia da paisagem e manejo sustentável em bacias hidrográficas: estudo do rio Jorge nos Campos Gerais do Paraná**. Curitiba, 1995. 176f. Dissertação (Mestrado) - Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

RODERJAN, C. V. Classificação da vegetação no Estado do Paraná. In: **A vegetação natural do estado do Paraná**. Curitiba: IPARDES/CTD, 1994a.

RODERJAN, C. V. **O gradiente Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro Anhangava, Quatro-Barras, PR**: aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos. Curitiba, 1994b. 119f. Tese (Doutorado) - Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

RODERJAN, C. V. Cobertura vegetal e uso do solo. In: IAP - Instituto Ambiental do Paraná. **Interações dos meios bióticos e abióticos visando o reordenamento espacial da microbacia**. Curitiba, 2006. p.43-56. Apostila.

RODERJAN, C. V.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F. As regiões fitogeográficas do Estado do Paraná. **Acta For. Bras.**, Curitiba, n.1, p.1-6. 1993.

RODERJAN, C. V.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F.; HATSCHBACH, G. G. **Levantamento da vegetação da Área de Proteção Ambiental de Guaratuba - APA de Guaratuba**. Curitiba: UFPR, 1996. 78p.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. In: **Ciencia & Ambiente**, Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, v.1, n1, p.75-92, 2003.

RODRIGUES, E. Efeito de borda em fragmentos de floresta. **Cadernos de Biodiversidade**, v.1, p.1-5, 1998.

ROLOFF, G; CASTRO DA CRUZ, J. B.; INHLENFELD, R. G. K. **Metodologia para o manejo de bacia hidrográficas influentes em mananciais de abastecimento e geração de energia**. Curitiba, 2000. (não publicado).

SAUDERS, D. A.; HOBBS, R. J. The role of corridor in conservation: what do we know and where do we go? In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Nature conservation 2: the role corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty e Sons, 1991. p.421-427.

SCARIOT, A. Effects of landscape fragmentation on palm communities. In: BIERREGAARD JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. (Eds.). **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven (EUA): Yale University Press, 2001. p.121-135.

SEAGLE, S. W. Generation of species-area curves by a model of animal-habitat dynamics. In: VERNER, M. L.; MORRISSON, M. L.; RALPH, C. J. (Eds.). **Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates**. Madison, Wisconsin: The University of Wisconsin Press, 1986. p.281-285.

SEMA. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Disponível em: <www.pr.gov.br/sema>. Acesso em: 22 dez. 2003.

SHAFER, C.L. **Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1990.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v.404, p.72-73, 2000.

SILVA, T. C. et al. **Demanda de instrumentos de gestão ambiental. Zoneamento Ambiental**. Brasília: IBAMA, 1997. 33p.

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

SLATKIN, M. Gene flow in natural populations. **Annual Review of Ecological Systematics**, v.16, p.393-430, 1985.

SOARES, P. R. B.; PEREZ-FILHO, A. Recomposição de mata ciliar em planícies de inundação: proposta metodológica. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais...** Ouro Preto, 1997. p.4-26.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. **Nature Conservation 2: the role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons, 1991. p.3-8.

STRITTHOLT, J. R.; BOERNER, R. E. J. Applying biodiversity gap analysis in natural reserve design for the edge of Appalachia Ohio (USA). **Conservation Biology**, v.9, p.1492-1505, 1995.

SUMMERFIELD, M. A. **Global Geomorphology**. London: Pearson Education, 1991.

SUTHERST, R. W. Climate Change and Invasive Species: A Conceptual Framework. In: MOONEY, H. A.; HOBBS, R. J. **Invasive species in a changing world**. London, 2000. p.211-240.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the Atlantic montane forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Holanda, v.91, n.1, p.119-127, 1999.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity And Conservation**, Holanda, v.13, n.7, p.1419-1425, 2004.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da Pesquisa sobre fragmentação aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v.1, n.1, 2005.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, v.24, p.283-292, 1992.

TERBORGH, J. **Requiem for Nature**. Washington: Island Press, 1999.

TOSSULINO, M. G. P.; MUCHAILH, M. C.; CAMPOS, J. B. Recategorização de Unidades de Conservação no Estado do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 4, 2004, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Rede Nacional Pró Unidade de Conservação, 2004. p.691-700.

TURNER, S. J. Scale, observation and measurement: critical choice for biodiversity research. In: BOYLE, T. J. B.; BOONTAWEE, B. **Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest**. Proceedings of a IUFRO symposium held at Chiang Mai, Thailand. Malasia: CIFOR, 1995. p.97-111.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. **Journal of Applied Ecology**, v.33, p.200-209. 1996.

VELOSO, H. P.; GÓES-FILHO, L. Fitogeografia brasileira: classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico Projeto RADAMBRASIL**, Rio de Janeiro, 1982. 85p. (Série Vegetação)

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124p.

VIO ÁVILA, A. P. Uso sustentável na zona de amortecimento como estratégia à integridade e à consolidação das unidades de conservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 4, 2004, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Rede Nacional Pró Unidade de Conservação, 2004. v.2. p.162-169.

ZILLER, S. R. Análise ambiental da flora da Reserva Biológica de São Camilo - município de Palotina, Estado do Paraná. **Relatório técnico**. Palotina, 1997.

ZILLER, S. R. Vegetação: plano de manejo do Parque Nacional do Iguaçu. IBAMA, 1999. Disponível em: <<http://www2.ibama.gov.br/unidades/parques/planosdemanejo/1002/html/index.htm>>. Acesso em: 25 nov. 2005.

ZIMMERMAN, B. L.; BIERREGAARD JR., R. O. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relationship to conservation with a case from Amazonia. **Journal of Biogeography**, v.13, p.133-143, 1986.

DOCUMENTOS CONSULTADOS

CHATELAIN, C.; GAUTIER, L.; SPICHTER, R. A recent history of forest fragmentation in southwestern Ivory Coast. **Biodiversity and Conservation**, v.5, p.37-53, 1996.

CURCIO, G. R. Parâmetros para configuração de floresta com influência fluvial. In: FRANK, Beate; BUTZKE, Ivani Cristina; ZIMMERMANN, Carlos Eduardo (Org.). **Programa de recuperação da mata ciliar**: capacitação de grupos de trabalho municipais. Blumenau: FURB/IPA, 2001. v.1. p.92-94.

CURCIO, G. R. Potencialidades e restrições do uso florestal de alguns solos do Brasil. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE LA CIENCIA DEL SUELO, CLACS-99, 14., 1999, Pucon. **Congreso Latinoamericano de la ciencia del suelo CD ROM**, 1999.

FRANKLIN, J. F.; FORMAN, R. T. T. Creating landscape pattern by forest cutting: ecological consequences and principles. **Landscape Ecol.**, v.1, p.5-18, 1987.

IAPAR. Instituto Agrônomo do Paraná. **Cartas climáticas do estado do Paraná**. Londrina, 1994. 49p.

MALCOLM, J. R. Edge Effects in Central Amazonian Forest Fragments. **Ecology**, v.75, n.8, p.2438-2445, 1994.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Atlas da vegetação do Estado do Paraná**. Curitiba: SEMA, 2002.1 CD-ROM.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: Ed. Edusp, 2000. 320p.

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


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

GRIFFITHS, Geoffrey H. University of Reading, England. Comunicação pessoal.

ANEXOS

ANEXO 1

ANÁLISE DE SOLOS DA ÁREA DE ESTUDO

 UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS DEPARTAMENTO DE SOLOS E ENGENHARIA AGRÍCOLA	Solicitante: GUSTAVO RIBAS CURCIO	Tel: 3252-8537
	Endereço: AV. PARANÁ, 642	
	Cidade: CASCAVEL	Estado: PR Cep:

CERTIFICADO N 8247 LAUDO DE ANÁLISE DE SOLO - ROTINA + ANÁLISE GRANULOMÉTRICA COMPLETA Data: 23/3/2006


Nº Lab.	Identificação da Amostra	pH		Al ⁺³	H ⁺ +Al ⁺³	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	SB	T	P	S	C	V	m	Ca/Mg	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila
		CaCl ₂	SMP	cmol/dm ³						mg/dm ³		g/dm ³	%	%		g/kg				
40202	N.V. A-0-20	4,90	5,90	0,10	5,40	4,80	2,30	0,31	7,41	12,81	1,00	-	32,9	58	1	2,1	88,5	80,0	381,5	450,0
40203	N.V. AB-20-32	5,00	6,10	0,00	4,60	4,40	2,10	0,15	6,65	11,25	0,80	-	14,8	59	0	2,1	58,5	65,5	276,0	600,0
40204	N.V. BA-32-48	5,00	6,10	0,00	4,60	4,60	2,10	0,17	6,87	11,47	0,80	-	13,6	60	0	2,2	47,5	51,0	201,5	700,0
40205	N.V. BT-50-100	4,60	5,90	0,40	5,40	3,70	1,70	0,11	5,51	10,91	1,20	-	10,0	51	7	2,2	29,5	34,0	186,5	750,0
40206	C.H. A-0-18	5,30	6,20	0,00	4,30	7,40	3,50	0,49	11,39	15,69	3,20	-	26,9	73	0	2,1	148,5	116,5	285,0	450,0
40207	C.H. BA-18-40	5,20	6,30	0,00	4,00	5,00	2,40	0,06	7,46	11,46	2,50	-	11,2	65	0	2,1	161,5	119,0	319,5	400,0
40208	C.H. BI-40-90	4,40	5,80	0,70	5,80	4,40	2,00	0,04	6,44	12,24	3,50	-	7,5	53	10	2,2	118,5	89,5	267,0	525,0
40209	L.V. A-0-30	4,70	5,60	0,30	6,70	4,20	2,00	0,08	6,28	12,98	3,90	-	30,5	48	5	2,1	11,0	9,0	230,0	750,0
40210	L.V. AB-30-50	4,50	5,80	0,50	5,80	1,50	0,70	0,05	2,25	8,05	1,00	-	16,0	28	18	2,1	8,0	8,0	259,0	725,0
40211	L.V. BA-50-90	4,80	6,10	0,20	4,60	1,30	0,60	0,02	1,92	6,52	0,90	-	12,4	29	9	2,2	6,0	8,5	260,5	725,0
40212	L.V. BW 100	5,00	6,10	0,00	4,60	0,40	0,20	0,02	0,62	5,22	0,40	-	7,5	12	0	2,0	6,0	8,0	236,0	750,0

Resultados restritos às amostras recebidas. Neste laudo não constam recomendações.




 Prof. Luiz A. C. Desobry, PhD., CREA-PR 10457-D
 Coord. Lab. de Fertilidade do Solo


 Prof. Nerilde Favaretto, PhD., CREA-PR 70640-D
 Coord. Lab. de Física do Solo


 Prof. Jair Alves Dionísio, Dr., CREA-PR 13784-D
 Chefe do Depto. de Solos e Eng. Agrícola

ANEXO 2
FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA PARA
FORMAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS