UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP
EXEMPLAR REVISADO
Data de entrada no Serviço: 06/06/01
Ass.: Guilherme

ESTUDO EXPLORATÓRIO DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CORUMBATAÍ – SÃO PAULO

CICLENE MARIA SILVA DE BRITO

EESC-USP Biblioteca CAMPUS SÃO CARLOS

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

rientador: Prof. Dr. Virgílio Maurício Viana

DEDALUS - Acervo - EESC
31100017977

São Carlos
2001

ESTUDO EXPLORATÓRIO DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CORUMBATAÍ –SÃO PAULO

CICLENE MARIA SILVA DE BRITO

EESC-USP Biblioteca Campus de S. Carlos

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

Orientador: Profª. Dr. Virgílio Maurício Viana

São Carlos
2001

Dedico este trabalho aos meus pais
Cleide e Cícero

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidata: Bacharela **CICLENE MARIA SILVA DE BRITO**

Dissertação defendida e aprovada em 30-03-2001
pela Comissão Julgadora:

Prof. Doutor **VIRGILIO MAURICIO VIANA (Orientador)**
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" – Universidade de São Paulo)

Prof. Doutor **CARLOS ALBERTO VETORAZZI**
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" – Universidade de São Paulo)

Prof. Doutor **JEAN PAUL WALTER METZGER**
(Instituto de Biociências – Universidade de São Paulo)

Prof. Doutor **EVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental

JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

Agradecimentos

A Deus, por ter me dado saúde e perseverança para a realização e conclusão deste trabalho.

Ao Prof. Virgílio pela orientação, interesse e amizade.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

Ao Prof. Carlos Alberto Vettorazzi pelas sugestões, apoio e colaboração tão valiosa.

Ao Prof. Jean Paul Metzger pelas sugestões e disponibilidade.

Aos funcionários do CRHEA, especialmente a Claudete e Regina.

A Sílvia Barguil pelo apoio no Laboratório de SIG-EESC durante a fase inicial deste trabalho.

Aos amigos do CRHEA, que ajudaram a amenizar as saudades da terra natal e agora alimentam as saudades dos tempos vividos em São Carlos.

Às amigas Isabel, Luana e Mércia, por todo o apoio logístico e emocional na fase final deste trabalho.

À amiga Dirlane pelas horas de sono e estudo perdidas em frente ao computador, na estruturação final deste trabalho.

Aos professores Márcia Rego e Márcio Vaz que, em momentos distintos, colaboraram em minha formação acadêmica e profissional.

À Diana Lima pela valiosa amizade.

À Andréa de Araújo, presença ativa em todos os momentos difíceis e alegres desta jornada.

Aos meus familiares, especialmente aos meus pais Cleide e Cícero e a meu irmão Adriano, pelo apoio e incentivo em todos estes anos.

E a todos, que colaboraram de alguma forma para que esse trabalho fosse realizado.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS i

LISTA DE TABELAS iii

RESUMO v

ABSTRACT vi

1. INTRODUÇÃO 1

1.1. PROBLEMA DA PESQUISA 3
1.2. HIPÓTESE 4
1.3. PREDIÇÕES 4

2. OBJETIVOS 5

2.1. OBJETIVO GERAL 5
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 5

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 6

3.1. FLORESTA ATLÂNTICA 6
3.2. FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL 7
3.3. ESTUDOS DE PAISAGEM 15
3.4. SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS E SENSORIAMENTO REMOTO 19

4. MATERIAL E MÉTODOS 23

4.1. ÁREA DE ESTUDO 23
4.1.1 Localização 23
4.1.2. Clima 23
4.2. OBTENÇÃO DE DADOS 24

4.2.1. Material Utilizado 24
4.2.2. Processo Digital 24
4.2.2.1 Digitalização 24
4.2.2.1.1. Declividade 25
4.2.2.1.2. Pedologia 28
4.2.2.1.3. Uso, ocupação e cobertura vegetal 29
4.2.2.1.4. Estruturação das análises 31
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 32
5.1 REMANESCENTES FLORESTAIS E BACIA DO RIO CORUMBATAÍ-SP 36
5.2. CLASSES DE DECLIVIDADE E DISTRIBUIÇÃO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS 43
5.3 LIMITAÇÕES NUTRICIONAIS DO SOLO E DISTRIBUIÇÃO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS 54
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 67

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01: Classes de declividade presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí - SP. 27

FIGURA 02: Principais usos do solo e cobertura vegetal presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí – SP, LANDSAT TM – 5 (1993). 30

FIGURA 03: Remanescentes florestais presentes nas sub-bacias do Rio Corumbataí – SP. 33

FIGURA 04: Área e número de remanescentes florestais, em função das classes de tamanho. A – Ribeirão Cabeça; B – Passa Cinco; C – Ribeirão Claro. 39

FIGURA 05: Área e número de remanescentes florestais, em função das classes de tamanho: D – Corumbataí Superior; E – Corumbataí Inferior; F – Corumbataí Médio. 40

FIGURA 06: Distribuição percentual das classes de declividade por sub-bacias do Rio Corumbataí- SP.Classe 1 (0-2%), classe 2 (2-5%), classe 3 (5-10%), classe 4 (10-20%), classe 5 (20-45%), classe 6 (≥45%) 44

FIGURA 07: Área e número de remanescentes florestais, em função das classes de declividade. A – Ribeirão Cabeça; B – Ribeirão Claro; C – Passa Cinco......52

FIGURA 08: Área e número de fragmentos florestais, em função das classes de declividade. D – Corumbataí Superior; E – Corumbataí Inferior; F – Corumbataí Médio. 53

FIGURA 09. Distribuição percentual das classes de limitação nutricional por sub-bacias do Rio Corumbataí- SP. A – Passa Cinco, B – Ribeirão Cabeça, C – Corumbataí Médio, D – Corumbataí Superior, E – Corumbataí Inferior, F – Ribeirão Claro......5555

FIGURA 10: Área e número de fragmentos florestais, em função das classes de limitação nutricional. A – Ribeirão Cabeça; B – Ribeirão Claro; C – Passa Cinco.....62

FIGURA 11: Área e número de fragmentos florestais, em função das classes de limitação nutricional. D – Corumbataí Superior; E – Corumbataí Inferior; F – Corumbataí Médio. 63

LISTA DE TABELAS

TABELA 01: CATEGORIAS DE DECLIVIDADE UTILIZADAS NO TRABALHO. 26
TABELA 02: ÁREA (KM^2) E PERÍMETRO (KM) DAS SUB-BACIAS DO RIO CORUMBATAÍ-SP. 32
TABELA 03: PRINCIPAIS USOS DO SOLO (HA), NAS SUB-BACIAS DO RIO CORUMBATAÍ-SP. 35
TABELA 04: NÚMERO (N°) E ÁREA OCUPADA (HA E %) POR REMANESCENTES FLORESTAIS NAS SUB-BACIAS DO RIO CORUMBATAÍ-SP, EM CADA ANÁLISE. ...36
TABELA 05: NÚMERO (Nº) E ÁREA OCUPADA (HA E %) POR CLASSES DE TAMANHO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS NA SUB-BACIAS DO RIO CORUMBATAÍ-SP...38
TABELA 06: NÚMERO (Nº) E ÁREA OCUPADA (HA E %) POR CLASSES DE TAMANHO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS OBSERVADOS NAS DIFERENTES CLASSES DE DECLIVIDADE DAS SUB-BACIAS DO PASSA CINCO (A) E RIBEIRÃO CABEÇA (B) 46
TABELA 07: NÚMERO (Nº) E ÁREA OCUPADA (HA E %) POR CLASSES DE TAMANHO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS OBSERVADOS NAS DIFERENTES CLASSES DE DECLIVIDADE DAS SUB-BACIAS DO CORUMBATAÍ MÉDIO (A) E CORUMBATAÍ SUPERIOR. (B) 48
TABELA 08: NÚMERO (Nº) E ÁREA OCUPADA (HA E %) POR CLASSES DE TAMANHO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS OBSERVADOS NAS DIFERENTES CLASSES DE DECLIVIDADE DAS SUB-BACIAS DO CORUMBATÍ INFERIOR (A) E RIBEIRÃO CLARO (B). 50
TABELA 09: RESULTADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA, CONSIDERANDO-SE O PERCENTUAL DE COBERTURA POR REMANESCENTES FLORESTAIS E DECLIVIDADE NA BACIA DO CORUMBATAÍ-SP. 57
TABELA 10: NÚMERO (Nº) E ÁREA OCUPADA (HA E %) POR CLASSES DE TAMANHO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS OBSERVADOS NAS DIFERENTES LIMITAÇÕES

NUTRICIONAIS DO SOLO NAS SUB-BACIAS DO PASSA CINCO (A) E RIBEIRÃO CABEÇA (B) 57

TABELA 11: NÚMERO (Nº) E ÁREA OCUPADA (HA E %) POR CLASSES DE TAMANHO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS OBSERVADOS NAS DIFERENTES LIMITAÇÕES NUTRICIONAIS DO SOLO NAS SUB-BACIAS DO RIBEIRÃO CLARO (A) E CORUMBATAÍ MÉDIO (B) 58

TABELA 12: NÚMERO (Nº) E ÁREA OCUPADA (HA E %) POR CLASSES DE TAMANHO DOS REMANESCENTES FLORESTAIS OBSERVADOS NAS DIFERENTES LIMITAÇÕES NUTRICIONAIS DO SOLO NAS SUB-BACIAS DO CORUMBATAÍ SUPERIOR (A) E CORUMBATAÍ INFERIOR (B). 60

TABELA 13: RESULTADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA, CONSIDERANDO-SE O PERCENTUAL DE COBERTURA POR REMANESCENTES FLORESTAIS E LIMITAÇÃO NUTRICIONAL DO SOLO NA BACIA DO CORUMBATAÍ-SP.....61

RESUMO

BRITO, C.M.S. de (2001). *Estudo exploratório da distribuição espacial dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí* – São Paulo. São Carlos, 79 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Em virtude do desenvolvimento desordenado da agricultura na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí, esta região apresenta elevados índices de desmatamento e fragmentação florestal, o que torna imprescindível o desenvolvimento de projetos de conservação e manejo dos fragmentos florestais, tanto em nível do próprio fragmento quanto em nível da paisagem na qual ele está inserido. O presente trabalho faz parte de um projeto de Recuperação e Conservação da Cobertura Florestal da Bacia do Rio Corumbataí e tem como objetivo determinar os padrões de distribuição espacial dos fragmentos florestais nesta bacia e suas relações com declividade e limitação nutricional dos solos. O Sistema de Informação Geográfica foi utilizado para digitalização, manipulação e sobreposição dos dados. As categorias de uso e ocupação do solo foram determinadas a partir de imagem de satélite Landsat TM-5. A grande maioria dos fragmentos florestais encontrados nesta bacia apresentou área inferior a 10 ha. Os maiores percentuais de cobertura por fragmentos florestais foram encontrados nas áreas de maior declividade. A relação entre limitação nutricional dos solos e tamanho médio dos fragmentos e percentual de cobertura não foi clara para esta bacia.

Palavras-chave: fragmento florestal, bacia hidrográfica, conservação, SIG, Corumbataí

ABSTRACT

BRITO, C.M.S. de (2001). Exploratory study of the space distribution of forest fragments in Corumbataí Hidrographic Basin - São Paulo. São Carlos, 79 p. Dissertation (Mestrado) - São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, Brazil.

In view of the haphazard development of the agriculture in the Corumbataí River Basin, this area presents high deforestation rate and forest fragmentation, which makes indispensable the development of conservation projects and handling of the forest fragments, at the level of the fragment itself as well as on the scale of the landscape in which it is inserted. The present work is part of a project of Recovery and Conservation of the Forest Cover of Corumbataí River Basin and has as its objective the determination of the patterns of space distribution of the forest fragments in this basin and its relationship to slope and nutritional limitation of the soils. A Geographical Information System was used to digitalize, manipulate and overlay the data. The use categories and occupation of the soil were obtained from LandSat TM-5 satellite image. The great majority of the forest fragments found in this basin presented area of less than 10 ha. The largest percentages of forest fragments cover were found in the areas of large slopes. The relationship between nutritional limitation of the soils, average size of the fragments and percent cover was not found to be well defined for this basin.

Word-key: forest fragments, watershed, conservation, SIG, Corumbataí.

1. INTRODUÇÃO

A maior parte das atividades econômicas do país está concentrada nas áreas onde outrora existiu a Floresta Atlântica, consequentemente este complexo ecossistema sofreu fortes e irreversíveis pressões antrópicas, resultando em uma drástica redução da sua área original. No Estado de São Paulo a destruição excessiva deste ambiente teve início com a rápida expansão da fronteira agrícola (atividade que depende em muito das condições topográficas e nutricionais do solo), direcionada principalmente pelas plantações de café (SOS Mata Atlântica & INPE, 1993).

A região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, onde está localizada a Bacia do Rio Corumbataí, apresenta elevados níveis de desmatamento, pois a topografia, a facilidade de escoamento da produção e a fertilidade do solo são particularmente favoráveis à expansão agrícola (SOS Mata Atlântica & INPE, 1993).

Em virtude das intensas atividades agrícolas na Bacia do Corumbataí, os fragmentos florestais ainda existentes são, em sua maioria, pequenos e isolados, desempenhando importantes funções ecológicas, uma vez que podem ser considerados "ilhas de biodiversidade" na paisagem agrícola (VIANA & TABANEZ,1996).

Estudos desenvolvidos na área demonstram que a baixa qualidade das águas do Rio Corumbataí é conseqüência do aumento da carga residuária lançada, proveniente de centros urbanos e industriais e também das atividades agrícolas desenvolvidas na Bacia. Decorrente da acentuada diminuição da cobertura vegetal, houve um aumento considerável do risco de erosão do solo e contaminação dos corpos d'água (BALLESTER, 1997).

O fato da Bacia do Corumbataí apresentar grande parte de sua área com condições favoráveis para a utilização agrícola, contribuiu para que esta região fosse amplamente devastada. Característica agravante é que apenas cerca 1/3 de sua área está sendo utilizada de forma eficiente, de acordo com a aptidão agrícola da bacia.

A fragmentação de *habitats* é considerada uma das mais sérias ameaças à biodiversidade e causa principal da extinção de espécies, pois, gera efeitos físicos e biológicos variados, modificando padrões de predação, dispersão e migração, redução de população e alterações nos fluxos de entrada e saída de energia do ecossistema (WILCOVE, 1985; TABARELLI & MANTOVANI, 1997). Para muitos organismos, a fragmentação de *habitats* gera um ambiente hostil, que leva a uma distribuição heterogênea de populações em diferentes escalas (WEINS, 1989; GILPIN & HANSKI, 1991 *apud* BENDER *et al.*, 1998).

No atual estágio de ocupação da Bacia do Corumbataí, observa-se ainda setores que apresentam cobertura florestal natural. No entanto, devido ao desenvolvimento desordenado da agricultura na região e, por estar a bacia situada em uma área naturalmente frágil (predomínio de solos areníticos e permeáveis, o que pode levar à formação de ravinas e voçorocas), ausência de cobertura em áreas naturalmente frágeis, como nascentes, ao longo de rios, morros e encostas com declividade igual ou superior 45°, lançamentos de esgotos domésticos "in natura" e de efluentes industriais nos corpos d'água, as águas do Rio Corumbataí apresentam, em determinados trechos, baixa qualidade, embora, no período de inverno, o Rio Corumbataí apresente elevada taxa de autodepuração, da ordem de 89% para carga orgânica (SALATI, 1996).

É conhecido que a qualidade dos recursos hídricos é fortemente influenciada pela dinâmica de ocupação do entorno dos corpos d'água (ALVES, 1997; PRADO, 1999; SANTOS, 2000). Além disso, no interior do Estado de São Paulo, com o incremento da agro-indústria sucro-alcooleira e a ocupação de extensas áreas para a agricultura, houve um aumento no

impacto causado às águas, principalmente devido ao uso de insumos agrícolas (SALVADOR, 1990).

Neste sentido e considerando-se que a região da Mata Atlântica apresenta elevada biodiversidade, a qual está bastante ameaçada devido à intensa fragmentação florestal existente na área e, que cobertura vegetal apresenta forte correlação com a qualidade das águas de corpos hídricos, o presente trabalho tem a finalidade de determinar os diferentes padrões de distribuição espacial dos fragmentos florestais presentes na bacia, com o intuito de contribuir para o planejamente, elaboração e implantação de futuros manejos conservacionistas, em nível de paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí, em São Paulo.

1.1. Problema da pesquisa

Devido ao intenso processo de ocupação agrícola e conseqüente desmatamento, a Bacia do Corumbataí é uma região onde a biodiversidade encontra-se altamente ameaçada. Os últimos remanescentes da fauna e flora locais encontram-se abrigados em pequenos fragmentos florestais, os quais apresentam-se dispersos e isolados na paisagem. O padrão espacial dos elementos que compõem a paisagem é muito importante no desenvolvimento de estratégias eficientes de conservação, uma vez que ele influencia uma variedade de fenômenos ecológicos, como fluxo de animais, pólen e/ou sementes.

Neste sentido o presente trabalho visa responder à seguinte questão: Quais os padrões de distribuição espacial dos remanescentes florestais na paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí no Estado de São Paulo.

1.2. Hipótese

O processo de fragmentação é previsível e correlacionado com o tipo de solo e o relevo da região.

1.3. Predições

i) As áreas de maior declividade apresentam maior percentual de cobertura por remanescentes florestais.

ii) As áreas de maior limitação nutricional apresentam maior percentual de cobertura por remanescentes florestais.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O presente trabalho tem a finalidade de estudar a distribuição espacial dos remanescentes florestais no contexto da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí-SP.

2.2. Objetivos específicos

- Determinar a distribuição espacial, o número, a área e o percentual de cobertura dos remanescentes florestais na Bacia do Corumbataí-SP.
- Verificar a importância da declividade e da limitação nutricional do solo, no padrão de fragmentação florestal na Bacia do Corumbataí-SP.
- Demonstrar a aplicabilidade de um Sistema de Informações Geográficas em estudos de fragmentação florestal em nível de bacia hidrográfica.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Floresta Atlântica

O complexo vegetacional que forma a Floresta Atlântica, se estendia inicialmente desde o Rio Grande do Sul até o nordeste brasileiro (RIZZINI, 1979), sendo que a sua área principal ou central reside nas grandes Serras do Mar e da Mantiqueira, abrangendo os Estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo.

A Floresta Atlântica envolve um mosaico diversificado de formações florestais com estrutura e composição florística distintas, o que explica a sua enorme diversidade biológica. A diversidade de formações encontradas, pode ser explicada devido ao fato da Floresta Atlântica cobrir uma área muito extensa no sentido norte-sul do país, envolvendo uma grande variedade de solos e relevo e, apresentando características geológicas e geomorfológicas diversas. Em termos gerais, esta formação pode ser dividida em dois ambientes distintos, o litoral e a Serra do Mar, e o reverso das escarpas com suas porções voltadas para o interior, caracterizada como mata de planalto devido ao clima úmido contendo estacionalidade bem marcada (CÂMARA, 1991).

Por localizar-se originalmente ao longo da costa brasileira, exatamente onde se encontra a maior parte da população das cidades e atividades econômicas do país, esta formação foi alvo de inúmeras atividades antrópicas, o que resultou no acentuado grau de fragmentação da vegetação nativa.

Até o início do século XX, a Floresta Atlântica cobria aproximadamente 1,1 milhão de km^2, algo em torno de 12% do território brasileiro. Atualmente restam apenas 5% deste valor. Estima-se que, inicialmente, esta formação recobria aproximadamente 81,1% da superfície do Estado de São Paulo e que, em 1990, esta proporção havia sido reduzida para 7,16%. Além deste agravante, ecossistemas florestais localizados na região do planalto são os mais ameaçados da Floresta Atlântica Úmida, pois nesta região o relevo, o acesso rodoviário e a fertilidade do solo são particularmente favoráveis à expansão agrícola (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 1993).

A fragmentação florestal é um fenômeno presente em praticamente todas as etapas de expansão da fronteira agrícola no país, desde as mais antigas, na Mata Atlântica nordestina, até as atuais, nas áreas de cerrado do Centro-Oeste e nas florestas úmidas da Amazônia. Vastas paisagens outrora cobertas por maciços contínuos de vegetação, vêm tomando novas características e constituindo mosaicos diferenciados, onde a vegetação nativa é relegada à condição de ilhas, de diferentes tamanhos e formas, e os elementos dominantes na paisagem passam a ser a agropecuária, os núcleos urbanos, as hidrelétricas e as áreas de mineração (VIANA *et al.*, 1992).

No Estado de São Paulo existem milhares de fragmentos de formação natural ou semi-natural, de grande significado ecológico, desde que podem ser considerados remanescentes de biodiversidade e "focos" de irradiação e colonização de áreas adjacentes, além de contribuírem para a heterogeneidade espacial da paisagem.

3.2. Fragmentação Florestal

Na região da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba, onde está inserida a Bacia do Rio Corumbataí, o processo de industrialização e a intensa atividade agrícola resultaram em extensas áreas devastadas, o que contribuiu e vem contribuindo para a perda da qualidade das águas e

diminuição da biodiversidade local e regional, além de conduzir ao empobrecimento e degradação do solo, associados ao processo de erosão (SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE, 1994).

A fragmentação de *habitats* é considerada uma das mais sérias ameaças à biodiversidade e causa principal da extinção de espécies, pois gera efeitos físicos e biológicos variados, modificando padrões de predação, dispersão e migração, redução de populações e alterações nos fluxos de entrada e saída de energia do ecossistema (WILCOVE, 1985; TABARELLI & MANTOVANI, 1997).

Deste modo, a conservação da biodiversidade na Floresta Atlântica está comprometida devido ao elevado grau de fragmentação das áreas remanescentes, formando verdadeiras "ilhas" de florestas continentais de várias dimensões (MITTERMEIR *et al.*, 1992; LIMA, 1993).

Entende-se por fragmento florestal "qualquer área de vegetação natural contínua, interrompida por barreiras antrópicas (estradas, culturas agrícolas etc.) ou naturais (lagos, outras formações vegetais etc.), capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e/ou sementes" (VIANA, 1990).

A retirada da vegetação pode bloquear o movimento de algumas espécies, resultando na fragmentação da população e no aumento da competição por recursos nos fragmentos florestais remanescentes (LOVEJOY *et al.*, 1986; SAUNDERS *et al.*, 1991; NOSS, 1993). Além da redução na quantidade de *habitats*, a perda de recursos que ocorre após a remoção da cobertura vegetal original pode reduzir a qualidade do *habitat* disponível.

A extinção global das espécies, considerada como resultante da soma ou acúmulo de extinções locais ou regionais (MERRIAM & WEGNER, 1992), tem sido fortemente associada ao processo de fragmentação de *habitats* através da atividade antrópica (WILCOX & MURPHY, 1985). Consequentemente, fragmentação de *habitats* é considerada por muitos como a maior ameaça à biodiversidade e a causa primária da atual crise de

extinção (WILCOX & MURPHY, 1985; LOVEJOY *et al.*, 1986; WILCOVE *et al.*, 1986).

Apesar da grande importância como reservas de biodiversidade, os fragmentos de florestas estacionais semi-decíduas têm sua conservação ameaçada, em função do tamanho, do isolamento e das contínuas perturbações, principalmente a extração de madeira na primeira metade do século, a caça e os incêndios periódicos (TABANEZ *et al.*, 1997).

Estudos fitossociológicos em fragmentos florestais de matas mesófilas semidecíduas constataram que estes fragmentos apresentam elevados índices de diversidade vegetal (MARTINS, 1979; CAVASSAN, 1983; ; PAGANO, 1987; CATHARINO, 1989; METZGER *et al.*, 1998; WADT, 1998; FELICIANO, 1999).

Essa elevada biodiversidade não garante a sustentabilidade dos fragmentos florestais, uma vez que após o processo de fragmentação os remanescentes ficam sujeitos a um grande número de alterações ambientais e biológicas. A conservação da biodiversidade florestal no interior do Estado de São Paulo, principalmente relacionada às florestas mesófilas semi-decíduas, é altamente dependente da conservação de pequenos fragmentos florestais de alta dispersão geográfica (TABANEZ *et al.*, 1997), o que torna urgente a realização de práticas conservacionistas, tanto em nível de fragmento quanto de paisagem.

A região de Floresta Atlântica é uma das mais ricas regiões do planeta em biodiversidade, por outro lado, é a região brasileira onde o processo de fragmentação encontra-se mais avançado e, considerando-se que a fragmentação pode levar à extinção algumas espécies e, o processo de extinção pode ser acelerado em áreas de menores dimensões, nas de menor heterogeneidade ambiental e nas sujeitas às interferências das atividades desenvolvidas no entorno (WILCOVE *et al.*, 1986), os remanescentes de vegetação natural desta formação encontram-se fortemente ameaçados.

Após o processo de fragmentação, os remanescentes de vegetação natural sofrem alterações significativas no microclima interno e ao redor do

remanescente e o isolamento das populações vegetais (SAUNDERS *et al.*, 1991). A remoção da vegetação nativa e a substituição por outros tipos de vegetação ou uso da terra alteram o balanço de radiação que alcança o solo durante o dia e aumentam a irradiação à noite (SAUNDERS *et. al.*, 1991; MURCIA, 1995).

Entre os aspectos a serem abordados para identificar e avaliar as conseqüências da fragmentação da paisagem, podem ser considerados a quantidade, composição e distribuição dos fragmentos de vegetação natural, o quão permeável é a paisagem, o quão contínua ou descontínua é a distribuição e movimento dos organismos nativos, a composição e a estrutura da vegetação e, padrão de composição da paisagem como um todo (HARRIS & SILVA-LOPES, 1992).

Na Região Amazônica estudos mostraram que os *deficits* de temperatura e pressão de vapor, e a radiação, eram maiores para áreas de 1 ha a 10 ha e, nas de 100 ha de área os *deficits* foram elevados até 40m a partir da borda, tendendo a diminuir quanto mais se adentrava na área. Já a umidade, foi menor até 20m , em todas as reservas; nos fragmentos de 100 m de raio a diferença de temperatura entre a borda e o centro do fragmento pode atingir até 4,5% (KAPOS, 1989; YOUNG & MITCHELL, 1994). O aumento na temperatura diurna pode prejudicar os processos de ciclagem de nutrientes, pois afetará, dentre outras coisas, as atividades e o número de microrganismos e invertebrados presentes no solo, influindo na decomposição da serrapilheira e na retenção de umidade no solo.

Por ficarem mais expostos à ação dos ventos, os fragmentos podem sofrer danos em sua vegetação, uma vez que muitas árvores poderão ser derrubadas ou ter partes quebradas, além de haver aumento da evapotranspiração, com a conseqüente redução na umidade e aumento da dessecação, prejudicando a regeneração de espécies (SAUNDERS *et al.*, 1991; ESSEEN, 1994; CAMARGO & kAPOS, 1995; WADT, 1998).

As alterações microclimáticas mudam a vegetação da borda, causando aumento nas populações de espécies pioneiras, na biomassa geral, na mortalidade e na presença de cipós (PALIK & MURPHY, 1990;

WILLIAMS-LINERA, 1990; YOUNG & MITCHELL, 1994). Essas alterações, conhecidas como efeito de borda, são variáveis em função do tempo decorrido desde o isolamento do fragmento e de sua orientação (KAPOS, 1989; PALIK & MURPHY, 1990; WILLIAMS-LINERA, 1990; YOUNG & MITCHELL, 1994).

No entanto, na Região Amazônica, a taxa de perda de biomassa foi significativamente relacionada com a distância a partir da borda do fragmento, ficando constatado, em estudos experimentais, que a dinâmica e a biomassa das florestas úmidas fragmentadas estão sendo fortemente alteradas. Embora o crescimento de cipós e de novas árvores tenha aumentado nos fragmentos, isto não compensou a repentina perda de biomassa, causada pela morte de muitas árvores grandes. Não se tem conhecimento ainda se os fragmentos irão se recuperar com o passar do tempo, atingindo os níveis encontrados na floresta original, mas acredita-se que isto seja impossível (LAURANCE *et al.*, 1997).

A destruição de *habitats* pode ser vista sob dois aspectos: perda de *habitats* e fragmentação de *habitas* (FAHRIG, 1997). O efeito da perda de *habitat* é óbvio, pois quando um *habitat* é perdido em uma paisagem, a biota associada também tenderá a ser perdida, produzindo um declínio na população. Já os efeitos da fragmentação em determinada espécie precisam ser cuidadosamente identificados. Para aves e mamíferos que dependem de *habitats* específicos, tais como área nuclear, a retirada da vegetação pode resultar em uma redução quantitativa e qualitativa do *habitat* disponível e, fragmentos com grandes áreas centrais são importantes *habitats* para alguns mamíferos, especialmente os carnívoros (TEMPLE & WILCOX, 1986; BISSONETTE *et al.*, 1989, RUGGIERO *et al.*, 1994).

Os efeitos de borda variam conforme as espécies e os parâmetros ambientais analisados, bem como o tipo de associação vegetal considerado. Em estudos com pássaros na Região Amazônica, a faixa de borda ficou com uma largura de 50 m (LOVEJOY *et al.*, 1986), estudando vegetação que não tolera sombreamento, a faixa com efeito de borda foi de 10 m a 30 m (RANNEY *et al.*, 1981), de acordo com a estrutura de vegetação no Panamá

esta faixa foi de 15 m a 25 m (WILLIAMS-LINERA, 1990) e, na região de Piracicaba, de acordo com a estrutura da vegetação de um fragmento de Floresta de Planalto, esta largura variou de 80 a 100 m (TABANEZ *et al.*, 1997).

Com relação ao tamanho do fragmento, estudos mostram que os efeitos relativos nas espécies de borda e do interior do fragmento estão mais relacionados com o padrão de *habitats*, quando da remoção preferencial de grandes ou pequenos fragmentos, do que com a extensão da perda de *habitats* (BENDER, *et al.*, 1998).

Os efeitos serão proporcionalmente maiores quanto menor for o fragmento e variáveis para diferentes *habitats* considerados (LAURANCE & YENSEN, 1991). Estudos da relação entre a fragmentação de *habitats* e a abundância de vertebrados, mostraram correlação positiva com a área e a abundância de 5 espécies esteve correlacionada negativamente com medidas de isolamento (McCOY, *et al.*, 1999).

A variação dos efeitos de borda em escala local, foi estudada considerando a taxa de predação de ninhos no contexto da paisagem. Os resultados mostram que a predação de ninhos foi significativamente maior em paisagens fragmentadas do que em não fragmentadas e foi significativamente maior em *habitat* de borda do que na área central do fragmento (DONAVAN, *et al.*, 1997). Segundo ROBINSON *et al.* (1995), o nível de parasitismo em ninhos é correlacionado com os padrões de *habitat* na escala da paisagem.

Existem correlações entre a quantidade de *habitat* de borda na escala da paisagem e a proporção de ninhos que são parasitados ou perdidos por predação (ROBINSON *et al.*, 1995) e deve-se ressaltar que parasitismo e predação afetam diretamente a viabilidade de populações locais de algumas espécies que nidificam em florestas (ROBINSON, 1992; PORNELUZZI *et al.*, 1993;DONAVAN *et al.*, 1995).

Dentro de uma paisagem, os comportamentos dos organismos serão influenciados pela heterogeneidade ou padrão espacial do mosaico e a escala na qual o padrão da paisagem é percebido (KOTLIAR & WIENS,

1990; WITH, 1994). McINTYNE & WIENS (1999), estudando os efeitos do tamanho do fragmento no padrão de movimentação de invertebrados, concluíram que tanto a heterogeneidade quanto a escala da heterogeneidade tiveram importantes efeitos no padrão de movimentação.

Em termos de estrutura e diversidade de fragmento florestal, estudos realizados em um fragmento na região de Piracicaba com aproximadamente 9,5 ha, demonstrou que, em relação aos trabalhos de MARTINS (1979); CAVASAN (1983); PAGANO (1987); CATHARINO (1989), havia baixo número de espécies e reduzido índice de diversidade, associados a um grande número de espécies raras e presença marcante de cipós, deste modo, os autores concluíram que esse fragmento não seria auto-sustentável, necessitando de manejo adequado (TABANEZ *et al.*,1997). De acordo com os autores, auto sustentação é entendida quando uma floresta tem condições de, sem interferência humana, ter perpetuada sua dinâmica natural.

Estes resultados são extremamente importantes para o desenvolvimento de práticas de manejo conservacionista, uma vez que grande parte dos fragmentos de florestas semi-decíduas da região de planalto apresenta reduzido tamanho, são mais isolados e perturbados do que aqueles ao longo da costa (VIANA *et al.*, 1992).

Quanto menor a área, menor será a quantidade de indivíduos de cada espécie e, portanto, maior o número de espécies representadas por poucos indivíduos. Além da relação entre espécie e área, a redução do tamanho do fragmento também reduz o tamanho efetivo das populações (ROCHE & DOUROJIANNI, 1984).

Um outro problema sério decorrente da fragmentação de *habitats* é o isolamento de populações pequenas, que têm sua sobrevivência ameaçada por problemas genéticos (JARVINEM, 1982; GILPIN & SOULÉ, 1986) e, relativos à probabilidade de extinção por fatores estocásticos (SHAFFER, 1981). Essa quebra de *habitats* contínuos em *habitats* menores pode reduzir o tamanho e aumentar o isolamento das populações onde a variação

genética é reduzida, aumentando a endogamia e, ou, as pressões genéticas (YONG *et al.*, 1993; YONG & MERRIAM, 1994)

Essas alterações ambientais ocorridas no fragmento, atuando em conjunto com a forma, tamanho, grau de isolamento e perturbação, irão alterar de forma significativa a biologia das espécies vegetais presentes e, consequentemente, da fauna associada.

Qualquer diminuição na superfície de uma área florestal pode levar a uma diminuição exponencial do número de espécies e afetar a dinâmica de populações de plantas e animais, podendo comprometer a regeneração natural e, consequentemente, a sustentabilidade das florestas (MacARTHUR & WILSON, 1967; HARRIS, 1984).

No entanto, a fragmentação pode resultar em uma perda da biodiversidade muito maior do que a esperada pela simples redução da área de floresta (VIANA *et al.* 1992).

Segundo VIANA *et al.* (1992), a estrutura e a dinâmica de fragmentos florestais são afetadas por diversos fatores, dentre eles:

(i) O histórico de perturbações, pois o fragmento é o resultado de todo um processo histórico de perturbação ocorrido na vegetação (extração de madeira, fogo etc.).

(ii) A área, que tem forte correlação com a diversidade biológica e a dinâmica da floresta.

(iii) A forma, fragmentos arredondados/circulares apresentam baixa razão borda/interior, enquanto que fragmentos alongados apresentam alta razão borda/interior, refletindo, de certa forma, a fração da área que está submetida ao efeito de borda (FORMAN & GODRON, 1986).

(iv) A vizinhança, áreas vizinhas de um fragmento podem funcionar como (a) barreira para o trânsito de animais (ex.: plantações de cana-de-açúcar), (b) fonte de propágulos invasores (ex.: sementes de gramíneas), (c) fonte de poluentes (ex.: agrotóxicos), (d) fonte de perturbações (ex.: fogo e caçadores) e (e) modificadores climáticos (ex.: pastagens).

(v) O grau de isolamento, definido pela média das distâncias até os vizinhos mais próximos (FORMAN & GODRON, 1986).

Considerando-se que os processos ecológicos e os elementos de diversidade biológica ocorrem em uma variedade de escalas, uma estratégia compreensiva para conservar estes processos e elementos deve ser feita também em uma diversidade de escalas (NOSS, 1991).

A maioria dos impactos humanos mais significativos na biodiversidade envolve mudanças na conectividade dos fenômenos biológicos, podendo aumentá-las ou diminuí-las (NOSS, 1991).

Dentre as estratégias que devem ser utilizadas para minimizar os problemas de perda de biodiversidade com a fragmentação de áreas, estariam a análise da paisagem e o conhecimento dos padrões de fragmentação (MEFFE & CARROL ,1994).

3.3. Estudos de Paisagem

A abordagem conceitual da Ecologia de Paisagem determina que o manejo de um área seja realizado através do conhecimento de suas características ambientais, mediante o estudo do desenvolvimento e dinâmica da heterogeneidade espacial e da sua influência nos processos bióticos e abióticos (LIMA *et al.*, 1998). O termo paisagem tem sido considerado como um agregado de unidades de uma região ou um mosaico de *habitats* (manchas) interconectados por corredores (TURNER, 1989), em que os padrões de organização espacial observados resultam, principalmente, de dois tipos de padrões superpostos da vegetação: (i) da distribuição da mesma ao longo de um gradiente de fatores limitantes; e (ii) dos padrões de alteração e recuperação dentro das comunidades ao longo dos gradientes (LIMA *et al.*, 1998).

Todas as paisagens possuem uma estrutura comum, fundamental: são inteiramente compostas por manchas, corredores e uma matriz. Entendendo-se como manchas as superfícies não lineares que diferem em

aparência do seu entorno, variam muito em tamanho, forma, tipo de heterogeneidade e limites. Estão inseridas na matriz, que é a área circundante, com diferente estrutura ou composição de espécies e que, é o elemento da paisagem com maior dimensão e maiores conexões. Os corredores, por sua vez, são estreitas faixas (antrópicas ou naturais) que diferem da matriz em ambos os lados. A grande maioria das paisagens são, ao mesmo tempo, divididas e unidas por corredores (FORMAN & GODRON, 1986; BARGUIL, 1998; PIRES, 1998; SANTOS, 2000; RANIERI, 2000).

Como primeiro passo no estudo de paisagens, deve-se quantificar as suas características espaciais, na tentativa de relacioná-las com determinados processos ecológicos.

O padrão da paisagem pode ser quantificado considerando-se a própria paisagem como unidade de estudo (p. ex.: tamanho do fragmento, forma, abundância e distribuição) (RODRIGUES, 1993; FELICIANO, 1999), bem como as interrelações existentes entre os fragmentos e a matriz (distância entre os vizinhos mais próximos, quantidade de matriz contígua) (RIPPLE *et al.*, 1991; BARROS FILHO, 1997; METZGER,1997; OLIVEIRA, 1997; METZGER *et al.* 1998).

O desenvolvimento de índices quantitativos de padrões espaciais (BOWEN & BURGESS, 1981; O'NEIL *et al.*, 1988) pode ser usado para aumentar o entendimento sobre as interrelações entre padrões espaciais e processos ecológicos (GUSTAFSON & PARKER,1992). Tamanho e distribuição de fragmentos (GARDNER *et al.*, 1987), dimensão fractal (KRUMMEL *et al.*, 1987), bordas (TURNER, 1987), diversidade (ROMME, 1982; ROMME & KNIGHT, 1982) e índices de dominância ou contágio, podem ser utilizados para quantificar padrões de paisagem (TURNER *et al.*,1989).

A extensão das atividades humanas na paisagem determina o tipo, intensidade e freqüência de desmatamentos (CURTIS, 1956; BURGESS & SHARPE ,1981), criando um mosaico de fragmentos na paisagem. A estrutura desse mosaico de fragmentos (p. ex.: densidade, distância entre

eles, classes de tamanho etc.) é importante para muitas espécies (FORMAN & GODRON, 1986).

Parâmetros da estrutura da paisagem, como conectividade florestal (corredores e *stepping stones*) e a complexidade do mosaico da paisagem (índice de borda), são importantes fatores ligados às variações na riqueza de espécies arbóreas, o que sugere que o arranjo espacial dos fragmentos florestais e a complexidade da matriz podem ser mais importantes do que a área e o isolamento do fragmento no controle de sobrevivência das espécies arbóreas estudadas em fragmentos de Floresta Atlântica (METZGER, 1997).

Como a matriz é fisionomicamente (e ecologicamente) diferente do fragmento florestal, é induzida, neste último, a formação de uma borda (YAHNER, 1988).

Na borda podemos encontrar elevadas taxas de predação de ninho e de parasitismo na prole, altas densidades de determinadas espécies de plantas (LEVENSON, 1981; RANNEY *et al.*, 1981) e um ambiente mais xérico (WALES, 1972; RANNEY *et al.,* 1981).

Diferenças no tamanho dos fragmentos e na distância entre eles causarão variações nas taxas de extinções e na taxa de recolonização entre os fragmentos. Grandes fragmentos serão ocupados mais freqüentemente e por mais tempo que pequenos fragmentos, ao passo que fragmentos isolados permanecerão vazios por períodos mais longos que fragmentos mais próximos uns dos outros (OPDAM, 1991).

Dependendo da intensidade do fluxo da dispersão através da paisagem, extinções locais podem ser compensadas (OPDAM, 1991). No entanto, recolonizações, além de dependerem da distância entre os fragmentos, dependem também do efeito que a matriz da paisagem tem como barreira, da densidade de corredores, da capacidade de dispersão das espécies e do número de possíveis dispersores (VAN DORP & OPDAM, 1987).

Propriedades como tamanho do fragmento, quantidade de borda, distância entre os fragmentos e conectividade dos fragmentos, têm influência

direta na flora e na fauna (THOMAS, 1979; HARRIS, 1984; FRANKLIN & FORMAN, 1987; RIPPLE & LUTHER, 1987).

Em paisagens agrícolas fragmentadas e/ou sobre forte influência antrópica, o tamanho e a qualidade dos fragmentos tende a diminuir, enquanto a resistência da paisagem tende a aumentar, enquadrando-se neste contexto as áreas com remanescentes de Floresta Atlântica. PIRES *et al.*, (1998) amostrou 118 fragmentos de Floresta Atlântica; destes, aproximadamente 50% possuem área inferior a 10ha; no município de Ilha Solteira-SP, apenas 0,91% de sua área encontra-se recoberta por fragmentos florestais remanescentes, dos quais 70% apresentam área inferior a 10 ha (LIMA, 1997). Na região de Piracicaba, a maior parte dos fragmentos florestais apresenta também área inferior a 10 ha (VIANA, 1990) e na região de Londrina-PR, aproximadamente 90% dos fragmentos são menores que 16 ha (RODRIGUES, 1993).

Conservação em nível de ecossistemas incluem a manutenção da composição de comunidades e diversidade, bem como os processos que mantêm o funcionamento (BAKER, 1992). Recentemente, muita atenção tem sido voltada para ações conservacionistas em nível de paisagem, na tentativa de garantir a manutenção da estrutura e dos processos da paisagem (HARRIS, 1984; NOSS & HARRIS, 1986; BAKER, 1989).

Quando se deseja implementar ações conservacionistas em nível de paisagem, deve-se entender sua estrutura e os processos que nela ocorrem. No entanto, para que tal objetivo seja alcançado é necessário que se faça uma abordagem ampla da área em questão, devendo-se conhecer os diversos parâmetros físicos, biológicos e sociais existentes na área.

Para se entender a dinâmica de uma paisagem deve-se inicialmente compreender sua estrutura espacial; os atributos da paisagem são dependentes do tempo e espaço e são função dos processos que formam a paisagem (FORMAN & GODRON, 1986).

3.4. *Sistemas de Informações Geográficas e Sensoriamento Remoto*

A necessidade crescente da análise, planejamento e manejo dos recursos naturais, tem motivado o desenvolvimento de ferramentas computacionais para as tarefas de armazenamento, integração e análise de dados geo-referenciados. A evolução da tecnologia de automatização tornou possível a execução de tarefas realizadas manualmente e facilitou a realização de análises complexas, possibilitando a integração de dados de diversas fontes.

O manejo de recursos naturais em estudos de paisagens envolve a integração e interpretação de várias formas de conhecimento, por exemplo, simulação de resultados, bases de dados históricas, informações técnicas, informações heurísticas etc. (COULSON *et al.*, 1990). Uma das principais tecnologias disponíveis para investigações de paisagens são os Sistemas de Informações Geográficas. Um SIG é um sistema de mapeamento computadorizado para capturar, armazenar, manejar, analisar, dados espaciais e descritivos (COULSON *et al.*, 1990).

O desenvolvimento dos SIG está diretamente ligado à evolução da computação gráfica e dos recursos computacionais, tanto em termos de hardware como de software, e o seu surgimento deu-se aproximadamente nas décadas de 40 a 50 a partir do surgimento dos sistemas CAD (*Computer Aided Design*), CAM (*Computer Assisted Mapping*) e AM/FM (*Automated Mapping/Facility Management*), ferramentas utilizadas para codificação e representação da realidade física em meio digital (PEZZOTO, 1994).

Todos os SIGs tem quatro componentes principais: (i)um subsistema de entrada de dados para coletar, processar e descrever dados de mapas, fotografias aéreas, imagens de satélite e outras fontes; (ii) subsistema de manejo da base de dados; (iii) subsistema de análise para interpretar cada dado temático e suas combinações; e (iv) subsistema para viisualização os mapas (COULSON *et al.*, 1990).

Existem duas estruturas fundamentais de dados: uma, baseada em informações vetoriais e uma outra em informações "raster" ou matricial. A estrutura de dados vetoriais é um eficiente caminho para armazenar informações espaciais de forma eficiente em um computador, sendo muito útil para o manejo de dados mapeados de classes discretas. Deste modo, ele não é útil para análise e modelagem de dados espaciais, pois neste caso são necessários valores contínuos. Em um sistema de base matricial , os valores numéricos para os dados mapeados são representados em uma grade contendo linhas e colunas de células de um tamanho pré-determinado (COULSON *et al.*, 1990).

Ambas as estruturas - vetorial e "raster", têm utilidade em estudos ambientais. Inicialmente grande ênfase foi dada à produção de mapas temáticos e os sistemas vetoriais foram bastante úteis para isto. Após a formalização dos princípios gerais da Ecologia de Paisagem (FORMAN & GODRON, 1986), a atenção foi voltada para a necessidade de análises espaciais e modelagem, neste caso, são os sistemas "raster" que são empregados (COULSON *et al.*, 1990).

Basicamente um sistema de informação organiza os dados em uma estrutura, de modo que observações simples podem ser convertidas em informações mais úteis. Um sistema de informação geográfica serve a necessidades específicas quando a descrição geográfica exerce papel central na observação.

No entanto, deve-se ter bastante cuidado, pois o SIG permite o trabalho com muitas informações ao mesmo tempo e, de forma seqüenciada, o que pode resultar em acúmulos de erros, problemas de escala do mapa, imprecisão de conteúdo, além de erros associados com a digitalização e sobreposição dos mapas (BURROUGH, 1987).

Um aspecto importante é o uso integrado de imagens de sensoriamento remoto com informações auxiliares em SIG, como foi utilizado no presente estudo, proporcionando mais precisão na interpretação de um determinado tema. As vantagens do uso integrado das informações, para corrigir, atualizar e manter bases de dados cartográficos e sistemas de

informação geográfica, vêm sendo amplamente demonstradas nos últimos anos (PRADO, 1999).

O Sensoriamento Remoto pode ser definido como a aquisição de informações sobre um objeto a partir de medidas feitas por um sensor que não se encontra em contato físico direto com ele. As informações sobre o objeto, neste caso, são derivadas a partir da detecção e mensuração das modificações que ele impõe sobre os campos de força que o cercam. Estes campos de força podem ser eletromagnéticos, acústicos ou potenciais (LAZZAROTTO, 1999).

Através do sensoriamento remoto a paisagem é analisada de forma multidimensional: horizontal, vertical e multiespectral. No eixo horizontal estão incluídos atributos espaciais que definem ou descrevem a composição e posição dos elementos que compõem a paisagem. Já o eixo vertical compreende as características que estão acima do eixo horizontal, estendendo-se para a atmosfera, ou seja, relevo, altura de árvores etc. No entanto, a distinção entre fatores horizontais e verticais muitas vezes não é muito clara, pois depende da escala de observação (QUATTROCHI & PELLETIER, 1990).

A integração do sensoriamento remoto com os sistemas de informação geográfica depende da superação de alguns impedimentos técnicos, como intercâmbio de dados entre padrões de arquivos "raster" e vetorial; armazenagem, processamento e visualização requerida para dados de SIG e imagens de satélite; interfaces com o usuário; e utilização do conhecimento em SIG para extração de informações a partir de imagens (EHLERS, 1991).

A estrutura e o funcionamento de uma paisagem podem ser percebidos de diferentes formas dependendo da escala utilizada (O'NEILL *et al.*, 1988). Dados provenientes de sensoriamento remoto são, e certamente continuarão sendo, a maior fonte de dados para muitos sistemas de informação geográfica e, cada vez mais, estarão gerando informações atualizadas e precisas, com rapidez e eficiência (PRADO, 1999). Assim, é válido constatar que a combinação de sensoriamento remoto e SIG é muito

importante para a análise e manipulação de dados para estudos de paisagem e ecológicos.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

4.1.1 Localização

A Bacia do Rio Corumbataí localiza-se no Estado de São Paulo, drenando uma área de aproximadamente 1700 Km^2, entre os paralelos 22º05' e 22º30' de latitude sul e os meridianos 47º30' e 47º50' a oeste de *Greenwich*.

A Bacia do Rio Corumbataí, drena uma área estabelecida entre as "cuestas" arenito-basálticas do Planalto Ocidental Paulista, na seção Centro-Ocidental. Esta bacia integra total ou parcialmente os municípios de Santa Gertrudes, Rio Claro, Analândia, Itirapina, Charqueada e Piracicaba.

4.1.2. Clima

O clima da região, na classificação de Köppen é do tipo Cwa, ou seja, subtropical, seco no inverno e chuvoso no verão com temperatura média do mês mais quente superior a 22ºC. As temperaturas mais altas ocorrem no período de dezembro a março e as mais baixas no bimestre junho e julho, com 17ºC de temperatura média.

4.2. Obtenção de dados

4.2.1. Material Utilizado

A análise da distribuição espacial dos fragmentos florestais na Bacia do Rio Corumbataí foi feita a partir da interpretação do mapa digital de uso,ocupação e cobertura vegetal do solo baseado em uma cena LANDSAT TM-5,de 13 de junho de 1993, cedido pelo Projeto PIRACENA.

Em virtude das hipóteses levantadas, além do mapa de uso/ocupação e cobertura vegetal da área em questão, foi necessário a utilização de mapas de solo e de classes de declividade, que foram baseados nos de KOFFLER & MORETTI (1991).

A confecção dos mapas digitais de rede hidrográfica e delimitação da Bacia do Corumbataí e suas sub-bacias, foi feita a partir da digitalização dos mapas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), escala 1:50.000, quadrículas Araras (SF-23-M-II-3), Corumbataí (SF-23-Y-A-I-2), Itirapina (SF-23-M-I-3), Leme (SF-23-Y-A-II-1), Limeira (SF-23-M-IV-1), Piracicaba (SF-23-Y-A-IV-2), Rio Claro (SF-23-M-I-4), São Carlos (SF-23-Y-A-I-1) e São Pedro (SF-23-M-II-1).

4.2.2. Processo Digital

4.2.2.1 Digitalização

O material cartográfico foi digitalizado através de mesa digitalizadora *Summagraphics*, modelo *Summagrid* IV, tamanho A1, utilizando-se o programa *Tosca*.

Para a combinação dos diversos planos de informações cartográficos utilizou-se o programa *Idrisi for Windows* versão 2.0.

A digitalização do material através do programa Tosca pode ser feita basicamente de quatro maneiras, pontos, linhas, polígonos e arcos. Os pontos são aquelas informações contendo um único par de coordenadas (X,Y); as linhas são representadas por uma coordenada inicial (X1,Y1) e uma final (Xn,Yn); os polígonos são representados por um conjunto de pontos onde as coordenadas inicial e final coincidem (X,Y).

Os arcos, por sua vez, podem ser entendidos como um conjunto de linhas com coordenadas inicial (X1,Y1) e final (Xn,Yn), que contêm também informações tanto do seu lado direito quanto esquerdo. Os arcos, quando submetidos ao comando "Cycle" (Tosca) originam um polígono.

Os dados de pedologia, por manterem contato com mais de uma feição do seu lado externo, foram digitalizados como arcos e, depois, através do comando "Cycle", convertidos em polígonos.

A rede hidrográfica foi digitalizada como linhas, e o relevo como linhas, polígonos e pontos. Em seguida, as imagens geradas foram editadas, ou seja, fez-se a conexão das linhas (*snap*), verificação de erros e concatenação dos arquivos. Após a digitalização e edição no Tosca, as informações foram transferidas para o programa Idrisi for Windows.

A dimensão do pixel de todas as imagens foi de 30 m x 30 m.

4.2.2.1.1. Declividade

A partir dos mapas topográficos, foi produzida uma imagem com valores interpolados entre as curvas de nível, gerando um modelo de elevação digital do terreno (DEM – *Digital Elevation Model*).

Utilizando-se o comando *Reclass*, os valores de declividade foram agrupados em seis categorias (Tabela 01 e Figura 01). Estas categorias de declividade seguem o trabalho de KOFFLER & MORETTI (1991).

TABELA 01: Categorias de declividade utilizadas no trabalho.

Categorias de declividade	Intervalos
Classe 1	$0 < x < 2\%$
Classe 2	$2\% \leq x < 5\%$
Classe 3	$5\% \leq x < 10\%$
Classe 4	$10\% \leq x < 20\%$
Classe 5	$20\% \leq x < 45\%$
Classe 6	$X \geq 45\%$

Fonte: KOFFLER & MORETTI (1991)

Em seguida, através do comando *Analysis* ⇒ *Database Query* ⇒ *Area*, foram feitos os cálculos areais para cada classe de declividade, tanto para a bacia como um todo, quanto para as sub-bacias integrantes: Passa Cinco, Ribeirão Claro, Ribeirão Cabeça, Corumbataí Superior, Corumbataí Inferior e Médio Corumbataí.

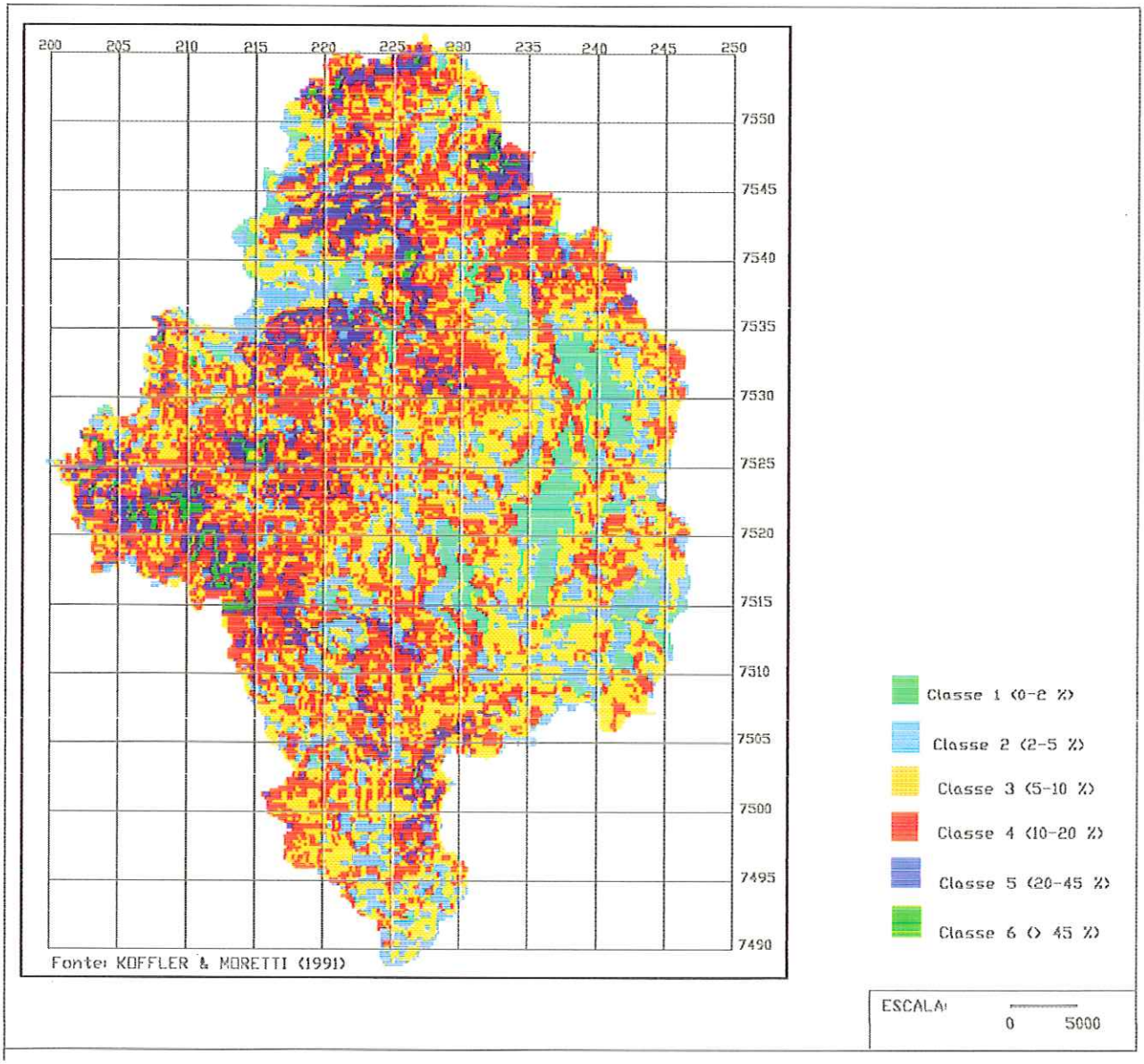


FIGURA 01: Classes de declividade presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí – SP.

4.2.2.1.2. Pedologia

Utilizando-se o mapa base de pedologia, os diferentes tipos de solos observados na Bacia do Rio Corumbataí foram agrupados em 05 categorias, através do comando *Reclass*.

Para a determinação destas categorias utilizou-se como base o trabalho de KOFFLER & MORETTI (1991), que fizeram um diagnóstico do uso agrícola das terras do município de Rio Claro-SP, considerando como fatores edáficos limitantes de atividades agrícolas, a disponibilidade de nutrientes, a toxicidade de alumínio, a profundidade efetiva, a suscetibilidade à erosão, a disponibilidade de água, a drenagem interna e os impedimentos à mecanização. Para o presente trabalho, apenas a disponibilidade de nutrientes foi considerada na delimitação das classes de solo.

Segundo ainda aqueles autores, a disponibilidade de nutrientes nos solos foi baseada na saturação em bases e na capacidade de troca de cátions, considerando simultaneamente a reserva de nutrientes do solo e sua capacidade de armazenamento de forma disponível para as plantas.

As classes definidas foram: solos de limitação nula, limitação ligeira, limitação moderada, limitação forte e limitação muito forte.

4.2.2.1.3. Uso, ocupação e cobertura vegetal

De acordo com a classificação original (Classificação por Máxima Verossimilhança – MaxiVer), foram definidas 11 unidades de paisagem na área em questão: cerrado, solo exposto, eucalipto, centro urbano, cultura anual, cultura perene, vegetação ciliar, vegetação de planalto, pasto, cana-de-açúcar e água (Figura 02).

Posteriormente, esta imagem foi reclassificada (*Analysis* ⇒ *Database Query* ⇒ *Reclass*), para que fossem destacados apenas os remanescentes florestais. Como remanescentes florestais foram enquadradas as categorias de vegetação ciliar e vegetação de planalto. Assim, a definição e análise dos padrões de distribuição espacial dos remanescentes na Bacia do Corumbataí foram feitas considerando aqueles com área igual ou superior a 1 ha.

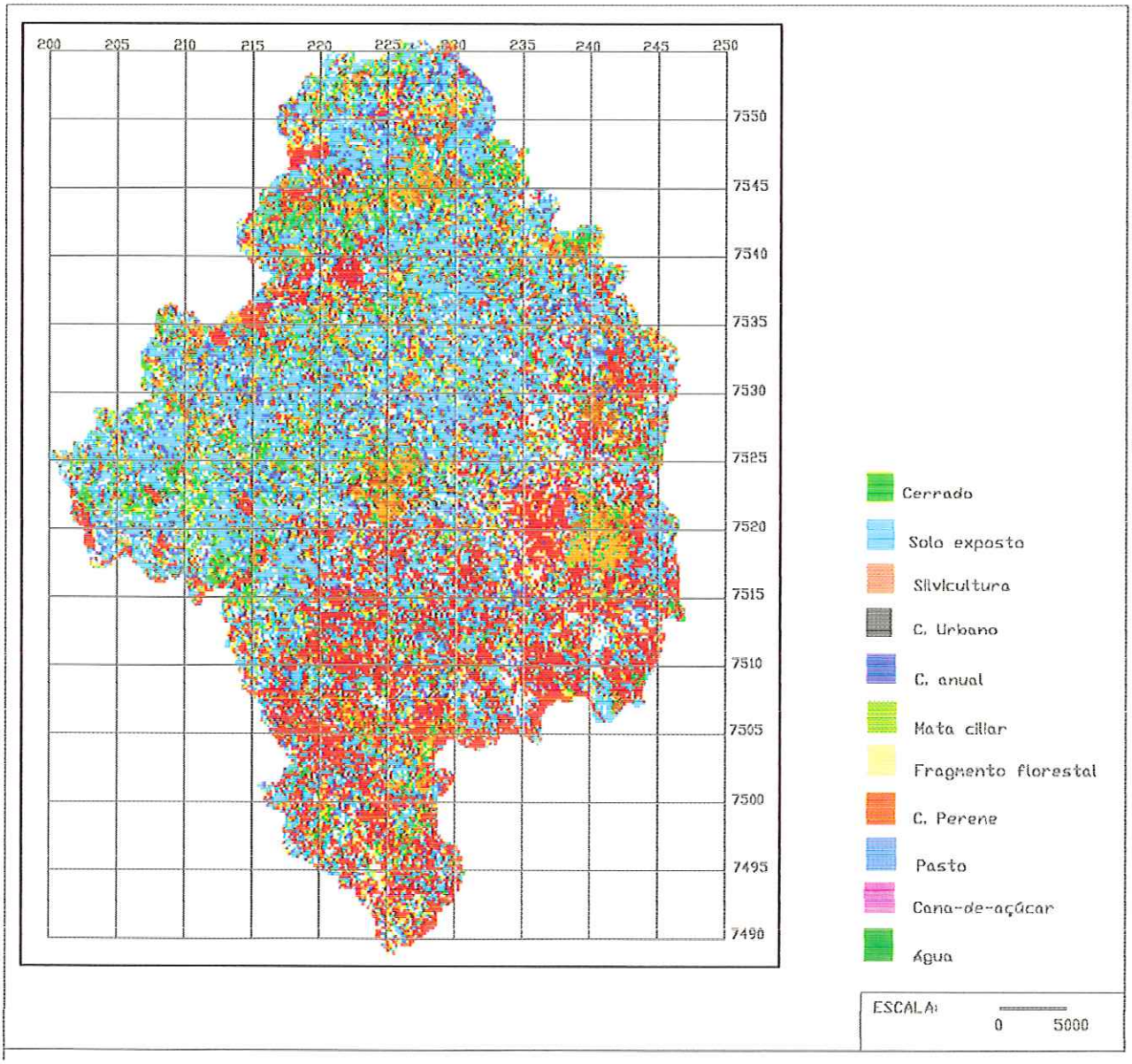


FIGURA 02: Principais usos do solo e cobertura vegetal presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí – SP, LANDSAT TM – 5 (1993).

4.2.2.1.4. Estruturação das análises

Após o término da etapa de preparação das informações básicas, passou-se para a fase de combinação dos mapas temáticos gerados: classes de declividade; categorias de solo, de acordo com as limitações nutricionais; uso e cobertura do solo (mais precisamente distribuição dos remanescentes florestais); limites da bacia e sub-bacias do Rio Corumbataí.

Considerando a problemática da pesquisa, de que a distribuição espacial dos remanescentes florestais tem relação direta com declividade e limitações nutricionais do solo, as análises foram conduzidas a partir da superposição dos mapas temáticos, através do comando Analysis ⇒ Database Query ⇒ Overlay (multiplicação).

Inicialmente, foi calculada a distribuição espacial dos remanescentes em toda a Bacia do Corumbataí, a partir da sobreposição dos mapas de remanescentes florestais e limites da bacia, produzindo-se os dados para análise I, ou seja a distribuição espacial dos remanescentes em relação à Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí.

Posteriormente, foram combinadas as classes de declividade com a distribuição espacial dos remanescentes florestais, gerando-se, desta forma, a análise II, distribuição espacial dos remanescentes em relação às classes de declividade.

Foram, então, combinados os mapas de limitações nutricionais do solo e distribuição espacial dos remanescentes florestais, produzindo-se a análise III, que considera a distribuição espacial dos remanescentes em relação às classes de limitações nutricionais do solo.

Para o cálculo dos padrões de distribuição espacial foram considerados a área, o percentual de cobertura e o número de remanescentes florestais em cada análise.

A relação entre o percentual de cobertura por remanescentes florestais com declividade e limitação nutricional do solo foi testada utilizando-se Análise de Variância – ANOVA.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí apresenta uma área de drenagem de aproximadamente 1704 km2 e 299,87 km de perímetro, estando dividida, neste trabalho, em seis sub-bacias, Corumbataí Superior, Ribeirão Claro, Corumbataí Médio, Corumbataí Inferior, Passa Cinco e Ribeirão Cabeça (Tabela 02; Figura 03).

TABELA 02: Área (km^2) e perímetro (km) das sub-bacias do Rio Corumbataí-SP.

Corumbataí Superior		Ribeirão Claro		Corumbataí Médio		Corumbataí Inferior		Passa Cinco		Ribeirão Cabeça	
Área (km^2)	Per. (km)	Área (km^2)	Per. (km)	Área (km^2)	Per. (km)	Área (km^2)	Per. (km)	Área (km^2)	Per. (km)	Área (km^2)	Per. (km)
329,1	120,7	294,7	127,9	293,9	143,9	285,1	113,5	273,2	132,3	228,7	113,6

O estudo do ordenamento espacial dos remanescentes florestais na Bacia do Corumbataí foi feito utilizando-se diferentes análises. Na análise 1, considerou-se apenas os limites geográficos da bacia; na análise 2, as classes de declividade; e na análise 3, as limitações nutricionais do solo. Em seguida, foram calculados os padrões de distribuição espacial dos remanescentes na Bacia do Corumbataí.

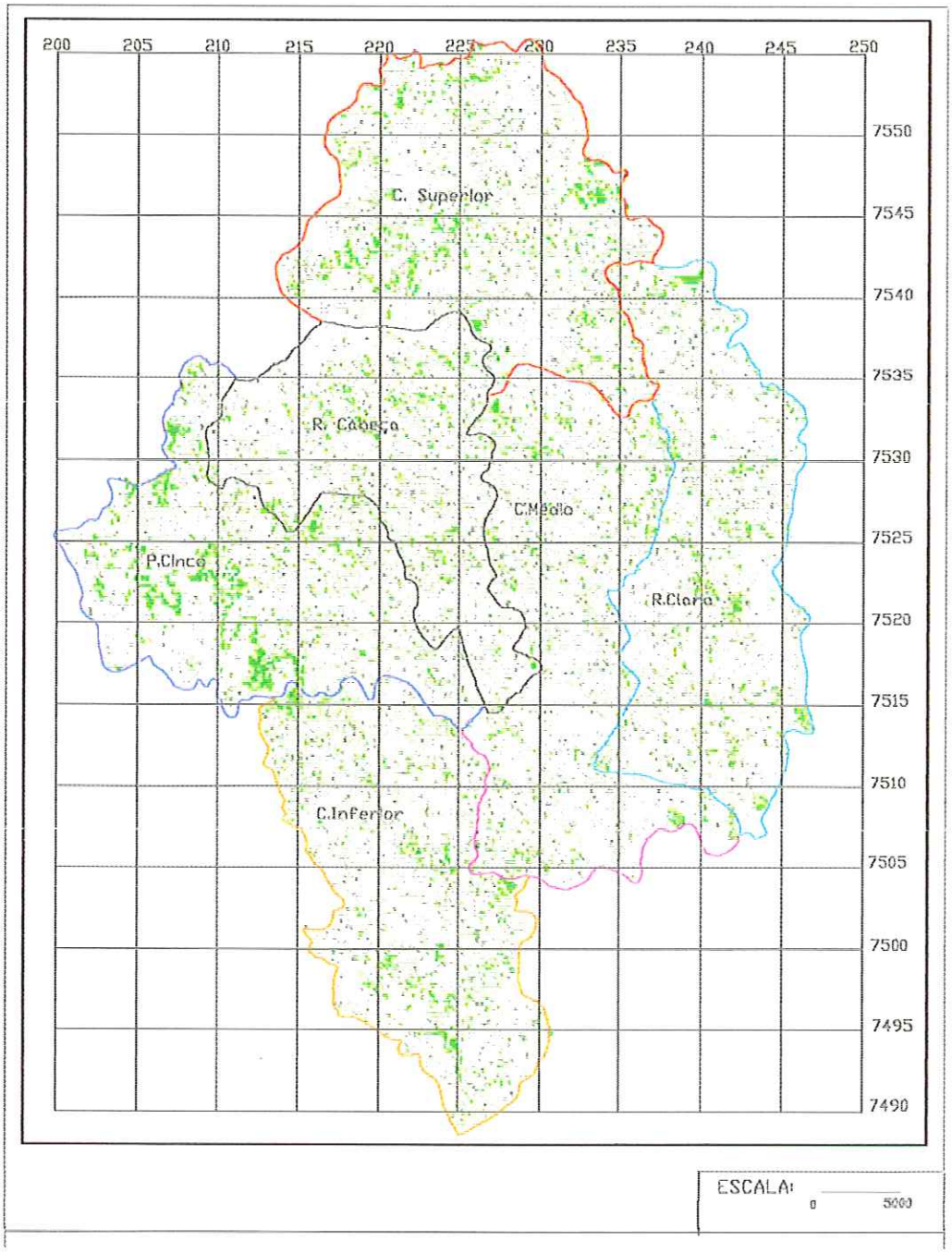


FIGURA 03: Remanescentes florestais presentes nas sub-bacias do Rio Corumbataí – SP.

As sub-bacias do Passa Cinco, Ribeirão Cabeça e Corumbataí Superior foram caracterizadas por apresentarem grandes extensões de terra ocupadas por pastagem, o segundo lugar em extensão areal foi ocupado pelas categorias de culturas perene/anual (Tabela 03).

No Corumbataí Médio e Ribeirão Claro, o principal uso do solo continuou sendo a pastagem, no entanto a utilização da terra para o plantio de cana passou a ocupar o segundo lugar na escala de usos predominantes na sub-bacia (Tabela 03).

A sub-bacia do Corumbataí Inferior foi a única a apresentar o cultivo de cana como uso predominante em sua área.

Em termos comparativos, o número, o percentual de cobertura e a área ocupada pelos remanescentes florestais nas quatro análises, pode ser visto na Tabela 04. Percebe-se que a sub-bacia com maior percentual de área ocupada por remanescentes foi a do Passa Cinco. No entanto, deve-se considerar que as diferenças observadas nos cenários, deve-se, neste caso, ao fato de que o número de fragmentos está dependendo da distribuição espacial dos mesmos e também da complexidade das classes de limitações nutricionais e declividade do solo.

TABELA 03: Principais usos do solo (ha), nas sub-bacias do Rio Corumbataí-SP.

Usos do solo	Sub-bacias											
	Passa Cinco		Ribeirão Cabeça		Ribeirão Claro		Corumbataí Médio		Corumbataí Superior		Corumbataí Inferior	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Cerrado	1392,84	5,10	1105,11	4,83	746,46	2,53	458.73	1,56	2558,88	7,78	492,75	1,73
Solo exposto	2242,62	8,21	1531,08	6,69	2386,53	8,10	2637,90	8,97	2207,16	6,71	2105,19	7,38
Eucalipto	1325,88	4,85	1633,41	7,14	1833,93	6,22	662,58	2,25	2298,69	6,99	738,72	2,59
C. Urbano	980,91	3,59	950,31	4,15	2395,89	8,13	1791,45	6,09	1589,22	4,83	1696,41	5,95
Cultura Anual	1821,06	6,67	1702,35	7,44	1464,57	4,97	1997,91	6,80	2619,00	7,96	860,58	3,02
Remanescentes Florestais	2444,22	8,95	1034,10	4,52	1252,17	4,25	1180,35	4,02	2010,78	6,11	1543,59	5,41
Cultura Perene	2883,15	10,55	3131,82	13,69	325773	11,06	2550,69	8,68	4513,32	13,72	2281,32	8,00
Pastagem	12186,63	44,61	9743,76	42,60	8830,98	29,97	12431,25	42,29	13264,38	40,31	8611,24	30,20
Cana-de-açúcar	2041,02	7,47	2025,63	8,86	7262,46	24,65	5686,47	19,34	1839,96	5,59	10178,50	35,70
Água	2,61	0,01	15,21	0,07	37,08	0,13	0,09		5,85	0,02	2,61	0,01
TOTAL	27320,94	100,00	22872,78	100,00	29467,80	100,00	29397,42	100,00	32907,24	100,00	28510,92	100,00

TABELA 04: Número (N°) e área ocupada (ha e %) por remanescentes florestais nas sub-bacias do Rio Corumbataí-SP, em cada análise.

Sub-bacias	Análise I			Análise II			Análise III		
	N°	Área		N°	Área		N°	Área	
		ha	%		ha	%		ha	%
Passa Cinco	413	2444,22	8,95	597	2220,75	8,13	479	2380,68	8,71
Ribeirão Cabeça	347	1034,10	4,52	385	880,92	3,85	359	971,10	4,25
Ribeirão Claro	379	1252,17	4,25	334	1065,87	3,62	385	1136,34	3,86
Corumbataí Médio	434	1180,35	4,01	441	990,90	3,37	430	1142,46	3,89
Corumbataí Superior	523	2010,78	6,11	593	1764,81	5,36	502	1779,75	5,41
Corumbataí Inferior	476	1543,59	5,41	505	1325,16	4,65	476	1397,61	4,90
TOTAL	**2572**	**9465,21**	**33,25**	**2855**	**8248,41**	**28,98**	**2631**	**8807,94**	**31,02**

5.1 Remanescentes florestais e Bacia do Rio Corumbataí-SP

No primeiro momento foi analisada a distribuição dos remanescentes florestais em toda a Bacia do Corumbataí, sem considerar a influência da declividade e das limitações nutricionais do solo, sendo encontrados 2572 remanescentes florestais com área igual ou superior a 1 ha. Destes, 86,62% possuem área inferior a 5 ha, enquanto os 13,38% restantes encontram-se distribuídos pelas demais classes de tamanho.

Na Bacia do Corumbataí, a maioria dos remanescentes apresenta área inferior a 10 ha, além de encontrarem-se isolados, por extensas áreas ocupadas por atividades agrícolas, de baixa porosidade (FORMAN & GODRON, 1986; VIANA *et al.,* 1992). Em estudos realizados na Região Amazônica, fragmentos florestais inferiores a 10 ha foram totalmente afetados pelo efeito de borda (LOVEJOY *et al.,*1996), embora estes fragmentos estejam circundados por extensas florestas naturais, o que não é o caso da Bacia do Corumbataí.

O percentual recoberto por remanescentes florestais nas sub-bacias do Corumbataí variou de aproximadamente 4% a 9%, sendo o Passa Cinco e Corumbataí Médio as sub-bacias com maiores e menores percentuais, respectivamente (Tabela 04).

Com relação às classes de tamanho, os remanescentes com área inferior a 5 ha representam de 40 a 60% das áreas florestadas, exceto, na sub-bacia do Passa cinco, onde o maior percentual ocorreu na classe de remanescentes com área igual ou superior a 40 ha (Figuras 04 e 05).

Considerando-se o número de remanescentes florestais presentes, também percebe-se grande número com área inferior a 5 ha e, de forma inversa, um número reduzido de remanescentes com área superior a 20 ha (Tabela 05).

A ocorrência de grande quantidade de pequenos remanescentes florestais é comum em paisagens de Floresta Atlântica (VIANA,1990; SÉ, 1992; RODRIGUES, 1993; LIMA, 1997; OLIVEIRA, 1997). O principal problema deste padrão é que quanto mais área florestada estiver contida em pequenos fragmentos, mais intensamente estariam sujeitos ao efeito de borda (RODRIGUES, 1993).

Embora de tamanho reduzido, remanescentes florestais estudados da região de Piracicaba (SP), apresentam elevada diversidade de espécies arbóreas, mostrando que mesmo pequenas áreas podem sustentar uma certa riqueza de espécies arbóreas (MARTINS, 1979; CAVASSAN, 1983; PAGANO , 1987; CATHARINO, 1989; TABANEZ *et al., 1997;* WADT, 1998; METZGER *et al.,* 1998). Mesmo assim, estes remanescentes podem tornar-se muito degradados em relação à estrutura original, pois aqueles isolados há muito tempo são compostos por ecounidades que indicam diferentes estados de conservação. Entenda-se por ecounidades, trechos de floresta com características específicas, como tamanho e densidade de árvores, cobertura por cipós e bambus, diversidade de espécies arbóreas etc., ou seja, a menor unidade fisionômica/sucessional da floresta (TABANEZ *et al.*,1997).

TABELA 05: Número (Nº) e área ocupada (ha e %) por classes de tamanho dos remanescentes florestais nas sub-bacias do Rio Corumbataí - SP.

Classes de tamanho	Sub-bacias																	
	Ribeirão Cabeça			Ribeirão Claro			Passa Cinco			Corumbataí Superior			Corumbataí Inferior			Corumbataí Médio		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0-5 ha	302	556.38	53,80	330	623,97	49,83	339	658,62	26,95	443	829,26	41,24	420	799,58	51,73	394	763,11	64,65
5-10 ha	32	211,23	20,43	31	210,33	16,80	28	189,00	7,73	42	298,17	14,83	31	218,34	14,13	27	184,77	15,65
10-20 ha	6	78,57	7,60	12	161,19	12,87	21	292,5	11,97	20	279,63	13,91	17	245,07	15,86	10	138,87	11,77
20-40 ha	7	187,92	18,17	4	98,46	7,86	12	331,47	13,56	14	397,98	19,79	6	182,25	11,79	2	51,39	4,35
>40 ha				2	158,22	12,64	13	972,63	39,79	4	205,74	10,23	2	100,35	6,49	1	42,21	3,58
TOTAL	347	1034,10	100	379	1252,17	100	413	2442,22	100	523	2010,78	100	476	1543,59	100	434	1180,35	100

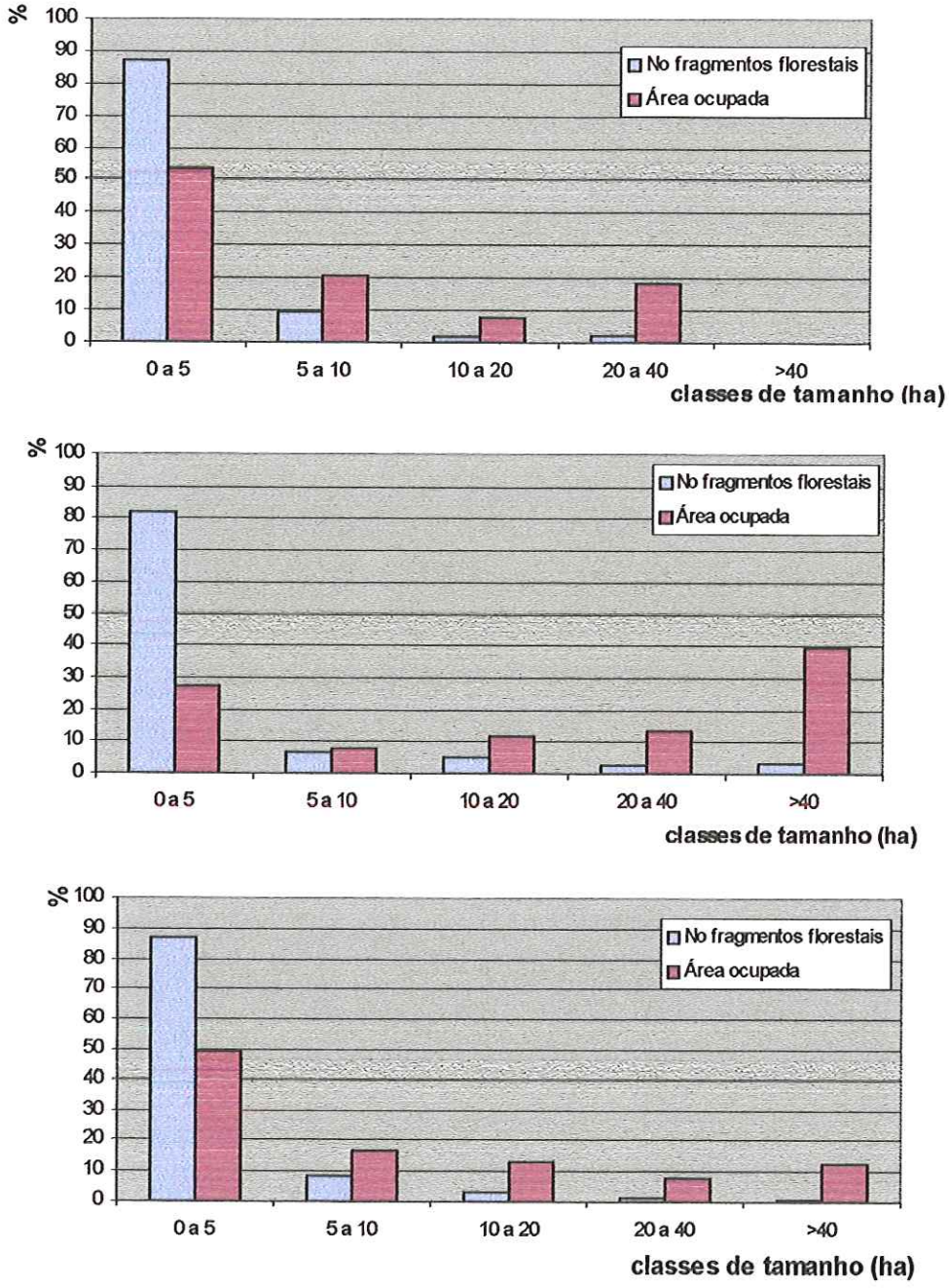


FIGURA 04: Área e número de remanescentes florestais, em função das classes de tamanho. A – Ribeirão Cabeça; B – Passa Cinco; C – Ribeirão Claro.

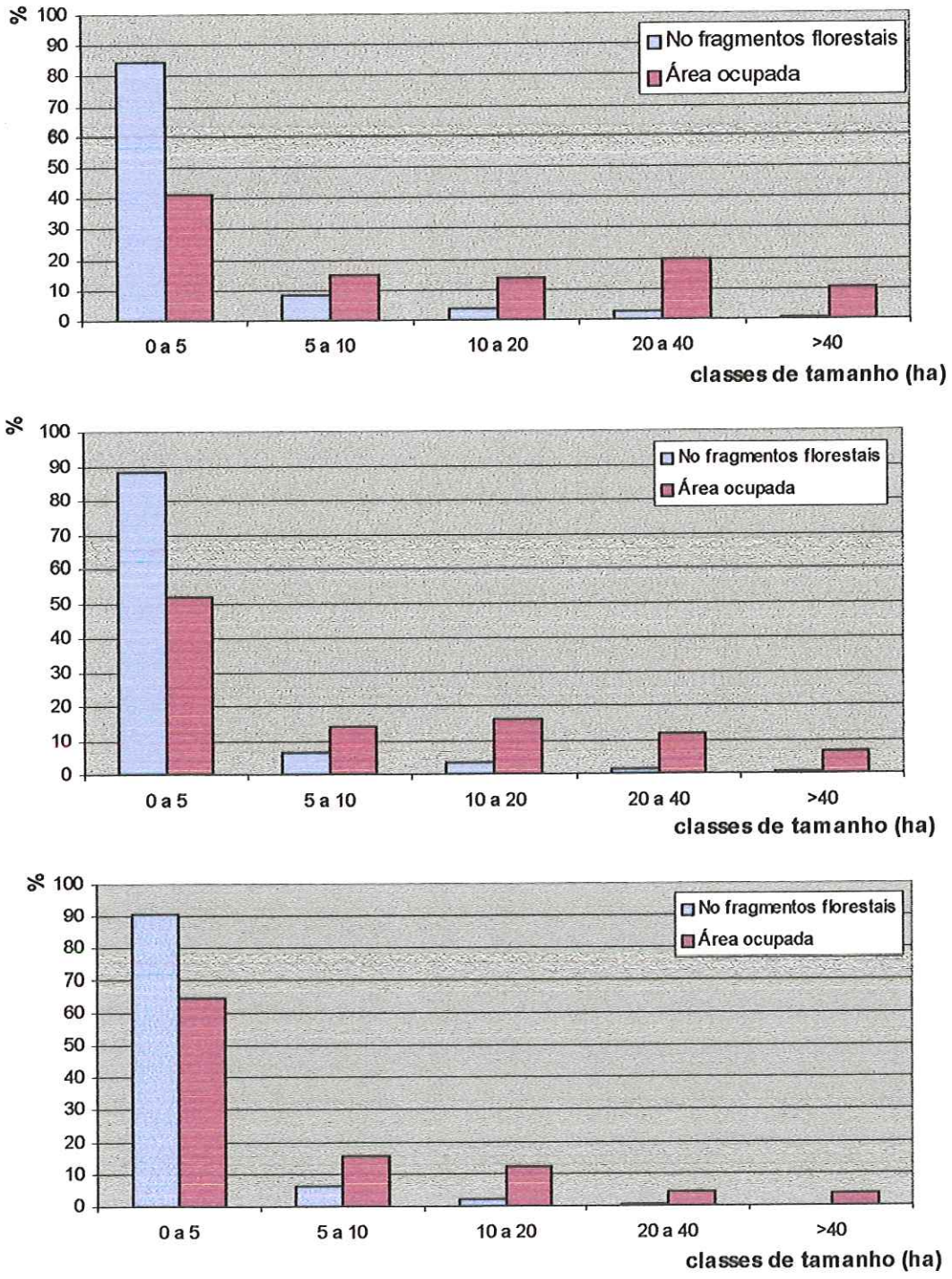


FIGURA 05: Área e número de remanescentes florestais, em função das classes de tamanho: D – Corumbataí Superior; E – Corumbataí Inferior; F – Corumbataí Médio.

Os efeitos do tamanho da área foram observados principalmente em espécies do interior e da borda do fragmento florestal, mas não foi tão claro para espécies generalistas. (BENDER *et al.*, 1998).

As relações entre o tamanho do remanescente e a densidade de uma população, são muito mais complexas do que apenas os efeitos da área em si, pois devem ser consideradas outras variáveis, como a estratégia de migração, proximidade de outros fragmentos, o taxa do animal, a permeabilidade da matriz etc. (BENDER *et al.*, 1998).

Apesar de serem considerados fonte de propágulos de animais e plantas, talvez a longo prazo alguns fragmentos deixem de existir, se não for feito um manejo conservacionista (VIANA & TABANEZ,1996; TABANEZ *et al.*, 1997).

Não só a área do remanescente tem importância na sua sustentabilidade, mas também sua forma, as intervenções antrópicas e as atividades desenvolvidas no seu entorno são fatores fundamentais na sua dinâmica.

A Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí tem características basicamente agrícolas, uma vez que a matriz encontrada em todas as sub-bacias foi de cana-de-açúcar ou pastagem e, o manejo empregado nestas atividades normalmente utiliza o fogo para "limpeza". De acordo com informações de moradores locais, neste período ocorre a morte de alguns animais, além de haver risco de entrada do fogo nos fragmentos, o que torna mais grave sua manutenção a longo prazo.

Dentro de uma paisagem, os comportamentos dos organismos serão influenciados pela heterogeneidade ou padrão espacial do mosaico e a escala na qual o padrão de paisagem é percebido (KOTLIAR & WIENS, 1990; WITH, 1994).

Segundo METZGER *et al.* (1997), o arranjo espacial dos remanescentes florestais e a complexidade da matriz podem ser mais importantes do que a área e o isolamento do remanescente no controle de sobrevivência de algumas espécies arbóreas estudadas.

Em situações nas quais a perda de *habitat* e a fragmentação criam um grande número de pequenos fragmentos a partir de um sistema contínuo, as espécies do interior deverão sofrer um declínio em sua população, pois estarão atuando em conjunto os efeitos do tamanho do fragmento e da perda de *habitat*. Este padrão continuará com o declínio do tamanho do fragmento, até que todo o fragmento seja constituído por *habitats* com características de borda (BENDER *et al.*, 1998).

O declínio da população de espécies de interior e o aumento na população de espécies de borda, está intimamente relacionado com fragmentação. No entanto, estes efeitos serão muito afetados pelo padrão da perda de *habitats*, ou seja, se forem removidos da paisagem preferencialmente fragmentos pequenos, os efeitos serão maiores nas espécies de borda do que nas do interior e vice-versa (BENDER *et al.*, 1998).

Estudos comprovam que a predação de ninhos foi significativamente maior em paisagem fragmentadas do que em não fragmentadas e foi significativamente maior em *habitats* de borda do que em *habitat core* (DONAVAN *et al.*, 1997). Parasitismo e predação afetam diretamente a viabilidade de populações locais de espécies que nidificam em áreas florestais (ROBINSON, 1992; DONAVAN *et al.*, 1995).

Na região amazônica a taxa de perda de biomassa foi significativamente relacionada com a distância a partir da borda do fragmento (LAURANCE *et al.*, 1997).

De acordo com o exposto anteriormente, o tamanho do fragmento é um importante fator nas estratégias de conservação de ambientes naturais. Alguns autores defendem a necessidade de preservação das maiores áreas possíveis (JANZEN, 1983; WILLIS, 1984; LOVEJOY *et al.*, 1986), enquanto outros acreditam que ocorra conservação destes ambientes em pequenos fragmentos (SIMBERLOFF, 1982; JARVINEN, 1982). Estas discussões são de fundamental importância, mas no caso da floresta mesófila semidecídua do interior paulista, não existe mais escolha, pois os fragmentos existentes apresentam em sua maioria reduzido tamanho.

Logo, o papel dos mesmos como detentores de boa parte da biodiversidade da Mata Atlântica está seriamente comprometido, uma vez que não são auto-sustentáveis, estão isolados e rodeados por atividades que dificultam o fluxo genético de animais e plantas. Assim, o que deve ser discutido são as estratégias de intervenções conservacionistas nestes remanescentes, tanto em nível de paisagem quanto no próprio fragmento (VIANA, 1990).

Nas próximas análises, serão discutidas as relações entre percentual de cobertura, classes de tamanho dos remanescentes florestais com declividade e limitação nutricional do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí.

5.2. Classes de declividade e distribuição dos remanescentes florestais

A segunda abordagem trata das relações existentes entre as classes de declividade (classes 1, 2, 3, 4, 5 e 6) e a distribuição dos fragmentos florestais na Bacia do Corumbataí. Uma das premissas levantadas é que áreas com declividade mais acentuada apresentam maior percentual de cobertura por remanescentes florestais, uma vez que, nestas áreas, a exploração agrícola com a utilização de máquinas pesadas pode ser limitada.

Em todas as sub-bacias do Rio Corumbataí ocorre predomínio de áreas com declividade superior a 5% (Figura 05), as quais, dependendo do uso e do tipo de solo, necessitam de práticas conservacionistas quando forem utilizadas para práticas agrícolas, uma vez que podem sofrer problemas de erosão hídrica (KOFFLER & MORETTI, 1991).

Dentre as sub-bacias, a do Ribeirão Claro apresenta a maior superfície plana (classe 1), além de não ter tido em toda sua extensão declividade acima de 45%; a classe 5 (20% a 45%) de declividade, dentre todas as sub-bacias, apresenta nesta sub-bacia, a menor extensão (Figura 06).

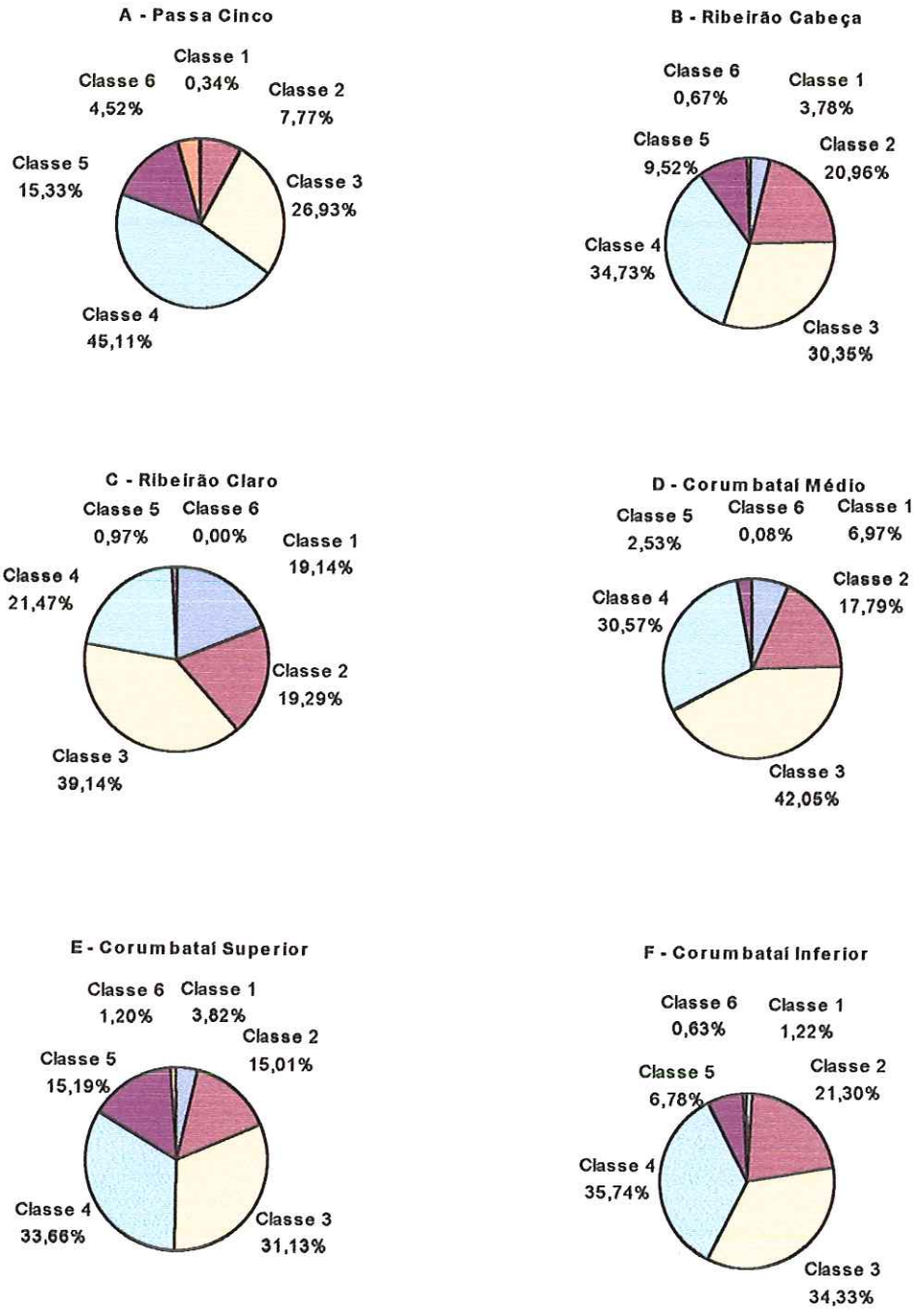


FIGURA 06: Distribuição percentual das classes de declividade por sub-bacias do Rio Corumbataí- SP. Classe 1 (0-2%), classe 2 (2-5%), classe 3 (5-10%), classe 4 (10-20%), classe 5 (20—45%) e classe 6 (≥ 45%).

Nesta análise foram encontrados 2855 remanescentes florestais, dos quais, o maior número foi encontrado na sub-bacia do Passa Cinco e Corumbataí Superior.

Em todas as sub-bacias analisadas os maiores percentuais de cobertura por remanescentes florestais foram encontrados nas classes 3 a 5 de declividade, ou seja, nas áreas com declividades entre 5% e 45% (Figuras 07 e 08).

Sendo que, nas sub-bacias do Ribeirão Cabeça, Corumbataí Médio e Corumbataí Inferior mais de 60% do percentual de cobertura por remanescentes foi encontrado nas classes 3 e 4 de declividade, enquanto que na sub-bacia do Ribeirão Claro, nestas mesmas classes, foram observados aproximadamente 90% de todos os remanescentes florestais (Figuras 07 e 08).

Na sub-bacia do Passa Cinco, aproximadamente 60% da cobertura florestal esteve nas classes de 4 e 5 de declividade e, algo em torno de 80% nas classes de declividade 3, 4 e 5 (Figura 07).

Com relação ao número de remanescentes encontrados nesta análise, deve-se destacar que não reflete a realidade, pois foram introduzidas categorias de declividade, o que causou sub-divisões dentro das sub-bacias, induzindo prováveis fragmentações de alguns remanescentes.

Dos 597 remanescentes florestais presentes na sub-bacia do Passa Cinco, 481 apresentaram área entre 1 ha e 5 ha; 78 variaram de 5 ha a 10 ha; 25 fragmentos florestais tiveram área entre 10 ha a 20 ha; 11 de 20 ha a 40 ha; e apenas 2 foram maiores que 40 ha (Tabela 06A).

Em termos gerais, observou-se maior número de remanescentes nas áreas colinosas, muito ou fortemente inclinadas (classes 4 e 5).

Na sub-bacia do Ribeirão Cabeça foram encontrados 385 remanescentes, dos quais 355 (92,21%) apresentaram área inferior a 5 ha, enquanto, que 24 (6,23%) tiveram área entre 5 ha e 10 ha e apenas 6 (1,56%) possuíram extensão areal entre 10 ha e 20 ha (Tabela 06B).

TABELA 06: Número (Nº) e área ocupada (ha e %) por classes de tamanho dos remanescentes florestais observados nas diferentes classes de declividade das sub-bacias do Passa Cinco (A) e Ribeirão Cabeça (B).

A

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade																	
	1			2			3			4			5			6		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	01	1	0,04	22	36,63	1,64	97	159,66	7,15	217	403,62	18,06	106	249,10	11,15	38	89,3	3,99
5 – 10				03	18,45	0,82	05	38,16	1,71	22	151,80	6,79	27	194,13	8,62	21	161,07	7,21
10 –20				02	30,42	1,36	03	39,06	1,75	3	39,51	1,77	10	136,30	6,09	07	98,91	4,43
20 – 40							02	56,6	2,53				06	162,36	7,27	03	78,75	3,53
>40													01	41,13	1,84	01	50,22	2,25
TOTAL	**01**	**1**	**0,04**	**27**	**85,5**	**3,82**	**107**	**293,48**	**13,14**	**242**	**594,93**	**26,62**	**150**	**783,02**	**34,97**	**70**	**478,25**	**21,41**

B

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade																	
	1			2			3			4			5			6		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	05	9,65	1,07	40	62,88	6,99	88	161,92	18,02	143	264,55	29,44	73	140,89	15,68	06	15,12	1,68
5 – 10							05	34,45	3,83	09	57,33	6,38	06	44,28	4,93	04	23,48	2,61
10 –20	01	19,17	2,13							02	29,88	3,32	02	24,12	2,68	01	11,16	1,24
20 – 40																		
>40																		
TOTAL	06	28,82	**3,2**	40	62,88	**6,99**	93	196,37	**14,85**	154	351,76	**39,14**	81	209,29	**23,29**	11	49,76	**5,53**

O maior número de remanescentes foi encontrado nas áreas de declividade 4 (143 fragmentos); 3 (88); e 5 (73); a classe 1, de menor declividade, teve apenas 6 remanescentes florestais (Figura 07; Tabela 06B).

Os remanescentes inferiores a 5 ha foram encontrados em todas as classes de declividade, já os da classe II (5-10 ha) estiveram presentes apenas nas áreas com declividade superior a 5 %, e os poucos remanescentes florestais com área entre 10 ha e 20 ha, predominaram em terrenos com declividade superior a 10%, exceção feita a apenas um remanescente, que foi encontrado em terrenos da categoria 1 (<2%) (Figura 07; Tabela 06B).

Em termos de número total de remanescentes na Bacia do Corumbataí, nesta análise, a sub-bacia do Corumbataí Médio foi a quarta colocada com 15,45% dos fragmentos. Dos 441 remanescentes presentes, 415 tiveram tamanho de até 5 ha, 20 pertenciam à classe II (5 ha a 10 ha), 4 à classe III (10 ha a 20 ha) e 2 à classe IV (20 ha a 40 ha), não sendo encontrado nenhum remanescente com área superior a 40 ha (Tabela 07A).

Seguindo o mesmo padrão observado para as outras sub-bacias, a maioria dos remanescentes estava localizada nas classes de declividade 3 (34,24%) e 4 (37,87%), estando a classe 6 com apenas 0,23% dos fragmentos presentes (Tabela 07A).

Remanescentes florestais com área superior a 10 ha não foram encontrados nas áreas com declividade superior a 20%, enquanto que fragmentos menores que 10 ha estiveram presentes em quase todas as classes de declividade, exceto para a classe 6, onde foi encontrado apenas um remanescente menor que 5 ha .

Assim como nas outras sub-bacias, os remanescentes inferiores a 5 ha (87,01%) foram predominantes na sub-bacia do Corumbataí Superior (Tabela 07B).

Remanescentes florestais com tamanho variando de 1 ha a 20 ha foram encontrados em quase todas as classes do Corumbataí Superior, exceção feita aos remanescentes da classe de tamanho II (5-10 ha) que não

TABELA 07: Número (Nº) e área ocupada (ha e %) por classes de tamanho dos remanescentes florestais observados nas diferentes classes de declividade das sub-bacias do Corumbataí Médio (A) e Corumbataí Superior (B).

A

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade																	
	1			2			3			4			5			6		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	29	52,20	5,28	60	109,20	11,04	144	240,48	24,33	161	301,07	30,46	20	47,80	4,83	01	3,51	0,35
5 – 10	02	13,50	1,36	03	23,22	2,35	05	32,20	3,26	04	21,80	2,20	06	43,32	4,38			
10 –20	02	21,96	2,22				01	11,43	1,16	01	10,17	1,03						
20 – 40							01	31,50	3,19	01	25,29	2,56						
>40																		
TOTAL	33	87,66	**8,86**	63	**132,42**	**13,39**	151	**315,61**	**31,94**	167	**358,33**	**36,25**	26	**91,12**	**9,21**	01	**3,51**	**0,35**

B

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade																	
	1			2			3			4			5			6		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	14	25,20	1,43	49	99,47	5,55	137	267,15	15,69	189	347,76	19,66	118	239,54	13,51	09	18,45	1,05
5 – 10	01	5,58	0,32	09	60,12	3,42	13	98,93	5,52	12	80,76	4,59	18	115,02	6,44			
10 –20	01	11,43	0,65	01	13,05	0,74	01	12,60	0,72	05	66,40	3,77	07	94,43	5,37	01	11,16	0,63
20 – 40										03	65,16	3,70	05	127,45	7,24			
>40																		
TOTAL	16	42,21	**2,4**	59	**172,64**	**9,71**	151	**378,68**	**21,93**	209	**560,08**	**31,72**	148	**576,44**	**32,56**	10	**29,61**	**1,68**

foram representados na classe de declividade acima de 45%. Os maiores remanescentes (20 ha a 40 ha) encontrados estavam nas classes de declividade 4 e 5 (Figura 08; Tabela 07B).

Dos 505 remanescentes presentes no Corumbataí Inferior, como pode ser visto na Tabela 10, 204 estavam em áreas com declividades que variaram de 10% a 20% (classe 4), 142 nas áreas com 5% a 10% (classe 3) de variação de declividade. Os restantes dos remanescentes encontram-se distribuídos nas classes 5 (73 remanescentes), 2 (71), 6 (13) e 1 (2) (Figura 08; Tabela 08A).

Os remanescentes pertencentes à classe IV (20 – 40 ha) de tamanho, os maiores do Corumbataí Inferior, estavam situados nas classes de declividade 3 e 4.

Assim como no Passa Cinco, no Corumbataí Inferior, a classe de declividade mais suave (classe 1), apresentou apenas remanescentes menores que 5 ha, refletindo a influência da declividade no tamanho dos remanescentes florestais.

No Ribeirão Claro foram amostrados 334 remanescentes, sendo considerada a sub-bacia com menor número de remanescentes florestais. Assim como nas outras sub-bacias, ocorre predomínio de fragmentos inferiores a 5 ha (Tabela 08B).

Mesmo não sendo os dados reais, o número de remanescentes encontrados teve o mesmo padrão de distribuição, considerando-se as classes de tamanho, encontrado na primeira análise, ou seja, grande número de remanescentes inferiores a 10 ha.

EESC-USP Biblioteca CAMPUS DE S. CARLOS

TABELA 08: Número (Nº) e área ocupada (ha e %) por classes de tamanho dos remanescentes florestais observados nas diferentes classes de declividade das sub-bacias do Corumbataí Inferior (A) e Ribeirão Claro (B).

A

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade																	
	1			2			3			4			5			6		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	02	4,14	0,32	64	113,92	8,69	130	243,10	18,52	185	327,45	24,96	67	127,30	9,71	09	21,78	1,66
5 – 10				05	33,40	2,55	09	59,13	4,51	15	105,30	8,03	03	21,33	1,63	02	17,82	1,36
10 –20				02	24,43	1,85	01	12,87	0,98	03	39,78	3,03	03	40,50	3,09	02	31,86	2,43
20 – 40							02	67,50	5,15	01	20,07	1,53						
>40																		
TOTAL	02	4,14	**0,32**	71	**171,62**	**13,09**	142	**382,60**	**29,16**	204	**492,60**	**37,55**	73	**189,13**	**14,43**	13	**71,46**	**5,45**

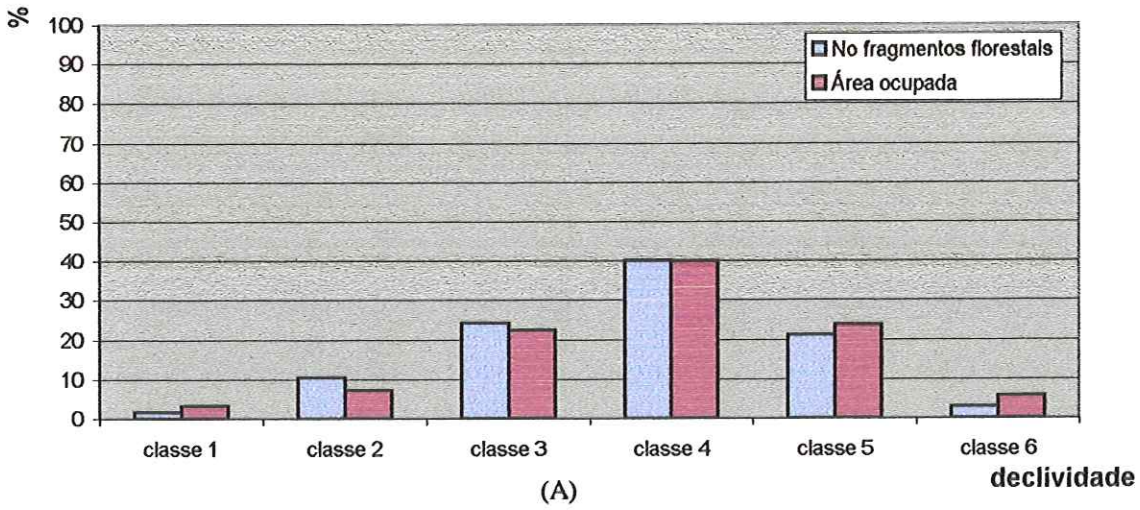
B

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade																	
	1			2			3			4			5			6		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	48	96,48	10,22	59	114,46	12,13	86	157,38	16,67	95	182,40	19,32	06	8,04	0,85			
5 – 10	09	64,80	6,87	07	52,36	5,55	06	34,74	3,68	09	60,03	6,36	01	5,67	0,60			
10 –20	02	22,14	2,35	01	10,62	1,12	02	31,86	3,38	01	12,06	1,28						
20 – 40										01	20,16	2,14						
>40										01	70,56	7,48						
TOTAL	59	183,42	**19,44**	67	**177,44**	**18,80**	94	**223,98**	**33,83**	107	**345,21**	**56,93**	07	**13,71**	**1,45**			

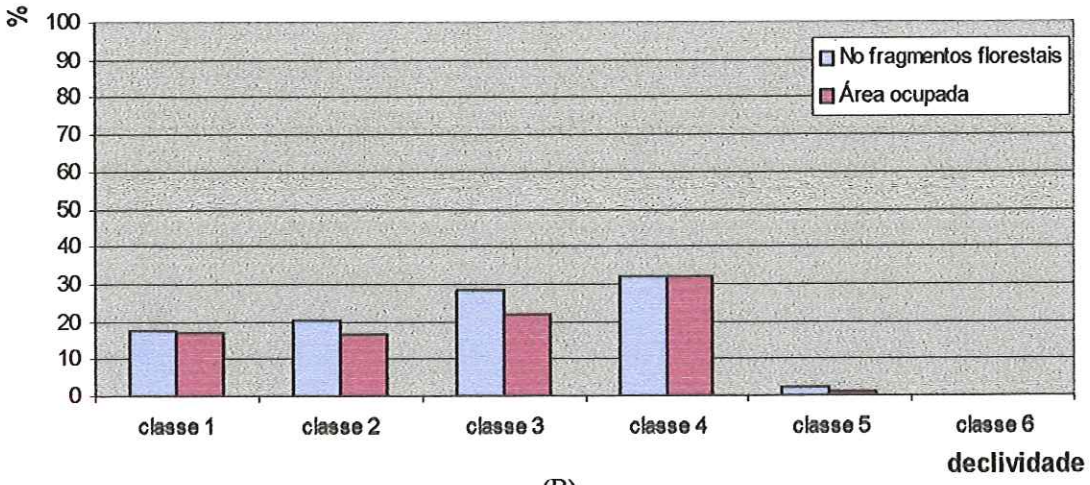
De acordo com os dados apresentados e os cálculos de Análise de Variância (ANOVA) foi demonstrado que a relação entre percentual de cobertura florestal e classes de declividade foi o significativa. Deste modo, a hipótese de que o percentual de áreas com remanescentes florestais está relacionado com a declividade foi confirmada.

Tabela 09: Resultados da Análise Variância, considerando-se o percentual de cobertura por remanescentes florestais e declividade na Bacia do Corumbataí-SP.

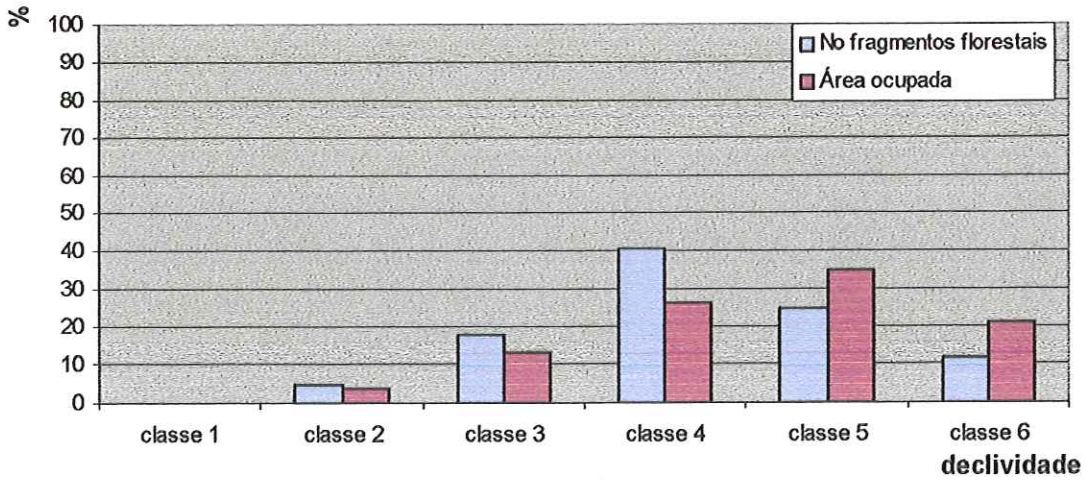
F.V.	GL	SQ	QM	F	P
TRATAMENTOS	5	3899,842	779,968	11,97	0,0000
ERRO	30	1953,271	65,109		



(A)

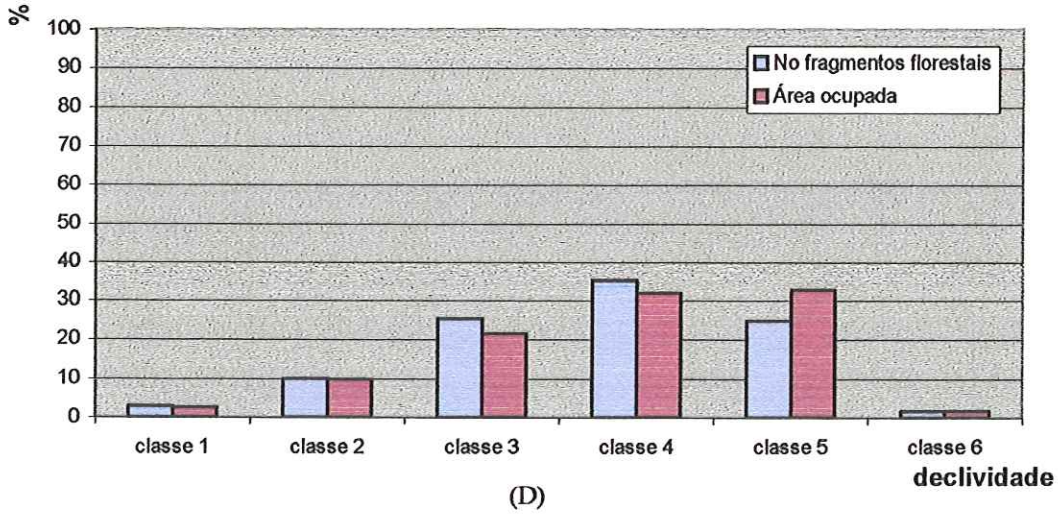


(B)

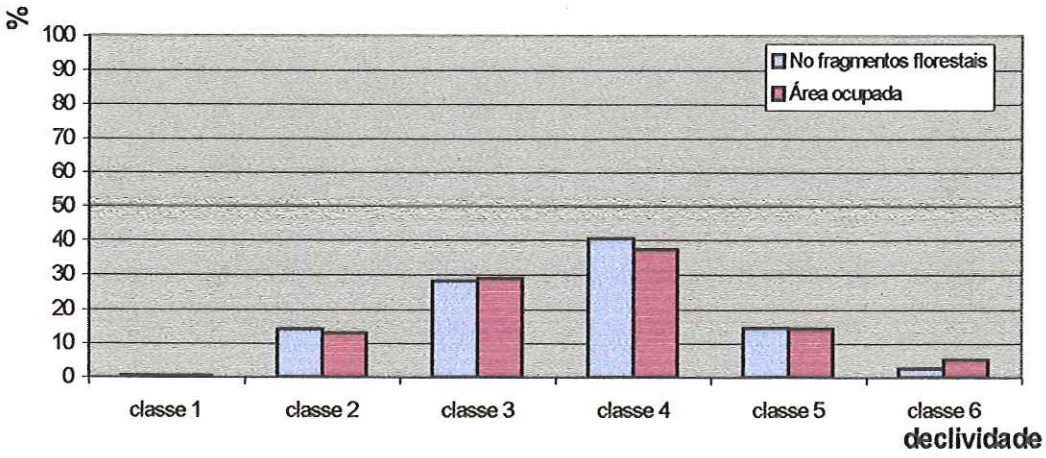


(C)

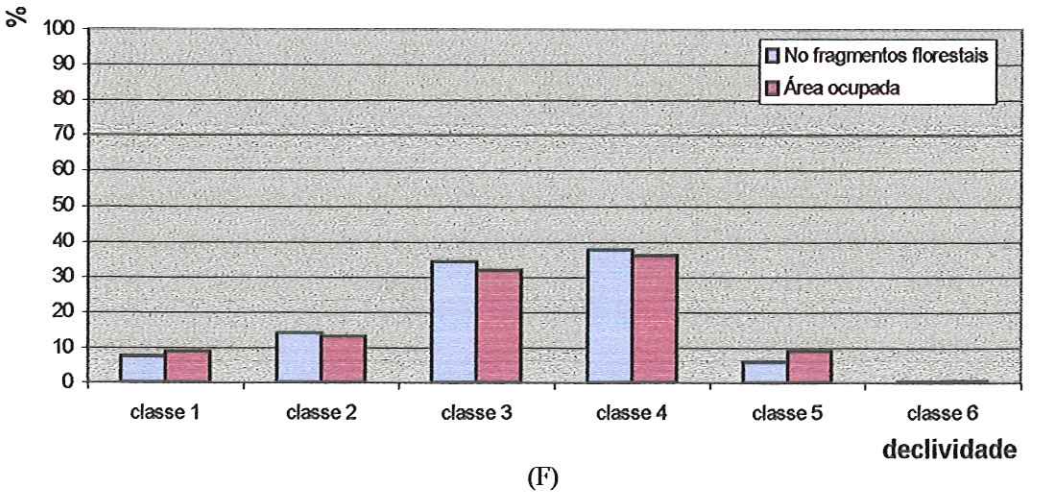
FIGURA 07: Área e número de remanescentes florestais, em função das classes de declividade. A – Ribeirão Cabeça; B – Ribeirão Claro; C – Passa Cinco.



(D)



(E)



(F)

FIGURA 08: Área e número de fragmentos florestais, em função das classes de declividade. D – Corumbataí Superior; E – Corumbataí Inferior; F – Corumbataí Médio.

5.3 Limitações nutricionais do solo e distribuição dos remanescentes florestais

Nas sub-bacias do Corumbataí Inferior, Ribeirão Claro e Corumbataí Médio, ocorreu predomínio de solos com limitações nutricionais variando de nula a moderada. No entanto, mais de 50 % das terras do Passa Cinco, Ribeirão Cabeça e Corumbataí Superior apresentaram limitação forte ou muito forte (Figura 09).

A relação entre classes de declividade e percentual de cobertura não foi clara. Nas sub-bacias do Ribeirão Claro, Corumbataí Médio e Corumbataí Inferior os maiores percentuais de cobertura florestal ocorreram nas áreas de limitação nutricional moderada, enquanto que no Corumbataí Superior e no Passa Cinco, os maiores percentuais foram observados nas áreas de ligeira limitação e, na sub-bacias do Ribeirão Cabeça nas áreas de forte limitação nutricional.

Em termos gerais, na Bacia do Corumbataí, das cinco classes de limitação nutricional do solo, quatro apresentaram os maiores percentuais área coberta por remanescentes florestais, ligeira, moderada, forte e muito forte. No entanto, ao serem analisadas separadamente as sub-bacias, observa-se que os maiores percentuais de cobertura florestal variaram de sub-bacia para sub-bacia.

Analisando-se quantitativamente, dos 2631 remanescentes florestais encontrados nesta análise, 502 o foram no Corumbataí Superior, 479 no Passa Cinco e 476 no Corumbataí Inferior.

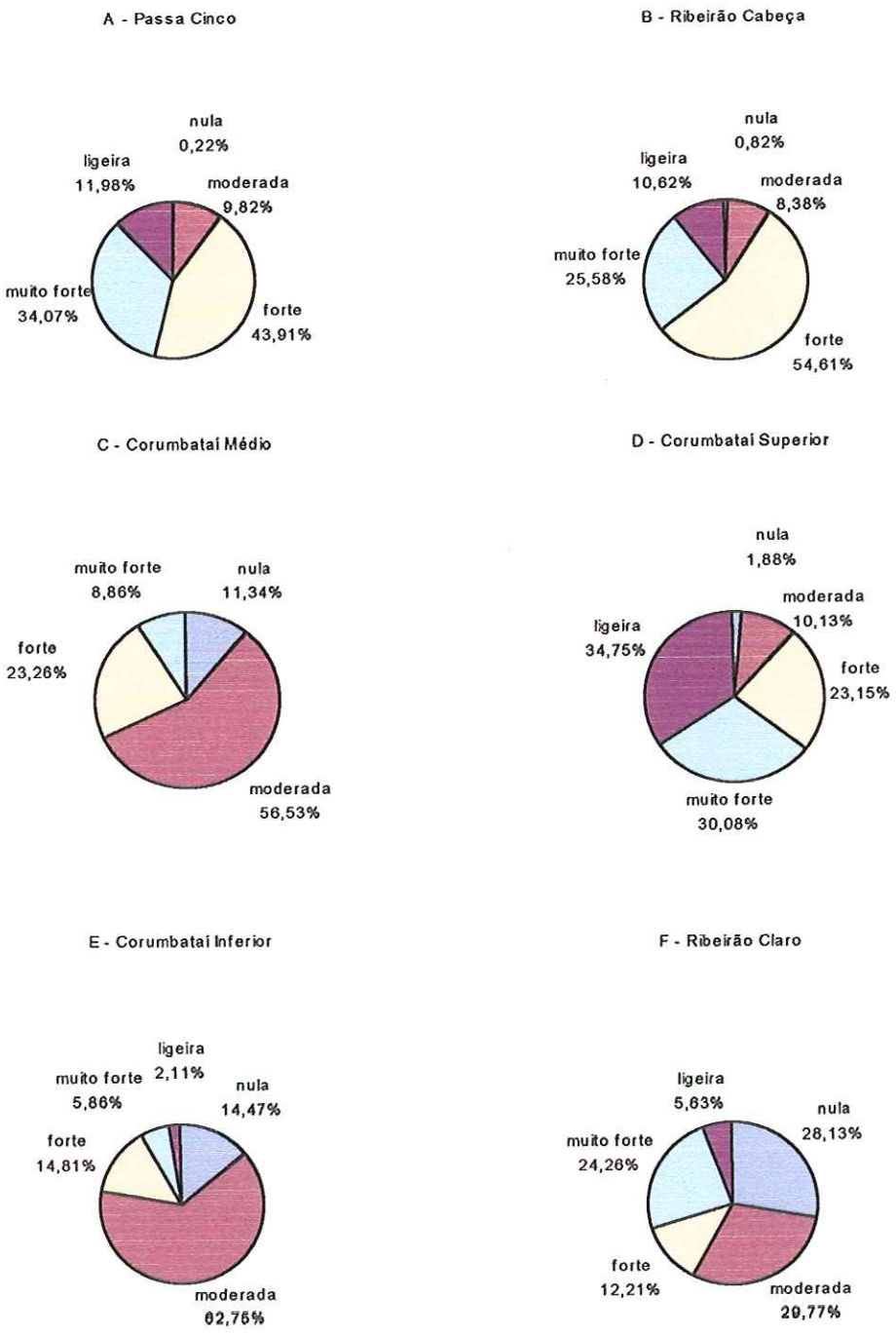


FIGURA 09: Distribuição percentual das classes de limitação nutricional por sub-bacias do Rio Corumbataí- SP. A – Passa Cinco, B – Ribeirão Cabeça, C – Corumbataí Médio, D – Corumbataí Superior, E – Corumbataí Inferior, F – Ribeirão Claro.

No Ribeirão Cabeça, assim como na sub-bacia do Passa Cinco, o maior número de remanescentes foi encontrado na classe de limitação nutricional forte, enquanto que estes foram menos abundantes na classe de limitação nula (Tabela 10 A e B).

As categorias forte e ligeira, apresentaram remanescentes variando de 1 ha a 40 ha; já as demais categorias de limitação nutricional do solo, possuíram remanescentes inferiores a 10 ha (Tabela 10B).

A sub-bacia do Ribeirão Claro apresentou o menor número de remanescentes florestais nesta análise. Em termos quantitativos, os remanescentes florestais foram mais abundantes nas categorias nula e moderada (Tabela 11A).

Na sub-bacia do Corumbataí Médio, o maior e o menor número de remanescentes foram encontrados nas limitações moderada e nula, respectivamente (Tabela 11B).

Com relação às dimensões areais, os maiores remanescentes foram localizados nas classes nula e forte, categorias antagônicas em termos de limitação nutricional.

TABELA 10: Número (Nº) e área ocupada (ha e %) por classes de tamanho dos remanescentes florestais observados nas diferentes limitações nutricionais do solo nas sub-bacias do Passa Cinco (A) e Ribeirão Cabeça (B).

A

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade														
	Nula			Ligeira			Moderada			Forte			Muito Forte		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	01	2,07	0,09	46	89,7	3,77	31	51,15	2,15	175	358,75	15,07	131	260,69	10,95
5 – 10	01	8,01	0,34	14	106,68	4,48	05	31,60	1,33	10	58,50	2,46	15	112,20	4,71
10 –20				08	101,36	4,26				08	96,24	4,04	09	126,00	5,29
20 – 40	01	20,97	0,88	07	185,22	7,78				02	45,00	1,89	05	135,80	5,70
>40				07	367,71	15,45				01	47,16	1,98	02	175,58	7,38
TOTAL	**03**	**31,05**	**1,31**	**82**	**850,67**	**35,74**	**36**	**82,75**	**3,48**	**196**	**605,65**	**25,44**	**162**	**810,27**	**34,03**

B

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade														
	Nula			Ligeira			Moderada			Forte			Muito Forte		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	01	1,80	0,19	55	127,05	13,26	20	31,40	3,28	192	357,12	37,28	49	95,55	9,97
5 – 10	02	12,24	1,28	06	45,00	4,70	02	12,52	1,31	21	134,61	14,05	03	16,11	1,68
10 –20				02	26,10	2,72				04	52,28	5,46			
20 – 40				01	23,13	2,40				01	23,13	2,41			
>40															
TOTAL	**03**		**1,47**	**64**		**23,08**	**22**		**4,59**	**218**		**59,20**	**52**		**11,65**

TABELA 11: Número (Nº) e área ocupada (ha e %) por classes de tamanho dos remanescentes florestais observados nas diferentes classes de declividade das sub-bacias do Ribeirão Claro (A) e Corumbataí Médio (B).

A

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade														
	Nula			Ligeira			Moderada			Forte			Muito Forte		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	108	195,64	17,53	17	32.64	2,89	99	195,03	17,29	49	85,75	7,61	61	112,85	10,00
5 – 10	12	82,80	7,35	02	11,52	1,02	12	81,12	7,19	03	20,79	1,84	08	59,68	5,29
10 –20	05	70,40	6,25				03	42,57	3,77	03	44,82	3,97	01	10,44	0,93
20 – 40	01	20,79	1,84												
>40										01	58,95	5,23			
TOTAL	**126**	**371,63**	**32,94**	**19**	**44,16**	**3,91**	**114**	**318,72**	**28,22**	**56**	**210,31**	**18,64**	**70**	**182,97**	**16,22**

B

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade														
	Nula			Ligeira			Moderada			Forte			Muito Forte		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	36	65,16	5,86				232	450,08	40,39	67	129,98	11,67	57	106,59	9,56
5 – 10	04	34,04	3,05				13	85,02	7,63	08	56,56	5,07	02	13,06	1,17
10 –20	01	14,76	1,32				03	35,73	3,21	03	44,10	3,96	02	25,30	2,27
20 – 40	01	30,24	2,71							01	23,76	2,13			
>40															
TOTAL	**42**	**144,20**	**12,94**				**248**	**570,83**	**51,23**	**79**	**254,40**	**22,83**	**61**	**144,95**	**13,00**

O Corumbataí Superior teve seus maiores remanescentes localizados nas classes de limitação forte e ligeira (Tabela 12A).

A sub-bacia do Corumbataí Inferior, assim como as sub-bacias do Corumbataí Médio e Corumbataí Superior, apresentou em duas classes de solos com limitações nutricionais próximas (moderada e ligeira), o maior e o menor número de remanescentes florestais (Tabela 12B).

Já as maiores áreas foram encontradas em classes que podem ser consideradas extremos de limitação, ou seja, moderada e muito forte.

TABELA 12: Número (Nº) e área ocupada (ha e %) por classes de tamanho dos remanescentes florestais observados nas diferentes classes de declividade das sub-bacias do Corumbataí Superior (A) e Corumbataí Inferior (A).

A

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade														
	Nula			Ligeira			Moderada			Forte			Muito Forte		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	11	20,02	1,12	151	300,49	16,77	53	96,46	5,38	107	188,32	10,51	93	190,65	10,64
5 – 10	03	23,76	1,33	27	180,90	10,10	03	20,52	1,15	12	76,20	4,25	12	90,96	5,08
10 –20	01	16,92	0,94	06	83,94	4,69	02	32,40	1,81	04	55,88	3,12	07	106,89	5,97
20 – 40	02	45,64	2,55	04	112,52	6,28				01	21,24	1,19	01	20,52	1,15
>40				01	45,36	2,53				01	61,65	3,44			
TOTAL	**17**	**106,34**	**5,94**	**189**	**723,21**	**40,37**	**58**	**149,38**	**8,34**	**125**	**403,29**	**22,51**	**113**	**409,02**	**22,84**

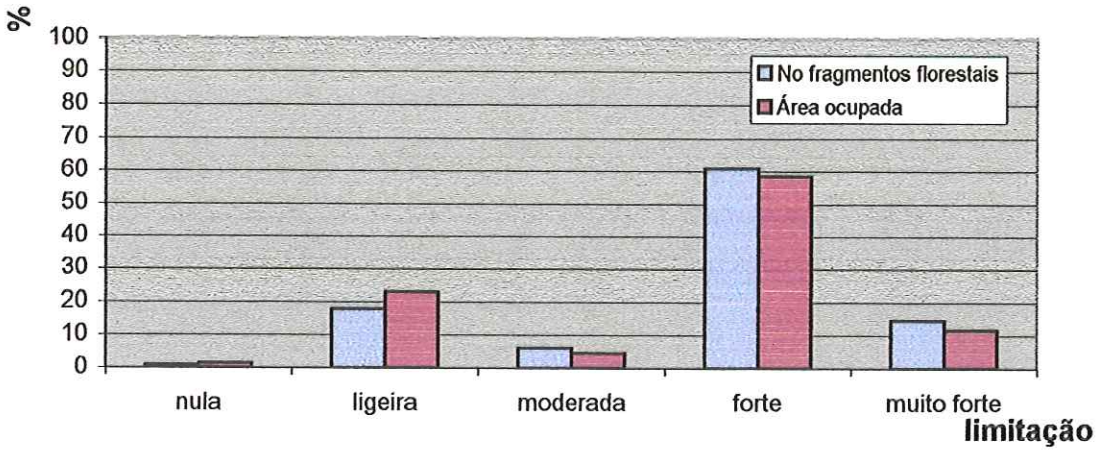
B

Classes de tamanho (ha)	Classes de declividade														
	Nula			Ligeira			Moderada			Forte			Muito Forte		
	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%	Nº	ha	%
0 – 5	54	99,36	7,12	14	29,82	2,13	252	471,24	33,74	64	120,96	8,66	34	60,18	4,31
5 – 10	05	36,10	2,58	01	8,37	0,60	21	154,35	11,05	04	26,92	1,93	06	43,14	3,09
10 –20	05	78,85	5,64	03	47,97	3,44	10	137,10	9,82						
20 – 40							02	57,06	4,08				01	25,29	1,81
>40															
TOTAL	**64**	**214,31**	**15,34**	**18**	**86,16**	**6,17**	**285**	**819,75**	**58,69**	**68**	**147,88**	**10,59**	**41**	**128,61**	**9,21**

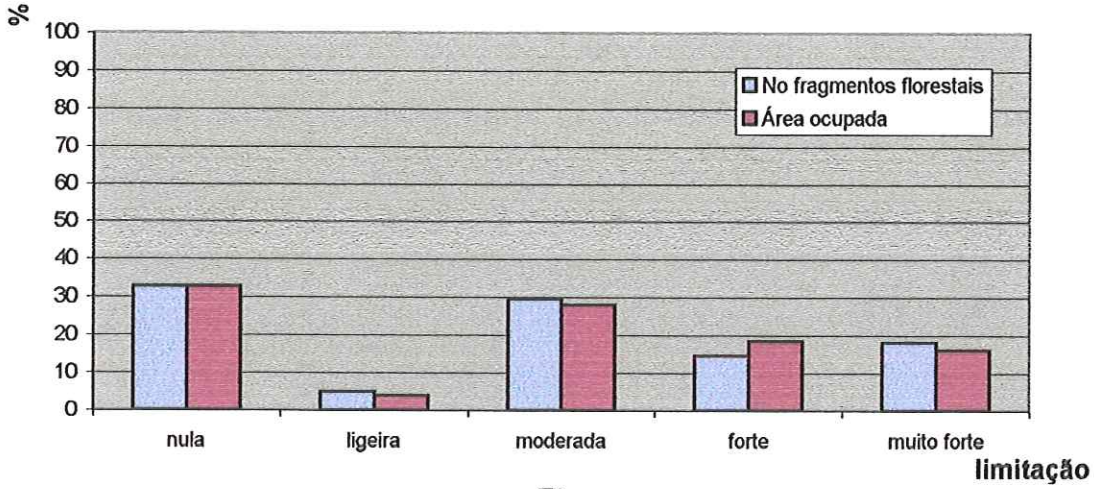
Utilizando-se a Análise de Variância para testar se o percentual de cobertura por remanescentes florestais estava associado às classes de limitação nutricional do solo, rejeitou-se esta hipótese, como pode ser observado na Tabela 13

Tabela 13: Resultados da Análise Variância, considerando-se o percentual de cobertura por remanescentes florestais e limitação nutricional do solo na Bacia do Corumbataí-SP.

F.V.	GL	SQ	QM	F	P
TRATAMENTOS	4	942,877	235,719	0,8409	0,5140
ERRO	25	7007,647	280,306		



(A)



(B)

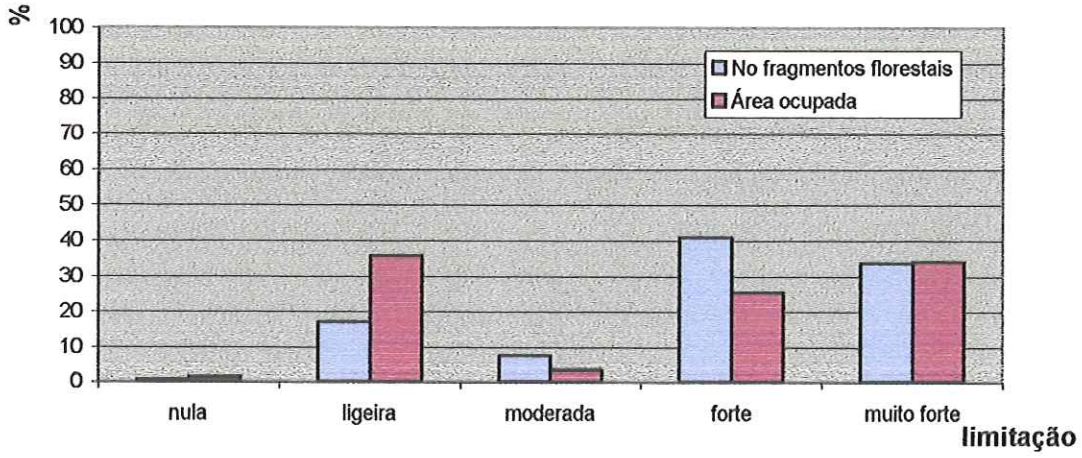
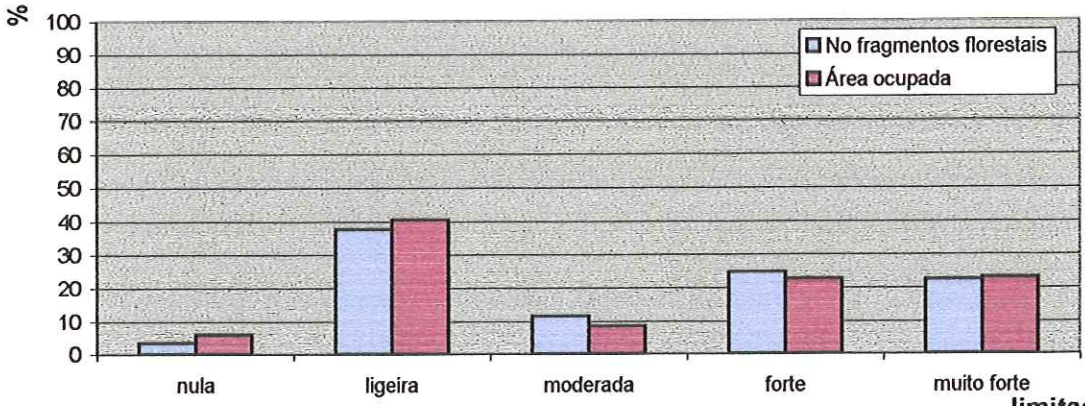
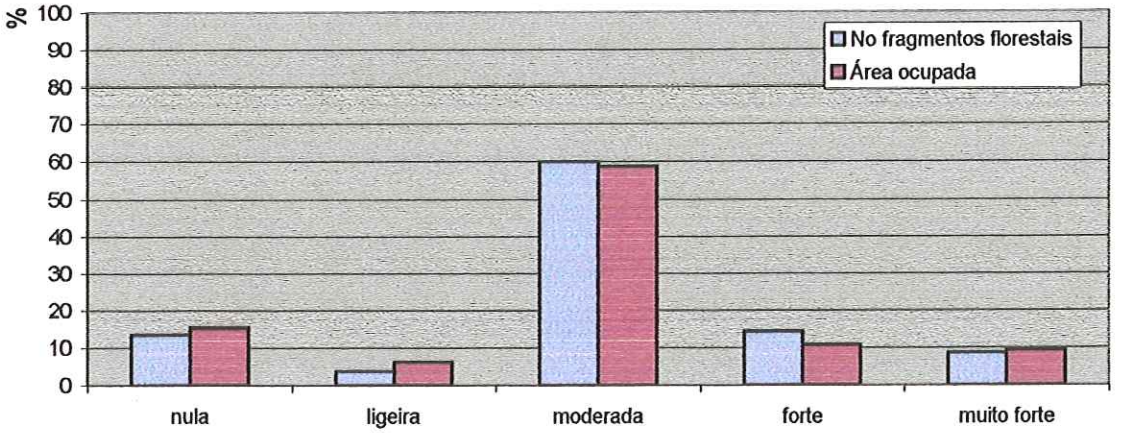


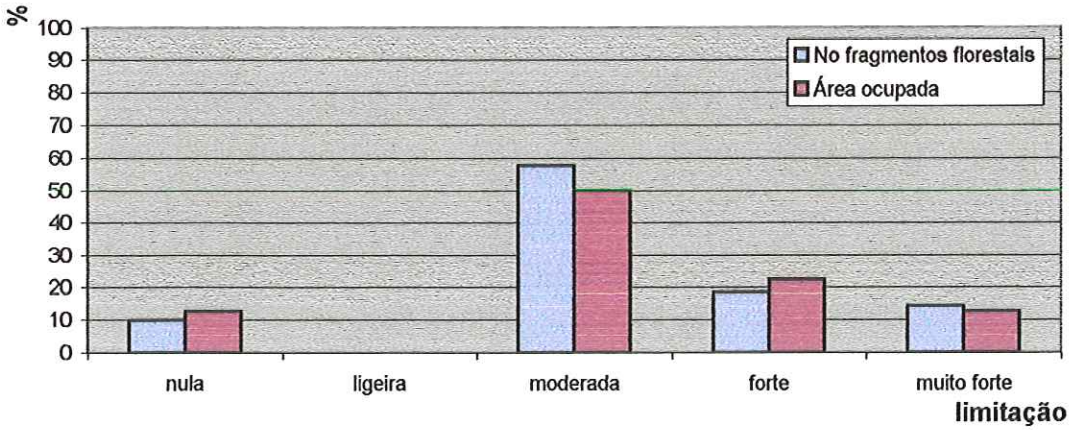
FIGURA 10: Área e número de remanescentes florestais, em função das classes de limitação nutricional. A – Ribeirão Cabeça; B – Ribeirão Claro; C – Passa Cinco.



(D)



(E)



(F)

FIGURA 11: Área e número de remanescentes florestais, em função das classes de limitação nutricional. D – Corumbataí Superior; E – Corumbataí Inferior; F – Corumbataí Médio.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Em virtude das intensas atividades antrópicas desenvolvidas na Bacia do Corumbataí, que foi inicialmente impulsionada pelo avanço das fronteiras agrícolas, principalmente pela cultura de café no Estado de São Paulo e, atualmente por extensas áreas ocupadas por plantações de cana-de-açúcar e pastagem a vegetação de Mata Atlântica desta região encontra-se reduzida a alguns fragmentos dispersos pela paisagem. Partindo-se deste contexto, e utilizando-se tecnologia de Sistemas de Informação Geográfica para o estudo da disposição espacial dos fragmentos florestais na Bacia do Corumbataí, chegou-se às seguintes conclusões.

A grande maioria dos fragmentos florestais encontra-se sob intenso efeito de borda, uma vez que apresentam tamanho inferior a 10 ha. O padrão de fragmentação da Bacia do Corumbataí é bastante claro, sendo os pequenos remanescentes florestais de grande importância na manutenção da biodiversidade regional.

Deste modo, as propostas de manejo devem considerar os remanescentes propriamente ditos e os mesmos no contexto da paisagem, Assim, dependendo de sua localização, muitos remanescentes poderão vir a ser interligados, aumentando seu tamanho efetivo.

Sendo assim, torna-se urgente a realização de estudos sobre a dinâmica destes fragmentos e sobre a biologia das principais espécies de fauna e flora presentes na área. Estes estudos servirão para a escolha e aplicação de técnicas de manejo conservacionista mais adequadas para a manutenção da biodiversidade em níveis local e regional.

A matriz, na Bacia do Corumbataí, é constituída basicamente por pastagem e cana-de-açúcar.

As áreas de maior declividade apresentaram os maiores percentuais de cobertura por fragmentos florestais. No entanto, estas áreas não necessariamente apresentaram os fragmentos de maior tamanho médio. Nestes casos, o maior percentual de cobertura por fragmentos florestais pode está associado ao maior número de fragmentos florestais.

Estes resultados são de grande valia, pois considerando-se as áreas de Reserva Legal no planejamento regional, pode-se tentar concentrar os remanescentes em áreas de maior declividade, onde são mais numerosos e apresentam os maiores percentuais de cobertura florestal, uma vez que nestas áreas, o manejo agrícola muitas vezes é dificultado.

Em termos gerais, não foi evidenciada relação direta entre limitações nutricionais do solo e tamanho médio e percentual de cobertura por fragmentos florestais.

Em virtude da grande quantidade de pequenos fragmentos florestais presentes na área e, considerando-se que quanto menor a área, menor será a quantidade de indivíduos de cada espécie e portanto maior o número de espécies representadas por poucos indivíduos, recomenda-se a realização de práticas silviculturais nestes fragmentos, com a finalidade de conservar a biodiversidade local.

Com relação ao manejo de paisagem, sugere-se que sejam estabelecidos corredores florestais preferencialmente de espécies nativas, para facilitar a interligação entre fragmentos isolados, deve-se evitar a qualquer custo que ocorram novas retiradas de cobertura vegetal original, através da aplicação das leis ambientais vigentes. Além disso, recomenda-se que os fragmentos florestais sejam protegidos da ação de ventos, fogo e pisoteio de animais, através do plantio de vegetação no entorno dos mesmos, construção de aceiros, principalmente naqueles rodeados por culturas de cana-de-açúcar e pastagem, uma vez que estas atividades quase sempre envolvem a utilização do fogo em seu manejo.

O envolvimento da comunidade local, através de trabalhos de educação ambiental, voltados para a importância destes fragmentos

florestais em níveis local e regional, é de suma importância para a garantia da manutenção destes ambientes.

A eficiência do Sistema de Informações Geográficas utilizado no estudo espacial da Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí foi muito boa, uma vez que permitiu a análise de diversos atributos, facilitando suas comparações, combinações, visualizações etc. A importância destes sistema também pode ser evidenciada na eficiência de armazenagem, recuperação e análise.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAKER, W.L. (1992). The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. *Landscape Ecology*. v. 7, p. 181-94.

BAKER, W.L. (1989). Landscape ecology and nature reserve design in the Boundary Waters C, Minnesota. *Ecology*. v.70, p.23-35.

BALLESTER, M.V.R. (1997). Projeto Piracena: estudos da Bacia do Rio Corumbataí. In: NASSIF, A .M.A .; MERLI, G.L.; VIANA, V.M. org. *Recuperação Florestal e Desenvolvimento Sustentável na Bacia do Rio Corumbataí.* Piracicaba-SP. p. 15-18.

BARROS FILHO, L. (1997). *Fragmentos florestais nativos: estudo de paisagem em domínio da Floresta Atlântica, município de Itabira, MG.* Viçosa. 50p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa.

BENDER, D.J.; CONTRERAS, T.A.; FAHRIG, L. (1998). Habiat loss and population decline: a metaanalysisof the patch size effect. *Ecology*, v.79(2), p. 517-533.

BOWEN, G.W.; BURGESS, R.L. (1981). A quantitaive analysis of forest island pattern in selected Ohio landscapes. *ORNL Environ. Sciences div.*, Publ. ORNL/TM-7759.

BURGESS, R.L.; SHARPE, D.M. (1981). *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. New York, Springer- Verlag.

CÂMARA, I.G. (1991). *Plano de ação para a Mata Atlântica*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica. 152p.

CATHARINO, L.M. (1989). Estudos fisionômicos-florísticos e fitossociológicos em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP. Tese de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.

CAVASSAN, O . (1983). Levantamento fitossociológico da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, utilizando o método de quadrantes. Tese de Mestrado. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Rio Claro.

COULSON, R.N.; LOVELADY, C.N.; FLAMM, R.O .; SPRADLING, S.L.; SAUNDERS, M.C. (1990). Intelligent Deographic Information Systems for Natural Resource Management. In: TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology- the analysis and interpretation of landscape heterogeneity.* New York. Spriger-Verlag. p. 153-172.

CHRISMAN, N. (1999). *Exploring Geographic Information Systems.* New York, John Wiley & Sons, 1997, 298p. (ISBN 0-471-10842-1, paperback). http://www.laborgis.com.br/resenha.

DONAVAN, T.M.; THOMPSON III, F.R.; FAABORG, J.; PROBST, J. (1995). Reproductive succes of neotropical migrant birds in habitat sources and sinks. *Conservation Biology*, v.9, p. 1380-1395.

DONAVAN, T.M.; JONES, P.W.; ANNAND, E.M.; THOMPSONS III, F.R. (1997). Variation in local-sacle edge effects mechanisms and landscape context. *Ecology*, v. 78(7), p. 2064-2075.

EHLERS,M. (1991). Remote sensing and geographic information systems: image integraded information systems. In: JOHNSON, A.I.; PETTERSON, C.B.; FULTON, J.L. *Geographic Information Systems (GIS) and mapping – practices and standards.* ASMT STP 1126, Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia. EUA. p. 53-67.

ESSEEN, P.A. (1994). Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation*, v.68, p.19-28.

FELICIANAO, A L.P. (1999). *Caracterização ambiental, florística e fitossociológica de uma Unidade de Conservação. Caso de estduo: Estação Ecológica de São Carlos, Brotas, SP.* Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.

FORMAN, R.T.; GODRON, M. (1986). *Landscape Ecology.* New York. John Wiley & Sons. 619p.

FRANKLIN, J.F.; FORMAN, R.T.T. (1987). Creating landscapes patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, v. 1, p. 5-18.

GARDNER, R.H.; MILNE, B.T.; TURNER, M.T.; O'NEILL, R.V. (1987). *Landscape Ecology*, v. 1, p. 19-28.

GILPIN, M.E.; SOULÉ, M.E. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M.E. *Conservation Biology*. Sunderland, Sinauer. p. 19-34.

GUSTAFSON, E.J.; PARKER, G.R. (1992). Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape ecology*, v. 7, p. 101-10.

HARRIS, L.D. (1984). *The fragmented forest*. Chicago. University of Chicago Press.

JÄRVINEN, O . (1982). Conservation of endangered plant populations: single large or several small reserves? *Oikos*. V. 38. P. 301-7.

KAPOS, V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical ecology*. V. 5. P. 173-185.

KOFFLER, N.F.; MORETTI, E. (1991). Diagnóstico do uso agrícola das terras do Município de Rio Claro-SP. *Geografia*, v.16(2), p.1-76.

KOTLIAR, N.B.; WIENS, J.A. (1990). Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, v.59, p.253-260.

LAURANCE, W.F.; YENSEN, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*. V.10. p. 77-92.

LAURANCE, W.F.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE MERONA, J.M.; GASCON,C.; LOVEJOY, T.E. (1997). Biomass collapse in Amazonian Forest Fragments. *Science*, v.278, p. 1117-1118.

LAZZAROTTO, D.R. (1999). http://www.fatorgis.com.br/geoproc/sr.html.

LEVENSON, J.B. (1981). Woodlots as biogeographic islands in southeastern Wisconsin. In: BURGESS, R.L.; SHARPE, D.M. eds. *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. New York, Springer-Verlag.

LIMA, G.S. (1993). Manejo e conservação da fauna em áreas de reflorestamento. *Estudos de Biologia*, v.34, p.5-16.

LIMA, E.A C.F. (1997). *Estudo da paisagem do município de Ilha Solteira-SP: subsídios para o planejamento físico-ambiental*. São Carlos. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.

LIMA, R.N.; CAVALHEIRO, F.; SANTOS, J.E. (1998). Zoneamento ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Una, Guarapari, ES. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., São Carlos, 1998. *Anais*. São Paulo, v. 8, p. 609-20.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGARD Jr, R.O .; RYLANDS, A .B.; MALCOM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BROWN Jr, K.S.; POWELL, A .H.; PPOWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O .R.; HAYS, M.B. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E. ed. *Conservation Biology*, Sunderland, MA: Sinauer. p. 257-285.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O.(1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, Princeton Univ. Press.

MARTINS, F.R. (1979). O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do Estado de São Paulo: Parque Estadual de Vassununga. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo.

McCOY, E.D.; MUSHINSKY, H.R. (1999). Habitat fragmentation and the abundances of vertebrates in the Florida scrub. *Ecology*, v. 80(8), p.2526-2538.

McINTYRE, N.E.; WIENS, J.A. (1999). How does habiatat patch size affect animal moviment? An experiment with darkling beetles. *Ecology,* v.80(7), p.2261-2270.

METZGER, J.P.; GOLDENBERG, R.; BERNACCI, L.C. (1998). Diversidade e estrutura de fragmentos de mata de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-Pepira (SP). *Ver. Brasil. Bot.,* v. 21, n. 3, p.

METZGER, J.P. (1997). Relationships betwen landscape sttructure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Landscape and Urban Planning*, p. 29-35

MITTERMEIR, R.; WERNER, T.; AYRES, J.M.; FONSECA, G.A.B. (1992). O país da megadiversidade. *Revista Ciência Hoje*, v. 14(81), p.20-27.

MURCIA, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE*, .v10, p.58-62.

NOSS, R.F.; HARRIS, L.D. (1986). Nodes, networks, and MUMs: preserving diversity at all scales. *Environ. Manage.* v. 10. P. 299-309.

O´NEILL, R.V.; KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D.L.; MILNE, B.T.; TURNER, M.G.; ZYGMUT, B.; CHRISTENSEN, S.W.; DALE, V.H.; GRAHAM, R.L. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, v.1, p. 153-62.

OLIVEIRA, L.M.T. de (1997). *Diagnóstico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, em áreas sob influência da Veracruz Florestal Ltda., Eunápolis, BA.* Viçosa. 74p. Disseratção (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa.

OPDAM, P. (1991). Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* , v.5, n.2, p.93-106.

PAGANO, S.N. (1987). Composição florística do estrato arbóreo de uma mata mesófila semidecídua no Município de Rio Claro, SP. *Revta. Brasil. Bot.* V. 10. P. 37-47.

PALIK, B.J.; MURPHY, P.G. (1990). Disturbance versus edge effects in sugar-maple/beech forest fragments. *Forest Ecology and Management*. V. 32. P. 187-202.

PEZZOTI, A.A. et al. (1994). *Proposta metodológica para elaboração de uma base cartográfica digital para utilização em SIG*. Presidente Prudente, SP. Trabalho de Graduação, Universidade Estadual de São Paulo.

PIRES, J.S.R.; SANTOS, J.E.; PIRES, A.M.Z.C.; HENKE-OLIVEIRA, C. (1998). Abordagem metodológica para identificação e manejo de fragmentos de áreas naturais.In: VIII SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, São Carlos, 1998. *Anais*. V. VIII, p. 571-584.

PRADO, R.B. (1999). *Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: estudo do Médio Rio Pardo – SP (período de 1985 a 1997).* São Carlos. 209 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.

QUATTROCHI, D.A .; PELLETIER, R.E. (1990). Remote sensing for analysis of landscapes: na introduction. In: TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity* . New York, Springer-Verlag. p. 51-76.

RANNEY, J.W.; BRUNER, M.C.; LEVENSON, J.B. (1981). The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: BURGESS,, R.L.; SHARPE, D.M.eds. *Forest islands dynamics in man-dominated landscapes.* New York. Springer-Verlag. p. 67-95.

RIPPLE, W.J.; BRADSHAW, G.A .; SPIES, T.A . (1991). Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biological Conservation*, v. 57, p. 73-88.

RIPPLE, W.J.; LUTHER, T. (1987). The use of digital Landsat data for wildlife management on the Warm Springs Indian reservation of Oregon. *Proc. Ann. Convention Amer. Soc. Photogramm. & Remote Sensing, Baltimore, Maryland,* pp. 266-74.

RIITERS, K.H.; O´NEILL, R.V.; HUNSAKER, C.T.; WICKHAM, J.D.; YANKEE, D.H.; TIMMINS, S.P.; JONES, K.B.; JACKSON, B.L. (1995). A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, v. 10, p. 23-39.

RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA (1996).In: *IV Seminário Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica*. Santa Teresa, ES. *Anais*. SMA/FINESP/UNESCO. p. 63.

ROBINSON, G.R.; HOLT, R.D.; GRAINES, M.S.; HAMBURG, S.P.; JONSON, M.L.; FITCH, H.S.; MARTINKI, E.A. (1992). Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science*, v.257, p.524-526.

ROBINSON, S.K.; THOMPSON III, F.R.; DONAVAN, T.M.; WHITEHEAD, D.; FAABORG, J. (1995). Regional foresta fragmentation and the nesting success of migratiry birds. *Science*, v.267, p.1987-1990.

RODRIGUES, E. (1993). *Ecologia de fragmentos florestais no gradiente de urbanização de Londrina – Pr.* São Carlos. 102p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

ROMME, W.H. (1982). Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. *Ecol. Monogr.*, v.52, p. 199-221.

ROMME, W.H.; KNIGHT, D.H. (1982). Landscape diversity: the concept applied to Yellowstone park. *BioScience*, v. 32, p. 664-70.

SALATI, E. (1996). *Diagnóstico ambiental sintético e qualidade de água como subsídio para o planejamento regional integrado da Bacia Hidrográfica do Rio Corumbatí-SP*. São Carlos. 199p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SÃO PAULO (Estado) (1994). *Secretaria do Meio Ambiente-Estabelecimento de metas ambientais e reenquadramento dos corpos d'água. Bacia do Rio Piracicaba.* São Paulo, Coordenadoria de Planejamento Ambiental.

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

SÉ, J.A S. (1992). *O Rio do Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológicos. Um conjunto de informações para o início de um processo de pesquisas ecológicas, de educação, planejamento e gerenciamento ambientais a longo prazo.* São Carlos. 312 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SHAFFER, M. (1981). Minimum population sizes for species conservation. *Biosecience*. V. 31, p. 131-4.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. (1993). *Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica.* São Paulo, SOS Mata Atlântica & Instituto de Pesquisas Espaciais.

TABANEZ, A .A .J.; VIANA. V.M.; DIAS, A .S. (1997). Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. *Rev. Brasil. Biol. V. 57. P. 47-60.*

TABARELLI, M; MANTOVANI, W. (1997). Predação de ovos e remoção de propágulos em um fragmento de Floresta Atlântica. *Revta. Brasil. Biol.*, v. 57(4), p.699-707.

TURNER, M.G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ann. Re. Ecol. Syst.* V. 20, p. 171-97.

TURNER, M.G.; O´NEILL, R.V.; GARDNER, R.H.; MILNE, B.T. (1989). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology,* v.3, p. 153-62.

TURNER, M.G. (1987). Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparasion of 3 transition models. *Landscape Ecology,* v.1, p.29-36.

VAN DORP, D.; OPDAM, P.F.M. (1987). Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology,* v.1, p. 59073.

VIANA, V.M. (1990). Biologia e Manejo de Fragmentos Florestas Naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO. SBS/SBEF. , 6., Campos do Jordão.SP. 1990. *Anais.* p. 113-118.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A .A . J.; MARTINEZ, J.L.A . (1992). Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., São Paulo .1992. *Anais.* p. 400-406.

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

WADT, , M.F. (1998). *Dinâmica de comunidades e populações arbóreas de um fragmentos florestal na Bacia do rio Corumbataí, Rio Claro-SP*. São Carlos. 73p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

WEINS, J.A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecologiacal*, v.3, p.385-397.

WILCOVE, D.S.; McLELLAN, C.H.; DOBSON, A .P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M.E. ed. *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Massachusetts. Sinauer Press. P. 237-256.

WILCOVE, D.S. (1985). Nest predation in forest tracts decline of migratory songbirds. *Ecology*, v.66, p. 1211-

WILCOX, B.A .; MURPHY, D.D. (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist,* v. 125, p. 879-87.

WILLIAMS-LINERA, G. (1990). Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology*. V.78, p. 356-73.

YAHNER, R.H. (1988). Changes in wildlife communities near edges. *Conserv. Biol.*, v. 2, p. 333-39.

YOUNG, A.G.; MERRIAM, H.G.; WARWICK, S.I. (1993). The effects of forest fragmentation on genetic variation in *Acer saccharum* Marsh. (sugar maple) populations. *Heredity*, v. 71, p.277-289.

YOUNG, A.G.; MERRIAM, H.G. (1994). Effects of forest fragmentation on the spatial genetic structure of *Acer sacvharum* Marsh. (sugar maple) populations. *Heredity,* v.72, p.277-289.