

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Campus de Rio Claro

**ANÁLISE DE UM CONJUNTO DE PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS PARA
A DELIMITAÇÃO DE CORREDORES VERDES (*GREENWAYS*) AO LONGO DE
CURSOS FLUVIAIS**

Lucilia do Carmo Giordano

Orientadora: **Profa. Dra. Paulina Setti Riedel**

Tese de Doutorado apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Geociências – Área de Concentração em Geociências e Meio Ambiente, para obtenção do título de Doutor em Geociências.

Rio Claro (SP)

2004

574.5 Giordano, Lucilia do Carmo
G497a Análise de um conjunto de procedimentos metodológicos para a delimitação de corredores verdes (greenways) ao longo de cursos fluviais / Lucilia do Carmo Giordano. – Rio Claro : [s.n.], 2004
162 f. : il., gráfs., tabs., mapas

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Orientador: Paulina Setti Riedel

1. Ecologia. 2. Planejamento ambiental 3. Ecologia da paisagem. 4. Sensoriamento remoto. 5. SIG. 6. Rios. I. Título

COMISSÃO EXAMINADORA

Profa. Dra. Paulina Setti Riedel – orientadora (IGCE / Unesp / Rio Claro - SP)

Prof. Dr. Flavio Henrique Mingante Schlittler (IB / Unesp / Rio Claro - SP)

Prof. Dr. Dalton de Morisson Valeriano (Inpe / São José dos Campos - SP)

Profa. Dra. Maria José de Oliveira Campos (IB / Unesp / Rio Claro - SP)

Prof. Dr. Marcos Cesar Ferreira (IG / Unicamp / Campinas - SP)

Lucilia do Carmo Giordano

Aluna

Rio Claro, 30 de julho de 2004.

Resultado: Aprovação com Distinção e Louvor

Dentre aquelas raras pessoas que fazem a diferença, dedico:

A Celina Foresti.

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Paulina Setti Riedel, por ser uma pessoa incrível, me acolhendo e orientando, estando sempre pronta para me ajudar, muito obrigada.

À Profa. Dra. Celina Foresti (*in Memoriam*), pela orientação e gratificante convivência, que deixou muitas lições a serem aprendidas, me faz muita falta.

À Profa. Dra. Iandara Alves Mendes, pela orientação na geomorfologia e pela grande amizade.

Ao Prof. Dr. Mario Benicasa, pela ajuda nos momentos difíceis.

À FAPESP pelo auxílio.

Aos Profs. Dr. Flavio Henrique Mingante Schlittler e Dr. Dalton de Morisson Valeriano, pelas observações no Exame de Qualificação, que trouxeram contribuições valiosas para este trabalho.

Ao Prof. Dr. Jean Paul Metzger, pela ajuda com os modelos neutros.

Ao Msc. Roberto Leung pelo auxílio no teste estatístico.

À todos os professores e funcionários do CEA, pela boa convivência e por serem tão prestativos.

À todos os professores do Departamento de Ecologia, que muito me ajudaram neste momento tão importante, mantendo suas instalações e o porto seguro.

À todos os funcionários do Departamento de Ecologia, que sempre estiveram prontos para colaborar, com atenção e bom humor.

À todos os funcionários das bibliotecas do IB e da Rua 10.

Aos amigos da Ecologia e do CEA.

Às minhas amigas, Paola e Sofia, tenho muito a agradecer pela amizade verdadeira, passando pelos bons e maus momentos sempre unidas.

Ao amigo Orlando pelo companheirismo em todas as horas.

Aos meus amigos Ale, Denise, Ed, Emer, Érico, Kátia, Mariana, Maura, Pitch, Roseli, Simone, Tche, Val e Vanessa.

Aos amigos Sarti e Gilberto, pelas boas conversas.

Aos amigos Léo, Márcia, Zaine, Mariselma, Elke, Toninho, Ernane e Leila pelos importantes e agradáveis momentos de descontração.

Às minhas tias Lena e Francis pelo carinho.

Aos amigos de Barê.

Ao Sr. Antonio que me auxilia, ampara e guia em todos momentos.

À Celeste, ao Wagner e à Dilênia, que são o prolongamento da minha família, pela atenção e carinho.

Ao Fá por existir e ser meu marido, pela ajuda, paciência e carinho em todos os momentos da vida, que é muito melhor com ele.

Àqueles que eu amo muito, minha mãe e meu pai, Rosa e Lucio, meus irmãos Cici e Gui, pelo apoio incondicional, amor e dedicação, sendo sempre o meu esteio.

Ao meu cunhado, Fábio e ao piquitiquinho Luis Felipe, que nos traz imensa alegria.

À Pi, Juquinha e Pedrita, pela bagunça e muito carinho.

Aqueles que me ajudaram nos bastidores desta etapa.

À lembrança das pessoas queridas que já foram.

ÍNDICE

	Pg.
Lista de Figuras	iv
Lista de Tabelas	vii
Lista de Anexos	ix
1- Resumo	1
2. Abstract	2
3- Introdução	3
4- Hipótese e Objetivos de trabalho	5
5- Revisão Bibliográfica	6
5. 1- Conceito de <i>Greenways</i>	6
5. 2- Tipos de <i>Greenways</i>	10
5. 3- Planejamento de <i>Greenways</i>	10
5. 4- Gestão de <i>Greenways</i>	15
5. 5- Ecologia da Paisagem e <i>Greenways</i>	17
5. 6- Ecologia da Paisagem	18
5. 6. 1 - Métricas em Ecologia da Paisagem	22
5. 6. 1. 1 - Limitações no uso e interpretação das métricas em Ecologia da Paisagem	27
5. 7- Uso de Sensoriamento Remoto, Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Ecologia da Paisagem em planejamento	31
6- Localização e Caracterização da Área	35
7- Métodos	44
7. 1- <u>1ª. Etapa</u> - Elaboração de mapas temáticos: Mapas de feições geomorfológicas, de declividade, de uso do solo, áreas de preservação permanente e de locais relevantes	45

7. 1. 1 - Mapas de feições geomorfológicas	45
7. 1. 2 - Mapa de declividade	46
7. 1. 3 - Mapa de uso e cobertura do solo	47
7. 1. 4 - Mapas de Áreas de Preservação Permanente	50
7. 1. 5- Mapa de locais relevantes	52
7. 2- <u>2^a Etapa</u> - Seleção de metodologia para delimitação da área de <i>Greenway</i> para o rio Corumbataí	53
7. 2. 1- Análise Booleana	55
7. 2. 2- Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos (<i>Weight Linear Combination, WLC</i>)	56
7. 2. 2. 1- Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e agrupamento	56
7. 2. 3- Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada (<i>Ordered Weight Average, OWA</i>)	57
7. 2. 4- Delimitação da trilha	58
7. 2. 5- Delimitação da área total do <i>greenway</i>	59
7. 3- <u>3^a. Etapa</u> - Análise e discussão	59
7. 3. 1- Índices de Ecologia da Paisagem	60
7. 3. 2- Análise Estatística	67
8- Resultados	71
8. 1- <u>1^a. Etapa</u> - Elaboração de mapas temáticos: Mapas de feições geomorfológicas, de declividade, de uso do solo, áreas de preservação permanente e de locais relevantes.	71
8. 1. 1 - Mapas de feições geomorfológicas	71
8. 1. 2 - Mapa de declividade	71
8. 1. 3 - Mapa de uso e cobertura do solo	76
8. 1. 4 - Mapas de Áreas de Preservação Permanente	80

8. 1. 5- Locais relevantes	85
8. 2- <u>2^a. Etapa</u> – Seleção de metodologia para delimitação da área de <i>greenway</i> para o rio Corumbataí	98
8. 2. 1- Análise Booleana	106
8. 2. 2- Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos (<i>Weight Linear Combination, WLC</i>)	106
8. 2. 2. 1- Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e agrupamento	108
8. 2. 3- Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada (<i>Ordered Weight Average, OWA</i>)	108
8. 2. 4- Delimitação da trilha	109
8. 2. 5- Delimitação da área total do <i>greenway</i>	109
8. 3- <u>3^a. Etapa</u> - Análise e discussão	123
8. 3. 1- Índices de Ecologia da Paisagem	123
8. 3. 2- Análise Estatística	138
9- Conclusões	153
10- Referências Bibliográficas	156

LISTA DE FIGURAS

	Pg.
Figura 1 - Brooklyn-Queens Greenway.	7
Figura 2 – Seqüência de ocupação da paisagem de forma planejada, partindo-se de uma área ocupada por vegetação natural com substituição por áreas de pastagem e agricultura.	32
Figura 3 - Área de estudo.	41
Figura 4 - Primeira Zona Hidrográfica do Estado de São Paulo.	42
Figura 5 – Evolução da poluição no rio Corumbataí.	43
Figura 6 - Nuvens de assinaturas geradas pelo classificador <i>Maximum Likelihood</i> .	49
Figura 7 - Espaço de decisão da Análise Multi-criterial com Média de Pesos Ordenada.	54
Figura 8 - Espaço de decisão da Análise Multi-criterial com Média de Pesos Ordenada e posicionamento de resultados.	57
Figura 9 - Organograma metodológico.	70
Figura 10 - Mapa das áreas de várzea e terraço fluvial.	72
Figura 11 - Mapa das vertentes côncavas.	73
Figura 12 - Mapa das nascentes.	74
Figura 13 - Mapa de declividade.	75
Figura 14 - Mapa de uso do solo.	82
Figura 15 – Mapa de áreas de preservação permanente de topos de morros, nascentes, declividades superiores a 45° e lagoas e represas.	83
Figura 16 – Mapa de áreas de preservação permanente de várzeas e rios.	84
Figura 17 – Bairro Jardim Nova Rio Claro.	85
Figura 18 – Bairro Jardim Bom Sucesso.	86
Figura 19 – Bairros Jardim Panorama e Recanto Paraíso.	87
Figura 20 – Local próximo ao cruzamento da Rodovia SP 191 com o rio Corumbataí.	87
Figura 21 – Local próximo ao Distrito de Ferraz.	88
Figura 22 – Cidade de Corumbataí.	89

Figura 23 – Cidade de Analândia.	90
Figura 24 – Morros do Cuscuzeiro e Camelo.	91
Figura 25 – Local próximo à nascente do rio Corumbataí.	92
Figura 26 - Distribuição espacial dos 13 fragmentos selecionados dentro da área de estudo.	94
Figura 27 - Composição dos fragmentos conforme as classes de mata ou cerrado.	95
Figura 28 - Locais relevantes para a alocação de um <i>greenway</i> .	96
Figura 29 – Fragmentos de vegetação para locais relevantes.	97
Figura 30 - Áreas de terraços fluviais e matriz envolvente.	99
Figura 31 - Áreas de vertentes côncavas e matriz envolvente.	100
Figura 32 - Áreas de vegetação de mata e cerrado e matriz envolvente.	101
Figura 33 - Proximidade de 500m a áreas de rios e várzeas.	102
Figura 34 - Proximidade de 500m as demais áreas de preservação permanente.	103
Figura 35 - Áreas de restrição de rios e várzeas.	104
Figura 36 - Áreas de restrição das demais áreas de preservação permanente.	105
Figura 37- Aptidão da área de estudo para a alocação de um <i>greenway</i> conforme a Análise Multi-Criterial Booleana (E).	110
Figura 38 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um <i>greenway</i> conforme a Análise Multi-Criterial Booleana (OU).	111
Figura 39 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um <i>greenway</i> conforme a Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos.	112
Figura 40 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um <i>greenway</i> conforme a Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e agrupamento de atributos.	113
Figura 41 - Comparação numérica entre os resultados obtidos na Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e na Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e agrupamento de atributos.	114
Figura 42 - Comparação numérica entre os resultados obtidos na Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada.	115
Figura 43 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um <i>greenway</i> conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 1.	116

Figura 44 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um <i>greenway</i> conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 2.	117
Figura 45 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um <i>greenway</i> conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 4.	118
Figura 46 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um <i>greenway</i> conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 5.	119
Figura 47 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um <i>greenway</i> conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 6.	120
Figura 48 - Trilha que percorre toda a extensão do <i>greenway</i> .	121
Figura 49 - Delimitação da área total sugerida para o <i>greenway</i> .	122
Figura 50 – Exemplo do aumento de bordas totais (TE) conforme aumento de fragmentos.	124
Figura 51 – Classes de área total para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.	131
Figura 52 – Classes de área entre 0,0225 e 20 ha para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.	131
Figura 53 – Classes de área entre 0,0225 e 1 ha para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.	132
Figura 54 – Classes de área entre 0,0225 e 0,25 ha para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.	132
Figura 55 – Classes de perímetro/área para os fragmentos contidos das paisagens atual e modificada.	133
Figura 56 - Comparação entre a paisagem atual e a modificada para o fragmento formado pelo <i>greenway</i> .	135
Figura 57 – Classes de distância total para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.	136
Figura 58 – Classes de distância entre 30 e 200 m para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.	137
Figura 59 – Exemplo de modelos neutros gerados com os parâmetros da paisagem atual (a) e paisagem modificada (b).	139
Figura 60 - Modelo neutro gerado com os parâmetros da paisagem para o <i>greenway</i> de 500m.	140

LISTA DE TABELAS

	Pg.
Tabela 1 - Área em km ² e porcentagem por classe de declividade na área de estudo.	71
Tabela 2 - Categorias de uso do solo conforme variações de tonalidade e textura observadas na classificação da imagem LANDSAT-7 ETM+.	77
Tabela 3 – Matriz de erro para de uso e cobertura do solo.	78
Tabela 4 – Valores do Índice de Kappa para cada classe de uso e cobertura do solo.	79
Tabela 5 – Intervalos de qualidade do Índice de Kappa.	79
Tabela 6 – Área em km ² e em porcentagem das classes de uso do solo na área de estudo.	80
Tabela 7 - Área em km ² e porcentagem por classe de declividade na área de estudo.	81
Tabela 8 - Índices de CORE, NCORE, AREA, CAI e FRAC para a imagem de mata e cerrado.	93
Tabela 9 - Fatores, restrições e tipo de arquivos utilizados na análise.	98
Tabela 10 - Valores atribuídos aos elementos e matriz.	106
Tabela 11 - Valores utilizados como fatores de peso.	107
Tabela 12 - Pesos atribuídos na análise MCE WLC com agrupamento.	108
Tabela 13 - Ordenação dos pesos atribuídos à análise.	108
Tabela 14 - Medidas de área, densidade e bordas para a paisagem.	124
Tabela 15 - Medidas de área e densidade para as classes de uso do solo na paisagem atual (PA) e modificada (PM).	126
Tabela 16 - Medidas de área nuclear.	127
Tabela 17 - Medida de isolamento/proximidade.	127
Tabela 18 - Matriz de valores utilizados no índice CWED.	128
Tabela 19 - Medida de contraste.	128
Tabela 20 - Medidas de contágio e intercalação.	129
Tabela 21 - Medidas de conectividade.	129
Tabela 22 - Medidas de diversidade.	130
Tabela 23 - Medidas de área, densidade e bordas para a classe.	133

Tabela 24 - Medidas de área nuclear para classe.	134
Tabela 25 - Medidas de contágio e intercalação para a classe.	137
Tabela 26 - Área em km ² e porcentagem ocupada por cada classe de uso do solo nas paisagens atual (PA) e modificada (PM).	138
Tabela 27 - Área em porcentagem ocupada por cada classe de uso do solo nas paisagens atual e modificada.	141
Tabela 28 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica NP nas paisagens atual e modificada.	142
Tabela 29 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica PD nas paisagens atual e modificada.	143
Tabela 30 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica TE nas paisagens atual e modificada.	144
Tabela 31 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica NDCA nas paisagens atual e modificada.	145
Tabela 32 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica ENN_MN nas paisagens atual e modificada.	146
Tabela 33 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica CWED nas paisagens atual e modificada.	147
Tabela 34 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica CONTAG nas paisagens atual e modificada.	148
Tabela 35 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica IJI nas paisagens atual e modificada.	149
Tabela 36 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica CONNECT nas paisagens atual e modificada.	150
Tabela 37 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica SHDI nas paisagens atual e modificada.	151

LISTA DE ANEXOS

ANEXO1 - Mapa das áreas de preservação permanente, várzeas e terraços fluviais, vegetação de mata e cerrado, trilha e *greenway* delimitado.

1- RESUMO

Este trabalho testa a hipótese da efetividade de um conjunto de procedimentos metodológicos, que visam promover a delimitação de *greenways* ao longo de cursos fluviais, de modo a contemplar as necessidades de conservação dos recursos hídricos, preservação da fauna e flora, e disponibilização de áreas de lazer para a população. Para testar a efetividade da metodologia proposta foi realizada uma comparação entre a paisagem atual com uma modificada, que continha o *greenway* delimitado, esta comparação foi realizada por meio da utilização de Índices de Ecologia da Paisagem aplicados a réplicas das duas paisagens, geradas por modelos neutros. A área de estudo compõe-se de um trecho do rio Corumbataí e sua área de captação, compreendendo desde a nascente até o ponto onde este recebe o Ribeirão Claro. Os procedimentos metodológicos são baseados em geoprocessamento, com a utilização de imagens orbitais, fotografias aéreas e SIG. Esta metodologia foi desenvolvida em três etapas: 1^a. Etapa - Elaboração de mapas temáticos, 2^a. Etapa – Seleção de metodologia para delimitação da área de *greenway* para o rio Corumbataí, 3^a. Etapa - Análise e discussão. A delimitação do *greenway* foi dada por uma análise de melhor caminho subsidiada por um mapa de aptidão gerado de uma análise-multicriterial que utilizou como temas os mapas de feições geomorfológicas, de declividade, de uso e cobertura do solo, áreas de preservação permanente e de locais relevantes. Como resultado, observou-se que por meio da metodologia utilizada, que a implantação física do *greenway* gerou mudanças estatisticamente significativas na paisagem quando analisadas em função dos Índices de Ecologia da Paisagem, sendo então a metodologia proposta considerada como adequada para utilização na delimitação de *greenways* em cursos fluviais.

Palavras-chave: *greenways*, rios, planejamento, Ecologia da Paisagem, sensoriamento remoto, modelos neutros, SIG.

2- ABSTRACT

This study tests the efficacy of hypothesis of whole methodological procedures that aims improve greenways delimitation through rivers strips, in way to complement hydrological resources needs of conservation, fauna and flora preservation and availability of leisure areas to overall population. To test the efficacy of the proposal methodology, one comparison between the actual landscape and modified landscape, that contains the delimited greenway, was run using Landscape Ecology Indices applied to response of both landscapes, generated by neutral models. The study area is composed by a Corumbatai river section and this watershed, comprising since this nascent till the point it is reached by the Ribeirão Claro. The methodological procedures are based in spatial analysis, using orbital imagery, aerial photographs and GIS. This methodology was developed in three stages: 1st Stage – Thematic maps elaboration, 2nd Stage- Methodology selection to Corumbatai river greenway delimitation, 3rd Stage – Analysis and discussion. The greenway delimitation was given by a best way analysis, subsidized from a aptness map generated by a multi-criteria analysis that used like thematic maps, geomorphologic features, slope, land use, permanent preservation areas and relevant places. As results of the methodology usage, was observed that the physical greenway implantation generated statistical significant changes in the landscape when analyzed as Landscape Ecology Indices function, being the methodological proposal considerate like suitable they use in the greenways delimitation through rivers strips.

3- INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o padrão de desenvolvimento adotado no Brasil tem mostrado resultados prejudiciais sobre os recursos naturais, principalmente sobre os recursos florestais e hídricos.

O desmatamento indisciplinado, com a substituição de florestas sobre solos inaptos para a prática agropecuária, como pastagens, ou com a ocupação humana em áreas de risco, ou ainda a retirada da madeira ilegalmente para a produção de madeira comercial e carvão, são constantes no território brasileiro.

Dentre as conseqüências desses desmatamentos dispersos, são alarmantes os prejuízos causados pela fragmentação florestal sobre a fauna e flora, assim como sobre os recursos hídricos.

Também sobre os recursos hídricos, aliadas à falta de cobertura florestal principalmente nas áreas de nascentes e ciliares, pesa a falta de cuidados com o uso do solo das bacias hidrográficas, sendo comumente observadas propriedades rurais que não utilizam práticas de conservação do solo, como o terraceamento ou o plantio direto, deixando ainda o solo desnudo exposto por longos períodos, o que contribui de forma acelerada para o assoreamento de rios e represas.

Nas áreas urbanas, os problemas advêm principalmente da alta impermeabilização do solo e da canalização dos cursos fluviais, causando prejuízos relacionados à recarga natural dos sistemas hídricos.

Associados a essas práticas estão os lançamentos de efluentes provenientes dos esgotos tanto de residências como também industriais (fonte pontuais), além dos resíduos não lançados diretamente (fontes dispersas), mas que acabam sendo lixiviados até os cursos fluviais, como herbicidas e pesticidas utilizados tanto nas áreas urbanas como nas áreas rurais.

Há, porém, que se considerar que essa perda dos potenciais naturais tem sido percebida e existe um crescente pensamento de que esses padrões de desenvolvimento devem ser revistos.

Neste sentido, este trabalho busca novas opções de uso e cobertura do solo, onde os recursos naturais possam estar integrados às necessidades de desenvolvimento do País.

Assim, é sugerido aqui um novo pensamento em relação às áreas relacionadas aos cursos fluviais, com a instalação de *greenways*.

Greenways são áreas lineares destinadas tanto à conservação como à preservação dos recursos naturais, tendo como principal característica a capacidade de interligar fragmentos florestais e outros elementos encontrados em uma paisagem, assim como os corredores ecológicos, porém, nos *greenways* têm-se a agregação de funções de uso humano, expressas principalmente por atividades de lazer e como rotas locomoção humana não motorizada, compondo desta forma princípios do desenvolvimento sustentável.

Considera-se ainda que a maior força residente no conceito de *greenways* esteja justamente no fato deste agregar o uso humano em áreas naturais, pois até então, o que normalmente se observa é uma dissociação entre homem e ambiente natural, e, em muitos casos é justamente essa incompatibilidade que faz com que o homem sobrepuje a natureza.

Assim, com o objetivo de compactuar com esse novo padrão de desenvolvimento, este trabalho buscou desenvolver uma metodologia relativamente simples e de baixo custo para a delimitação de *greenways* associados a cursos fluviais, que possa ser aplicada e repetida em outras áreas de cursos fluviais.

4- HIPÓTESE E OBJETIVOS DE TRABALHO

Na bibliografia referente ao tema de *greenways*, observa-se que, na maioria dos casos, o seu planejamento é feito de forma quase artesanal, tratando cada área especificamente, a partir de seu histórico e atributos particulares, não havendo uma metodologia básica que possa embasar novos projetos, fazendo com que o planejamento de *greenways* ainda esteja sendo tratado de forma empírica.

A partir dessa observação, e ponderando que a aplicação do conceito de *greenways* pode trazer grandes benefícios ambientais, considerou-se a necessidade de desenvolver uma metodologia para embasar a delimitação de *greenways*, que pudesse compreender essa lacuna, existente principalmente nos países em que a preocupação ambiental é recente e para a qual ainda faltam muitas informações de caráter básico.

Assim, avaliando as atuais metodologias que têm sido utilizadas com êxito na área ambiental e, dentre elas, destacando-se o uso de produtos de sensoriamento remoto trabalhados em ambientes de SIGs, como uma poderosa ferramenta auxiliar do planejamento ambiental, a hipótese deste trabalho foi assim elaborada:

Mapas temáticos, obtidos por sensoriamento remoto, associados a séries de dados são eficientes na delimitação de greenways ao longo de cursos fluviais.”

A partir da elaboração desta hipótese de trabalho constituiu-se o objetivo principal para verificação da mesma, testar a efetividade de um conjunto de procedimentos metodológicos, como meio para a delimitação de *greenways* ao longo de cursos fluviais.

Para que se pudesse analisar a proposição metodológica, correspondente ao objetivo principal deste trabalho, estabeleceu-se um objetivo complementar que foi o de avaliar, pela utilização de Índices de Ecologia da Paisagem, se a implementação do *greenway* delimitado acarretaria em alterações na paisagem.

5- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5. 1- Conceito de *Greenways*

Um estudo sobre a origem do conceito de *greenways* nos leva à trajetória percorrida por Frederick Law Olmsted, passando por diversos países da Europa, onde teve contato com várias obras literárias e arquitetônicas, dentre elas, foi de grande importância o “Plano de *Birkenhead Park*” de Joseph Paxton, criado em 1843 na Inglaterra, que propunha um conceito inovador para parques, considerando aspectos ambientais dentro de um sistema viário. Finalmente em 1858, como resultado de suas experiências, Olmsted tornou-se o criador de uma nova profissão, a de arquiteto da paisagem (LITTLE, 1990; SMITH & HELLMUND, 1993; METROPOLITAN BOROUGH OF WIRRAL, 2001).

A profissão de arquiteto da paisagem consolidou-se, ainda em 1858, quando Olmsted uniu-se ao arquiteto inglês Calvert Vaux, para a realização do projeto, que venceria um concurso público para a criação do Central Park, em Nova Iorque (LITTLE, 1990).

Em 1865, Olmsted introduziu o conceito de *parks ways* (*parkways*), que seriam caminhos que ligassem parques e espaços abertos entre si e com suas vizinhanças, propondo-os no Campus da Universidade de Berkeley, com a transformação do vale do rio Strawberry Creek em um parque linear e, a união de Berkeley a Oakland por uma rota cênica. Neste trabalho, que na época não chegou a ser implantado, foram observados pela primeira vez elementos que compõem um *greenway* (LITTLE, 1990; SMITH & HELLMUND, 1993).

Nos anos de 1866 e 1867, Olmsted e Vaux projetaram o Brooklyn’s Prospect Park, e como parte deste parque havia a proposta de dois *parkways* que fariam as conexões com Coney Island e o Central Park. A junção com o Central Park nunca foi concluída, foram realizadas a junção ao sul com Coney Island (denominada Ocean Parkway) e a nordeste, na direção do Queens, a junção Eastern Parkway. Este parque está entre os primeiros *greenways* que foram criados e atualmente faz parte do Brooklyn-Queens Greenway (Figura1) (LITTLE, 1990; SMITH & HELLMUND, 1993).

A idéia de *parkways* continuou e em 1868, Olmsted e Vaux realizaram o primeiro projeto de sistema de parques integrados na cidade de Buffalo e também um *parkway* no estado de Illinois unindo o subúrbio Riverside a Chicago (LITTLE, 1990).

Finalmente em 1887, Olmsted e Vaux realizaram um projeto de parque e *parkway* em Boston, o “Emerald Necklace”, que foi considerado como a maior realização de *greenways*, compondo um arco ao redor da cidade de aproximadamente 7,2 km de extensão. A partir de então o conceito de *parkways* foi sendo incorporado em várias cidades dos Estados Unidos (LITTLE, 1990).



Figura 1- Brooklyn-Queens Greenway (Modificado de LITTLE, 1990).

Entre 1890 e 1920, novos sistemas de parques com conectores foram projetados por H. W. S. Cleveland em Mineapolis e St. Paul, por Charles Eliot em Boston e Jeans Jensen em Chicago (STEINER et al., 1988). A partir de 1920, destaca-se Robert Moses, como sendo a pessoa que mais construiu parques e *parkways* nos Estados Unidos (LITTLE, 1990).

Outro conceito que exerceu grande influência sobre a criação dos *greenways*, foi o de *greenbelts* proposto em 1898, por Ebenezer Howard na Inglaterra a partir do modelo

“*Garden City*”, onde a cidade se desenvolveria em um jardim, ou seja, a cidade contida numa paisagem permanentemente agrícola (LITTLE, 1990; SMITH & HELLMUND, 1993).

Posteriormente, o conceito de *greenbelts* foi desenvolvido nos Estados Unidos, durante a década de 1920, por Benton MacKaye, quando propôs o desenvolvimento de um sistema de espaços abertos florestados formando áreas lineares e cinturões ao redor e por entre as cidades. Seu trabalho mais conhecido foi a *Appalachian Trail*, idealizada em 1921, unindo Maine a Geórgia numa extensão de mais de 300 km, configurando um espaço aberto de escala regional (LITTLE, 1990; SMITH & HELLMUND, 1993).

Na década de 1960, o planejamento e projeto com bases ecológicas estavam consolidados, quando Ian McHarg publicou o livro *Design with Nature*, em 1969, trazendo bases teóricas e técnicas para o assunto. O legado mais relevante deixado por McHarg, foi o da importância do planejamento do uso e cobertura do solo de acordo com o valor ecológico e a sensibilidade de cada paisagem, sendo que a distribuição dos espaços abertos deveria responder aos processos naturais, permitindo o desenvolvimento sem o rompimento dos processos ecológicos (LITTLE, 1990; SMITH & HELLMUND, 1993).

O método desenvolvido por McHarg estabelece prioridades para esse desenvolvimento, por meio da criação de mapas de áreas cujos processos antrópicos estejam causando impacto sobre os processos naturais (LITTLE, 1990).

Cada feição fisiográfica, como por exemplo, declividade, várzeas, afloramentos rochosos, rios ou linhas de cumeada, são desenhados em diferentes transparências. Essas transparências, quando sobrepostas e vistas sobre um papel branco, geram um mapa onde apareceram áreas em branco, o que indica as áreas aptas ao desenvolvimento, ou seja, sem restrições; áreas com pouca sobreposição de cores, que são as áreas com algumas restrições; e aquelas onde há muita sobreposição de cores não se recomenda o desenvolvimento (LITTLE, 1990).

A técnica de sobreposição de mapas, já existente desde 1912, marcou um grande passo na direção do planejamento de desenvolvimento com abordagem ecológica, pois foi utilizado não somente para a composição de áreas lineares, mas também para a conservação de áreas não lineares (SMITH & HELLMUND, 1993).

Concomitantemente a McHarg, Philip Lewis utilizando o método de sobreposição de transparências observou que muitas vezes as áreas escuras dos mapas situavam-se no vales de rios e em áreas de topografia pronunciada, gerando como resultado áreas denominadas por ele de corredores ambientais, com fundamental importância para o planejamento ecológico regional (SMITH & HELLMUND, 1993).

Lewis ainda aprofundou seus estudos sobre a confecção desses mapas, procurando determinar a localização exata e o valor relativo de cada paisagem dentro de corredores ambientais. Como resultado, criou um método de análise da paisagem envolvendo 220 valores ambientais, caracterizando dentre outros, diferentes tipos de vegetação, recursos hídricos e topografias. Também foi nesta metodologia que se incorporou o valor estético da paisagem como qualidade visual do espaço (SMITH & HELLMUND, 1993).

No conjunto histórico do desenvolvimento dos conceitos e técnicas para a criação dos *greenways*, começando com Olmsted chegando a Lewis, é de igual importância a origem do termo *greenway*.

A primeira vez que o termo foi utilizado na forma escrita foi em 1959 por William H. White na monografia “*Securing Open Space for Urban América*”, e provavelmente advém da fusão das palavras e conceitos *parkway* e *greenbelt* e desde então a palavra e seu significado têm sido amplamente difundidos (LITTLE, 1990).

Como definição de *greenways*, encontramos em Little, 1990:

“**greenway** (*grēn-wā*) *n.* 1. A linear open space established along either a natural corridor, such as a riverfront, stream valley, or ridgeline, or overland along a railroad right-of-way converted to recreational use, a canal, a scenic road, or other route. 2. Any natural or landscaped course for pedestrian or bicycle passage. 3. An open-space connector linking parks, nature reserves, cultural features, or historic sites with each other and with populated areas. 4. Locally, certain strip or linear parks designated as a parkway or greenbelt. [American neologism: green + way; origin obscure.]”

Segundo Ahern (1995), o termo *Greenways* é utilizado para áreas lineares que são planejadas, desenvolvidas e manejadas para múltiplos propósitos tais como, ecológicos, recreacionais, culturais, estéticos e outros condizentes com o conceito de uso sustentável do solo. Ahern (*op. cit.*), esclarece ainda, que os *greenways* podem ser definidos a partir de cinco princípios:

- 1- A configuração espacial dos *greenways* é essencialmente linear, sendo que esse conceito é o que diferencia essas áreas de outros elementos da paisagem;
- 2- A capacidade de união de elementos da paisagem é outra característica importante dos *greenways*, pois eles atuam de forma sinérgica num sistema;

3- Os *greenways* são multifuncionais, associando usos espaciais e funcionais de forma compatível. Esta característica exige que, no momento de planejamento dessas áreas, se tenham bem claros os objetivos a serem alcançados, refletindo as necessidades ecológicas, culturais, sociais e estéticas;

4- O conceito dos *greenways* está baseado no conceito de desenvolvimento sustentável;

5- Os *greenways* representam uma estratégia espacial com base em vantagens de sistemas lineares integrados, assim, eles devem ser considerados como complementos da paisagem, onde deve haver esforços para manter outras áreas não lineares, cuja composição não seria beneficiada pelos usos múltiplos.

5. 2- Tipos de *Greenways*

Os *greenways* podem ser classificados conforme seu tipo de projeto em cinco categorias gerais (LITTLE, 1990):

- *greenways* urbanos ao longo de rios e lagos, geralmente criados como parte de programas de recuperação de áreas;
- *greenways* recreacionais, criados em corredores naturais como canais abandonados, trilhas ou estradas abandonadas geralmente de longa distância;
- corredores naturais ecologicamente significantes, normalmente ao longo de rios ou linhas de cumeeada, que podem possibilitar a migração de espécies, estudo da natureza e caminhadas a pé;
- rotas cênicas ou históricas, ao longo de estradas, rodovias, rios e lagos;
- sistema abrangente ou rede de *greenways*, baseados em formas naturais como vales ou então pela união de *greenways* e espaços abertos de vários tipos criando infraestruturas verdes alternativas.

5. 3- Planejamento de *Greenways*

Segundo Flink & Searns (1993), não há um método único de planejamento e implementação de *greenways*, e a definição do método a ser utilizado é dependente da comunidade que está realizando o projeto, sendo muito usual, entretanto, que o início seja dado a partir de um plano. Este plano deve conter dois componentes chave, que são: uma completa investigação da área onde será implantado o *greenway* e, o envolvimento com o público.

Flink & Searns (1993) sugerem um processo de planejamento de *greenways* composto por três fases principais: inventário e análise (levantamento dos recursos naturais e culturais do corredor), preparação do plano conceitual (definição de metas, objetivos e programa de ações recomendadas) e preparação do plano final (documento especificando e alocando todas as modificações propostas para a área, com detalhada estimativa de custos) (FLINK & SEARNS, 1993).

A fase de inventário e análise engloba o levantamento dos aspectos de:

- propriedade da terra (uso e cobertura do solo, zoneamento, localização de propriedades, impacto causado pelo *greenway* e contato com proprietários),
- levantamento ambiental (vegetação, geologia, solos, hidrografia, topografia, clima, feições naturais significativas e vida silvestre),
- acesso e transporte (existência e localização dos acessos e meios de transporte),
- análise sócio-econômica (leis e políticas existentes e as que regulamentarão a área, recursos fiscais e eventos comunitários),
- recursos históricos e culturais (componentes históricos e culturais nacionais, regionais e locais),
- recreação comunitária (atividades exercidas, equipamentos e locais existentes, necessidades recreacionais da comunidade),
- infra-estruturas públicas e privadas (água, luz, telefone, banheiros; planos de expansão de infra-estruturas),
- impactos na comunidade (impactos físicos, culturais e econômicos; qualidade de vida),
- gestão e operação (responsabilidade de gestão e operação do *greenway*),
- análise subjetiva do corredor (relacionadas às oportunidades recreacionais geradas por aspectos de quantidade de construções, pontos de observação, identificação de áreas iluminadas e mal iluminadas, mudanças de temperatura, mudanças sazonais, forma das paisagens, riscos potenciais, características da paisagem e atitude da comunidade em relação à área).

As informações reunidas na fase de inventário devem ser reorganizadas conforme a técnica de sobreposição de mapas proposta por McHarg, subsidiando assim a segunda fase do processo de planejamento, a de preparação do plano conceitual. Nesta fase são definidos os objetivos relacionados da seguinte forma:

- objetivos humanos (como o público utilizará o *greenway* e como isso o afetará, como também, o que deve ser desenvolvido para suprir suas necessidades),
- objetivos ambientais (como o *greenway* pode proteger ou implementar os recursos naturais e sistemas ecológicos),
- objetivos de implantação (como e quem deve implantar o *greenway*),
- gestão futura (quem irá gerir o *greenway* e que tipo de manejo será necessário),
- objetivos econômicos (quanto dinheiro será necessário para implementar e manter o *greenway* e de onde esse dinheiro será proveniente).

Os planos conceituais normalmente são apresentados de forma gráfica ou dissertativa e devem apresentar alternativas de desenvolvimento, considerando as vantagens e desvantagens de cada uma.

Na fase de preparação do plano final, uma das formas de desenvolvimento para o *greenway* deve ser escolhida e apresentada, contendo, sua localização exata, medidas de proteção e conservação dos recursos naturais, forma de acesso e infra-estruturas disponíveis, especificações de manejo, estimativa de custos de implantação e estratégias de desenvolvimento.

Outra proposta de planejamento de *greenways* é dada por Smith & Hellmund (1993) embasada por princípios de Ecologia da Paisagem. Neste método são utilizadas quatro fases de planejamento: 1- análise de escala regional determinando as possibilidades e limitações para a criação do *greenway*; 2- seleção de objetivos para o projeto, definição de tipos de usos e seleção de uma área de estudo dentro da região com potencial para desenvolvimento de um *greenway*; 3- seleção e avaliação de locais alternativos para a instalação do *greenway*; 4- criação e implantação de projetos para alocação de infra-estruturas e tipos de usos e, preparação de planos de manejo.

Outros autores formularam propostas metodológicas menos abrangentes, considerando alguns aspectos particulares conforme os objetivos de cada *greenway*.

Baschak & Brown (1995) propuseram um procedimento sistemático para o planejamento, delineamento, e manejo de *greenways* ao longo de rios em áreas urbanas.

Inicialmente, foram determinados os recursos naturais e culturais, classificados como elementos da paisagem de acordo com suas características relevantes ao *greenway*.

Posteriormente, esses elementos foram inventariados; classificados como manchas isoladas ou corredores, e conforme sua escala e hierarquia na paisagem; e então quantificados.

A partir deste embasamento, tendo sido considerados os aspectos de conexão de áreas ricas em espécies, características urbanas e o conteúdo e estruturas naturais preexistentes, a estrutura espacial do *greenway* foi determinada.

Já com o enfoque recreacional, Tzolova (1995) em seu trabalho no rio Danúbio na Europa Central, dividiu sua metodologia em três fases.

Na primeira, denominada análise da paisagem, estudaram-se os componentes naturais (relevo, clima, hidrologia, solos, vegetação e vida selvagem) e antropogênicos (economia, urbanização e atividades recreacionais) da paisagem associada ao rio Danúbio.

Na segunda fase, relacionada ao diagnóstico da paisagem, determinou-se a conveniência recreacional e atrações visuais estéticas da paisagem natural.

Realizou-se então na última fase, a síntese da paisagem, com a definição de locais específicos e estruturas espaciais e funcionais que compõem o sistema de *greenways* do rio Danúbio, como um ambiente para o desenvolvimento da recreação e turismo.

No trabalho de Linehan, Gross & Finn (1995), que propõe o planejamento de *greenways* através do desenvolvimento de uma abordagem de redes ecológicas, a metodologia utilizada é iniciada pelo inventário do meio físico (caracterizando-se o uso e cobertura do solo) e do meio biológico (fauna, flora e seus habitats).

Após a fase de inventário, cada módulo foi analisado separadamente, e a partir desta análise inicial foi avaliada a capacidade de conexão entre os módulos dos meios físicos e biológicos. Conforme a capacidade de conexão entre os módulos, gerou-se a rede de corredores.

Para o estabelecimento de um *greenway* determinado pelas qualidades cênicas locais, Shannon *et. al.* (1995), realizaram um trabalho no vale do rio St. Laurence, ao norte do estado de Nova Iorque, Estados Unidos. A área de estudo compreende três setores do vale, para os quais foram desenvolvidas metodologias particularizadas, porém embasadas num mesmo modelo inicial que consiste na elaboração de fotos e vídeos.

O material produzido foi avaliado por várias pessoas que classificaram as paisagens conforme sua beleza cênica. A partir desta avaliação, foram determinadas as áreas de enfoque do *greenway* a serem implantadas.

Bueno *et. al.* (1995) propuseram uma metodologia para o planejamento de *greenways* regionais ao longo de rios e reservatórios no Sul da Flórida, Estados Unidos, onde o ambiente foi analisado através de sua descrição geográfica, morfológica e topográfica.

Na análise geográfica, foi realizado um mapa de vegetação, comparando-o com um já existente. Desta junção obteve-se um mapa da evolução da cobertura vegetal, que unido ao mapa de drenagem originou o mapa inicial de localização do *greenway*.

A morfologia foi utilizada para a caracterização das áreas de corredores, conforme largura e localização (trechos urbanos, periferias, rurais e naturais). A topografia realizada embasou a análise da conectividade entre os corredores. Os resultados obtidos colaboraram para o aperfeiçoamento da delimitação da área do corredor.

Com o enfoque de conservação ambiental e desenvolvimento de áreas de lazer para a população, Giordano (2000) propôs o planejamento de um *greenway* para um trecho do rio Corumbataí, Município de Rio Claro, SP.

Numa primeira etapa da investigação, foram caracterizadas a geomorfologia por meio de fotointerpretação, possibilitando a demarcação da área a ser ocupada pelo *greenway*; a fitossociologia, por meio de levantamento fitossociológico, identificando trechos de mata preservados e outros degradados, porém ainda com potencial de recuperação; e a população da área de entorno, através de questionários de percepção ambiental, sendo possível observar a necessidade e a aprovação da população em relação à área de lazer.

A partir destes dados, realizou-se uma etapa de planejamento, onde as informações foram analisadas, resultando em um mapa de delimitação da área do *greenway*, mostrando-se os pontos para prática de atividades de lazer.

Apesar da literatura não apresentar uma metodologia única comum ao planejamento de *greenways*, algumas técnicas foram bastante observadas, dentre as quais, podem ser destacadas as de identificação e quantificação da fauna, flora, elementos da paisagem e elementos antrópicos, percepção ambiental, sensoriamento remoto e sobreposição de mapas.

Uma análise sobre os trabalhos realizados no planejamento de *greenways* mostra que os estudos sobre o meio físico são de extrema importância para que se alcancem os objetivos de implantação dessas áreas.

Mais especificamente, uma análise sobre o trabalho de Giordano (2000), mostra que para se iniciar o processo de delimitação física dos *greenways*, a análise geomorfológica foi de fundamental importância, enquanto as análises fitossociológica e da população, já poderiam estar contidas numa segunda fase, onde o ambiente passa a ser manejado e a diversidade incrementada. Pôde-se concluir que, como etapa inicial de planejamento, seriam mais relevantes as determinações de áreas de influência da dinâmica fluvial, áreas de ocorrência de vegetação, independentemente do seu estado de preservação, e locais propícios

para a prática de atividades de lazer, também independentemente do uso requerido pela população.

5.4 - Gestão de *greenways*

Segundo Little (1990), existem três formas básicas de gestão de *greenways*. A primeira é realizada pelo governo, sendo o proprietário das terras, quem faz o desenvolvimento do *greenway* e mantém sua gestão para sempre. Sua gerência pode ser municipal ou regional e podem existir ONGs que façam o planejamento e implementação em escala local. Neste caso, o ideal é que exista um departamento governamental próprio para gerenciar estas áreas sem que elas sejam atribuições de departamentos como o de transportes ou praças e parques.

A segunda forma seria a gestão dos *greenways* por ONGs ou empresas particulares, onde não há a intervenção do Estado.

Já na terceira abordagem, há uma combinação entre poder público e ONGs. Esta combinação poderia ser feita na forma de uma Fundação, com a existência de um corpo de diretores formado por representantes de organizações civis, corporações de comércio, associações acadêmicas e profissionais e departamentos governamentais. A Fundação pode ainda caminhar para se transformar em um Comitê.

Com este tipo de abordagem são ressaltados alguns benefícios da Fundação pública-privada que são: facilidade de comunicação com proprietários de terra e rápido poder de decisão; existência de autoridade dada pela aliança governamental; ausência de limite geográfico gerado pelas jurisdições; decisões tomadas sem pressão política; e maior facilidade em conseguir donativos.

Flink & Searns (1993) também consideram que a gestão de *greenways* deve ser realizada por uma parceria entre os setores público e privado, formando um Comitê constituído de membros articulados que representem um variado grupo de interesses da comunidade. São importantes neste Comitê oficiais públicos, proprietários das terras, legisladores, potenciais oponentes ao projeto, empresas e representantes das comunidades agrícolas, ambientais, culturais e históricas.

Após a decisão de quem será o gestor de um *greenway*, é importante que se realize um plano de gestão. Flink & Searns (1993) sugerem um plano de gestão composto por sete componentes:

- 1- Gestão de risco e segurança do usuário;

O órgão gestor do *greenway* deve ser responsável pela segurança dos usuários, mantendo o local livre de elementos que ponham o usuário em risco, ou quando isto se torna inviável, o órgão gestor deve informar os riscos ao usuário por meio de sinalização, folhetos explicativos, palestras e quando possível com vigilância.

2- Manutenção;

A manutenção do *greenway* é de fundamental importância, pois é ela que torna o lugar agradável à visitação. Deve haver um plano de manutenção constante, já previsto e dimensionado, como a limpeza de lixo ou manutenção de trilhas e um plano de manutenção emergencial, para reparos em locais que sofreram danos não previstos como atos de vandalismo ou incêndio, por exemplo.

3- Procedimentos de patrulhamento e emergência;

O patrulhamento dos *greenways* tem como principal função a prevenção de acidentes, crimes ou atos de vandalismo, sendo extremamente útil no socorro de acidentes.

4- Gerência;

Após a decisão de quem será o órgão gestor do *greenway*, deve-se decidir como essa gerência será feita, como por exemplo, se haverá terceirização em algumas funções e como elas ocorrerão.

5- Programação e eventos;

Esta etapa é que controla como o *greenway* será utilizado, no sentido de que conforme os equipamentos oferecidos (anfiteatros, esportes radicais, áreas de piquenique, etc.) obtêm-se um tipo de frequência de população bem como um determinado tipo de atividades exercidas.

6- Administração e melhorias;

Este tópico se relaciona à adequada administração que promoverá a conservação dos recursos que levaram a criação do *greenway*, como um rio ou uma rota histórica, e posteriormente como os fundos serão distribuídos para a manutenção ou implementação de equipamentos.

7- Fundos para manutenção.

Deve ser decidido como os fundos necessários a manutenção do *greenway* serão arrecadados, como por exemplo, doações, dinheiro público, taxa de entrada ou uso de equipamentos e comércios como lanchonetes e restaurantes.

5.5 – Ecologia da Paisagem e *greenways*

Uma abordagem sobre planejamento ambiental vista sob a ótica da Ecologia da Paisagem pode ser distinguida de uma abordagem tradicional de planejamento ambiental. Enquanto a abordagem tradicional busca a solução de problemas como quantidade e qualidade da água entre outros, por meio de soluções pontuais, sem se considerar o contexto total ou muitas vezes utilizando-se de obras de engenharia, a Ecologia da Paisagem busca uma abordagem mais ampla sobre o planejamento da paisagem, pois considera a conservação da biodiversidade e a proteção de recursos realizada de forma ecologicamente completa, não utilizando soluções de engenharia (THORNE, 1993 *in* SMITH & HELLMUND, 1993).

A partir da perspectiva da Ecologia da Paisagem, a delimitação de um *greenway* requer a aplicação do conceito denominado contextualização, ou seja, o processo se inicia pela análise do contexto onde o *greenway* irá existir. Desta forma, dois aspectos são importantes: o padrão dos elementos na paisagem e a tendência da matriz envolvente (THORNE, 1993 *in* SMITH & HELLMUND, 1993).

A análise dos padrões de elementos da paisagem indicará por onde o *greenway* deve seguir, assim áreas como corredores em rios, linhas de cumeeira ou espaços verdes não desenvolvidos podem dar espaço ao *greenway*, enquanto paisagens fragmentadas como áreas suburbanas restringem seu uso. Já a tendência da matriz envolvente é importante, pois a conexão entre corredores é feita através dela, assim, quanto se tem uma matriz de florestas manejadas, como as de eucalipto e pinus, não são necessários tantos esforços em realizar a conexão como o que seria necessário em um matriz agrícola, por exemplo (THORNE, 1993 *in* SMITH & HELLMUND, 1993).

Neste pensamento, o desenvolvimento de uma rede ampla de *greenways* através de uma paisagem deveria ser realizado separando-se tipologias como topos de morro, terras altas, corredores em rios e conectores que atravessam esses gradientes altitudinais e unem o sistema como um todo. Desta maneira, *greenways* em rios protegeriam os recursos hídricos, seguidos por aqueles de terras altas, que englobam florestas de interior, até os topos de morro com habitats mais secos (THORNE, 1993 *in* SMITH & HELLMUND, 1993).

Para que esta se torne uma análise completa em seu esforço de conservação ambiental, devem ser consideradas ainda, as características funcionais dos elementos da paisagem conectados, considerando como os corredores funcionariam como habitats, condutores, barreiras, filtros, fonte ou atratores; como eles interagiriam com a matriz

envolvente; e como seriam afetados pelas mudanças na paisagem (THORNE, 1993 *in* SMITH & HELLMUND, 1993).

Um método de grande auxílio utilizado nesta abordagem é a análise dos mapas de cobertura e de propriedade do solo. Esses mapas possibilitam a análise do potencial físico para conexão entre corredores; a condição local da matriz, manchas e corredores; e finalmente a possibilidade de implantação de um *greenway* (THORNE, 1993 *in* SMITH & HELLMUND, 1993).

5. 6 – Ecologia da Paisagem

A primeira referência a palavra “paisagem” é encontrada em poemas líricos do antigo testamento datando 1000 A.C. referindo-se à vista que se tinha de Jerusalém, com seus templos, castelos e palacetes. Posteriormente, essa palavra foi utilizada nas artes e literatura referindo-se ao retrato real da beleza da natureza. No início do século XIX, o termo paisagem foi introduzido como conceito geográfico-científico por Alexander Von Humbolt, significando: “o caráter total de uma área geográfica”. Já o termo Ecologia da Paisagem foi introduzido pela primeira vez em 1939 pelo geógrafo alemão Carl Troll, quando propôs que geógrafos e ecólogos unissem o estudo vertical de ecossistemas com o estudo horizontal da corologia (setor da Biogeografia que estuda migrações e áreas de distribuição) (METZGER, 2001; SOARES-FILHO, 1998).

Forman & Godron (1986) interpretam paisagem como um terreno heterogêneo, composto de agrupamentos de ecossistemas interagentes que se repetem de forma similar, sendo que as paisagens são delimitadas conforme a sua homogeneidade em relação ao clima, geomorfologia e regimes de distúrbios a que estão submetidas.

Os autores definem então a Ecologia da Paisagem como ciência que estuda a estrutura, função e mudanças da paisagem. A estrutura se refere a como são as relações espaciais entre os ecossistemas ou elementos da paisagem; a função indica as interações entre os elementos espaciais da paisagem; e a mudança na paisagem trata as alterações na estrutura e função do mosaico ecológico através do tempo (FORMAN & GODRON, 1986).

Vink (1975) apud Rocha et al. (1997) define Ecologia da Paisagem como “o estudo sistêmico dos atributos de uma superfície geográfica, como produtos de ecossistemas e dos processos envolvidos na determinação desses atributos”.

A unidade do estudo da paisagem é o elemento da paisagem, que são os elementos ou unidades formadores da paisagem. Os termos ecótopo, biótopo, unidade da paisagem,

célula da paisagem, geótopo, fácies, habitat, sítio ou ecossistemas podem ser tratados como elementos da paisagem. Dentro dos elementos da paisagem, podem ainda ser identificadas as tesselas, que são a menor unidade homogênea que pode ser visualizada, sendo dependente da escala de trabalho, como exemplo pode-se citar a unidade de resolução pixel. Desta maneira, a paisagem pode ser estudada a partir de três tipos de elementos da paisagem, que formam a estrutura da paisagem: as manchas, os corredores e a matriz envolvente (FORMAN & GODRON, 1986).

Segundo Forman & Godron (1986), a Ecologia da Paisagem é uma ciência regida por sete princípios, sendo os dois primeiros relacionados à estrutura da paisagem, os três seguintes à função e os dois últimos à mudança, que são:

1- Princípio da Estrutura e Função da Paisagem

Qualquer ecossistema ou elemento da paisagem pode ser reconhecido como mancha, corredor ou matriz, pois elementos ecológicos podem estar distribuídos heterogeneamente entre esses elementos. Determinar esta distribuição espacial é entender a estrutura da paisagem. Entretanto, estes objetos ecológicos fluem entre esses elementos, determinar e prever esses fluxos e interações é entender a função da paisagem.

2- Princípio da Diversidade Biótica

Um alto grau de heterogeneidade em uma paisagem resulta da existência de diversos tipos de ecossistemas presentes.

3- Princípio do Fluxo de Espécies

A distribuição de espécies e a estrutura da paisagem são inter-relacionadas.

4- Princípio da Redistribuição de Nutrientes

Quanto maior o distúrbio, maior a taxa de redistribuição de nutrientes minerais entre os elementos da paisagem.

5- Princípio do Fluxo de Energia

Os fluxos de energia e biomassa entre limites separando manchas, corredores e matriz aumentam com o aumento da heterogeneidade da paisagem (Alta razão perímetro/área).

6- Princípio da Mudança da Paisagem

Quando sem distúrbios, a paisagem tende à homogeneidade, moderados distúrbios rapidamente aumentam a heterogeneidade e severos distúrbios levam tanto à homogeneidade quanto à heterogeneidade.

7- Princípio da Estabilidade da Paisagem

A estabilidade no mosaico da paisagem pode mudar de três formas:

- estabilidade física do sistema (caracterizado pela ausência de biomassa)
- rápido recobrimento a partir de um distúrbio (baixa biomassa)
- alta resistência ao distúrbio (alta biomassa)

A partir do entendimento dos princípios que regem a Ecologia da Paisagem, pode-se aprofundar o conhecimento sobre a estrutura da paisagem, formada pelas manchas, corredores e matriz.

Por definição, manchas são elementos não lineares que diferem em aparência da área que a envolve. São características importantes nas manchas a sua origem ou mecanismo causador, seu tamanho, formato e distribuição (FORMAN & GODRON, 1986).

Podem ser originadas ou ter como mecanismo causador distúrbios, heterogeneidade ambiental ou introdução (FORMAN & GODRON, 1986).

Distúrbios em uma pequena área da matriz geram manchas que podem desaparecer após um processo natural de sucessão ecológica, quando gerados por causas pontuais como um raio que induza o fogo em uma floresta, ou então, podem persistir por um período indeterminado de tempo se o distúrbio que as causou for repetido, ou mesmo, crônico, como seria o exemplo de uma área de terraço fluvial que sofre inundações esporádicas. Da mesma maneira, distúrbios crônicos ou pontuais, podem gerar manchas remanescentes, porém estes distúrbios ocorrem na maior parte da matriz envolvente, como seria exemplo uma área de floresta transformada parcialmente em agricultura. (FORMAN & GODRON, 1986).

Manchas geradas por heterogeneidade ambiental ocorrem em locais onde existem recursos ambientais específicos que limitam a sua colonização, como exemplo dos solos hidromórficos em várzeas. Já manchas geradas por introdução são aquelas em que algum elemento foi introduzido por ação humana, como por exemplo, uma plantação dentro de uma área florestal homogênea, ou também casas isoladas e cidades. O último tipo de mancha que pode ser encontrada numa paisagem é a denominada efêmera, causada por fenômenos como a migração ou ataque de pragas (FORMAN & GODRON, 1986).

Quanto ao tamanho, várias questões relevantes devem ser consideradas, como o tamanho ótimo ou mínimo necessário para se atingir um objetivo, sendo características de grande importância, as ecológicas, como fluxo de energia, ciclo de nutrientes e dinâmica de espécies, e as econômicas, como habilidade para mecanização agrícola, distância de habitações e comércios e variação topográfica (FORMAN & GODRON, 1986).

Ressalta-se em relação ao tamanho da mancha sua proporção entre borda e interior, pois quanto menor uma mancha, maior o efeito de borda observado e também a

proporção de número de espécies, pois, quanto maior a mancha maior o número de espécies esperado (ODUM, 1988).

As manchas possuem uma série de relações definidas pelo seu formato, que pode ser desde isodiamétrica (um círculo perfeito) a formas que tendem a um retângulo. Este formato define primordialmente a composição das espécies em seu interior, pois formas isodiamétricas têm uma relação maior de espécies de interior do que aquelas que tendem ao retângulo, que podem chegar ao extremo de possuírem somente espécies de borda. Também o formato côncavo ou convexo dos limites da mancha pode indicar sua expansão ou contração (FORMAN & GODRON, 1986; ODUM, 1988).

Forman & Godron (1986) estabelecem ainda que as relações de comprimento da borda e interação com a matriz, probabilidade de existência de barreiras dentro da mancha, probabilidade de existência de diversidade de habitats dentro da mancha e funcionamento da mancha como corredor para espécies aumenta conforme a mancha tende a formas alongadas, enquanto as relações de diversidade de espécies e eficiência de forrageamento dentro da mancha aumentam conforme as manchas tendem a formatos isodiamétricos.

O número de manchas e sua distribuição dentro da paisagem obedecem ainda a padrões que podem ser uniformes, aleatórios ou agregados. Dependendo de sua configuração e quantidade, as manchas podem funcionar como fonte de recursos ou barreiras, tornando-se muito importante a análise de como essas manchas estão ou poderiam estar conectadas por meio de corredores.

Corredores são estreitas faixas de terra que diferem da matriz em ambos os lados e podem ser encontradas isoladas ou unindo manchas. Elas podem ter o mesmo tipo de origem das manchas e podem ser quanto ao formato, corredores em linha, em faixa e ripários. Os corredores ripários são aqueles relacionados aos rios, já os corredores em linha ou faixa podem ser formados por qualquer elemento linear como rodovias, e diferem entre si pela sua largura. Assim os corredores em linha possuem somente borda enquanto os corredores em faixa possuem tamanho suficiente para conter borda e interior. São condições relevantes nos corredores sua curvilinearidade, existência de quebras e nós (FORMAN & GODRON, 1986).

A análise primordial que se realiza em corredores é a de conectividade, que é a medida para se saber o quão espacialmente contínuo é um corredor e pode ser quantificada pela medida de quebras por unidade de comprimento. A presença ou ausência de quebras em um corredor é que determina a sua efetividade em relação às funções de barreira ou condutor (FORMAN & GODRON, 1986).

Matriz é o mais extenso e conectado elemento da paisagem, e, portanto gera suas regras de funcionamento. Ela pode ser definida primeiramente a partir de seu tamanho em área total quando comparados com os elementos manchas e corredores, para tanto se deve separar os elementos observados numa paisagem e somar suas áreas, a princípio se houver uma grande diferença entre os tamanhos relativos a área maior é que será a matriz. Porém quando o tamanho entre os elementos se aproxima, se considera o grau de conectividade entre os elementos, o mais conectado será então a matriz. Quando esta medida também se aproxima se deve analisar o controle sobre as dinâmicas existentes, por exemplo, entre uma floresta vizinha de um campo, se a floresta está sendo uma fonte de recursos e colonizando o campo ou se o campo é quem está propagando sementes e tomando o lugar da floresta. A feição dominante neste caso será então a matriz (FORMAN & GODRON, 1986).

A porosidade é a medida de maior importância na matriz e trata a densidade com que as manchas são encontradas nela, para medi-la basta contar quantas manchas são encontradas por unidade de área em uma paisagem (FORMAN & GODRON, 1986).

5. 6. 1 - Métricas em Ecologia da Paisagem

Para se obter um melhor entendimento das relações compreendidas na paisagem, representadas pelas formas categorizadas como manchas, corredores e matriz, pode-se utilizar vários tipos de medidas para quantificar padrões da paisagem como índices de diversidade, conectividade, formas dos fragmentos, entre outros, que, quando analisados em função de seu significado ecológico podem traduzir informações úteis ao planejamento, conservação e preservação de áreas naturais, mantendo um equilíbrio entre áreas desenvolvidas e não desenvolvidas dentro de uma determinada paisagem.

É justamente no estudo de paisagens reais, que contém complexos padrões espaciais na distribuição de recursos variáveis ao longo do tempo, e na quantificação desses padrões e dinâmicas que reside o alcance da análise dos padrões da paisagem (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

Sob esta perspectiva, deve-se ressaltar a importância da escala, que é o nível de resolução espacial observada ou considerada, utilizada num estudo. O conceito ecológico de escala abrange duas características que são a extensão e a granulação. A extensão é a área total sob investigação e a granulação é o tamanho das unidades individuais sob observação que podem ser distinguidas (FORMON & GODRON, 1986).

É muito importante que a extensão e a granulação sejam definidas num estudo, e que elas representem o fenômeno ou organismo sob investigação, pois de outra forma, pode-se incorrer em erros, como, por exemplo, demarcar uma área que é menor do que a área de abrangência de uma espécie. Um outro exemplo da utilidade desses conceitos pode ser dada em uma análise de uso e cobertura do solo, onde uma granulação fina representa ambientes altamente fragmentados e descontínuos representados por pequenos fragmentos, enquanto uma granulação grossa representa um ambiente com menor descontinuidade, composto de alguns grandes fragmentos (FORMON & GODRON, 1986; MCGARIGAL & MARKS, 1995).

Métodos quantitativos são requeridos para tornar possível a comparação entre paisagens, identificar mudanças significativas ao longo do tempo e relacionar padrões da paisagem a funções ecológicas (TURNER, 1989).

Os padrões da paisagem podem ser descritos de diferentes formas, dependendo de como os dados foram amostrados, do formato de dado que se tem e do objetivo da investigação realizada. Segundo McGarigal & Marks (1995), existem quatro tipos de dados espaciais que representam diferentes padrões da paisagem:

- o primeiro, representado por padrões espaciais de pontos, onde o interesse principal está antes na sua localização do que em qualquer atributo quantitativo ou qualitativo da entidade de estudo, um exemplo seriam árvores de uma dada espécie numa floresta;

- no segundo tipo, são representados padrões de redes lineares, que têm como característica um elemento linear que é capaz de fazer a conexão de nós, como rios ou áreas ripárias unindo fragmentos florestais;

- no terceiro, padrões de superfície representam medidas quantitativas que variam continuamente através da paisagem, não havendo demarcações de limites. Os dados aqui podem assumir uma superfície tri-dimensional, como os modelos de elevação do terreno, onde os valores assumidos são a altitude em mapas topográficos, por exemplo.

- no quarto tipo, são utilizados mapas temáticos, ou categóricos, que representam as unidades de interesse como manchas discretas, podendo ser exemplificados os mapas de uso e cobertura do solo.

Ainda sobre a utilização de mapas temáticos, existe uma questão importante, que é como os dados serão analisados teoricamente, pois existem dois tipos de abordagem, uma derivada do Modelo de Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967) e outro utilizando o Modelo de Mosaicos na Paisagem derivado de Forman (1995) (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

Nesta abordagem, o Modelo de Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967) trata um único tipo de mancha envolta por uma matriz hostil ou então ecologicamente neutra, assim são enfatizadas a extensão, características espaciais e a distribuição dos fragmentos da categoria sob estudo (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

Uma consideração importante é que nesta abordagem, como se assume que a matriz é neutra ou hostil, tem-se uma simplificação muito grande da realidade, pois em um ambiente real, a matriz ou manchas de outras categorias podem representar barreiras ou abrigos em diferentes graus, como exemplo, pode-se pensar na diferença de situações em que um animal como uma onça teria que enfrentar para cruzar uma área urbana, uma área agrícola ou uma mata ciliar. Porém, em contraponto, quando se tem uma matriz e outras categorias de manchas que se aproximam em algumas características mediante o processo ou organismo em estudo, a abordagem de Biogeografia de Ilhas se torna bastante útil, justamente pela simplificação que é capaz de promover, como exemplo pode-se analisar um grupo de pássaros atravessando a mesma matriz do exemplo anterior com uma área urbana, uma área agrícola e uma mata ciliar.

Já o Modelo de Mosaicos na Paisagem derivado de Forman (1995), trata a paisagem como um complexo de fragmentos de diferentes tipos, que não podem ser simplesmente categorizados em elementos discretos como manchas, corredores e matriz, a paisagem neste caso é vista conforme o organismo ou processo de interesse. Desta forma, sua maior vantagem é a forma realista como trata as relações entre os organismos e os padrões da paisagem, e sua maior dificuldade reside justamente no fato de que para se utiliza-la, é necessário um extenso entendimento de todos os processos e organismos em questão (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

Além de poderem ser descritos de diversas formas, os padrões da paisagem também podem ser quantificados de maneiras diferentes, por meio dos índices de Ecologia da Paisagem.

Turner (1989) revisou vários métodos que foram utilizados em estudos de Ecologia da Paisagem e enumerou algumas medidas eficientes em analisar a estrutura da paisagem, que são: riqueza relativa, dominância relativa, fragmentação relativa, diversidade, dominância, dimensão fractal, distância do vizinho mais próximo, contágio e bordas.

Forman (1995) complementa que os índices podem ser agrupados em quatro categorias: medidas de diversidade (riqueza relativa, dominância relativa, diversidade e dominância), medidas de bordas (número de bordas, dimensão fractal e fragmentação relativa), medidas focadas em um fragmento (isolação do fragmento, acessibilidade ao

fragmento) e medidas focadas em todas os fragmentos (dispersão dos fragmentos, isolamento dos fragmentos, distância do vizinho mais próximo e contágio). Assim, com a utilização desses índices, podem ser descritas a composição e a configuração da paisagem.

A configuração trata das características espaciais e de distribuição física dos elementos na paisagem; enquanto a composição, que é facilmente quantificada, refere-se às feições associadas com a variedade e abundância dos tipos de elementos contidos na paisagem (MCGARIGAL & MARKS, 1995). Segundo os autores, as métricas da paisagem também podem ser definidas em relação aos processos ecológicos como medidas estruturais ou funcionais. As medidas estruturais são aquelas que definem a composição e a configuração dos fragmentos, sem explicitar as relações ecológicas que ocorrem, essas relações são interpretadas posteriormente embasadas nos resultados obtidos. No caso das medidas funcionais, as relações ou processos estudados são explicitadas, como nos estudos de conectividade onde se considera todas as categorias da paisagem, cada uma delas interferindo na capacidade de movimentação de maneira diferente.

McGarigal & Marks (1995) fazem uma divisão dos índices que medem a composição e a configuração da paisagem:

Composição

- Abundância relativa de cada espécie - proporção de cada classe relativamente ao total do mapa;
- Riqueza - número de diferentes tipos de fragmentos;
- Dominância - abundância relativa de cada tipo de fragmento;
- Diversidade - medida composta pela riqueza e dominância.

Configuração espacial

- Tamanho e densidade dos fragmentos - o tamanho é a medida mais simples de configuração, porém várias outras medidas são derivadas dela; densidade representa a quantidade de fragmentos por unidade de área;
- Complexidade do formato do fragmento - esta medida se refere à geometria dos fragmentos, relatando o quanto eles tendem a ser simples ou compactos, irregulares ou convolutos. É uma medida de difícil acesso, uma vez que existem inúmeras formas que um fragmento pode assumir, as medidas mais comumente utilizadas são aquelas baseadas na relação perímetro-área, na dimensão fractal ou então na forma euclidiana (círculo ou quadrado);
- Área nuclear - representa o interior de fragmento, após a eliminação de uma área de borda previamente delimitada; pressupõe-se que a área nuclear é aquela que não sofre

efeito de borda. A medida de área nuclear integra as medidas de tamanho, forma e efeito de borda do fragmento em uma única medida;

- Isolação e proximidade - esta medida relata a tendência dos fragmentos de serem mais ou menos isolados de outro de mesma categoria ou categoria similar. Uma medida pode ser a proximidade do vizinho mais próximo, porém outras medidas formuladas em termos tanto do tamanho do fragmento como da proximidade dos seus vizinhos, onde é estipulada uma distância de vizinhança pelo usuário;

- Contraste - refere-se à diferença existente entre tipos de fragmentos, onde o usuário determina a noção de contraste (tênue, abrupto, etc.) pela comparação de classes duas a duas. Este índice também pode ser interpretado como uma medida contraste de vizinhança, uma vez que, quando focalizado um fragmento, um alto contraste significa um alto grau de isolamento;

- Dispersão - relata a tendência de quanto os fragmentos encontram-se distribuídos regularmente ou agregados, os índices mais comuns são derivados dos valores de distância do vizinho mais próximo da mesma classe. Muitas vezes ele é computado em termos da variação relativa das distâncias ao vizinho mais próximo, e interpretado como fragmentos agrupados quando a variância for maior que a média, e regularmente distribuídos quando a variância for menor que a média.

- Contágio e intercalação - o contágio mostra a tendência dos tipos de fragmentos estarem espacialmente agregados, ignorando o fragmento como todo e medindo a extensão com que células de classe similar estão agregadas. Já a intercalação relata a mistura de fragmentos (não de células) de diferentes tipos. Existem várias formas de se realizar essa mensuração, o índice mais comum é o de contágio (LI & REYNOLDS, 1993) que se baseia na probabilidade de encontrar uma célula do tipo i vizinha a uma do tipo j , e seu valor aumenta quando a paisagem é dominada por poucos grandes fragmentos e diminui conforme aumenta a mistura (intercalação) entre fragmentos. McGarigal & Marks (1995) sugeriram um índice complementar que aumenta conforme os fragmentos tendam a serem freqüentemente mais homogeneamente intercalados.

- Subdivisão - nesta medida é relatado o grau com que um tipo de fragmento é dividido em fragmentos separados. Aqui não são analisados o tamanho, forma, localização relativa ou arranjo espacial, mas sim o número, densidade, área total por classe e grau de contágio. Medidas mais explícitas foram propostas por Jaeger (2000) utilizando a distribuição cumulativa. Esta medida pode ser aplicada tanto para análise de classes, onde mostra o grau

de sua fragmentação, como para a paisagem como um todo, mostrando então a sua tendência de ser de granulação mais fina ou grosseira.

o Conectividade - a conectividade se refere às conexões funcionais entre fragmentos, que varia conforme o organismo estudado. Ela pode ser computada considerando-se as áreas exatamente adjacentes ao fragmento, com alguma distância limite, com alguma função decrescente de distância (que reflete a probabilidade de conexão a uma dada distância) ou então com uma função de distância com atribuições de peso.

5. 6. 1. 1 - Limitações no uso e interpretação das métricas em Ecologia da Paisagem

Outra questão que tem igual importância na interpretação de análises realizadas com métricas de Ecologia da Paisagem é o entendimento das limitações de cada medida utilizada. Nesse sentido foram realizados vários trabalhos com o intuito de conhecer e analisar o comportamento dessas métricas.

Entre os trabalhos realizados, destaca-se o de O'Neill et.al (1988) com o estudo do comportamento das métricas de dominância, contágio e dimensão fractal, para a caracterização de 94 paisagens existentes nos EUA. Por meio deste estudo, os autores concluíram que as métricas foram eficientes em descrever e diferenciar as paisagens analisadas, pois apresentaram boa distribuição dentro dos limites que cada métrica pode apresentar, foram capazes de discriminar as diferentes distribuições geográficas dos tipos de padrões da paisagem, apresentaram-se relativamente independentes entre si e quando analisados em conjuntos capazes de diferenciar as paisagens examinadas.

Turner (1990) relata as modificações geradas nas métricas de diversidade, dominância e contágio relacionadas à mudanças na resolução do pixel e tamanho da área de estudo, concluindo que comparações entre dados de diferentes escalas devem ser evitadas, devendo ser ajustadas previamente, tanto a escala como a extensão da área.

Gustafson & Parker (1992) estudaram o comportamento das métricas de tamanho e perímetro do fragmento, distância ao vizinho mais próximo, dimensão fractal, contágio, índice de proximidade, prolongamento do fragmento, índice de linearidade (com transformação do eixo mediano) e profundidade média e máxima do interior do fragmento, conforme modificações geradas nos valores de p , e relataram que ao se atingir o valor crítico de p ($p_c = 0,5928$) apenas as métricas de dimensão fractal e índice de proximidade apresentaram comportamentos diferenciados.

A EPA (Environmental Protection Agency - Agência de Proteção Ambiental), dos Estados Unidos, considerou que três métricas são suficientes para caracterizar uma paisagem, que são o contágio (C), a dimensão fractal do perímetro-área (DF) e a dominância (D), tendo classificado essas métricas como prontas para testes de campo e implementação, ao contrário de outras métricas que foram classificadas como que requerem futuro desenvolvimento conceitual (ex. lacunaridade) ou testes de sensibilidade (ex. limite de percolação). A Agência ainda complementa que as mudanças na paisagem podem ser analisadas pelo cálculo tri-dimensional da distância Euclidiana dada pela fórmula: $Mudança = [(D1-D2)^2 + (C1-C2)^2 + (DF1-DF2)^2]^{1/2}$ (EPA, 1994 apud FROHN, 1998).

Um estudo detalhado foi realizado por Riitters et al. (1995), no qual 55 métricas utilizadas em Ecologia da Paisagem foram estudadas. Destas, 29 foram descartadas inicialmente por representarem repetições de medidas, das 26 restantes e testadas, os autores concluíram que podem ser identificadas seis dimensões, representadas por índices, responsáveis por explicar 87% das variações ocorridas nos índices, e a utilização conjunta de apenas seis delas são suficientes para descrever e representar paisagens, que são: média da compactação do fragmento (representada pela razão média do perímetro-área), textura da imagem (contágio), forma do fragmento (forma média do fragmento), razão perímetro-área escalada do fragmento (dimensão fractal do perímetro-área), número de classes de atributos (classes de uso e cobertura do solo) e finalmente, densidade de fragmentos (dimensão fractal de massa).

Frohn (1998) estudou as métricas de contágio e dimensão fractal do perímetro-área a partir de dados obtidos de sensoriamento remoto, representados por imagens raster e observou que em alguns casos essas métricas são influenciadas por fatores externos aos atributos que representam. Na métrica contágio, o autor observou que existem três fatores influenciadores nos valores obtidos que são:

- resolução espacial, pois o contágio é dependente do número de pixels, sendo que as variações das taxas de modificação desta métrica são relacionadas às modificações dos perímetros e áreas dos fragmentos na paisagem, e considerando que quando se diminui o número de pixels de uma imagem, os pixels de borda diminuem numa proporção menor que os pixels internos de um fragmento, tem-se então uma dependência do contágio em relação à proporção de pixels de borda e internos, gerando assim uma fonte de erro que aumenta conforme aumenta o número de pixels (resolução) de uma imagem.

- O número de classe da imagem, pois o contágio é uma métrica baseada na medida de diversidade de Shannon e desta forma ela aumenta conforme o número de classes

aumenta, sendo que duas imagens de mesma configuração espacial podem representar métricas de contágio diferentes conforme o número de classes que possuem.

- A orientação do raster, onde se observa que conforme esta orientação muda, as proporções de pixels adjacentes também muda, pois quanto mais retilínea a imagem, maior a proporção de pixels internos aos fragmentos e conseqüentemente maior o valor do contágio.

Na métrica de dimensão fractal da razão perímetro-área, Frohn (1998) observou problemas causados pela resolução espacial e também relacionados à regressão linear utilizada na estimativa da métrica, que se mostrou sensível ao número e tamanho dos fragmentos e à mistura encontrada entre os diferentes tipos de uso e cobertura do solo com razões de perímetro-área. Desta forma, Frohn (1998) sugeriu dois novos índices em substituição ao contágio e a dimensão fractal do perímetro-área, denominados *Patch-per-unit area* (PPU) e *Square-pixel* (SqP).

No estudo de Hargis, Bissonette & David (1998), os autores simularam paisagens artificiais, controlando os parâmetros de tamanho, forma e posicionamento de fragmentos, e calcularam as métricas de densidade de bordas, contágio, distância ao vizinho mais próximo, índice de proximidade, dimensão fractal de perímetro-área e dimensão fractal de massa.

Para a métrica de densidade de bordas, os autores destacam que como ela é completamente dependente da razão entre área do fragmento e borda do fragmento, algumas paisagens com fragmentos pequenos ou de forma irregular apresentarão valores maiores de densidade de bordas do que paisagens com fragmentos de grande porte ou forma irregulares, contendo, porém, o mesmo grau de distúrbio. Outro ponto relevante é que a medida apresenta valores similares tanto para paisagens pouco ou muito fragmentadas, tornando difícil a análise desta métrica isoladamente.

Na métrica contágio foi observado que ela é insensível para paisagens com padrões onde os fragmentos estão tanto amplamente dispersos ou agregados.

Já a métrica de distância do vizinho mais próximo, mostrou limitações na sua aplicação para a comparação entre paisagens de diferentes tamanhos e granulações, pois pode apresentar valores semelhantes entre paisagens onde todos os fragmentos estão altamente agrupados ou que possuam pares de fragmentos amplamente dispersos. Entretanto o índice de proximidade apresentou-se como uma medida efetiva de isolamento de fragmentos remanescentes de ambientes que sofreram distúrbios.

Em estudos onde a questão ecológica é relacionada à irregularidade das bordas dos fragmentos e seus efeitos nos padrões da paisagem, a métrica de dimensão fractal de perímetro-área foi considerada mais vantajosa, do que aquelas derivadas de bordas, pois é

teoricamente independente da escala. De maneira inversa, a métrica de dimensão fractal de massa foi considerada de pouca aplicação para a identificação de paisagens com fragmentos de diferentes tamanhos e formas, pois foi incapaz de discriminar paisagens contendo padrões agregados ou dispersos.

Os autores concluíram que as métricas analisadas produzem informações únicas a respeito da paisagem estudada, sendo que somente o contágio e a densidade de bordas apresentam correlação, e que todas elas são relativamente insensíveis às variações nos arranjos espaciais entre os fragmentos na paisagem, pois suas mudanças se relacionam mais fortemente com o tamanho e forma dos fragmentos, mas ainda assim o uso dessas métricas pode auxiliar o entendimento dos processos que ocorrem na paisagem.

Existem vários fatores que podem influenciar os resultados obtidos em uma análise utilizando-se Índices de Ecologia da Paisagem. McGarigal & Marks (1995) citam as seguintes situações como fontes que podem induzir erro:

- escolha inadequada da extensão da área de estudo, como também da escala de trabalho;
- o formato dos dados inseridos para análise, que podem ser raster ou vetorial. Devido ao fato do formato raster transformar as linhas em pixels, muita informação pode ser sub ou super-estimada, principalmente as que estão relacionadas com o perímetro e bordas. Neste caso, uma baixa resolução da imagem gera grandes variações nos valores de comprimentos de bordas, mas por outro lado, altas resoluções podem afetar medidas como os Índices de Contágio, pois se as células adjacentes aumentam em quantidade o índice tem seu valor aumentado;
- a escolha do limite da área de estudo. Neste momento pode ocorrer a exclusão de uma área de importância relevante que fica muito próxima ou adjacente ao limite da área, podendo alterar medidas como a distância do vizinho mais próximo. Este tipo de erro se torna mais comum quanto menor for o tamanho da área estudada;
- falhas teóricas. A falta de conhecimento teórico adequado pode levar a falhas na interpretação dos resultados;
- falta de análises temporais. A falta de uma análise multi-temporal resulta em não se saber como é variação natural das medidas observadas, o que leva a uma falta de significado ecológico dos dados, como pode ocorrer principalmente em áreas dominadas por regimes de distúrbios;
- escolha das medidas a serem utilizadas. Muitas das medidas de Ecologia da Paisagem são correlacionadas, isto é, elas medem um aspecto do padrão da paisagem que é

similar ou até idêntico, o que faz com que para cada caso devam ser escolhidas as medidas que tornem explícitos os processos determinantes na paisagem.

5. 7 – Uso de Sensoriamento Remoto, Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Ecologia da Paisagem em planejamento

O planejamento da paisagem é matéria de fundamental importância para um correto desenvolvimento ambiental, caminhando assim para o desenvolvimento sustentável.

Forman & Collinge (1997) desenvolveram uma abordagem teórica sobre como a paisagem deve ser planejada, tratando a forma de como uma paisagem inicialmente natural, de cobertura florestal, deve ser manejada para a ocupação humana, onde os autores ressaltam que os atributos mais importantes da biodiversidade e dos processos naturais podem ser conservados, sendo que se comparado a um padrão aleatório de uso e ocupação, esta forma de planejamento pode aumentar a proteção de áreas de alto valor ecológico em até cinco vezes.

Neste processo, três componentes espaciais são ressaltados: (1) os padrões indispensáveis, que são áreas para as quais não se pode obter uma alternativa de conservação, ou seja, são insubstituíveis; (2) os padrões agregados, em que os tipos de uso e cobertura do solo são agregados, mantendo-se corredores e pequenos fragmentos naturais através das áreas desenvolvidas; e (3) os pontos estratégicos, que são locais cuja importância ecológica é alta em longo prazo.

Assim, a etapa inicial deste planejamento é a seleção de áreas prioritárias para conservação, que inclui grandes fragmentos florestais e as áreas envolventes aos rios, que não devem ser retiradas. Após esta seleção, a ocupação começa a ser feita de forma a preservar ainda a conectividade entre os fragmentos. Os autores ressaltam que a partir de 75% de ocupação da área planejada, começa a ser retirada a vegetação de maior valor ecológico, que deveria ser mantida como área prioritária. Um exemplo gráfico de uma forma de ocupação descrita por Forman & Collinge (1997) pode ser observada na Figura 2.

Formas de se abordar este tema já foram descritas por Odum (1969) com o Modelo de Compartimentação e por McHarg (1969) com o método de Planejamento Humano-Ecológico, onde a paisagem é compartimentada, recebendo atributos e valores, e novamente analisada pela sobreposição de cartas temáticas.

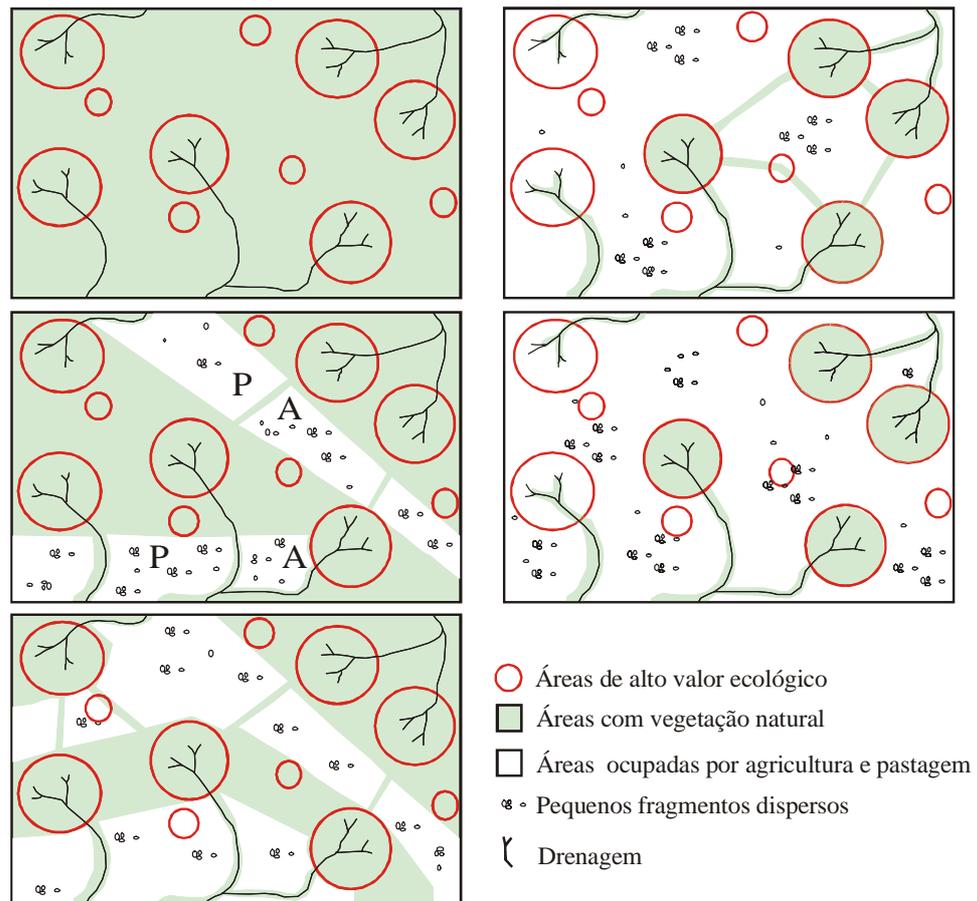


Figura 2 –Seqüência de ocupação da paisagem de forma planejada, partindo-se de uma área ocupada por vegetação natural com substituição por áreas de pastagem e agricultura. a) paisagem completamente natural, b) 25% da vegetação natural retirada, c) 50% da vegetação natural retirada, d) 75% da vegetação natural retirada e e) 90% da vegetação natural retirada (Modificado de FORMAN & COLLINGE,1997).

O uso de produtos de Sensoriamento Remoto aliados a SIGs no planejamento vêm então otimizar as técnicas de obtenção, análise e sobreposição cartográfica anteriormente realizadas à mão, trazendo benefícios como a rápida obtenção de resultados, a possibilidade de inserção e retirada de dados e viabilizando a execução de bancos de dados que podem ser utilizados em diversos trabalhos distintos.

Muitos trabalhos têm sido realizados deste sentido, dentre eles destacam-se aqueles realizados por Yu (1996), Xiang (1996 *a e b*), Narumalani et al. (1997), Miller et al. (1998), Walsh et al. (1998) e Pirnat (2000).

Com o objetivo de avaliar o quanto uma paisagem poderia ser transformada em zonas-tampão, conectadas com corredores, ou ter novas manchas adicionadas para que se tornasse mais efetivamente influenciada por processos ecológicos, Yu (1996) pesquisou porções e posições da paisagem estratégicas para proteção e controle de certos processos ecológicos denominados padrões de segurança (*security patterns, SPs*). Para tanto, identificou

esses padrões de acordo com propriedades de um modelo de fluxo de superfície. Por meio de um SIG, superfícies potenciais foram selecionadas utilizando a resistência da paisagem para representar dinâmicas de processos horizontais, desta forma foram identificadas zonas-tampão, conexões entre fontes de recursos, rotas radiais e pontos estratégicos. O Autor considerou a metodologia boa para áreas onde se tenham dados de campo suficientes para as análises de superfície.

Walsh et al. (1998) aplicaram sistemas de sensoriamento remoto de microondas e ondas do espectro ótico e metodologias de SIGs para estudar meandros abandonados em ambientes fluviais e o ecótone de ambientes alpinos. Os autores utilizaram o processamento de imagens, análise de detecção de mudanças, modelos digitais de elevação (DEM), índices e variáveis geomórficas, padrões e composição da organização da paisagem e análises dependentes da escala de trabalho. Com este trabalho, os autores concluíram que as ferramentas aplicadas foram eficientes no estudo dos processos e formas de relação em geomorfologia.

Xiang (1996 a) propôs uma análise das áreas necessárias para serem utilizadas como zonas-tampão em cursos fluviais embasadas no uso de SIGs. Neste trabalho, o autor calculou as áreas apropriadas para serem utilizadas como zona-tampão ripárias, por meio de uma análise de aptidão, embasada em função da habilidade de retenção, absorção e limpeza de poluentes lixiviados; comparou-as com as áreas atualmente delimitadas para esta função e estimou o custo de aquisição das terras que deveriam estar contidas nesta classificação.

Narumalani et al. (1997) também trabalharam na determinação de zonas tampão para ambientes ripários primeiramente gerando um mapa de uso e cobertura do solo, utilizando imagem de satélite; após essa classificação foi extraída a rede hidrológica atualizada da área de estudo; e finalmente foram extraídas as zonas-tampão com base nas classes de aptidão do solo encontradas. Com este trabalho os Autores concluíram que a metodologia utilizada foi eficiente.

Em um estudo sobre o impacto da construção de uma motovia em Ljubljana, Slovenia, Pirnat (2000), coletou através de imagem de satélite de alta resolução (IRS-1C banda Pan com 5,8m de resolução) dados de uso e cobertura do solo e da distribuição de florestas, remanescentes florestais, corredores e faixas de árvores. Com esses dados foi elaborado, por meio de SIG, um modelo para conexão desses elementos, que permitiriam a execução da motovia aumentando a infraestrutura ecológica da região.

Xiang (1996 b) realizou um estudo para o alinhamento de trilhas em parques utilizando o método de sobreposição de cartas temáticas de McHarg (1969) no SIG

ARC/INFO, considerando os atributos de topografia (elevação, declividade e aspecto), hidrologia (limites da bacia hidrográfica, lagos e córregos), superfície geológica, tipos de solos, cobertura do solo (categorias de vegetação, espécies ameaçadas e áreas ecologicamente sensíveis), uso do solo (trilhas existentes, áreas para camping, áreas para escalada, zonas-tampão de segurança, linhas de força e gás e linhas de esgoto), áreas úmidas e dois picos de montanhas. O overlay resultante foi reclassificado, atribuindo-se valores de importância relativa para cada atributo. A partir deste overlay, foi realizada uma análise de custo para estabelecimento da trilha. O Autor considerou a metodologia eficiente para o objetivo do trabalho, ressaltando a possibilidade de uso futuro da técnica.

Em uma abordagem para análise da aptidão de um *greenway* na cidade de Prescott Valley, AZ, USA, Miller et al. (1998) identificaram cinco passos necessários para a delimitação de um *greenway*: 1- identificação das funções de uso e cobertura do solo, 2- coleta de dados espaciais, 3- atribuição de valores de peso, 4- análise e integração dos dados por meio de um SIG e 5- avaliação final.

As etapas de identificação de funções de uso e cobertura do solo e atribuição de valores foram realizadas com auxílio do “plano diretor” da cidade, literaturas publicadas e opiniões de especialistas e cidadãos em geral. Os dados espaciais de modelo digital de elevação (DEM), hidrografia digital, imagem de satélite TM Landsat, propriedade do solo, uso e cobertura do solo, distribuição da população e o plano para um cinturão verde foram obtidos nos órgãos públicos da cidade.

Foram observadas três funções importantes, necessárias para a avaliação da aptidão do *greenway* nesta região: proteção de corredores ripários naturais, preservação de espaços abertos para a vida silvestre e provisão de áreas para recreação. Os dados então obtidos da combinação dos fatores de peso atribuídos para as funções necessárias ao *greenway* foram separados em um total de 14 cartas temáticas e sobrepostas mostraram as áreas de alta, média e baixa a nenhuma aptidão para a instalação do *greenway*.

Os autores consideraram que este modelo de aptidão para *greenway* baseado no uso de um SIG foi capaz de integrar dados físicos, ambientais e geográficos sociais com o conhecimento humano num objetivo de manejar a natureza, sendo uma ferramenta efetiva de planejamento de *greenways* para planejadores da paisagem.

6- LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

A área de estudo selecionada está compreendida na bacia do rio Corumbataí, tendo sido considerada a área de captação que integra o trecho desde a nascente do rio Corumbataí até o ponto onde este recebe o Ribeirão Claro, compreendendo uma área de 523,33 km² e uma extensão de leito do rio Corumbataí de 76,45 km (Figura 3).

Esta área foi escolhida por apresentar uma grande heterogeneidade de características tanto nos aspectos físicos e biológicos, como também em relação ao uso e ocupação humano, podendo ser encontradas várias formas de relevo, desde mais acidentados a planos; vegetação de matas e cerrados bem preservados, como também totalmente destinadas à agricultura e áreas urbanas, de médio e pequeno porte, fazendo com que a metodologia ser testada neste trabalho pudesse ser avaliada em várias situações.

Também contribuiu para a escolha da área a facilidade de acesso e a grande quantidade de estudos já realizados na região, disponibilizando assim dados que pudessem ser utilizados.

A bacia do rio Corumbataí está inserida na bacia do rio Piracicaba, situados na antiga Primeira Zona Hidrográfica do Estado de São Paulo (CETESB, 1990) e atual Quarto Grupo de UGRHIs (Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos), UGRHI 5- Piracicaba, Capivari e Jundiá (CETESB, 1998) (Figura 4).

Sua localização é na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, entre os paralelos 22°04'46"S e 22°41'28"S e os meridianos 47°26'23"W e 47° 56'15"W, ocupando parte dos municípios de Itirapina, Analândia, Corumbataí, Charqueada, Ipeúna, Rio Claro, Santa Gertrudes e Piracicaba.

Esta bacia abrange uma área de 171.050 ha, sendo a extensão do leito do rio Corumbataí de 120 km, com nascente no alto da Serra de Santana, a cerca de 800 m de altitude e desaguando no Rio Piracicaba a 470 m. No alto curso é encachoeirado e flui em vales estreitos e profundos. No médio curso tem baixo gradiente (2 m/km) e encontra-se encaixado em vales abertos, com ocorrência de setores sinuosos e meandantes. Seus principais afluentes são o rio Passa Cinco pela margem direita e o Ribeirão Claro pela margem esquerda (PENTEADO, 1976).

No ano de 2000, o rio Corumbataí foi responsável pelo abastecimento de 501.689 pessoas nos municípios que se localizam em sua bacia, havendo a previsão de que em 2020 este rio passe a abastecer 666.142 pessoas somente em áreas urbanas. Somando-se o uso das águas do rio Corumbataí utilizadas nas áreas urbanas, na agricultura e na indústria, obteve-se em 2000 o valor de $3,5\text{m}^3/\text{s}$, com previsão para alcançar $4,4\text{m}^3/\text{s}$ em 2020, sendo que a vazão média observada para os últimos 24 anos foi de $5,5\text{m}^3/\text{s}$, o que levaria quase ao limite de água disponível do rio (MORETTI, 2000).

Em 1998, a Cetesb constatou que em um de seus pontos de amostragem, localizado na ponte próxima à Usina Tamandupá, no rio Corumbataí, na localidade de Recreio, concentrações de coliformes fecais e totais, fósforo total, fenóis e manganês em desacordo com os padrões estabelecidos para a classe 2, onde é possível um tratamento adequado para consumo humano, da Resolução CONAMA 20/86 (CETESB, 1998).

Já em 2000, foi observado que desde Analândia até Rio Claro o rio Corumbataí manteve-se como classe 2, e a partir de Rio Claro passou para classe 4, tornando a atingir a classe 3 e depois 2 até atingir o rio Piracicaba (MORETTI, 2000).

No relatório PQA (Programa de Qualidade das Águas), realizado pelo Consórcio das Bacias Hidrográficas dos rios Capivari, Piracicaba e Jundiaí, pode ser observada uma comparação entre a perspectiva da evolução da poluição do rio até o ano de 2020 com o tratamento dado atualmente aos efluentes e com o tratamento proposto pelo Consórcio, podendo ser observado na Figura 5 (MORETTI, 2000).

O clima da região é definido como tropical com duas estações distintas, segundo a classificação de Köppen, é Cwa, significando “C” que a média do mês mais frio varia entre 3 e 18°C , “w” que há seca no inverno e “a” que o mês mais quente apresenta temperatura média superior a 22°C . As temperaturas médias anuais situam-se entre $18,1$ e $20,9^\circ\text{C}$ (TROPMAIR, 1992).

De acordo com Penteado (1966), a região está situada numa zona de transição climática, que corresponde à parte central da Depressão Periférica. Neste setor, a principal massa atuante é a tropical Atlântica seguida pela Tropical Continental e Equatorial Continental e os sistemas subtropicais controlados pela Massa Polar, sendo que essas massas atuam em articulação com a Frente Polar Atlântica. Para a autora, este posicionamento na Depressão Periférica é causador de grandes variações de temperatura e pluviosidade no decorrer dos anos. A região apresenta ainda, mais características de região tropical, sendo que os contrastes não são decorrentes de estações e sim de agrupamentos delas, como outono-

inverno, que é o período mais frio e seco, e primavera-verão, que é o período mais quente e chuvoso.

A bacia do rio Corumbataí está localizada no setor paulista nordeste da Bacia Sedimentar do Paraná, sendo representado por rochas sedimentares das eras Paleozóica, relativas às Formações Corumbataí, Irati, Tatuí, Itararé; Mesozóica, representadas pela Formação Serra Geral e intrusivas básicas associadas, Formação Botucatu e Formação Pirambóia e Cenozóica, representada pela Formação Rio Claro e depósitos recentes (PETRI & FULFARO, 1971).

Conforme a classificação do IPT (1981), a bacia do rio Corumbataí está localizada nas Divisões geomorfológicas da Depressão Periférica (zona do Médio Tietê) e Cuestas Basálticas, sendo encontrados os seguintes relevos:

1- Relevos de degradação, em planaltos dessecados, onde se apresentam os relevos colinoso, de morrotes e de morros:

* RELEVO COLINOSO, onde predominam baixas declividades - até 15% - e amplitudes locais inferiores a 100 metros. A área de estudo, caracteriza-se pela ocorrência de colinas amplas e médias:

colinas amplas - predominam interflúvios com área superior a 4 km², topos extensos e aplainados, vertentes com perfis retilíneos a convexos. Drenagem de baixa densidade, padrão subdendrítico, vales abertos, planícies aluviais inferiores restritas, presença eventual de lagoas perenes ou intermitentes.

colinas médias - predominam interflúvios com áreas de 1 a 4 km², topos aplainados, vertentes com perfis convexos a retilíneos. Drenagem de média a baixa densidade, padrão sub-retangular, vales abertos a fechados, planícies aluviais interiores restritas, presença eventual de lagoas perenes ou intermitentes.

* RELEVO DE MORROTOS, onde predominam declividades médias a altas - acima de 15% - e amplitudes locais inferiores a 100 metros. Na área de estudo, ocorrem as seguintes formas:

morrotes alongados e espigão - predominam interflúvios sem orientação preferencial, topos angulosos a achatados, vertentes ravinadas com perfis

retilíneos. Drenagem de média a alta densidade, padrão dendrítico, vales fechados.

* **RELEVO DE MORROS**, onde predominam declividades médias a altas - acima de 15% - e amplitudes locais de 100 a 300 metros, representado na área por morros arredondados:

morros arredondados - topos arredondados e localmente achatados, vertentes com perfis convexos a retilíneos, localmente ravinados. Exposições locais de rocha. Presença de espigões curtos locais. Drenagem de média densidade, padrão dendrítico a subdendrítico, vales fechados.

2-Relevos residuais suportados por litologias particulares, onde se apresentam os relevos sustentados por maciços básicos:

* **RELEVOS SUSTENTADOS POR MACIÇOS BÁSICOS**, representados na área de estudo por mesas basálticas:

mesas basálticas - morros testemunhos isolados (peões e baús), topos aplainados e arredondados, vertentes com perfis retilíneos, muitas vezes com trechos escarpados e exposições de rocha. Drenagem de média densidade, padrão pinulado a subparalelo, vales fechados.

3-Relevos de transição, onde se apresentam as encostas não escarpadas:

* **ENCOSTAS NÃO ESCARPADAS**, onde predominam declividades médias - entre 15 e 30% - e amplitudes maiores que 100 metros, sendo encontradas na área de estudo encostas sulcadas por vales subparalelos e encostas com cânions locais:

encostas sulcadas por vales subparalelos - desfeitas em interflúvios lineares topos angulosos a arredondados, vertentes de perfis retilíneos. Drenagem de média densidade, padrão subparalelo a dendrítico, vales fechados.

encostas com cânions locais - vertentes com perfis retilíneos a convexos e trechos escarpados. Drenagem de média densidade, padrão pinulado, vales fechados, localmente formando cânions, vales principais com fundos chatos.

Os solos encontrados na Bacia do Corumbataí, por ordem de ocorrência são: Podzólico vermelho-amarelo, Latossolo vermelho-amarelo, Litólico, Latossolo roxo, Areias quartzosas, Podzólico vermelho-escuro, Latossolo vermelho-escuro, Terra roxa estruturada, Plintossolo, Hidromórfico, Cambissolo, Brunizem e Aluvial (KÖFFLER,1993).

A região em estudo é caracterizada pela vegetação classificada pelo IBGE (1992) como Floresta Estacional Semidecidual Submontana. Sua ocorrência vai desde o Espírito Santo e sul da Bahia até o Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo, norte e sudoeste do Paraná e sul do Mato Grosso do Sul, sendo característica geral a ocorrência do gênero *Aspidosperma*, e dos gêneros: *Cedrela*, *Parapiptadenia* e *Cariniana* nas áreas de encostas, e nos planaltos areníticos, *Hymenaea*, *Copaifera*, *Peltophorum*, *Astronomium* e *Tabebuia*.

Segundo Kronka et al. (1998), na bacia do rio Corumbataí são encontradas formações vegetais de cerrado, capoeira, mata e várzea.

Complementando ainda, Rodrigues (1999) define como remanescentes vegetais da Carta pedológica semidetalhada do Estado de São Paulo: folha Piracicaba (OLIVEIRA & PRADO, 1989 apud RODRIGUES, 1999), que engloba parte dos municípios de Charqueada, Ipeúna, Rio Claro, Santa Gertrudes e Piracicaba, as formações de floresta estacional semidecidual, floresta estacional decidual, florestas ripárias, florestas paludosas e cerrado, descrevendo-as da seguinte forma:

- floresta estacional semidecidual – formação caracterizada por um dossel irregular entre 15 e 20 m de altura, com árvores emergentes de até 25 a 30 m de altura, onde predominam as famílias Anacardiaceae, Bombacaceae, Caesalpinaceae, Mimosaceae, Apocynaceae, Fabaceae, Lecythidaceae e Lauraceae. No sub-bosque são características marcantes as famílias Meliaceae, Rutaceae, Rubiaceae, Euphorbiaceae, Sapindaceae e Myrtaceae. Essa formação está mais concentrada na Depressão Periférica, e é encontrada em várias condições edáficas, desde solos mais arenosos a mais argilosos, apresentando, porém algumas diferenças florísticas e estruturais associadas, sendo que em alguns locais específicos, situados em pontos mais altos da Depressão Periférica cede lugar à vegetação de cerrado.

- floresta estacional decidual – formação associada principalmente a fatores edáficos, encontrada sobre solos litólicos, de elevada acidez e baixa capacidade de retenção hídrica na estação seca. É de grande importância, pois, apresenta fisionomia e florística próprias, pois as espécies desta formação apresentam adaptações morfológicas e fisiológicas para resistirem a deficiência hídrica estacional como a perda de folhas, capacidade de

armazenamento de água, órgãos para absorção de umidade do ar ou de chuvas, e destaca-se também a característica das espécies de apresentarem muitos espinhos. Nesta formação são característicos os mandacarus de grande porte, e no extrato superior, imbiruçu, aroeira-verdadeira, peroba rosa, caviúna, bico-de-pato, guajuvira, paineira, açoita-cavalo, amarelinho e angico. No sub-bosque são dominantes o sucurá, grão-de-galo, bico-de-pato, pitanga, arranha-gato, limão-bravo, ora-pro-nobilis, guapéva e várias espécies de Myrtaceae.

- florestas ripárias – formação apresentada ao longo de cursos fluviais, que apresenta fisionomia própria, caracterizadas pela presença de figueira, louveira, guanandi, ingá, canela-do-brejo, genipapo, olho-de-cabra, orelha-de-negro, marinheiro, eritrina e tanheiro.

- florestas paludosas - são as formações associadas às áreas de várzeas com características de constante encharcamento, ocorrendo em solos orgânicos, gleissolos, areias quartzosas hidromórficas, plintossolos, e mais raramente em solos aluviais e cambissolos. São espécies características o guanandi, almíscar, capororoca, canela-do-brejo, pinha-do-brejo, pindaíba, benjoeiro, cedro-do-brejo, gongonheira, ipê-do-brejo, clusia, marinheiro, figueira, embaúba, casca d'anta, maria mole e pau-de-viola. No sub-bosque ocorre a palmeira *Geonoma brevispatha* como espécie indicadora e o arbusto *Miconia chamissois*. Comuns as áreas ripárias encontram-se o peito-de-pomba, suinã, sangra d'água, cássia candelabro, marinheiro, genipapo, peroba d'água e cambuí do brejo.

- cerrado – nesta região esta formação está restrita a pequenos fragmentos que se caracterizam principalmente pela presença de peito-de-pombo, mandioqueiro, óleo-de-copaíba, piqui, jacarandá paulista, amendoim, faveiro, canela, angico, vinhático, orelha-de-negro, jatobá-de-cerrado, amescla-de-cheiro, ucuuba, pau-terra, pau-de-tucano, carne de vaca, pessegueiro bravo, douradinha-do-campo, cafezinho e mamica de porca.

Na região são encontradas vários tipos de Áreas Protegidas como a Estação Ecológica de Itirapina, Estação Experimental de Itirapina, Área Natural Tombada (Floresta e Museu Edmundo Navarro de Andrade), Estância Climática de Analândia, várias áreas de Patrimônios Naturais, Área de Proteção Ambiental (APA Piracicaba- Área I e APA Corumbataí- Perímetro Corumbataí) e Áreas de Preservação Permanente (ZAINÉ & PERINOTTO, 1996).

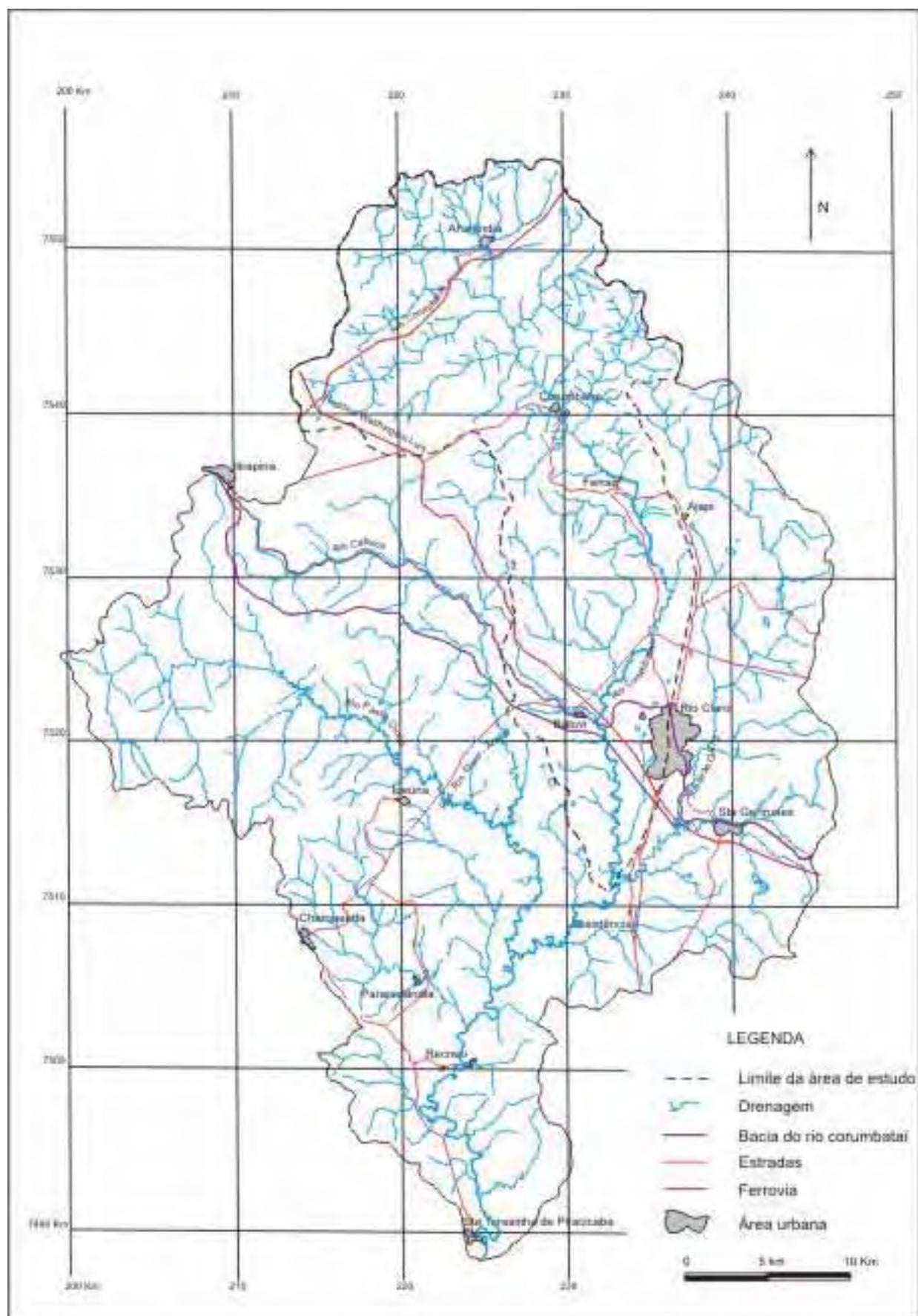


Figura 3 - Área de estudo (Modificado de projeto PiraCena do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) do Campus Luiz de Queiroz USP, 1993).

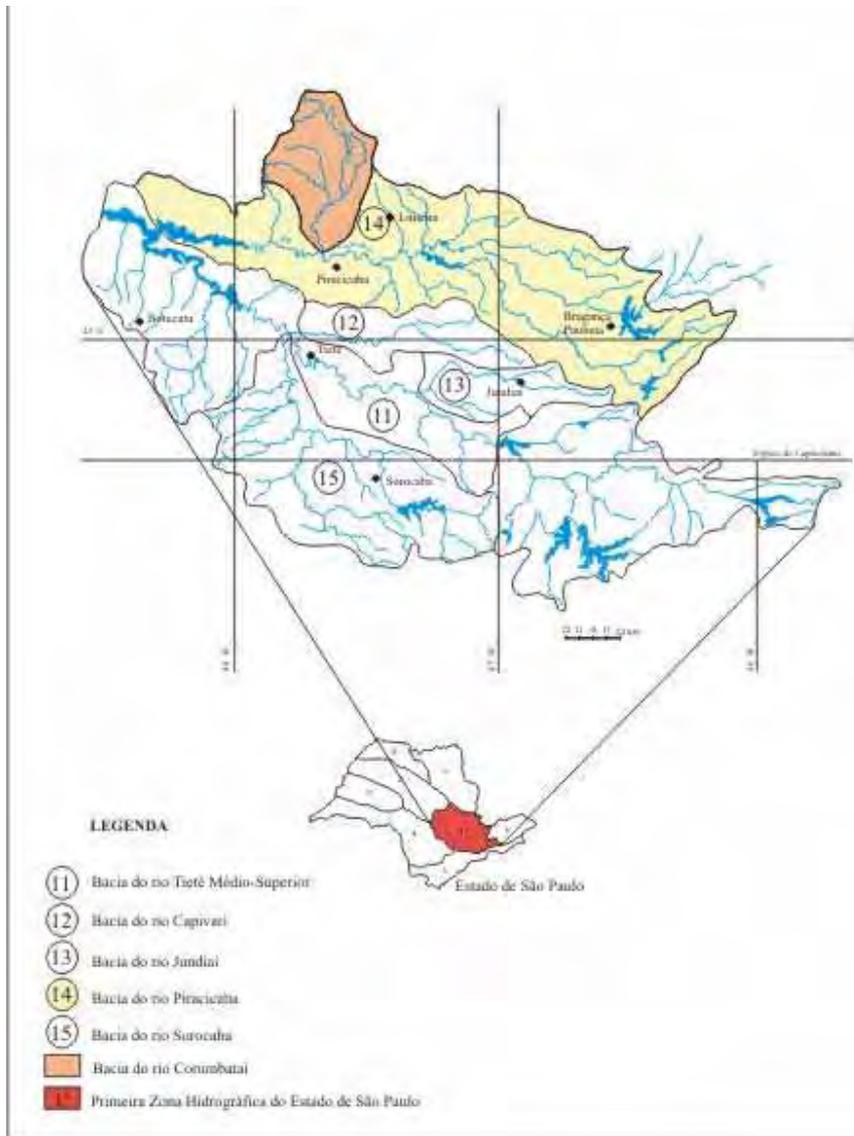


Figura 4- Primeira Zona Hidrográfica do Estado de São Paulo (Modificado de Cetesb, 1985).

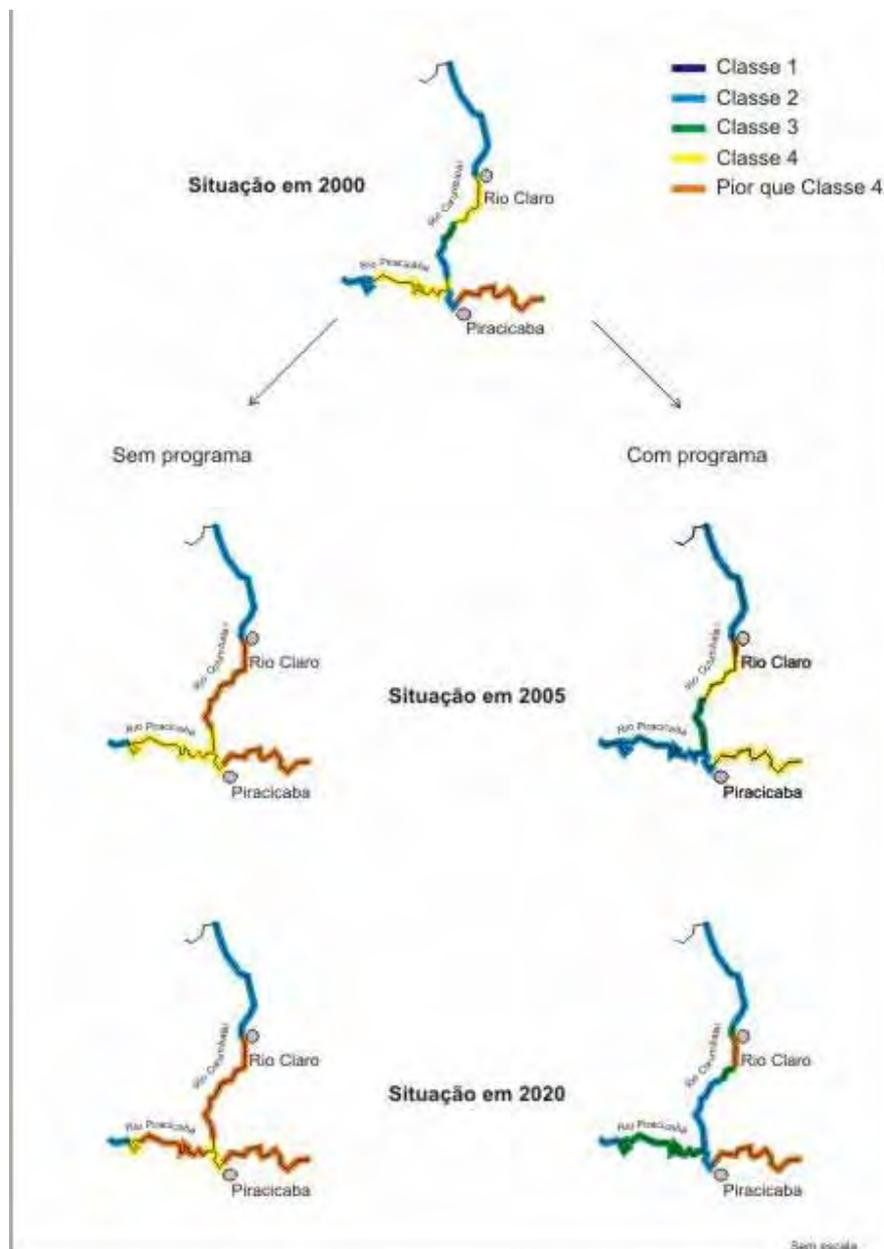


Figura 5 - Evolução da poluição no rio Corumbataí. Comparação entre a perspectiva da evolução da poluição do rio Corumbataí até o ano de 2020 sem o programa e com o programa de tratamento proposto pelo Consórcio das Bacias Hidrográficas dos rios Capivari, Piracicaba e Jundiá.

7- MÉTODOS

A metodologia a ser utilizada foi embasada na abordagem sistêmica proposta por Chorley & Kennedy (1971), que considera a área de estudo como um sistema, constituído por elementos, que possuem características próprias e relações com o universo que os cercam; e nos conceitos de Ecologia da Paisagem definidos por Forman & Godron (1986).

Para tornar possível o desenvolvimento de uma metodologia, como foi proposto neste trabalho, foram selecionados os elementos da paisagem para embasar a análise, representados por cartas temáticas. Com a necessidade de integração das cartas temáticas, como sugere McHarg (1969) fica caracterizada a obrigatoriedade de uso de uma Análise Multi-criterial e a partir deste conceito foram elaborados mapas de aptidão, reunindo as feições da área de estudo que embasaram a delimitação do *greenway*. O mapeamento de aptidão realizado foi elaborado com embasamento na metodologia utilizada por Miller et al. (1998).

Uma prévia análise conceitual da área de estudo mostrou que, para o melhor entendimento desse sistema, e conseqüente delimitação da área de *greenway*, foi necessário um aprofundamento do estudo de seus elementos, determinados aqui pela geomorfologia, uso e cobertura do solo. Desta forma, este trabalho foi desenvolvido nas seguintes etapas:

1ª. Etapa - Elaboração de mapas temáticos: Mapas de feições geomorfológicas, de declividade, de uso e cobertura do solo, áreas de preservação permanente e de locais relevantes.

2ª. Etapa – Seleção de metodologia para delimitação da área de *greenway* para o rio Corumbataí.

3ª. Etapa - Análise e discussão.

7. 1- 1ª. Etapa - Elaboração de mapas temáticos: Mapas de feições geomorfológicas, de declividade, de uso e cobertura do solo, áreas de preservação permanente e de locais relevantes

7. 1. 1 - Mapas de feições geomorfológicas

Foram identificadas as feições geomorfológicas geradas por dinâmica fluvial e aquelas que exercem influência sobre o curso fluvial.

Foram utilizados pares estereoscópios de fotografias aéreas na escala 1:35.000, vinculadas ao aerolevantamento efetuado em 1988 pela BASE S. A. (BASE AEROFOTOGRAMETRIA E PROJETOS S/A., 1988).

As fotografias aéreas interpretadas correspondem as seguintes faixas e números:

FAIXAS	FOTOS
03	2147 a 2151
04	2201 a 2207
05	2258 a 2265
06	2319 a 2323
07	2376 a 2381
08	2443 a 2447
09	2501 a 2504
10	2559 a 2562

A legenda utilizada na fotointerpretação se baseou naquela proposta por Tricart (1965), Spiridonov (1981) e pelo Projeto RadamBrasil (BRASIL, 1980), de forma que a legenda é composta pelas seguintes feições: terraço fluvial (acumulação de terraço fluvial), várzea (acumulação de planície fluvial), vertentes côncavas e nascentes.

A escolha desta legenda se deve ao fato dessas feições serem consideradas como ambientalmente sensíveis, pois as várzeas, os terraços e as nascentes possuem relação direta com o fluxo fluvial, e as vertentes côncavas, por serem áreas concentradoras de água, são nichos de nascentes e também mais propensas à instalação de processos erosivos, quando combinadas a solos suscetíveis a erosão (MALANSON,1993).

A seleção das áreas de vertentes côncavas também foi realizada por fotointerpretação, pois se considerou que os resultados obtidos seriam mais acurados devido à escala de informação das fotografias.

Os resultados obtidos por meio da fotointerpretação em escala 1:35.000 foram transferidos para a base cartográfica do IBGE em escala 1:50.000 (cartas topográficas

xerocopiadas das Folhas Corumbataí (SF-23-Y-A-I-2) (IBGE, 1971) e Rio Claro (SF-23-M-I-4) (IBGE, 1969) por meio do *Aero-Sketchmaster*, scaneados, importados para o software *Idrisi 3.2* (EASTMAN, 1999) e georreferenciados de acordo com as coordenadas retiradas das cartas IBGE e então digitalizado no software *Carta Linx* (HAGAN et al., 1998).

Foram realizadas visitas à área de estudo para reconhecimento de campo anteriormente à fotointerpretação e, posteriormente, para confirmação da legenda e dos fatos fotointerpretados, além de verificação daqueles que geraram dúvidas.

Para facilitar a visualização das feições selecionadas, o produto da fotointerpretação foi separado em diferentes mapas, resultando nos produtos de fotointerpretação das áreas de várzea e terraço fluvial, fotointerpretação das vertentes côncavas e fotointerpretação das nascentes.

7.1.2 - Mapa de declividade

A carta de declividade foi produzida no módulo *SLOPE* do software *Idrisi 3.2*. Para tanto, foi utilizada a base cartográfica digital de escala 1:50.000, disponibilizada pelo projeto PiraCena do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) do Campus Luiz de Queiroz – USP. A legenda utilizada para separação das classes de declividade foi embasada na proposta por Bigarella et al. (1979) apud Guerra & Cunha (1996), para indicação dos tipos de uso conforme os diversos intervalos de classe de declividade. Esta legenda foi escolhida, pois considera a maior classe de declividade conforme a legislação para áreas de preservação permanente.

Os passos necessários para a utilização do módulo *SLOPE* são:

- Importação de arquivo vetorial com as curvas de nível, já com seus valores cotados,
- Preparação do arquivo no módulo *TIN* (*Analysis/ Surface analysis/ Interpolation/ TINinterpolation/ TIN*),
- Realização do modelo de elevação digital do terreno (*DEM*) no módulo *TINSURF* (*Analysis/ Surface analysis/ Interpolation/ TINinterpolation/ TINSURF*),
- Aplicação do *DEM* no módulo *SLOPE* (*Analysis/ Surface analysis/ Topographic variables/ SLOPE*).

7. 1. 3 - Mapa de uso e cobertura do solo

Georreferenciamento

O georreferenciamento da imagem foi realizado utilizando-se a banda pancromática do Landsat-7 ETM+ (com resolução de 15m), cartas topográficas xerocopiadas das Folhas Corumbataí (SF-23-Y-A-I-2) (IBGE, 1971) e Rio Claro (SF-23-M-I-4) (IBGE, 1969), mesa digitalizadora NUMONICS, *softwares AutoCAD 2000* (AUTODESK, 1999) e *Idrisi 32*.

Inicialmente foram selecionados pontos identificáveis tanto nas cartas como na imagem. Foi feita uma tabela contendo os valores de coordenadas x e y da imagem, lidos na tela no *software Idrisi 32* e seus correspondentes da carta, lidos pela mesa digitalizadora e no *software AutoCAD 2000*.

Seguiu-se o georreferenciamento no *software Idrisi 32*, utilizando a função de mapeamento quadrática.

A partir da banda pancromática georreferenciada foi realizado o registro (que é o georreferenciamento de uma imagem a partir das coordenadas obtidas em outra imagem já georreferenciada) das bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 de resolução espacial de 30m.

Foi realizada uma composição das bandas 3, 4 e 5 de onde foram tomados os pontos em tela (x e y velhos), equivalentes aos pontos da banda pancromática georreferenciada (x e y novos), também tomados em tela. O georreferenciamento foi efetuado no *software Idrisi 32* utilizando a função linear.

Classificação digital supervisionada

O mapeamento de uso e cobertura do solo foi realizado por meio de classificação supervisionada da imagem orbital Landsat 7 ETM+, órbitas 220/75 e 220/76 de 05/04/2000, nas bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7, utilizando a metodologia proposta por Pereira *et. al.* (1989), que consiste em: delimitação da área de estudo, levantamento de dados preexistentes e reconhecimento de campo; divisão da área em regiões homogêneas quanto a unidades de relevo; seleção de áreas teste nas imagens, de forma que contenham diferentes classes de uso da terra; elaboração de legenda e chaves de identificação; realização do mapeamento da área de estudo; obtenção de dados de verdade terrestre para checagem dos resultados obtidos; transferência dos dados para base cartográfica e estimativa da exatidão do mapeamento realizado.

A escala deste mapeamento foi de 1:25.000, que é o valor máximo atingido pela imagem utilizada e a partir deste mapa toda a análise seguinte também foi realizada na escala de 1: 25.000.

A legenda utilizada foi baseada naquela proposta por Köffler (1993), sendo a legenda inicial composta pelas seguintes classes: área agrícola, cana-de-açúcar, pastagem, solo exposto, reflorestamento, mata, cerrado, corpos d'água.

Para a melhor visualização das classes de uso na imagem e posterior seleção das amostras de treinamento, que é a seleção manual de áreas na imagem pertencentes a um mesmo tipo de classe de legenda, foi elaborada uma imagem IHS da área de estudo, que é uma imagem mais rica em detalhes ao olho humano, o que propicia uma melhora na seleção das amostras de treinamento.

A imagem IHS é uma transformação é feita no espaço de cores IHS (*Intensity, Hue, Saturation*) onde as cores são definidas pelos atributos de Intensidade (*intensity*) que é a medida da energia total envolvida em todos os comprimentos de onda, sendo responsável pelo brilho da imagem; Matiz (*hue*), que é a medida do comprimento de onda médio que um objeto emite ou reflete, definindo assim a sua cor; e Saturação (*saturation*) que é o intervalo do comprimento de onda ao redor do comprimento de onda médio no qual a energia é transmitida ou refletida, definindo assim a quantidade de branco (CRÓSTA, 1992).

A vantagem do uso deste espaço de cores é que ele permite a manipulação e análise dos seus atributos individualmente, ao contrário do espaço RGB (Red, Green, Blue) onde as cores são definidas pela soma de quantidades das cores vermelho, verde e azul. Desta forma, a utilização do espaço IHS permite também a substituição do seu atributo de Intensidade pela informação contida da imagem pancromática de maior resolução espacial, assim a imagem IHS é uma composição que integra a resolução espectral das bandas que são utilizadas (neste caso as bandas 3, 4 e 5), com a resolução espacial de 15m da banda pancromática do Landsat 7 ETM+.

No módulo *Analysis/ Image Processing/ Transformation/ Colspace/ Conversion Type/ RGB to HLS*, são inseridas as bandas 3, 4 e 5 e delas são extraídas a matiz, intensidade e saturação. No mesmo módulo, porém com a conversão inversa (*HLS to RGB*), devem ser inseridas a matiz, a saturação e a banda pancromática em substituição à intensidade, sendo geradas três imagens que devem ser levadas ao módulo *Analysis/ Image Processing/ Enhancement/ Composite* para a geração da imagem referente à composição colorida das bandas utilizadas.

Para a classificação supervisionada foi selecionado o classificador *Maximum Likelihood* (MAXLIKE), que é considerado como o classificador de melhor desempenho dentro dos classificadores “duros” (*Hard classifiers*), que são aqueles que geram uma resposta definitiva a respeito da classificação de um pixel, ou seja, a resposta é sempre o pixel pertencer a uma determinada classe, ou então, em alguns casos, permanecer sem classificação, diferentemente dos classificadores “leves” (*Soft classifiers*), que apresentam como resultado a probabilidade de cada pixel da imagem pertencer à determinada classe (EASTMAN, 1999).

O classificador MAXLIKE usa as informações geradas pelas amostras de treinamento, e a partir desta informação, utiliza a média e a variância das assinaturas para estimar a probabilidade posterior de cada pixel pertencer a cada classe, sendo que este classificador considera a intercorrelação entre as bandas utilizadas.

Assim, o Maxlike gera nuvens de valores que correspondem a cada assinatura, e a classificação de cada pixel isoladamente se dá pela distância entre ele e a nuvem, sendo que o centro desta representa a maior probabilidade, o que diminui conforme se aproxima das extremidades da elipse formada ao redor do centro, como pode ser observado na Figura 6 (EASTMAN, 1999).

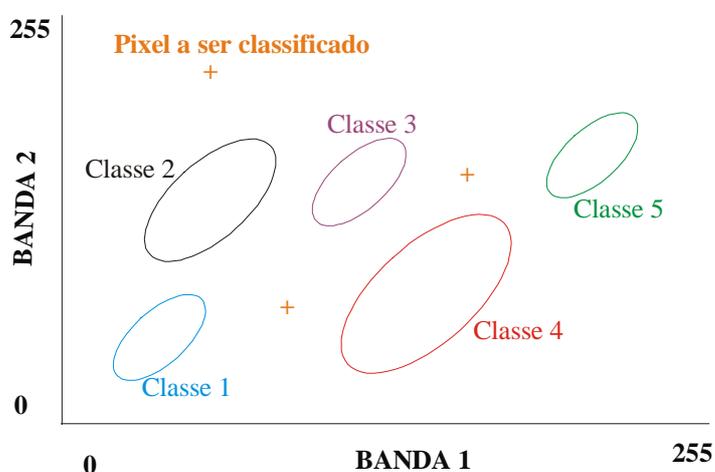


Figura 6- Nuvens de assinaturas geradas pelo classificador *Maximum Likelihood* (MAXLIKE) (Modificado de EASTMAN, 1999).

Exatidão do mapa

Para se avaliar a exatidão da classificação do mapa obtido, foi calculado o Índice de Kappa, que segundo Congalton et al. (1983) e Eastman (1999), é o método mais comumente utilizado para a verificação da exatidão de mapas de classificação de uso e cobertura do solo obtidos de dados de sensoriamento remoto utilizando a matriz de erro ou tabela de contingência.

A determinação da quantidade de pontos a serem amostrados foi utilizada conforme proposto por Fitzpatrick-Lins (1981) e Chuvieco (2000), utilizando-se a seguinte equação:

$$N = \frac{Z^2(p)(q)}{E^2}$$

Onde,

N = número de amostras;

Z = 2 (para desvio padrão normal de 1,96 com 95% de intervalo de confiança);

p = percentual de exatidão esperado;

q = 100-p;

E = erro permissível.

Neste caso utilizando-se um percentual de exatidão (p) de 90%, com um erro permissível (E) de 5%, o número de amostras a ser utilizado foi de 144.

O padrão de amostragem utilizado foi o sistemático, onde as amostras possuem a mesma probabilidade, pois se considera que as categorias de uso e cobertura do solo possuem igual probabilidade de serem amostradas (STEHMAN, 1992).

Assim foi utilizado o módulo *Analysis/ Decision Support/ SAMPLE* para a distribuição dos 144 pontos de forma sistemática.

A partir do mapa de pontos gerado no módulo *SAMPLE*, a verdade terrestre foi verificada por meio da checagem dos pontos no campo com aparelho GPS e na própria imagem IHS. O mapa de pontos foi então transformado para o formato raster e reclassificado de acordo com as categorias verificadas. Foi realizada então a comparação entre os mapas no módulo *Analysis/ Decision Support/ ERMAT*, que resultou na matriz de erro e no índice de Kappa.

7. 1. 4 - Mapas de Áreas de Preservação Permanente

As Áreas de Preservação Permanente foram demarcadas de acordo com a legislação vigente conforme a Lei n.º. 4.771, de 15/09/65, alterada pela Lei n.º. 7.803/89 e 7.875/89:

“Art. 2º. Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

a) ao longo de rios ou de qualquer curso d’água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:

1) de 30 (trinta) metros para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;

2) de 50 (cinquenta) metros para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;

3) de 100 (cem) metros para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;

4) de 200 (duzentos) metros para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;

5) de 500 (quinhentos) metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos);

b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios de águas naturais ou artificiais;

c) nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados olhos d'água, qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio de 50 (cinquenta) metros de largura;

d) no topo de morros, montanhas e serras;

e) nas encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de declive;...” (MUSSETTI, 2001).

Atualmente, a Lei 4.771 estabelece as seguintes dimensões para as faixas marginais (DURIGAN et al., 2001):

SITUAÇÃO	LARGURA DA FAIXA MÍNIMA
Rios com até 10m de largura	30m em cada margem
Rios de 10 a 50m de largura	50m em cada margem
Rios de 50 a 200m de largura	100m em cada margem
Rios de 200 a 600m de largura	200m em cada margem
Rios com mais de 600m de largura	500m em cada margem
Lagos ou reservatórios em zona urbana	30m ao redor do espelho d'água
Lagos ou reservatórios em zona rural com menos de 20 ha	50m ao redor do espelho d'água
Lagos ou reservatórios em zona rural com área a partir de 20 ha	100m ao redor do espelho d'água
Represas ou hidrelétricas	100m ao redor do espelho d'água
Nascentes	Raio de 50m

As áreas de preservação permanente, definidas de acordo com a legislação, foram localizadas por meio do SIG *Idrisi 3.2*, sendo que foram selecionadas de forma direta as áreas de várzea fluvial, a partir do mapa de feições geomorfológicas; as áreas de encostas com declividade superior a 45°, selecionadas no mapa de declividade; e os topos de morros, sendo selecionados a partir das curvas de nível fechadas encontradas na base cartográfica digital disponibilizada pelo projeto PiraCena.

Já as áreas de faixas marginais dos rios, lagos e nascentes foram calculadas de forma indireta pelo módulo *BUFFER (Analysis/ Distance Operators/ BUFFER)*. Para se aperfeiçoar esta análise, foi adicionada uma imagem contendo as pontes que cruzam os rios, pois são pontos já estabelecidos para se atravessar essas áreas (módulo *Analysis/ Database Query/OVERLAY*).

O mapeamento das áreas de preservação permanente foi apresentado em dois mapas, esta medida foi tomada, pois esses mapas teriam atribuições de peso diferentes na etapa de elaboração do mapa de aptidão. Dessa forma, os resultados foram assim distribuídos: um contendo os topos de morros, nascentes com faixa entorno de preservação permanente de 50m, declividades superiores a 45° e lagoas e represas com faixa de preservação permanente de 50m; e outro contendo as feições de várzea e do rio com sua faixa de preservação de 30m.

7. 1. 5- Mapa de locais relevantes

Os locais relevantes podem ser considerados espaços físicos que podem ter tanto influência positiva como negativa sobre o *greenway*, como sítios históricos, de beleza cênica, valor recreacional ou então fontes poluidoras, erosões, desmatamentos, etc.

Desta forma a identificação desses locais foi feita de duas formas, uma pela escolha direta de locais pela autora do trabalho, e a outra, pela seleção de fragmentos florestais de mata ou cerrado que apresentam uma possibilidade de manutenção e incremento da biodiversidade, representada pela presença de área nuclear.

A escolha direta realizada pela autora foi embasada nos trabalhos de revisão bibliográfica, fotointerpretação e visitas de campo sobre a extensão da área de estudo, sendo a relevância dos sítios de beleza cênica e valor recreacional avaliados com base nos trabalhos de Tzolova (1995), Shannon *et. al.* (1995) e Giordano (2000).

Já a escolha das áreas de fragmentos florestais foi dada em função da sua área nuclear, que segundo Forman & Godron (1986) e Forman (1995) é um bom descritor, pois consideram que para a manutenção da biodiversidade animal e vegetal de uma paisagem, esta

deve conter fragmentos florestais com tamanho suficiente para conter e manter tanto as espécies generalistas com as especialistas.

Essa escolha foi realizada por meio da seleção de fragmentos florestais que, quando descontados de uma determinada área considerada como borda, ainda apresentem área nuclear.

A determinação do tamanho de uma área de borda pode ser dada em função de diversos fatores, como microclima, vegetação, efeito de exposição a fluxos de água ou animais, não há uma única medida que descreva todas essas funções (FORMAN, 1995). Neste trabalho, a adoção de um valor foi feita de forma arbitrária seguindo os valores descritos na legislação para áreas de preservação permanente em cursos fluviais, comparando os fragmentos com os rios de largura entre 200 e 600m de largura, para os quais a legislação estabelece um limite de 200m.

Essa seleção foi feita por meio do software *Fragstats* 3.3, utilizando a imagem de uso e cobertura do solo reclassificada, considerando apenas as categorias de mata e cerrado, as outras categorias foram desconsideradas para a elaboração do mapa de locais relevantes.

7. 2- 2^a. Etapa – Seleção de metodologia para delimitação da área de *greenway* para o rio Corumbataí

A Análise Multi-criterial é utilizada quando um único objetivo é almejado, porém existem vários critérios a serem analisados (VOOGD, 1983 apud EASTMAN, 1999; CARVER, 1991).

Este tipo de análise pode ser realizada de três formas, sendo a primeira a sobreposição Booleana, onde todos os critérios são reduzidos a uma lógica de 0 e 1 (aptos e não aptos) e então sobrepostos por operadores de multiplicação (E) ou de soma (OU) (BONHAM-CARTER, 1994).

Na segunda forma, denominada de Combinação Linear de Pesos (*Weight Linear Combination, WLC*), os critérios utilizados não são analisados em uma lógica booleana que reduz os fatos a 0 ou 1, sim ou não, mas que os fatos são analisados pela lógica “fuzzy”, ou seja, conforme sua maior ou menor conveniência, são então considerados todos os valores existentes e reescalados entre 0 e 1. Desta forma, os fatores podem ser considerados mais ou menos aptos para determinada análise, onde o zero representa as áreas menos aptas, seguindo um crescente contínuo de aptidão até atingir o valor 1, que representa as áreas mais

aptas (BONHAM-CARTER, 1994). Paralelamente, são atribuídos pesos relativos aos fatores, fazendo com que um fator possa prevalecer sobre outro.

Uma variação desta análise pode ser realizada utilizando-se o agrupamento dos atributos, denominada Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e Agrupamento. Com esta variante, podem ser inicialmente separados atributos que têm origens ou causas diferentes, como, por exemplo, atributos de origem natural, como aqueles relativos a feições de relevo ou vegetação, daqueles de origem antrópica, como valor de terras ou legislação de uso e cobertura do solo. Assim esses grupos de atributos podem ser analisados num primeiro momento separadamente, e depois unidos na forma tradicional da Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos (EASTMAN, 1999).

Finalmente na terceira análise, a Média de Pesos Ordenada (*Ordered Weight Average, OWA*), os fatores de peso atribuídos na análise *WLC* são agregados de forma que seja possível avaliar a decisão em função do risco e *tradeoff* (compensação) que se deseja assumir.

Esta análise considera um espaço de decisão que por um lado, parte da máxima cautela, em que nenhum tipo de risco é assumido, até o ponto em que os riscos são totalmente assumidos; por outro lado, assume-se o espaço onde não há nenhuma compensação entre os critérios até o ponto onde a compensação é máxima, como pode ser exemplificado na Figura 7 (EASTMAN, 1999).

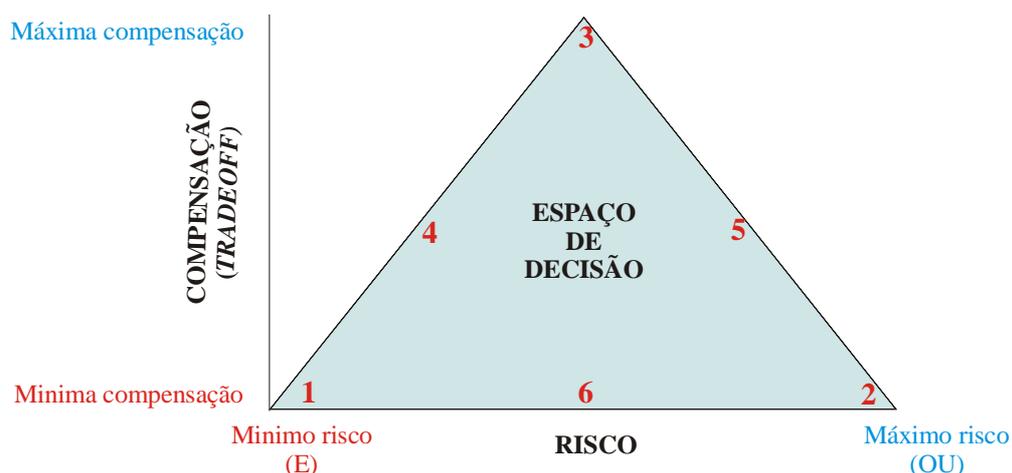


Figura 7- Espaço de decisão da Análise Multi-criterial com Média de Pesos Ordenada (*Ordered Weight Average, OWA*) (Modificado de EASTMAN, 1999).

O primeiro passo para se realizar a Análise Multi-criterial é a seleção entre os atributos escolhidos, daqueles que funcionarão como fatores e os que funcionarão como restrições.

Considerando as funções de preservação e conservação dos recursos naturais que um *greenway* pode englobar, entende-se que as áreas frágeis da paisagem da área de estudo devem ser incluídas na sua área física, porém sem que haja uso das mesmas, como é o caso de áreas de preservação permanente. Já as áreas vizinhas a essas feições que possuem alto valor recreacional e cênico, devem ter seu uso encorajado.

A partir da análise realizada na 1^a. etapa, foram selecionados alguns atributos ou elementos da paisagem que são utilizados na construção do mapa de características relevantes, que embasa a delimitação do *greenway*.

Assim, foram destacados para inclusão os elementos: vertentes côncavas; terraços fluviais; vegetação de mata e cerrado. A área restante incluída no perímetro estudado que não coincide com os elementos destacados para inclusão foi tratada como matriz envolvente, recebendo um valor diferente ao das feições de interesse.

Para exclusão, porém favorecendo o uso próximo, foram selecionadas as áreas de preservação permanente.

Desta forma foram elaborados novos mapas separando as informações nos seguintes temas para inclusão: proximidade de 500m a áreas de rios e várzeas, proximidade de 500m às demais áreas de preservação permanente, terraços e vertentes côncavas. Para exclusão foram elaborados os seguintes temas: rios e várzeas e demais áreas de preservação permanente.

7. 2. 1- Análise Booleana

Nesta análise, foram realizados os seguintes passos:

- Seleção dos mapas temáticos que serão utilizados;
- Determinação dos arquivos de restrição onde as feições possuem valor 0 e a matriz envolvente valor 1 (módulo *Analysis/ Database Query/ RECLASS*);
- Distinção entre arquivos de relação direta e de distância;
- Nos arquivos de relação direta foi efetuada a atribuição de classes de valores (entre 0 e 1) conforme as classes temáticas (módulo *Analysis/ Database Query/ RECLASS*);
- Nos arquivos de distância foram calculadas as distâncias das feições de interesse (módulo *Analysis/Distance Operators/ Distance*); e depois realizada uma reclassificação das áreas de interesse para 0 e 1 (módulo *Analysis/ Database Query/ RECLASS*);
- Geração da imagem da Análise booleana (E) (módulo *Analysis/Decision Support/ MCE* com a opção *Boolean intersection*).

- Geração da imagem da Análise booleana (OU) (módulo *Analysis/Database Query/ Image Calculator/ Operation type: Logical Expression/ Boolean OR*).

7. 2. 2- Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos (*Weight Linear Combination, WLC*)

Para esta análise, foram realizados os seguintes passos:

- Adoção dos mesmos arquivos iniciais de restrição, relação direta e de distância utilizados na análise booleana;

- Nos arquivos de relação direta foram atribuídas classes de valores, conforme a importância para as classes temáticas (módulo *Analysis/ Database Query/ RECLASS*);

- Transformação dos arquivos de distância temáticos pela lógica “fuzzy” (módulo *Analysis/Decision Support/ FUZZY*);

- Consulta a especialistas (AD HOC), para atribuição de valores de pesos relativos para os elementos utilizados como fatores na análise;

- Atribuição dos pesos relativos para os arquivos gerados pelo módulo *FUZZY* por meio do módulo *WEIGHT* (módulo *Analysis/Decision Support/ WEIGHT*);

- Geração da imagem da análise MCE com Combinação Linear de Pesos (módulo *Analysis/Decision Support/ MCE* com a opção *Weighted linear combination*).

7. 2. 2. 1- Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e Agrupamento

- Esta análise se inicia igualmente a anterior, porém os atributos foram divididos conforme o agrupamento desejado,

- A redistribuição dos fatores de peso dá-se conforme uma regra de três, para que os pesos de cada grupo somem o valor 1.

- Geração da imagem da análise MCE para cada grupo, com Combinação Linear de Pesos (módulo *Analysis/Decision Support/ MCE* com a opção *Weighted linear combination*), sendo que os novos fatores de peso devem ser colocados diretamente no quadro *Factor weight*.

- Geração da imagem da análise MCE com Combinação Linear de Pesos (módulo *Analysis/Decision Support/ MCE* com a opção *Weighted linear combination*), sendo que a imagem MCE gerada para cada grupo deve entrar no quadro *Factor filename* com uma divisão igual dos fatores de peso (por exemplo, se forem utilizados dois grupos os pesos devem ser de 0,5 e 0,5; no caso de três grupos, 0,33, 0,33 e 0,33).

7. 2. 3- Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada (*Ordered Weight Average, OWA*)

Nesta análise foram utilizados os mesmos arquivos e passos utilizados na análise MCE com Combinação Linear de Pesos, porém neste módulo há a opção de se ordenar os pesos relativos atribuídos anteriormente, desta maneira pode-se deslocar o resultado final dentro do espaço de decisão envolvendo risco e *tradeoff* (compensação). Assim, os resultados podem ser distribuídos da seguinte forma:

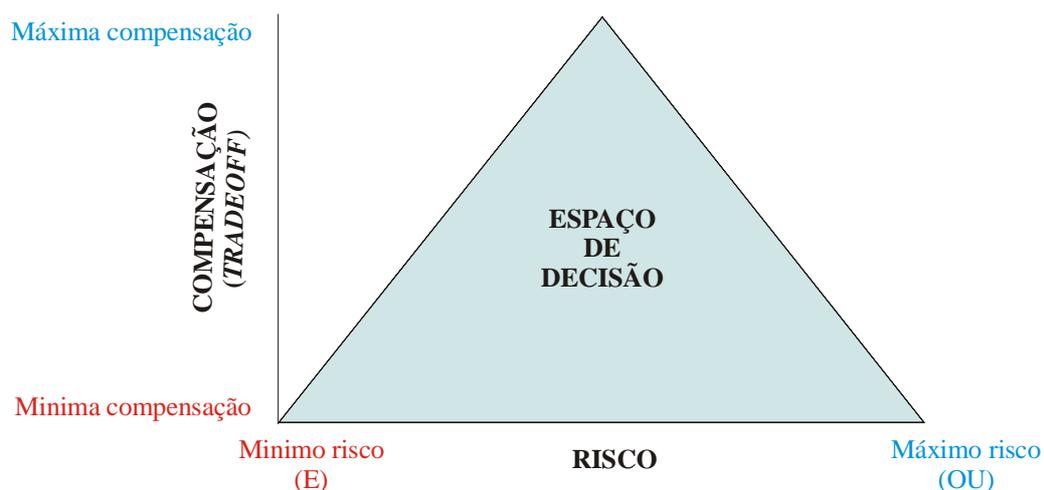


Figura 8- Espaço de decisão da Análise Multi-criterial com Média de Pesos Ordenada (*Ordered Weight Average, OWA*) e posicionamento de resultados (Modificado de EASTMAN, 1999).

Resultado 1: Neste espaço de decisão é atribuído valor 1 para o primeiro peso da esquerda na tabela de ordenação e todos os outros pesos recebem valor 0, desta forma assume-se o mínimo risco possível e nenhum *tradeoff* (compensação).

Resultado 2: Neste espaço de decisão é atribuído valor 1 para o primeiro peso da direita na tabela de ordenação e todos os outros pesos recebem valor 0, desta forma assume-se o máximo risco possível e nenhum *tradeoff* (compensação).

Resultado 3: Neste espaço de decisão é atribuído o mesmo valor para todos os pesos somando-se 1, desta forma assume-se um risco mediano e o máximo de *tradeoff* (compensação) possível. Nota-se que este espaço de decisão é o mesmo ocupado pela Análise Multi-criterial com Combinação Linear de Pesos (*Weight Linear Combination, WLC*), sendo, portanto o resultado dessas duas análises o mesmo.

Resultado 4: Neste espaço de decisão é atribuído um gradiente de valores aos pesos onde o primeiro peso da esquerda é 0,5 e o último da direita é 0, desta forma assume-se um risco e *tradeoff* (compensação) medianos entre os resultados 1 e 3.

Resultado 5: Neste espaço de decisão é atribuído um gradiente de valores aos pesos, onde o primeiro peso da direita é 0,5 e o último da esquerda é 0, desta forma assume-se um risco e *tradeoff* (compensação) medianos entre os resultados 2 e 3.

Resultado 6: Neste espaço de decisão é atribuído valor 1 ao peso do meio e 0 para os demais, desta forma assume-se um risco mediano e nenhum *tradeoff* (compensação).

Após a obtenção dos resultados da Análise Multi-criterial, eles foram comparados e um foi escolhido para dar continuidade ao trabalho, representando assim a escolha entre risco e *tradeoff* (compensação) necessários ao desenvolvimento deste trabalho.

7. 2. 4- Delimitação da trilha do *greenway*

A delimitação da trilha de *greenway* foi realizada enfocando-se o trabalho de Xiang (1996 b).

A análise de custo proposta por Xiang (1996 b) foi realizada no módulo *PATHWAY* do SIG Idrisi 3.2 (*Analysis/ Distance Operators/ PATHWAY*). Este módulo calcula o melhor caminho entre dois pontos.

Para se realizar esta análise são necessários os seguintes passos:

- Seleção dos locais a serem conectados pelo *greenway*. Os pontos selecionados são os locais relevantes encontrados na etapa anterior, ou seja, a trilha deve seguir seu caminho passando por esses pontos.

Devem ser elaboradas duas imagens, ambas em formato raster, uma do ponto de partida (tipo *integer*) e outra do ponto de chegada (tipo *integer* ou *byte binary*);

- Elaboração da imagem de fricção, ou seja, os valores da paisagem, dados pela análise de aptidão. A imagem gerada pela aptidão deve ser invertida, para que os lugares mais aptos passem a ser aqueles de menor custo, ou de menor fricção.

- Elaboração da imagem de custo de superfície (*COST SURFACE*) no módulo *COST* (*Analysis/ Distance Operators/ COST*). Essa imagem é gerada pela análise múltipla da imagem do ponto de partida e da imagem de fricção, na opção *cost push*.

- elaboração da imagem no módulo *PATHWAY*, com a imagem de custo e a imagem do ponto final.

Como este módulo calcula a distância entre dois pontos, é necessário que se repita o procedimento inteiro desde o módulo *COST* para cada trecho, entre os locais relevantes. Depois deve-se somar os trechos produzidos pelo módulo *OVERLAY*, produzindo-se assim a trilha que percorre toda a extensão do *greenway*.

7. 2. 5- Delimitação da área total do *greenway*

A partir do momento em que a trilha principal do *greenway* foi estabelecida e considerando que é nesta trilha e nos pontos de locais relevantes que se deve ter uso destinado ao lazer, entende-se que a localização da área restante do *greenway* não possui restrições, pois elas passam a ser consideradas como áreas de preservação ou conservação, sendo assim, as áreas que foram consideradas como restrições à trilha, neste ponto são consideradas aptas, pois desta forma são beneficiadas pela sua instalação, pois passam a ter o *greenway* como um reforço na manutenção, conservação ou preservação das mesmas.

O tamanho que um *greenway* poderá ter diante da área apta para sua alocação é, sobretudo uma decisão política-econômica. Yahner et al. (1995), definiu como largura mínima que um *greenway* deve ter para contribuir para o aumento da conectividade e diminuição da fragmentação da paisagem, 100m ao redor da trilha. Neste trabalho sugeriu-se arbitrariamente que sua área inicial seja de 100m de cada lado da trilha que percorre o *greenway*.

Para se realizar esta análise são necessários os seguintes passos:

- Criação de uma área de entorno, no módulo *BUFFER*, de 100m para a trilha calculada na seção anterior no;

7. 3- 3ª. Etapa - Análise e discussão

Para se obter uma análise das mudanças que o estabelecimento do *greenway* proposto pode gerar na paisagem, foi feita uma comparação entre a situação atual e a situação hipotética.

Esta comparação foi efetuada por meio de teste estatístico de diferença utilizando-se Índices de Ecologia da Paisagem (calculados no *software Fragstats 3.3*), no qual foram introduzidas as imagens de uso e cobertura do solo geradas neste estudo (paisagem atual) e uma segunda imagem com a área proposta para ser ocupada com o *greenway*, que foi adicionada aos mapas iniciais como área de mata (paisagem modificada).

Foram utilizados dois níveis de classificação, um relacionando toda a paisagem com a utilização de todas as classes de uso e cobertura do solo encontradas, e outra, somente com as classes de mata e cerrado, desconsiderando assim os outros tipos de uso e cobertura do solo existentes na região.

7. 3. 1- Índices de Ecologia da Paisagem

Foram selecionados os seguintes índices para a paisagem (Mc GARIGAL & MARKS, 1995):

Medidas de área, densidade e bordas

1. Área Total

$$TA = A \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

onde A= área total da paisagem em m².

Unidade: hectares

Variação: Área >0, sem limites

2. Número de Fragmentos

$$NP = N$$

onde N= número total de fragmentos na paisagem.

Variação: NP ≥ 1, sem limites

3. Densidade de Fragmentos

$$PD = \frac{N}{A} (10.000) (100)$$

onde N= número total de fragmentos na paisagem.

A= área total da paisagem em m².

Unidade: número por 100 hectares

Variação: PD >0, limitado pelo tamanho do pixel

4. Bordas Totais

$$TE = E$$

onde E= comprimento total em m de bordas na paisagem.

Unidade: metros

Variação: TE ≥ 0, sem limites

Medidas de área nuclear

1. Total de Área Nuclear

$$TCA = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

onde a_{ij}^c = área nuclear em m².

Unidade: hectares

Variação: TCA ≥ 0, sem limites

2. Número de Fragmentos Separados com Áreas Nucleares

$$NDCA = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$$

onde n_{ij}^c = Número de separadas áreas núcleo no fragmento ij baseado no limite de borda especificado.

Unidade: hectares

Variação: TCA ≥ 0, sem limites

Medidas de isolamento/proximidade

1. Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo

$$ENN - MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n h_{ij}}{N}$$

onde h_{ij} = distância em m a partir do fragmento ij até o vizinho mais próximo de mesma classe.

Unidade: metros

Variação: ENN_MN > 0, sem limites

Medidas de contraste

1. Índice de Contraste - Densidade de Bordas com Pesos

$$CWED = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{k=i+1}^m (e_{ik} * d_{ik})}{A} (10.000)$$

onde e_{ik} = comprimento total de bordas na paisagem entre tipos de fragmentos i e k , inclusive os limites da paisagem envolvendo o fragmento i .

d_{ik} = dissimilaridade (peso do contraste de borda) entre os fragmentos i e j .

A = área total da paisagem em m^2 .

Unidade: metros por hectare

Varição: $CWED \geq 0$, sem limites

Medidas de contágio e Intercalação

1. Contágio

$$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[\left(P_i \right) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] \cdot \left[\ln \left(P_i \right) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] (100)$$

onde p_i = proporção da paisagem ocupada pela classe do fragmento i .

g_{ik} = número de adjacências entre pixels de fragmentos da classe i e k .

m = número de classes presentes na paisagem.

Unidade: porcentagem

Varição: $0 < CONTAG \leq 100$

2. Intercalação e Justaposição;

$$IJI = \left[\frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \bullet \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln (0,5 [m(m-1)])} \right] (100)$$

onde e_{ik} = comprimento total de borda na paisagem ente os fragmentos das classes i e k .

E = comprimento total de borda na paisagem excluindo áreas fora do limite.

m = número de classes presentes na paisagem.

Unidade: porcentagem

Variação: $0 < IJI \leq 100$

Medidas de conectividade

1. Índice de Conectância

$$CONNECT = \left[\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j \neq k}^n c_{ijk}}{\sum_{i=1}^m \left(\frac{n_i (n_i - 1)}{2} \right)} \right] (100)$$

onde c_{ijk} = junções entre os fragmentos j e k da mesma classe, baseados numa distância limite dada pelo usuário.

n_i = número de fragmentos na paisagem para cada classe.

Unidade: porcentagem

Variação: $0 \leq CONNECT \leq 100$

Medidas de diversidade

1. Índice de Diversidade de Shannon.

$$SHDI = \sum_{i=1}^m (P_i \bullet \ln P_i)$$

onde P_i = proporção da paisagem ocupada por fragmento da classe i .

Unidade: informação

Variação: $SHDI \geq 0$, sem limites

Foram selecionados os seguintes índices para a classe de mata e cerrado:

Medidas de área, densidade e bordas

1. Área do Fragmento

$$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

onde a_{ij} = área em m² do fragmento ij .

Unidade: hectares

Variação: Area >0, sem limites

2. Área Total da Classe

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

onde a_{ij} = área em m² do fragmento ij .

Unidade: hectares

Variação: CA >0, sem limites

3. Porcentagem da Classe na Paisagem

$$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$$

onde P_i = proporção da paisagem ocupada por fragmentos de cada classe.

a_{ij} = área em m² do fragmento ij .

A = área total na paisagem em m².

Unidade: porcentagem

Variação: 0 < PLAND ≤ 100

4. Número de Fragmentos

$$NP = n_i$$

onde n_i = número de fragmentos na paisagem da classe i .

Variação: $NP \geq 1$, sem limites.

5. Densidade de Fragmentos

$$PD = \frac{n_i}{A} (10.000) (100)$$

onde n_i = número de fragmentos na paisagem.

A = área total da paisagem em m^2 .

Unidade: número por 100 hectares

Variação: $PD > 0$, limitado pelo tamanho do pixel

6. Bordas Totais

$$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$$

onde e_{ik} = comprimento total em m de bordas da classe i na paisagem.

Unidade: metros

Variação: $TE \geq 0$, sem limites

Medidas de forma

1. Índice de Dimensão Fractal

$$FRAC = \frac{2 \ln(0,25 p_{ij})}{\ln a_{ij}}$$

onde p_{ij} = perímetro em m do fragmento ij .

a_{ij} = área em m^2 do fragmento ij .

Variação: $1 \leq FRAC \leq 2$

Medidas de área nuclear

1. Área Nuclear

$$CORE = a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

onde a_{ij}^c = área nuclear em m² do fragmento ij baseado no limite de borda especificado.

Unidade: hectares

Variação: $CORE \geq 0$, sem limites

2. Número de Fragmentos com Áreas Nucleares

$$NCORE = n_{ij}^c$$

onde n_{ij}^c = Número de separadas áreas núcleo no fragmento ij baseado no limite de borda especificado.

Variação: $NCORE \geq 0$, sem limites

3. Índice de Áreas Nucleares

$$CAI = \frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} (100)$$

onde a_{ij}^c = áreas núcleo em m² do fragmento ij baseado no limite de borda especificado

a_{ij} = área em m² do fragmento ij .

Variação: $1 \leq CAI < 100$

Medidas de isolamento/proximidade

1. Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo

$$ENN = h_{ij}$$

onde h_{ij} = distância em m a partir do fragmento ij até o vizinho mais próximo de mesma classe.

Unidade: metros

Variação: $ENN > 0$, sem limites

Medidas de contágio e Intercalação

1. Índice de Agregação

$$AI = \left[\frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right] (100)$$

onde g_{ii} = número de adjacências entre pixels de fragmentos da classe i .

$\max \rightarrow g_{ii}$ = número máximo de adjacências entre pixels de fragmentos da classe i .

Unidade: porcentagem

Variação: $0 \leq AI \leq 100$

7. 3. 2- Análise Estatística

Para se estabelecer se a paisagem atual e a paisagem modificada, isto é, aquela contendo o *greenway* proposto, são diferentes, é necessário o uso de um teste estatístico que comprove a significância desta diferença.

Segundo Hurlbert (1984), uma comparação direta entre duas paisagens diferentes não oferece resultados consistentes dada à falta de replicações, da mesma forma, a comparação direta entre os índices obtidos para cada paisagem também sofreria o mesmo problema pela falta de repetições, desta forma, para se efetuar uma análise de diferença entre as duas paisagens capaz de gerar resultados consistentes, foi elaborada uma análise utilizando-se modelos neutros.

Modelos neutros são modelos aleatórios capazes de gerar réplicas contra as quais hipóteses podem ser testadas, quando utilizados em ecologia da paisagem são mapas aleatórios que podem reproduzir a estrutura de paisagens, gerando assim as réplicas necessárias para que testes estatísticos possam ser elaborados (GARDNER & O'NEILL, 1991; TURNER, GARDNER & O'NEILL, 2001).

Para a produção das réplicas, foi utilizado o *software Seles* (FALL, 1999), que gera modelos neutros. Neste *software* podem ser gerados tanto modelos neutros completamente independentes de qualquer informação prévia como também podem ser gerados modelos baseados em alguns parâmetros pré-determinados, fazendo com que o padrão gerado contenha algumas características consideradas relevantes no estudo em questão.

Neste trabalho foram realizadas 30 simulações para cada paisagem (Paisagem atual - PA e paisagem modificada - PM), utilizando-se os dados de número de classes de uso e

cobertura do solo, considerando a proporção de ocupação de cada uma delas e também o contágio (CONTAG) de cada paisagem. Desta forma os modelos simularam as características de cada uma das duas paisagens específicas.

Para se contornar o problema do formato da área de estudo, que é irregular, o mapa gerado pela simulação, que possui formato de quadrado ou retângulo, foi gerado com área retangular equivalente a da área de estudo.

No *software Seles*, foram introduzidas as informações de tamanho da imagem a ser gerada, que no caso foi de 225 colunas por 500 linhas, com 10 categorias, iniciando pela de número 1 e 4000 pontos iniciais (que são pontos aleatórios a partir dos quais o *software* reproduz as condições determinadas pelo usuário), as proporções das sete classes maiores de uso e cobertura do solo e o valor do contágio.

Segundo Turner, Gardner & O'Neill (2001) o tamanho do modelo neutro utilizado influencia as medidas de padrão da paisagem, principalmente quando associados a altos valores de p (probabilidade de ocorrência da classe). Assim, quanto menores os mapas neutros em termos de linhas e colunas, menor o tamanho dos fragmentos. A um valor de $p < 0,5$, com 64 linhas e colunas, o tamanho médio dos fragmentos é de aproximadamente 80% menor do que aqueles em mapas maiores com 256 linhas e colunas, e para valores de $p = 0,5$ a redução é de 70%, chegando até uma redução de 25% em mapas com os valores de p variando entre 0,7 e 0,9.

Gustafson & Parker (1992) utilizaram modelos neutros de 120 linhas por 120 colunas, para testar o comportamento de algumas métricas de Ecologia da Paisagem em função das mudanças nos valores de p .

Hargis, Bissonette & David (1998) utilizaram modelos neutros de 101 linhas por 101 colunas para avaliar o comportamento das métricas de densidade de bordas, contágio, distância ao vizinho mais próximo, índice de proximidade e dimensão fractal de perímetro-área controlando os parâmetros de tamanho, forma e posicionamento de fragmentos.

Em um trabalho específico sobre a efetividade dos modelos neutros em representar paisagens reais, Li et. al (2004) simularam modelos neutros de 1024 linhas por 1024 colunas com 30m de resolução para comparação com uma paisagem real de mesmo tamanho e resolução.

Desta forma, neste estudo tentou-se elaborar o modelo neutro de maior tamanho possível, pois quanto maior a imagem em linhas e colunas e menor o número de pontos iniciais, mais complexas são as imagens geradas, fazendo com que o *software Fragstats* não possa analisá-las, uma vez que os seus cálculos demandam uma alta capacidade

computacional. Assim o tamanho das imagens foi ajustado por tentativas consecutivas até o ponto em que as análises pudessem ser efetuadas.

Após a geração dos mapas aleatórios, estes foram importados no *software Idrisi Kilimanjaro* para mudança de formato *ARC ASCII* em formato *Idrisi*, e ajuste da resolução do pixel gerado para a de 15m, para depois serem analisados no *software Fragstats 3.3*, onde foram calculados os mesmos parâmetros utilizados na descrição das duas paisagens anteriormente, para todas as 60 réplicas.

Para a escolha do teste estatístico a ser utilizado, considerou-se que a proposta do *greenway* atuaria como um tratamento na paisagem atual resultando na paisagem modificada, o que justifica a escolha e utilização de um teste t pareado, considerando a hipótese bi-caudal, pois não se sabe se a diferença resultante seria em direção maior ou menor.

Foi utilizado o teste t pareado bi-caudal conforme proposto por Zar (1974), onde:

$$H_0 : \mu_d = 0 \quad \text{e} \quad H_1 : \mu_d \neq 0$$

$$t = \frac{\bar{d}}{s_{\bar{d}}}, \text{ sendo que}$$

\bar{d} é a média das diferenças entre os dados,

$s_{\bar{d}}$ é o erro padrão da média,

$v = n - 1$ são os graus de liberdade e

$$\alpha = 0.05$$

Um organograma do roteiro metodológico pode ser observado na Figura 9.

8- RESULTADOS E DISCUSSÃO

8. 1- 1ª. Etapa - Elaboração de mapas temáticos: Mapas de feições geomorfológicas, de declividade, de uso e cobertura do solo, áreas de preservação permanente e de locais relevantes.

8. 1. 1 - Mapas de feições geomorfológicas

O georreferenciamento dos resultados da fotointerpretação foi realizado utilizando-se a função de mapeamento quadrática com 89 pontos de controle e aceito um erro de 1,03m, resultando nos seguintes produtos:

- fotointerpretação das áreas de várzea e terraço fluvial – nesta imagem pôde ser observada que as áreas de várzeas ocupam 10,5 km² (2,01% da área de estudo) e os terraços, 17,14 km² (3,28% da área de estudo) (Figura 10),

- fotointerpretação das vertentes côncavas – nesta imagem foram encontradas um total de 1819 áreas isoladas de vertentes côncavas, que perfazem uma área total de 128,56 km² (24,57% da área de estudo) (Figura 11) e

- fotointerpretação das nascentes - onde foram encontradas 873 nascentes na área estudada (Figura 12).

8. 1. 2 - Mapa de declividade

O mapa de declividade obtido mostra a predominância de terrenos com declividade entre 1 e 6° que ocupam 53% da área, seguidos de terrenos com declividades entre 6 e 12°, descrevendo uma paisagem bastante plana, ressaltando-se também a pequena área ocupada por declividades superiores a 45° (0,004% da área), como pode ser observado na Figura 13. A área em km² de cada classe considerada, bem como sua porcentagem em relação ao total da área estudada, podem ser observadas na Tabela 1:

Tabela 1- Área em km² e porcentagem por classe de declividade na área de estudo.

Declividade	Área (km ²)	% da área estudada
< 1°	22,25	4,252
1 a 6°	277,35	52,997
6 a 12°	157,42	30,080
12 a 20°	52,63	10,057
20 a 45°	13,66	2,610
> 45°	0,02	0,004

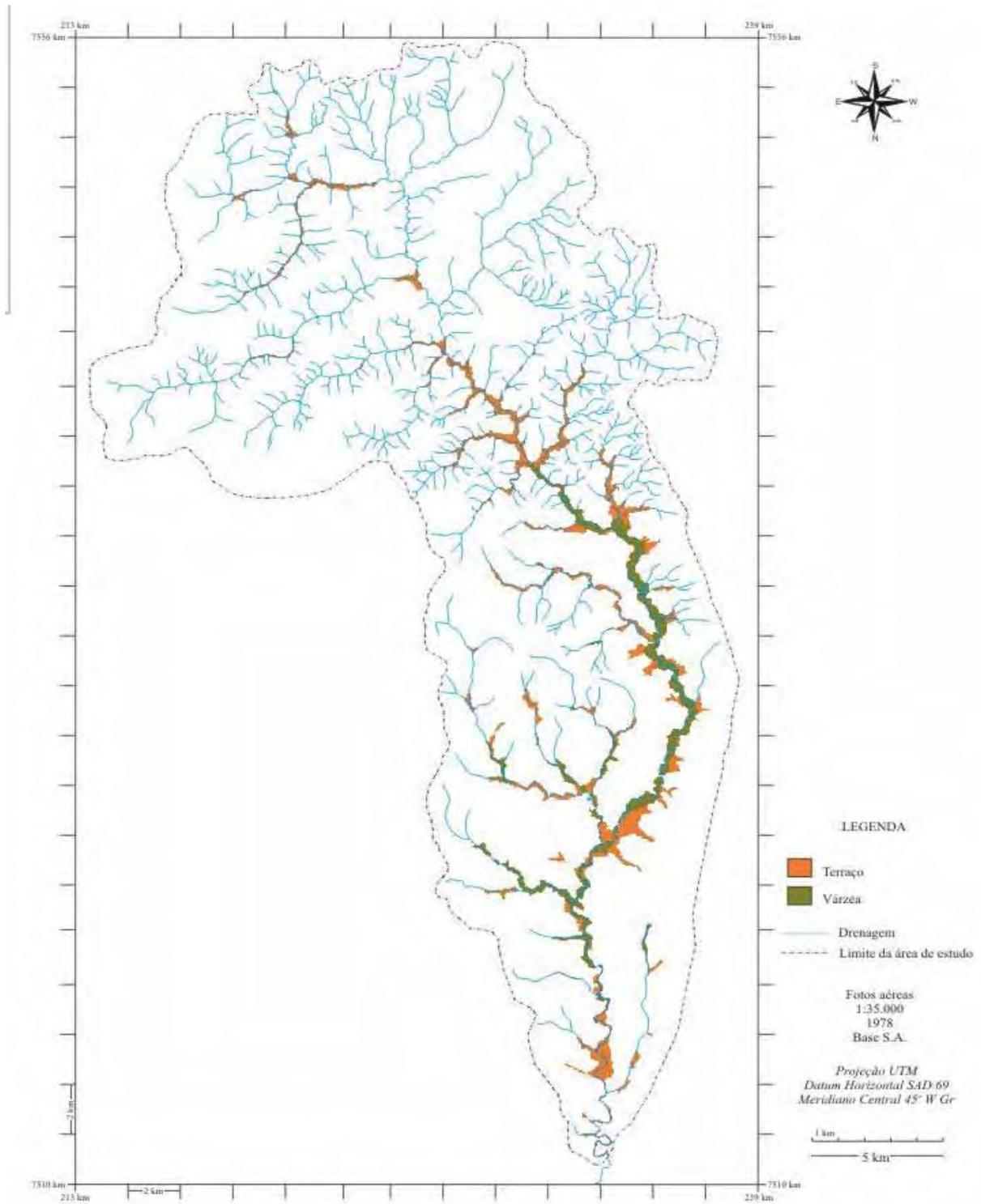


Figura 10 - Mapa das áreas de várzea e terraço fluvial.

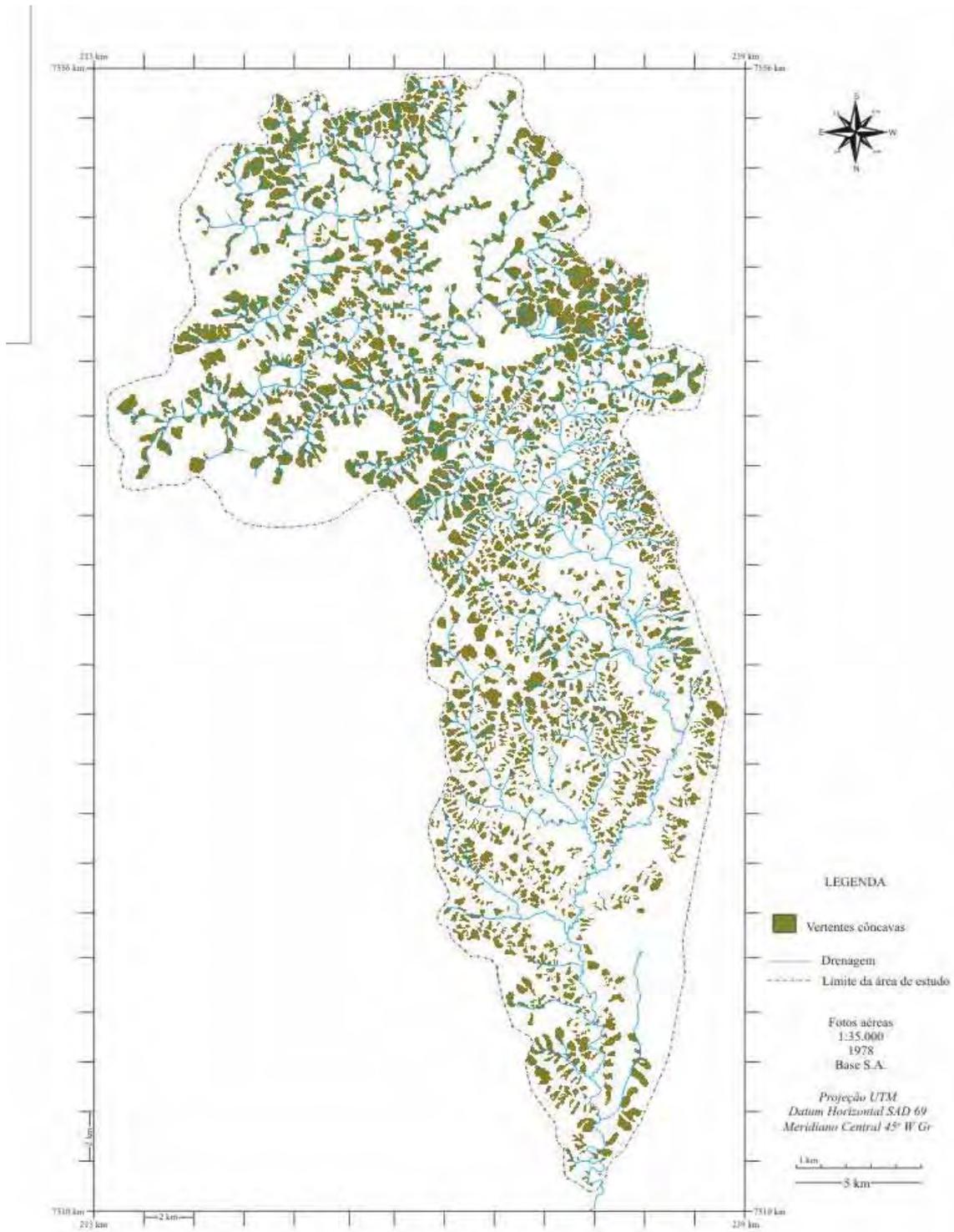


Figura 11 - Mapa das vertentes côncavas.

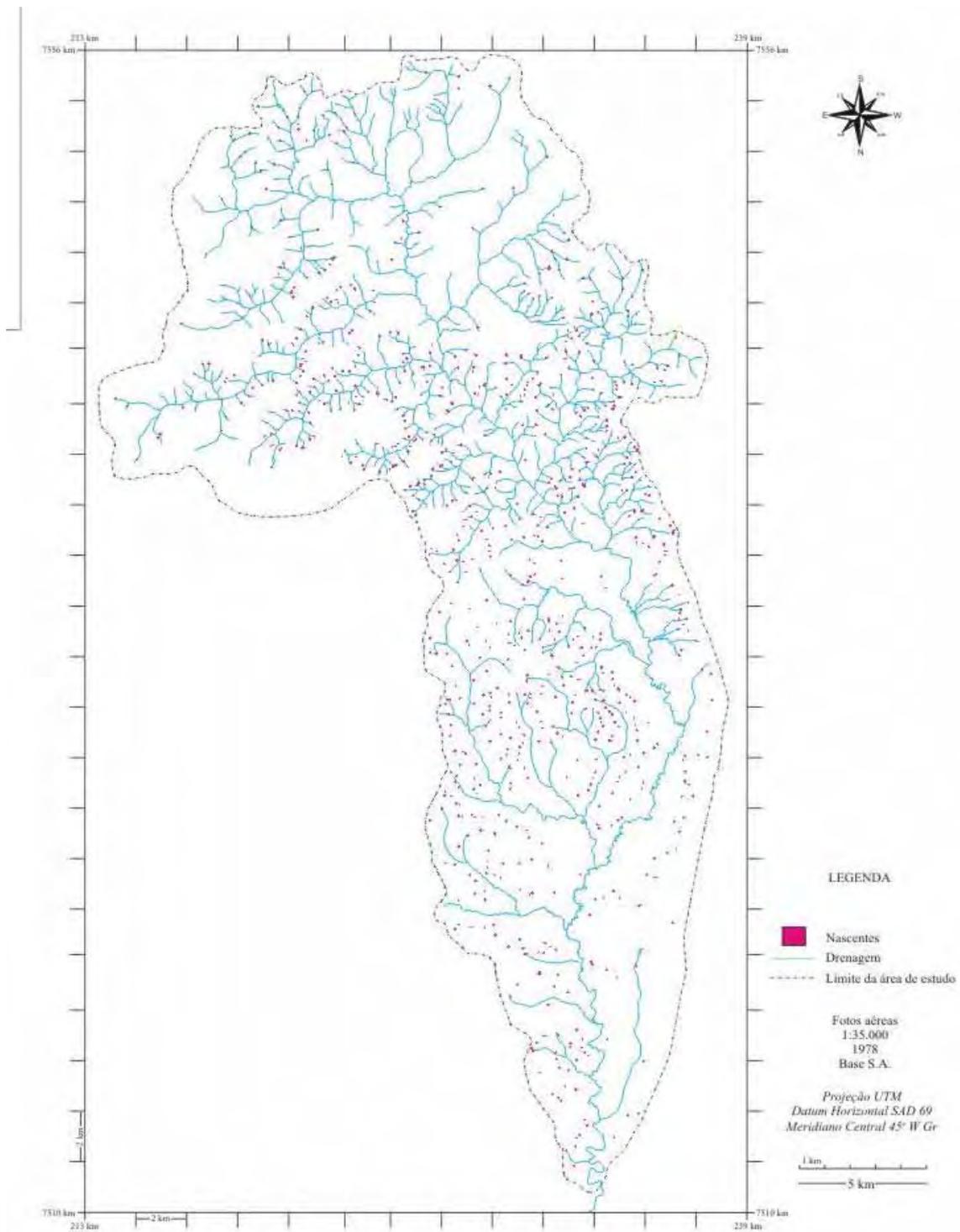


Figura 12 - Mapa das nascentes.

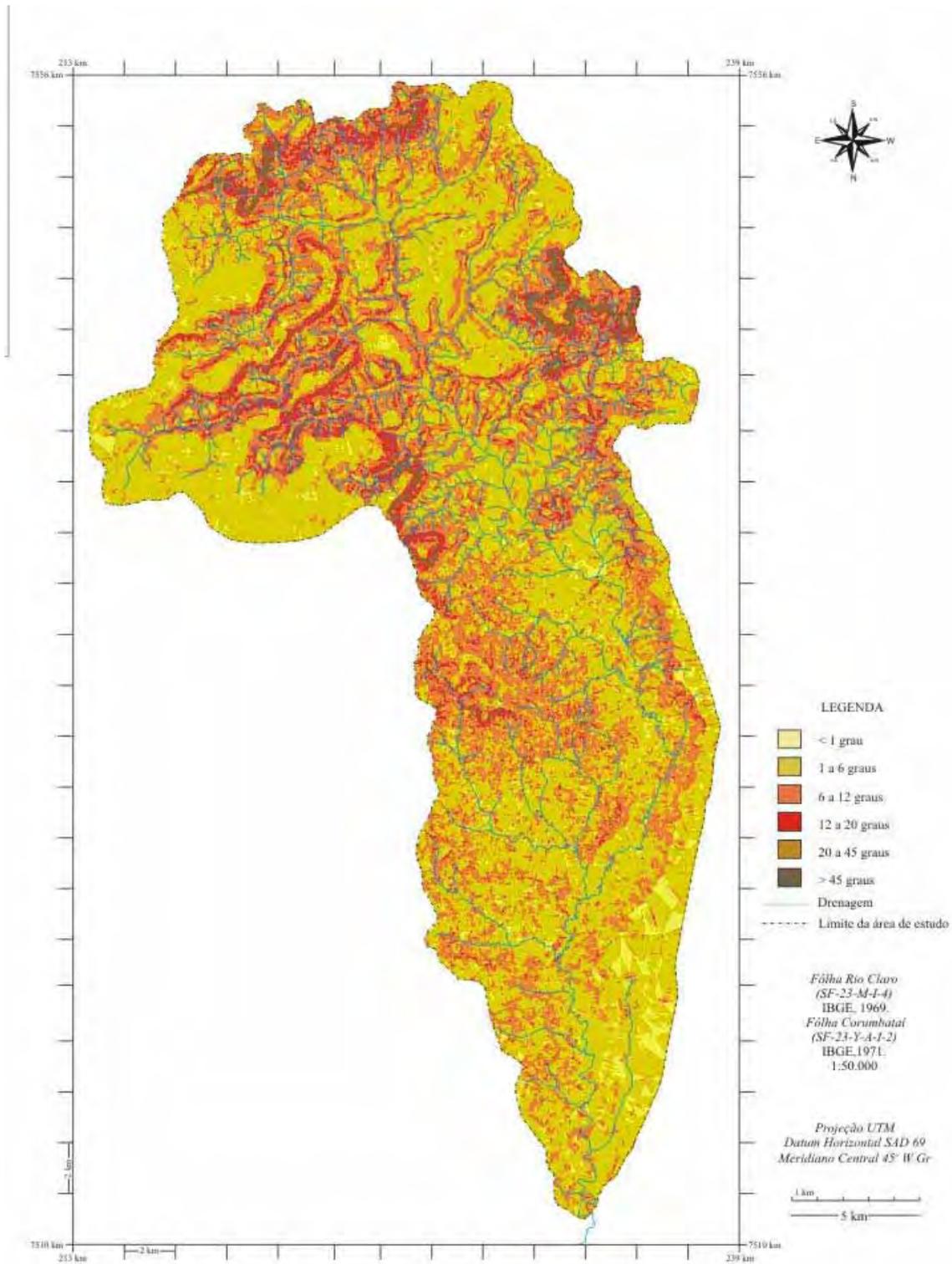


Figura 13 - Mapa de declividade.

8. 1. 3 - Mapa de uso e cobertura do solo

Georreferenciamento

O georreferenciamento da imagem da banda pancromática do Landsat-7 ETM+ foi realizado com amostragem de 64 pontos, sendo descartados 9 pontos. Num total de 55 pontos utilizados, o georreferenciamento foi realizado obtendo um erro de 3,79 m (o máximo aceitável para uma imagem de resolução espacial de 15m é 7,5m).

O georreferenciamento das bandas 3, 4 e 5 foi efetuado com a amostragem de 20 pontos e destes, omitidos 3. O georreferenciamento foi realizado com um erro de 0,94m.

Classificação digital supervisionada

Uma análise visual preliminar sobre a imagem IHS mostrou que a área de estudo apresenta dois padrões de informação contrastantes, relacionados ao uso e cobertura do solo. Um padrão representado por trechos bastante homogêneos compostos por grandes áreas recobertas por plantações de cana-de-açúcar e laranja, reflorestamentos, matas, cerrados e áreas urbanas; o outro padrão de informação é traduzido por pequenas áreas onde podem ser distinguidos vários tipos contíguos de uso e cobertura do solo, como pastos, fragmentos de matas e pequenas construções rurais, que não apresentam contornos nítidos, tornando a imagem bastante heterogênea.

Os trabalhos de campo, realizados nesta pesquisa, confirmaram os padrões de uso e cobertura do solo, principalmente nas regiões heterogêneas onde os pastos apresentam nuances de pasto ralo, por vezes com presença de solo exposto; pasto sujo, com a ocorrência de vegetação arbustiva; e pequenos aglomerados de vegetação arbórea entremeados de pasto, o que torna essas paisagens bastante complexas.

Também foi possível observar que, quando relacionados com a imagem IHS, alguns tipos de uso do solo como solo exposto, cana-de-açúcar e pasto apresentavam uma grande gama de respostas diferentes, em termos de tonalidade e textura. E numa avaliação mais detalhada observou-se que as áreas urbanas apresentaram uma resposta espectral muito próxima de áreas de solo exposto ocupado por cana-de-açúcar (cana recém brotada), tornando a classificação digital dessas áreas ineficiente, pois somente uma interpretação visual considerando padrão, contexto e textura, seria eficiente em realizar esta separação.

Desta forma, a seleção de amostras de treinamento foi realizada incluindo 8 categorias de uso e cobertura do solo (reflorestamento, cerrado, mata, solo exposto, água,

áreas agrícolas, pastagem e cana-de-açúcar), para 21 respostas na imagem, conforme a Tabela 2:

Tabela 2- Categorias de uso e cobertura do solo conforme variações de tonalidade e textura observadas na classificação da imagem LANDSAT-7 ETM+.

CLASSES DE USO E COBERTURA DO SOLO	VARIAÇÃO DE CORES E TEXTURA NA IMAGEM IHS DA COMPOSIÇÃO DAS BANDAS 3, 4 E 5 (3 NO AZUL, 4 NO VERMELHO E 5 NO VERDE)	NÚMERO DE REPOSTAS DIFERENTES
Reflorestamento	Vermelho intenso a escuro de textura lisa	2
Cerrado	Vermelho amarronzado de textura fina e rugosa	1
Mata	Vermelho alaranjado a vermelho escuro de textura rugosa	3
Solo exposto	Branco a azul muito claro de textura lisa, Azul médio e Cor azul médio com textura rugosa	5
Água	Azul escuro a preto de textura lisa	1
Áreas agrícolas	Verde intenso a verde avermelhado, com textura orientada	1
Pastagem	Mistura de tons claros das cores verde, amarelo vermelho e laranja sem padrão único de textura	4
Cana-de-açúcar	Cores vermelhas e azuis com textura homogênea	4

Após a seleção das amostras de treinamento, o classificador MAXLIKE (máxima verossimilhança) com 0% de exclusão de pixels foi aplicado. O resultado da classificação da imagem com as 21 classes de respostas foi reclassificado conforme as 8 classes de uso e cobertura do solo.

Filtragem e correções

A imagem reclassificada recebeu então tratamento de filtragem para a retirada de pixels isolados. Foi aplicado inicialmente um filtro de mediana com janela de 5 x 5 e posteriormente um filtro de moda com janela 3 x 3.

Outra correção que a imagem sofreu, foi a retirada manual de pixels classificados erroneamente nas seguintes situações:

- pixels classificados como água em encostas de face oeste, este erro ocorre dado o sombreamento existente na imagem.

- pixels classificados como reflorestamento em áreas de mata e cerrado, este erro acontece também em função do sombreamento de algumas áreas, tornando a vegetação mais escura, semelhante à de reflorestamentos mais antigos.

- pixels classificados como cana, solo exposto e reflorestamento em área de cultura agrícola, este erro ocorre em algumas culturas, principalmente na fruticultura, devido à configuração espacial das árvores e corredores.

Exatidão do mapa

A amostragem realizada no módulo *Analysis/Decision Support/ SAMPLE* para a distribuição dos 144 pontos de forma sistemática, não conseguiu distribuir todos os pontos requeridos, tendo alocado 135 pontos, o que foi acatado, pois se diminuindo o número de pontos aumenta-se o percentual de exatidão do mapa passando para 90,7%, ou seja, não há perda em exatidão.

A matriz de erro pode ser observada na Tabela 3, pode-se notar que é na diagonal principal que estão os pixels coincidentes, ou seja, que foram classificados corretamente na imagem de acordo com a verdade terrestre. Pela sua somatória, que dá um total de 110 pixels amostrados corretamente, temos um percentual de exatidão de classificação de 81,5%. Ainda nesta tabela podem ser observadas as porcentagens de erros de inclusão (inclusão de um pixel de uma categoria em outra) e omissão (não classificação de um pixel na categoria a que deveria pertencer) da classificação por categoria de uso e cobertura do solo.

O Índice de Kappa (K) global obtido foi de **0,7534** e os valores para cada categoria de uso e cobertura do solo podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 3 – Matriz de erro para de uso e cobertura do solo.

Mapa de uso e cobertura	Verdade terrestre								Total de pixels	Erros de inclusão (%)
	reflorestamento	cerrado	mata	solo exposto	área agrícola	cana-de-açúcar	pastagem	água		
reflorestamento	5	0	0	0	0	0	0	0	5	0
cerrado	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
mata	1	0	18	0	0	1	0	0	20	10
solo exposto	0	0	1	14	0	0	1	0	16	13
área agrícola	0	0	0	1	5	1	0	0	7	29
cana-de-açúcar	1	0	1	0	2	19	6	0	29	35
pastagem	0	0	2	1	1	4	47	1	56	16
água	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Total de pixels	7	1	22	16	8	25	54	2	135	
Erros de omissão (%)	29	0	18	13	38	24	13	50		

Tabela 4 – Valores do Índice de Kappa para cada classe de uso e cobertura do solo.

Classes de uso e cobertura do solo	K
reflorestamento	0,7033
cerrado	1
mata	0,7866
solo exposto	0,8582
área agrícola	0,6045
cana-de-açúcar	0,6943
pastagem	0,7785
água	0,4963

A distribuição dos valores de Kappa se dão de acordo com a probabilidade de concordância entre os dados da verdade terrestre e aqueles obtidos na classificação digital, de forma que podem assumir valores negativos até 1, sendo que o valor positivo 1 representa total concordância entre os dados (ROSENFELD & FITZPATRICK-LINS, 1986). Segundo Landis & Koch (1977) os valores de Kappa podem ser agrupados em intervalos que descrevem a qualidade da concordância obtida (Tabela 5).

Tabela 5 – Intervalos de qualidade do Índice de Kappa.

Intervalo	Qualidade da concordância
< 0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,21 – 0,40	Razoável
0,41 – 0,60	Boa
0,61 – 0,80	Muito bom
0,81 – 1,00	Excelente

De acordo com Landis & Koch (1977), o resultado para K global obtido na presente pesquisa (K= 0,7534), representa que a classificação realizada pode ser considerada muito boa, e considerando as classes de uso separadamente, observa-se que a maioria delas se encaixa no intervalo muito bom, sendo apenas a categoria água classificada como boa, e as categorias cerrado e solo exposto como excelentes. Deve-se ressaltar, porém que as amostras de água e cerrado são muito pequenas, devendo influenciar o resultado.

Adição manual de classes de uso

Após a imagem ter sido corrigida, filtrada e sua exatidão avaliada, foi realizada a adição manual de duas categorias, uma, a de áreas urbanas e outra a de estradas. Ambas foram feitas pela digitalização das áreas de interesse na imagem IHS e depois transformadas para o formato raster e adicionadas à imagem de classificação, gerando assim o mapa de uso e cobertura do solo final utilizado nas etapas seguintes (Figura 14).

Nesta imagem observa-se que a maior parte da área de estudo é ocupada por pastagens, sendo que as áreas de pastagens, matas e cana-de-açúcar são predominantes nesta paisagem, ocupando 76,8% da área de estudo. Köffler (1993) e Valente (2001) também observaram a predominância das áreas de pastagens, seguidas de cana-de-açúcar e mata na região estudada.

Avaliando-se as configurações espaciais e as proporções das classes de uso e cobertura do solo conjuntamente, nota-se que a área de estudo pode ser definida quanto à sua paisagem, como uma matriz composta pela pastagem, na qual estão inseridas as outras classes de uso e cobertura do solo, compondo manchas e corredores, como, por exemplo, matas, áreas urbanas, rios e estradas (Tabela 6).

Tabela 6 – Área em km² e em porcentagem das classes de uso e cobertura do solo na área de estudo.

Classes de uso e cobertura do solo	Área (km ²)	Porcentagem da área de estudo
pastagem	236,05	45,11
mata	90,37	17,27
cana-de-açúcar	75,48	14,42
solo exposto	43,26	8,27
área urbana	25,01	4,78
área agrícola	23,32	4,46
cerrado	12,35	2,36
reflorestamento	9,38	1,79
estrada	7,32	1,4
água	0,79	0,15

8. 1. 4 - Mapas de Áreas de Preservação Permanente

O mapeamento das áreas de preservação permanente contendo os topos de morros, nascentes com faixa entorno de preservação permanente de 50m, declividades superiores a 45° e lagoas e represas com faixa de preservação permanente de 50m pode ser

observado na Figura 15; e o contendo as feições de várzea e do rio com sua faixa de preservação de 30m na Figura 16.

A área em km² de cada feição considerada, bem como sua porcentagem em relação ao total da área estudada, podem ser observadas na Tabela 7:

Tabela 7 - Área em km² e porcentagem das Áreas de Preservação Permanente na área de estudo.

Feição	Área (km²)	% da área estudada
Topos de morro	7,20	1,376
Nascentes com faixa entrono de 50m	7,23	1,382
Declividades superiores a 45°	0,02	0,004
Lagoas e represas com faixa de preservação permanente de 50m	1,57	0,300
Várzea e do rio com sua faixa de preservação de 30m	18,79	3,59
Total	34,81	6,652

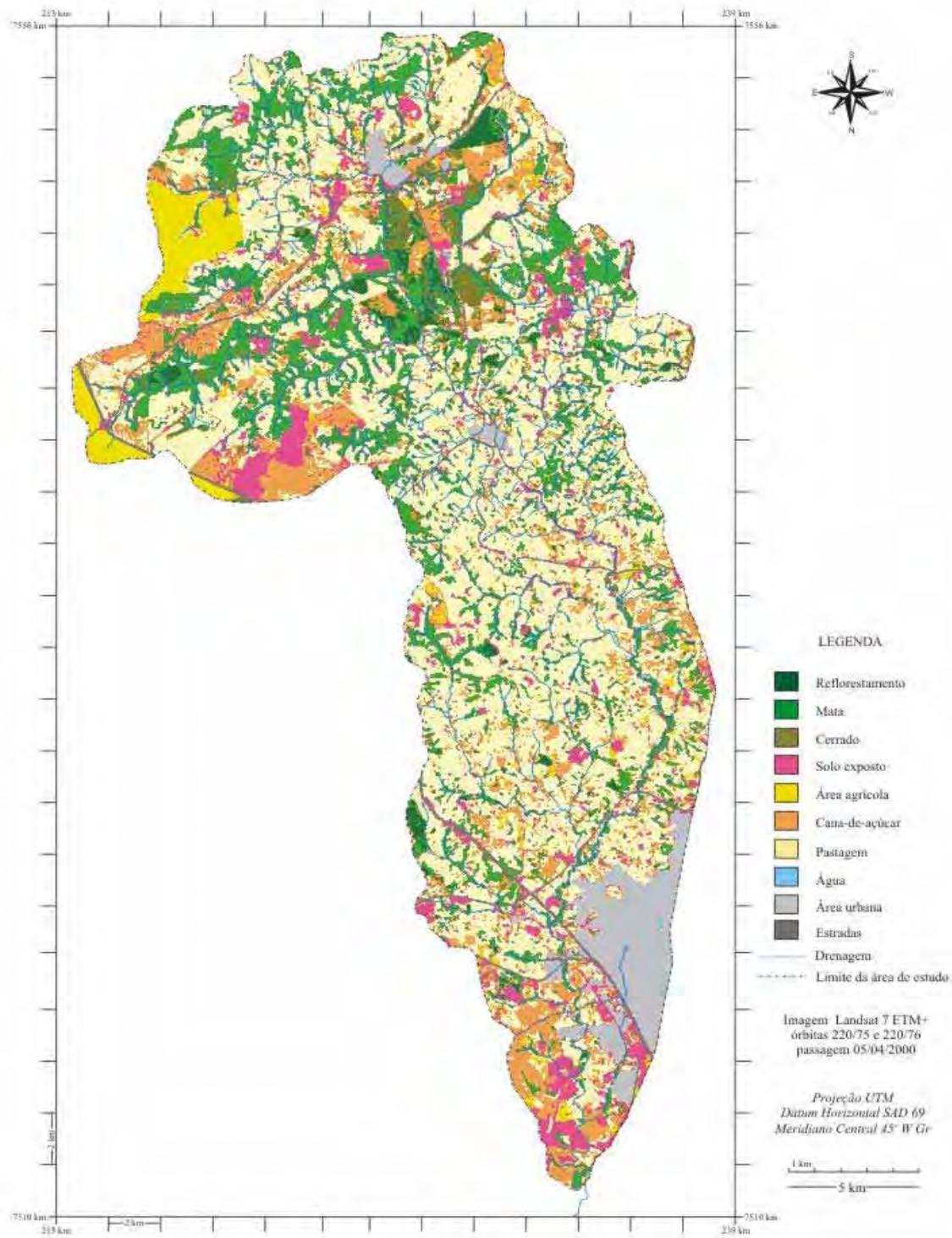


Figura 14 - Mapa de uso e cobertura do solo.

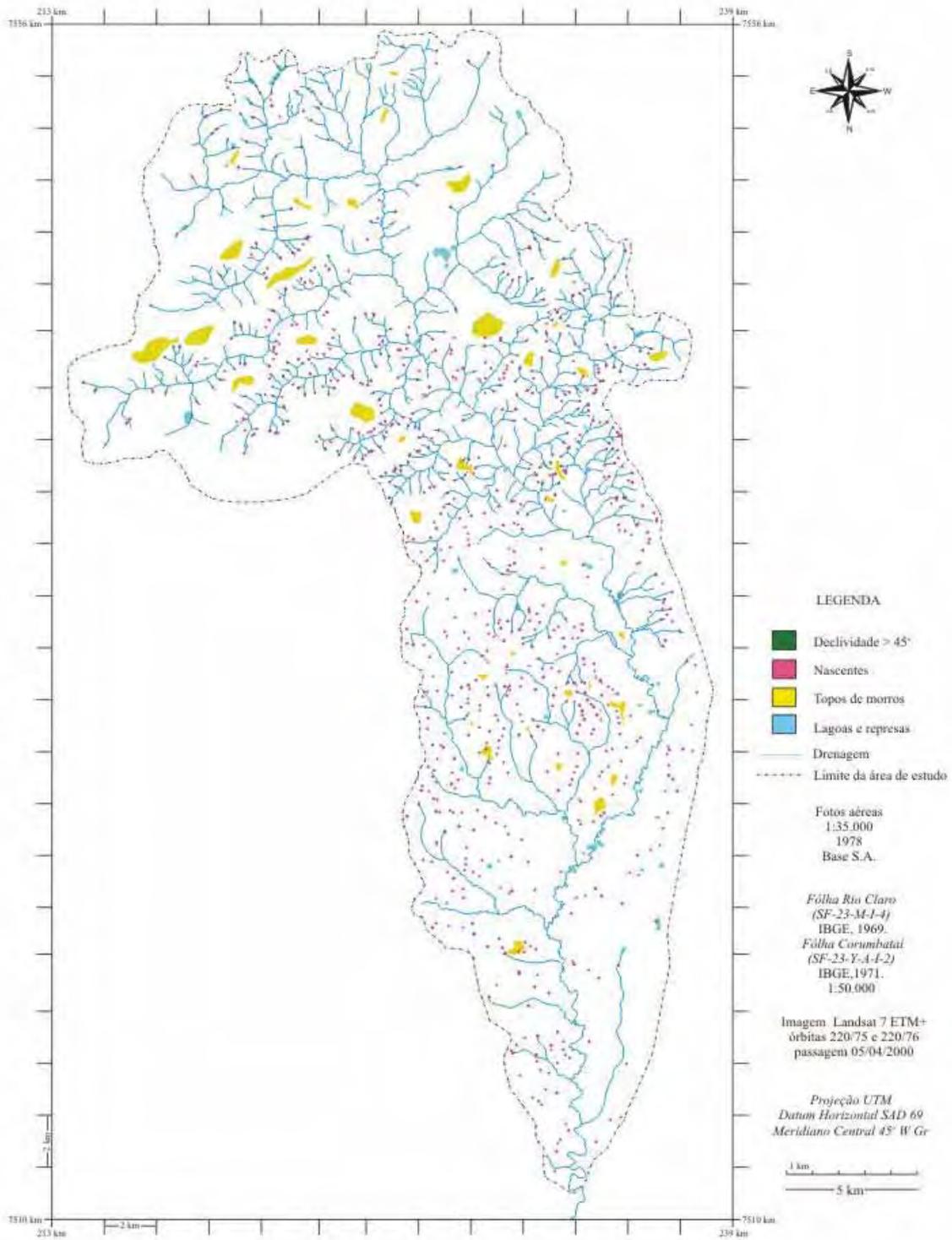


Figura 15 - Mapa de áreas de preservação permanente de topos de morros, nascentes, declividades superiores a 45° e lagoas e represas.

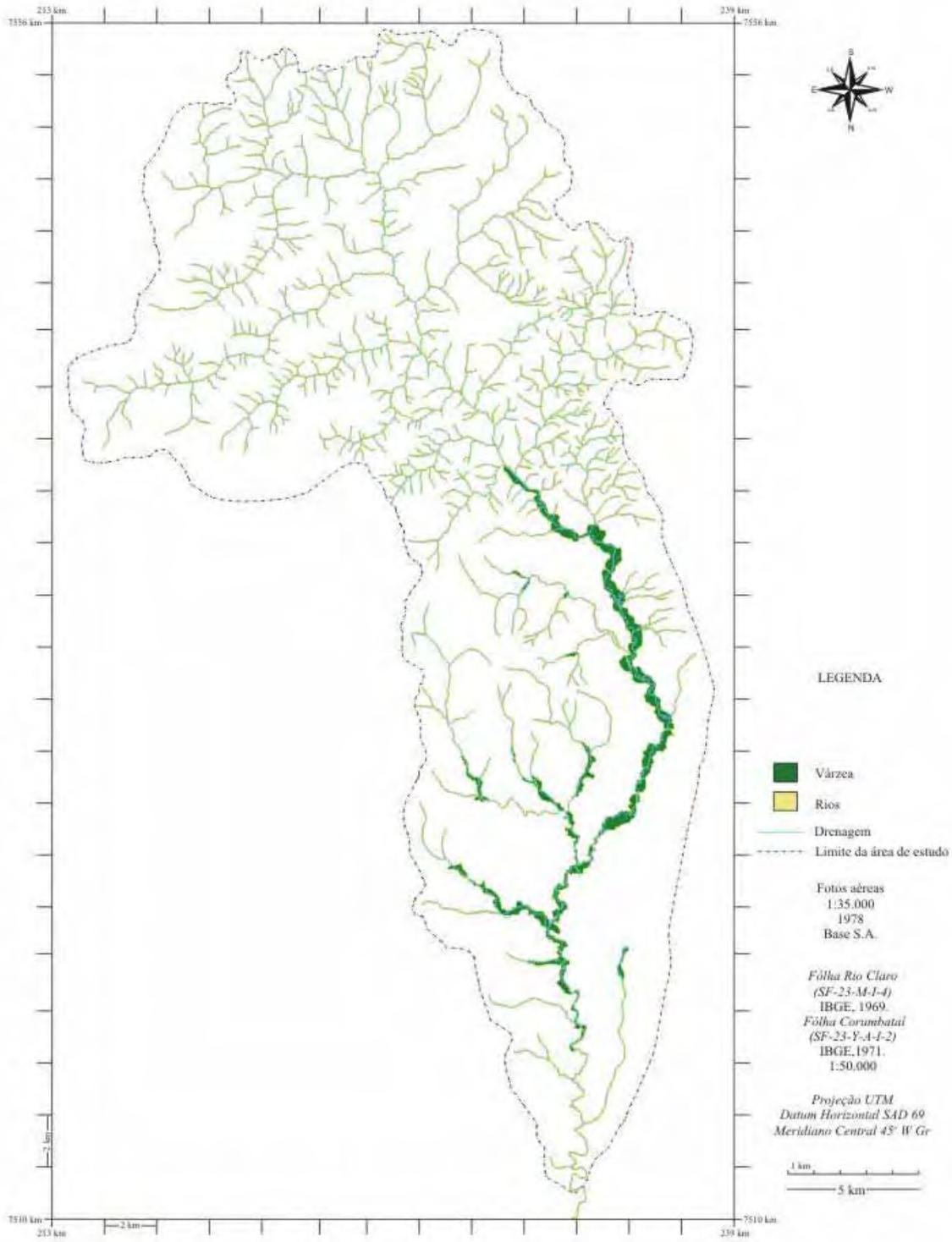


Figura 16 - Mapa de áreas de preservação permanente de várzeas e rios.

8. 1. 5- Locais relevantes

O mapeamento dos locais relevantes realizado previamente localizou 9 pontos de interesse, considerando-se que essas áreas podem ser utilizadas como núcleos de uso intensivo por possuírem beleza cênica, valor recreacional ou educativo.

Os três primeiros pontos citados são bairros periféricos da cidade de Rio Claro (Figuras 17, 18 e 19), compreendendo uma população de baixa renda, carente de áreas e equipamentos para lazer, que tem atualmente utilizado as áreas de mata ciliar vizinhas aos bairros como áreas de lazer enfrentando, além dos problemas ambientais causados pela supressão da mata ciliar, problemas relacionados à disposição inadequada de lixo e com segurança, pois muitos marginais usam esses pontos para a prática ilícita. Segundo Giordano (2000), a população dos bairros Jardins Nova Rio Claro e Bom Sucesso gostaria que fosse instalada uma área de lazer próximo ao rio Corumbataí, pois considera esta uma boa alternativa para que haja uma mudança no relacionamento desses moradores com o rio.

1- Bairro Jardim Nova Rio Claro – Rio Claro



a



b

Figura 17 – Bairro Jardim Nova Rio Claro. a) campo de futebol vizinho à mata ciliar do rio Corumbataí, b) lixo depositado próximo à mata ciliar do rio Corumbataí (Fotos: Lucilia do Carmo Giordano).

2- Bairro Jardim Bom Sucesso – Rio Claro



Figura 18 – Bairro Jardim Bom Sucesso. a) campo de futebol em terraço do rio Corumbataí, b) lixo depositado na mata ciliar, c e d) ocupação humana na mata ciliar do rio Corumbataí, e) praça vizinha a mata ciliar sendo utilizada como área de lazer, f) limite do bairro com a mata ciliar e g) campo de futebol (a direita na foto) localizado na mata ciliar de um pequeno afluente do rio Corumbataí (Fotos: Lucilia do Carmo Giordano).

3- Próximo aos Bairros Jardim Panorama e Recanto Paraíso – Rio Claro



Figura 19 – Bairros Jardim Panorama e Recanto Paraíso. Rio Corumbataí próximo aos Bairros Jardim Panorama e Recanto Paraíso (Foto: Lucilia do Carmo Giordano).

4- Próximo ao cruzamento da Rodovia Rio Claro – Araras (SP 191) com o rio Corumbataí

Este local foi selecionado por apresentar grande beleza cênica e potencial para lazer, além de possuir um alto valor ecológico propiciando oportunidades para o desenvolvimento de práticas de educação ambiental e também por estar ainda próximo à cidade de Rio Claro, apresentando um acesso bastante fácil pela rodovia (Figura 20).



Figura 20 – Local próximo ao cruzamento da Rodovia SP 191 com o rio Corumbataí. a) vista panorâmica do cruzamento da SP 191 com o rio Corumbataí, b) detalhe da várzea do rio e c) detalhe da vegetação de mata (Foto: Lucilia do Carmo Giordano).

5- Próximo ao Distrito de Ferraz – Rio Claro

Este ponto foi selecionado, pois possui potencial cênico, de lazer e educativo (Figura 21). Por estar localizado no cruzamento do rio Corumbataí com a estrada que leva ao Distrito de Ferraz, tem sido um local utilizado pela população que pratica a pesca no rio, e também neste ponto, podem ser vistas grandes áreas de várzeas, que podem servir de exemplo para aulas de educação ambiental, onde se acompanha a dinâmica de um rio, além de se poder encontrar um exemplo de mineração de areia que está legalizada e cumpre a tarefa de reflorestar a mata ciliar.



Figura 21 – Local próximo ao Distrito de Ferraz. a) Ponte sobre o rio Corumbataí próximo ao Distrito de Ferraz; b) Várzea inundada; c) Extração de areia no rio Corumbataí; d) Areia retirada do rio; e) Sinalização sobre o licenciamento da mineração; f) Reflorestamento da mata ciliar (Fotos: Lucilia do Carmo Giordano).

6- Cidade de Corumbataí

Este ponto foi selecionado porque já cumpre a função de prover uma área de lazer integrando a população ao rio, o que seria um estímulo ao *greenway* a partir do momento em que já é uma área utilizada como local para recreação e apenas precisa ser incrementada em relação aos equipamentos oferecidos. A área também seria útil para ser um núcleo de educação ambiental de grande visitação, dada sua proximidade com a cidade e a variedade de exemplos que podem ser estudados no local, onde se encontram trechos com e sem mata ciliar, o próprio terraço fluvial que é sujeito a inundações e muito próximo a este local existe uma outra mineração de areia (Figura 22).



Figura 22 – Cidade de Corumbataí. a) Ponte sobre o rio Corumbataí próximo a cidade de Corumbataí; b) Área de terraço fluvial utilizada como área de lazer; c) Crianças nadando no rio Corumbataí; d) Locais para piquenique no terraço do rio Corumbataí (Fotos: Lucilia do Carmo Giordano).

7- Cidade de Analândia com o rio Corumbataí

Este ponto possui alto valor cênico, educacional e de lazer, além de poder ser acessado tanto pela rodovia como por dentro da cidade de Analândia, podendo representar uma boa porta de entrada de acesso ao *greenway*, pois a cidade de Analândia recebe muitos turistas que poderiam inclusive ser recepcionados neste ponto, que funcionaria como um

núcleo de informações, onde seriam promovidos eventos de educação ambiental e incentivo turismo na região (Figura 23).



a



b



c

Figura 23 – Cidade de Analândia. a) Vista da mata ciliar bem preservada no rio Corumbataí próximo à cidade de Analândia; b) Vista panorâmica da mata ciliar bem preservada com os morros do Cuscuzeiro e Camelo ao fundo; c) rio Corumbataí com mata ciliar bem preservada (Fotos: Lucilia do Carmo Giordano).

8- Morros do Cuscuzeiro e Camelo –Cidade de Analândia

Os Morros do Cuscuzeiro e Camelo já são uma importante atração turística na região, atraindo inclusive visitantes de outras cidades mais distantes, de forma que a sua união ao *greenway* seria uma forma de incrementar o uso de ambos, aumentando as ofertas de roteiros para eco-turismo na região (Figura 24).

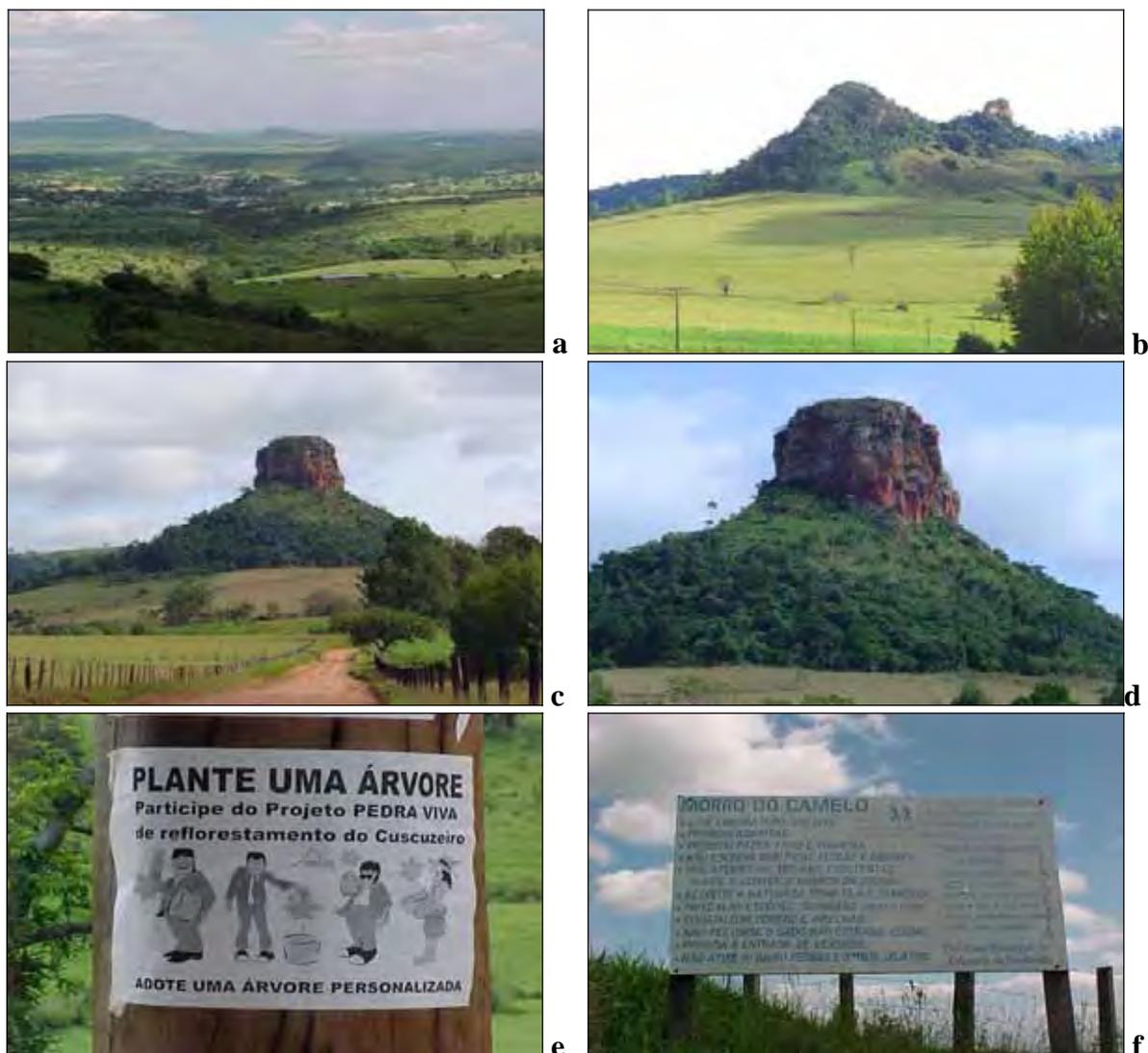


Figura 24 – Morros do Cusuzeiro e Camelo. a) vista panorâmica da cidade de Analândia, b) morro do Camelo, c) morro do Cusuzeiro d) morro do Cusuzeiro em detalhe, e) iniciativa de projeto de reflorestamento no morro do Cusuzeiro, f) placa educativa no morro do Camelo (Foto: Lucília do Carmo Giordano).

9- Próximo à nascente do rio Corumbataí

O ponto localizado na nascente do rio Corumbataí além de possuir grande beleza cênica, tem alto valor educacional, pela representação de que naquele ponto está a nascente de um rio de grande importância regional, poderia ser um núcleo grande que gerenciaria todos os outros, funcionando como uma espécie de administração do *greenway*, onde podem ser ministrados cursos e palestras, sobre o rio Corumbataí e sua bacia (Figura 25).



Figura 25 – Local próximo à nascente do rio Corumbataí. a, b e c) Trechos de vegetação próximo à nascente do rio Corumbataí (Foto: Lucilia do Carmo Giordano).

Seleção de fragmentos de mata e cerrado

A análise de área nuclear realizada na imagem de mata e cerrado, por meio do índice CORE no *software Fragstats 3.3*, utilizando 200m como medida de borda, contabilizou um total de 13 fragmentos. Este resultado significa que, descontado o valor de borda, existem 13 fragmentos que ainda apresentam uma área interior, conforme pode ser observado na Tabela 8 onde CORE, dado em ha, representa o tamanho de área interior; N CORE, em unidades, representa a quantidade dessas áreas encontradas dentro de cada fragmento; AREA, em ha, representa o tamanho total de cada fragmento; CAI, em porcentagem, traduz a porcentagem de área nuclear encontrada em cada fragmento; e FRAC, que pode variar de $1 \leq \text{FRAC} \leq 2$, representa a forma de cada fragmento, sendo que quanto mais próximo de 1, mais simples sua forma (como um quadrado) e quanto mais próximo de 2 mais complexa.

A distribuição espacial desses 13 fragmentos dentro da área de estudo, pode ser observada na Figura 26 e a sua composição conforme as classes de mata ou cerrado pode ser analisada na Figura 27. Em função da amostragem dos fragmentos acima, foram selecionados 8 novos pontos de locais relevantes (pontos 10 a 17), de forma que o *greenway* proposto possa unir esses fragmentos (Figura 28).

Tabela 8- Índices de CORE, NCORE, AREA, CAI e FRAC para a imagem de mata e cerrado.

Fragmento	CORE (ha)	NCORE (unid)	AREA (ha)	CAI (%)	FRAC (1 a 2)
1	85,86	19	2.191,14	3,92	1,32
2	75,80	6	651,80	11,63	1,25
3	31,95	4	229,59	13,92	1,19
4	29,41	8	283,32	10,38	1,19
5	29,32	1	188,42	15,56	1,18
6	20,05	2	177,57	11,29	1,18
7	15,59	2	165,92	9,40	1,15
8	13,48	3	279,86	4,82	1,22
9	3,85	4	127,49	3,02	1,13
10	1,69	4	94,95	1,78	1,17
11	1,28	1	72,52	1,77	1,15
12	0,32	2	234,63	0,13	1,23
13	0,02	1	60,12	0,04	1,17
SOMA	308,61 ha	57 unid	4.757,31 ha	6,74 % (média)	1,19 (média)

CORE= área nuclear do fragmento, NCORE= número de fragmentos com área nuclear, AREA= área do fragmento, CAI= índice de área nuclear e FRAC= índice de dimensão fractal.

O fragmento 5 não foi selecionado pois ele se une ao fragmento 4 em um ponto fora da área de estudo. Os fragmentos 3 e 6 não foram selecionados porque com a escolha dos fragmentos 7 e 9 eles foram automaticamente unidos pelo *greenway* (sendo que o 9 foi escolhido como local relevante por conter a nascente do rio Corumbataí).

A Figura 29 ilustra alguns desses fragmentos, sendo que na figura 29 *a* e 29 *b*, podem ser observados morros testemunhos, com as encostas desnudas apresentando sua formação rochosa e em outros trechos, cobertas por vegetação de mata. A figura 29 *c* ilustra um trecho do fragmento 1 que é composto em grande parte por encostas recobertas por vegetação de mata. Na figura 29 *d*, podem ser observados remanescentes de cerrado bem preservados e na figura 29 *e*, o fragmento número 3 pode ser observado ao fundo de uma mineração de areia. A figura 29 *f* mostra o fragmento 8 que parte ao norte da periferia da cidade de Analândia estendendo-se também em direção norte. Nas figuras 29 *g* e *h* podem ser observados os fragmentos 11 e 10 formados por encostas suaves recobertas por vegetação de mata.

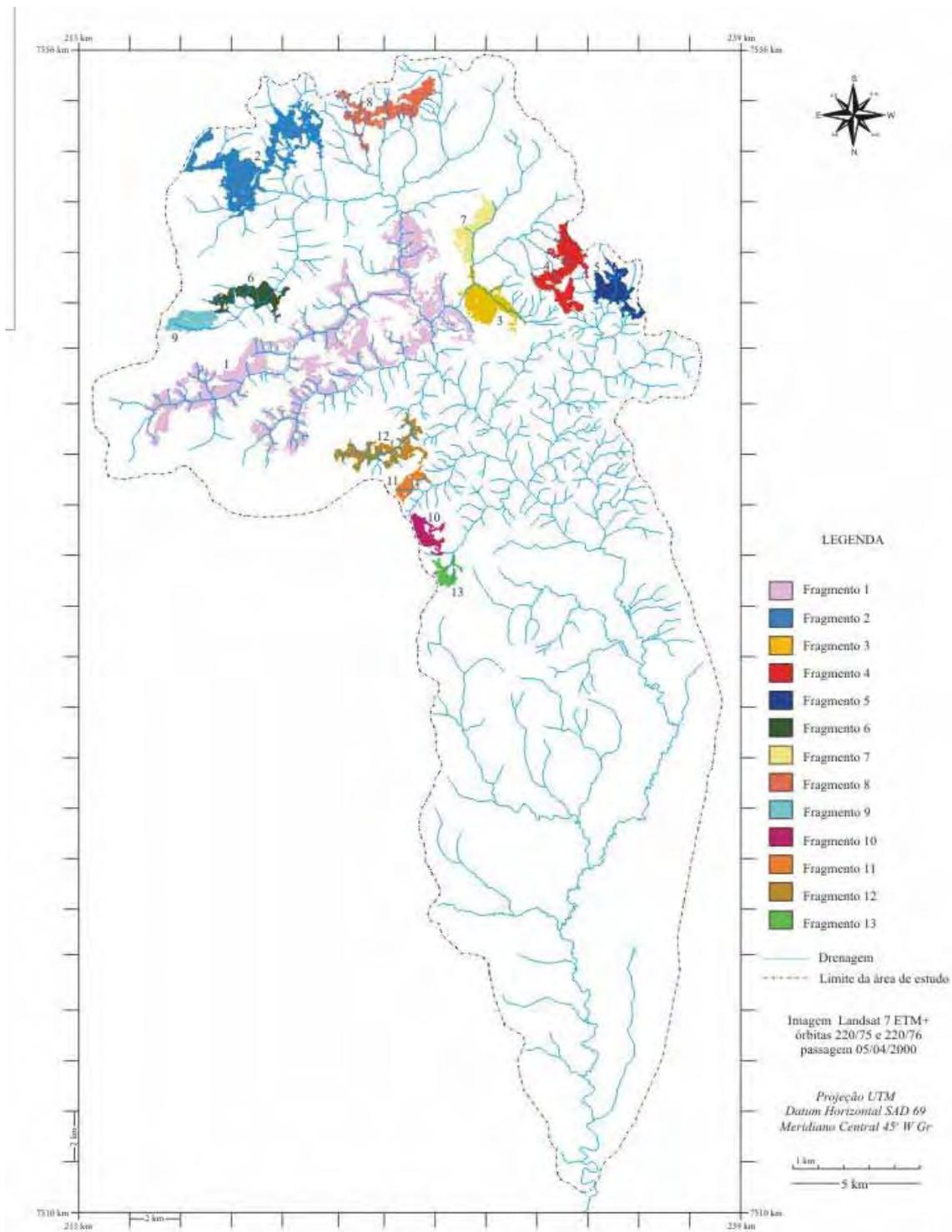


Figura 26 - Distribuição espacial dos 13 fragmentos selecionados dentro da área de estudo.

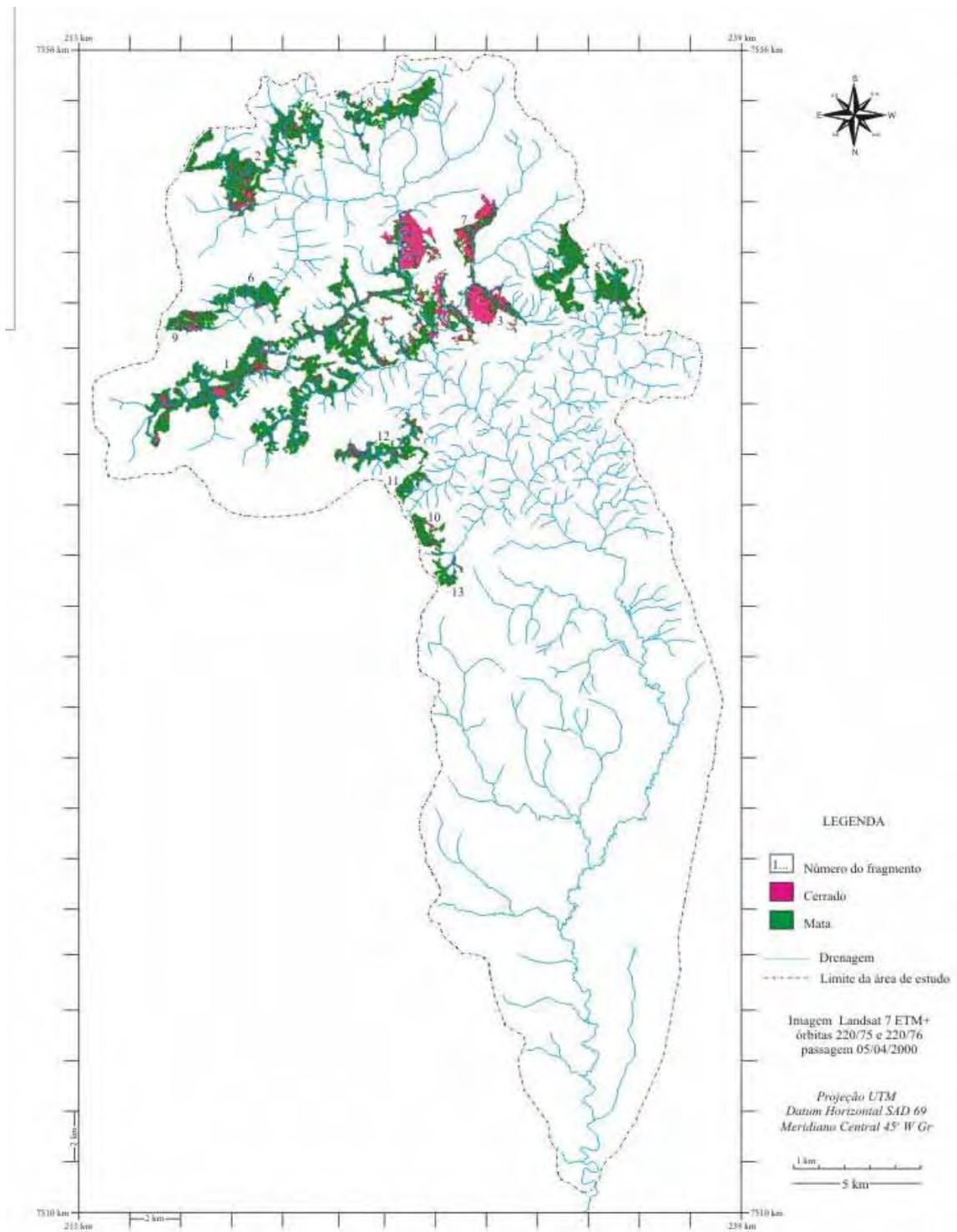


Figura 27 - Composição dos fragmentos conforme as classes de mata ou cerrado.

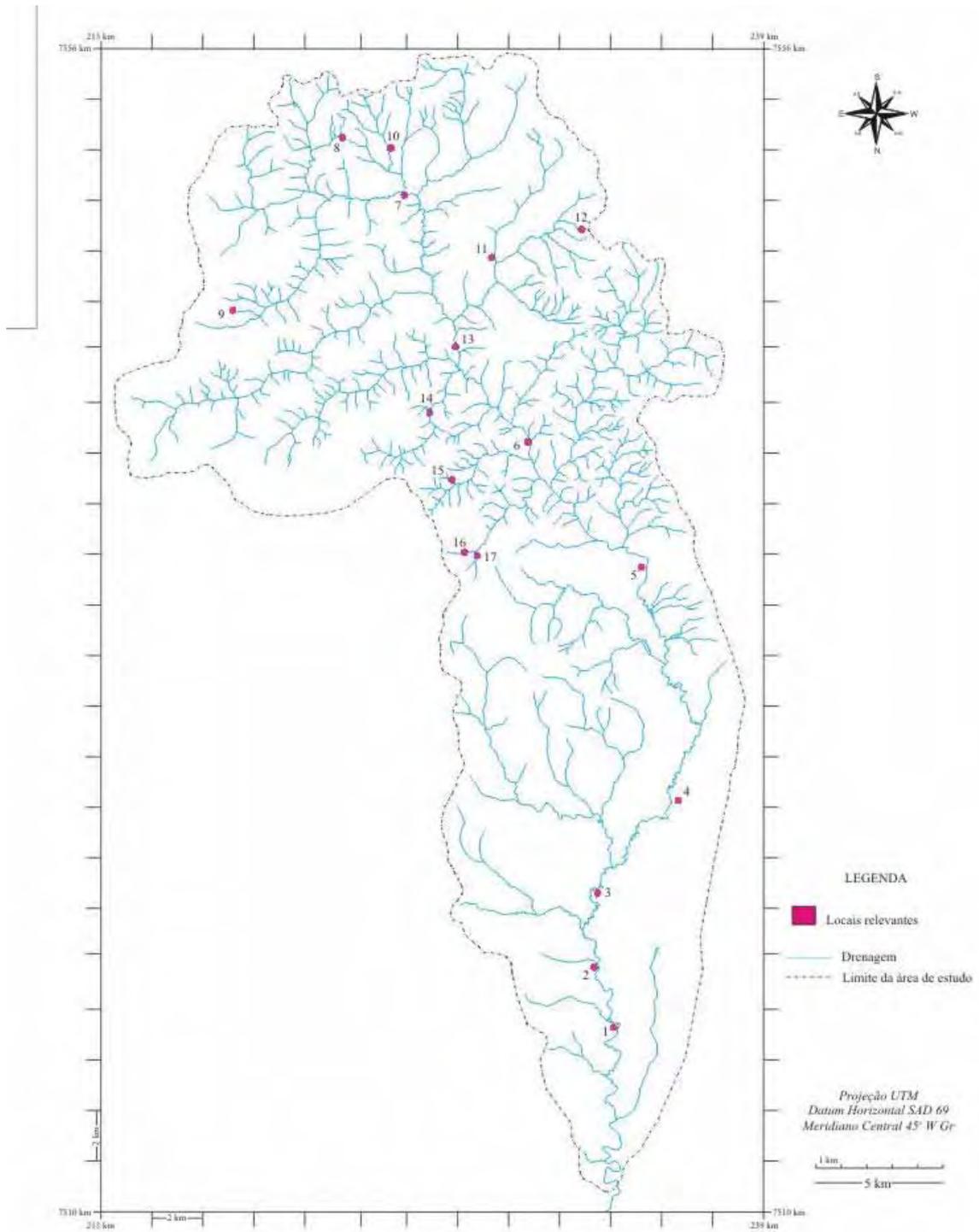


Figura 28 - Locais relevantes para alocação de um *greenway*.

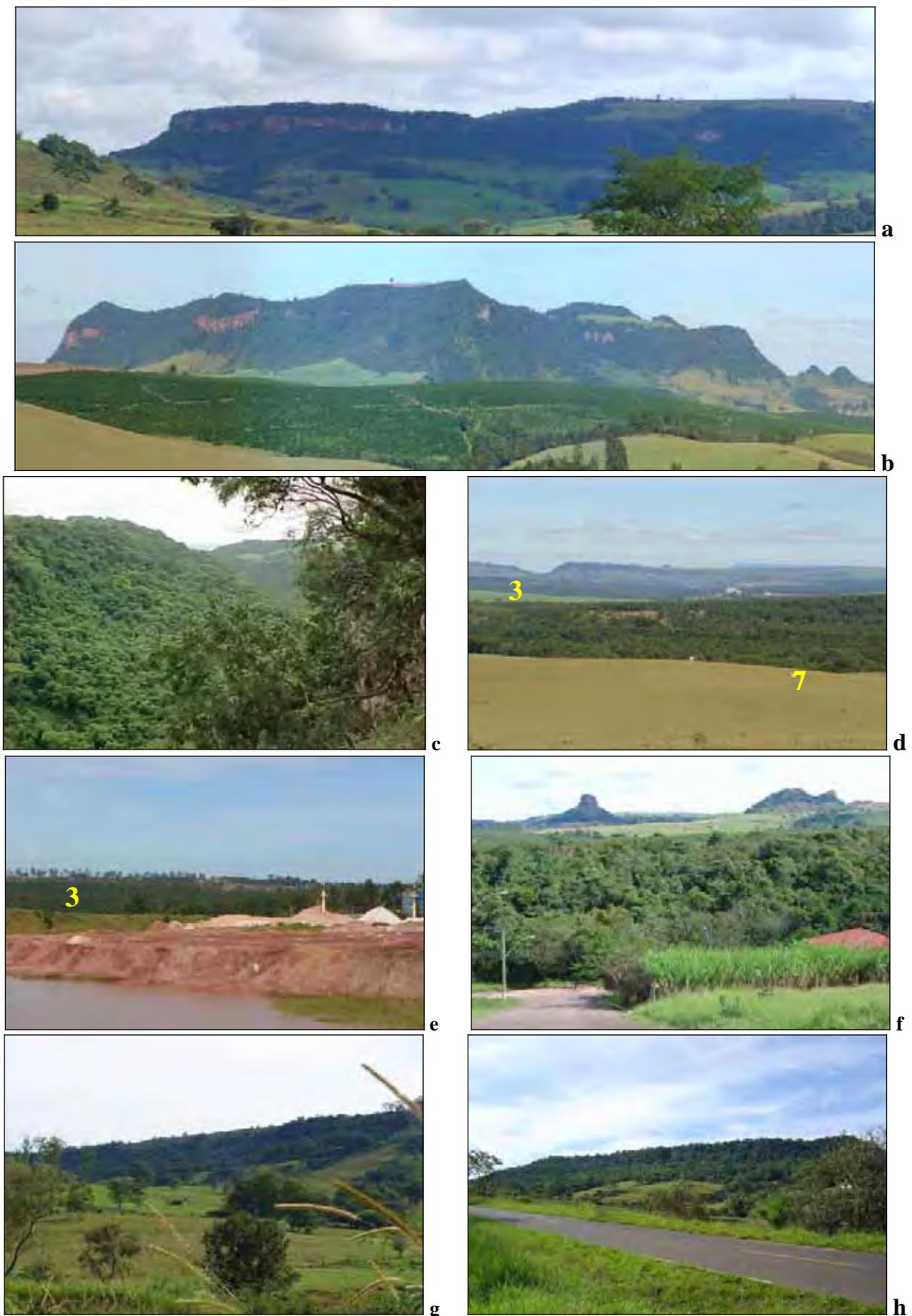


Figura 29 – Fragmentos de vegetação para locais relevantes. a) fragmento 2, b) fragmento 4, c) fragmento 1, d) fragmento 7 em primeiro plano e 3 em segundo plano, e) fragmento 3, f) fragmento 8, g) fragmento 11 e h) fragmento 10 (Fotos: Lucilia do Carmo Giordano).

8. 2- 2ª. Etapa – Seleção de metodologia para delimitação da área de *greenway* para o rio Corumbataí

Como determinado na metodologia, os elementos selecionados a partir das análises efetuadas na primeira etapa desta metodologia, foram utilizados como atributos divididos como fatores ou restrições, sendo os fatores aqueles atributos que estão incluídos no espaço permitido para alocação da trilha do *greenway*, e as restrições são utilizadas como informação proibitiva, onde não é permitido o uso direto.

A partir da escolha dos atributos que têm função de fator ou restrição, foi determinada a forma como essas informações seriam utilizadas, ou seja, como arquivos de relação direta (onde se atribuem valores para a feição de interesse) ou de distância (onde se calculam as distâncias às feições de interesse), tendo sido selecionadas as informações de terraços, vertentes côncavas, vegetação de mata e cerrado, rios e várzeas, e demais áreas de preservação permanente como arquivos de relação direta e a proximidade a áreas de rios e várzeas e proximidade das demais áreas de preservação permanente como arquivos de distância, conforme pode ser observado na Tabela 9. As imagens geradas a partir da 1ª. etapa que foram utilizadas nas análises desta etapa podem ser observadas nas Figuras 30 a 36:

Tabela 9- Fatores, restrições e tipo de arquivos utilizados na análise.

Fatores	Tipo	Restrições	Tipo
Proximidade a áreas de rios e várzeas	D	Rios e várzeas	RD
Proximidade as demais áreas de preservação permanente	D	Demais áreas de preservação permanente	RD
Terraços	RD		
Vertentes côncavas	RD		
Vegetação de mata e cerrado	RD		

D= arquivos de distância e RD= arquivos de relação direta

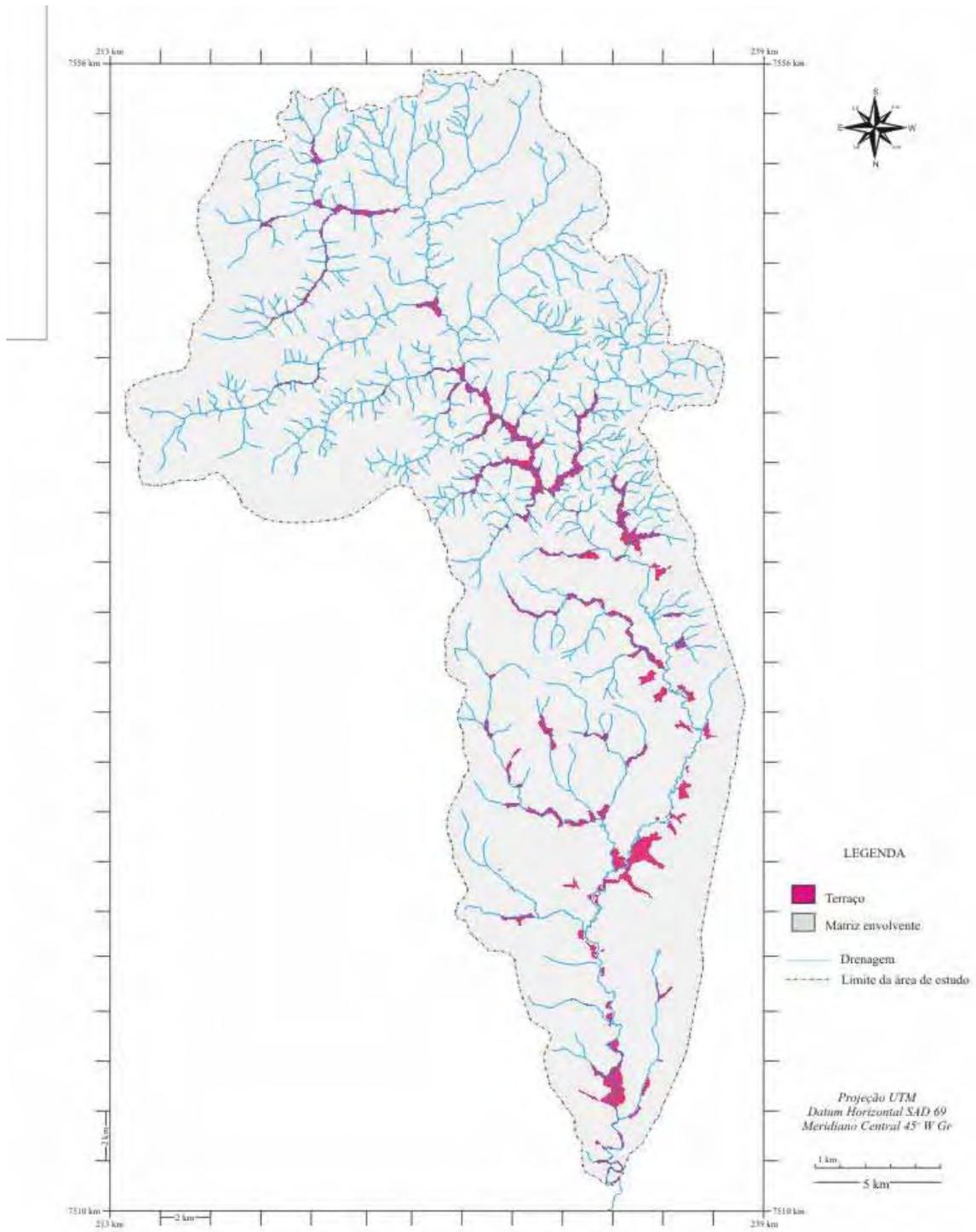


Figura 30 - Áreas de terraços fluviais e matriz envolvente.

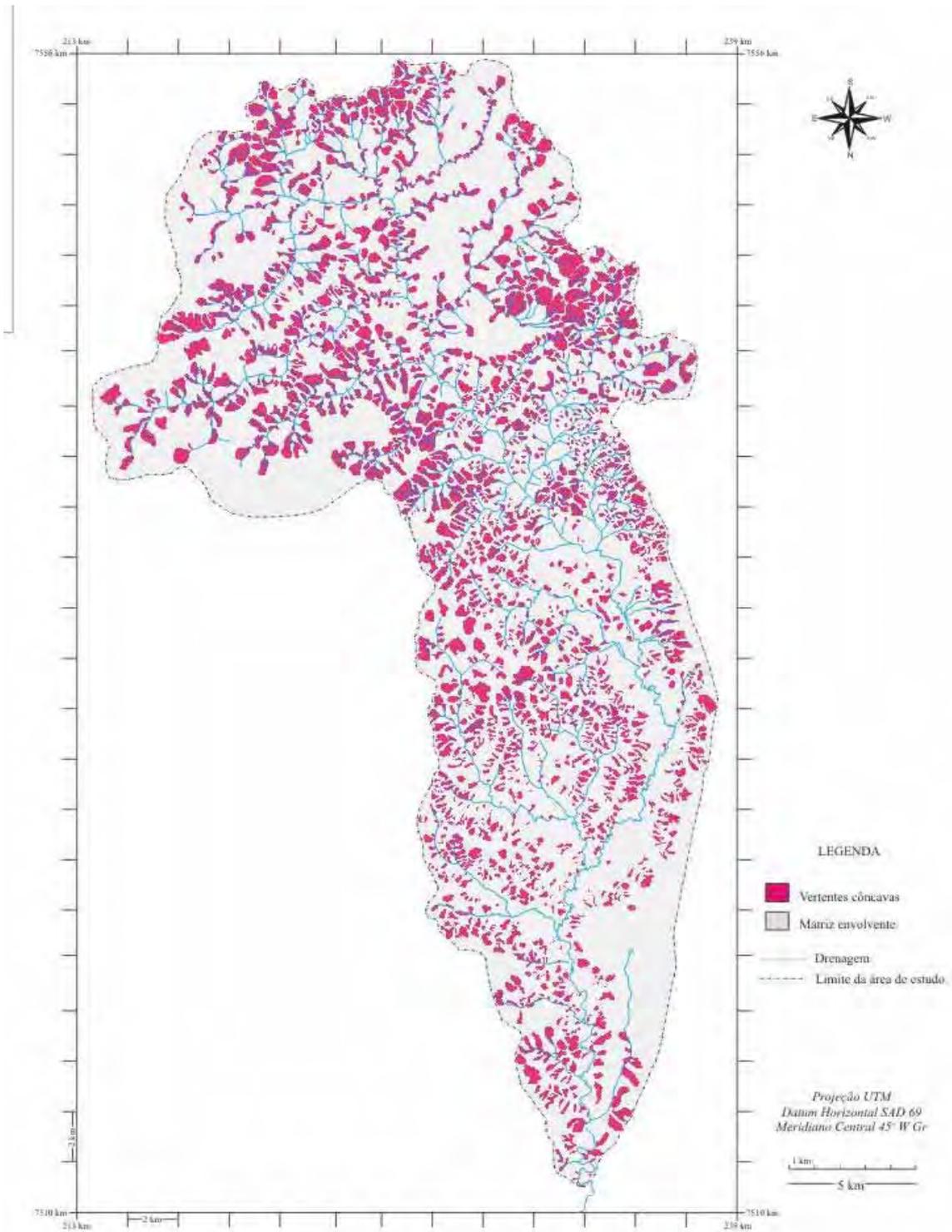


Figura 31 - Áreas de vertentes côncavas e matriz envolvente.

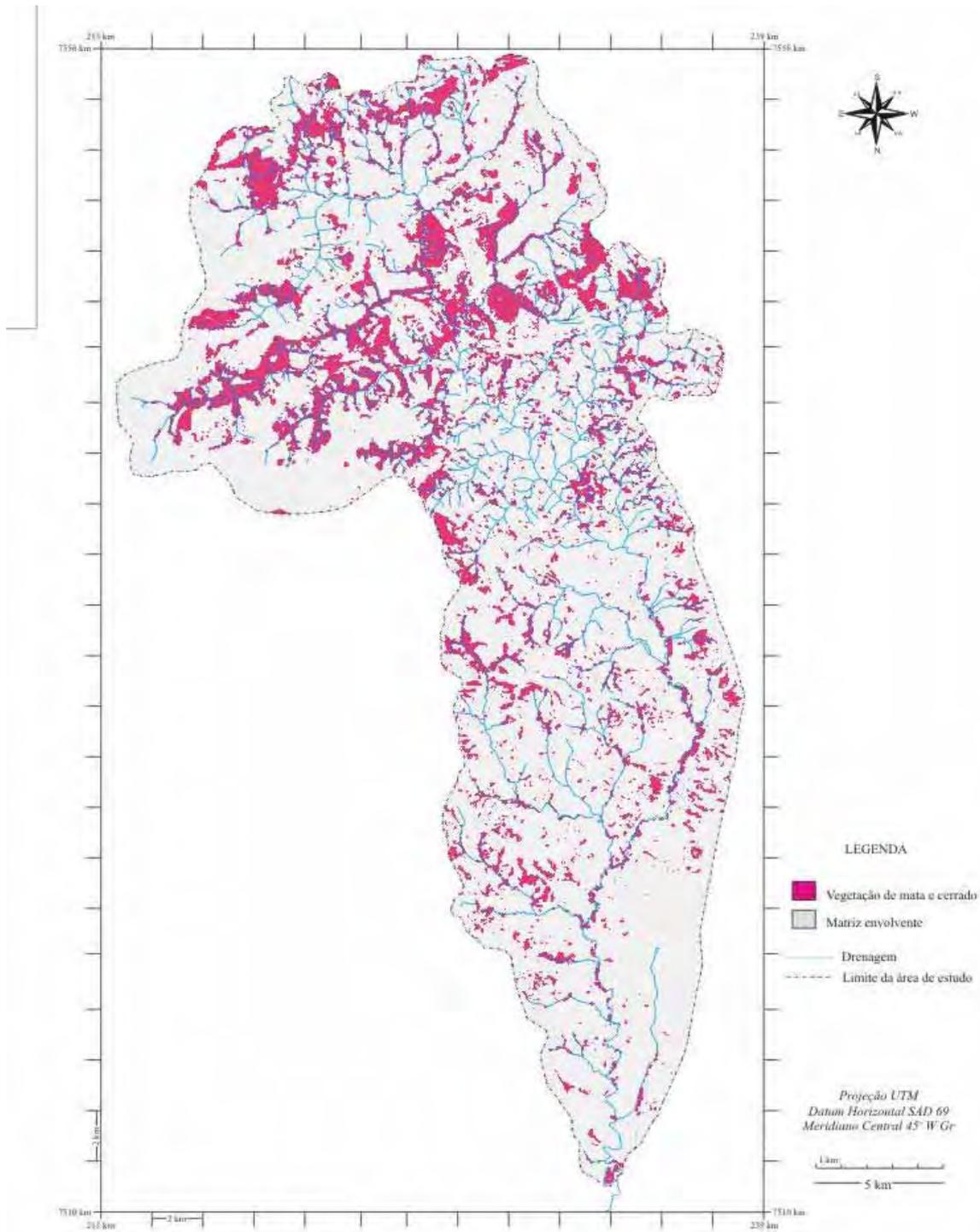


Figura 32 - Áreas de vegetação de mata e cerrado e matriz envolvente.

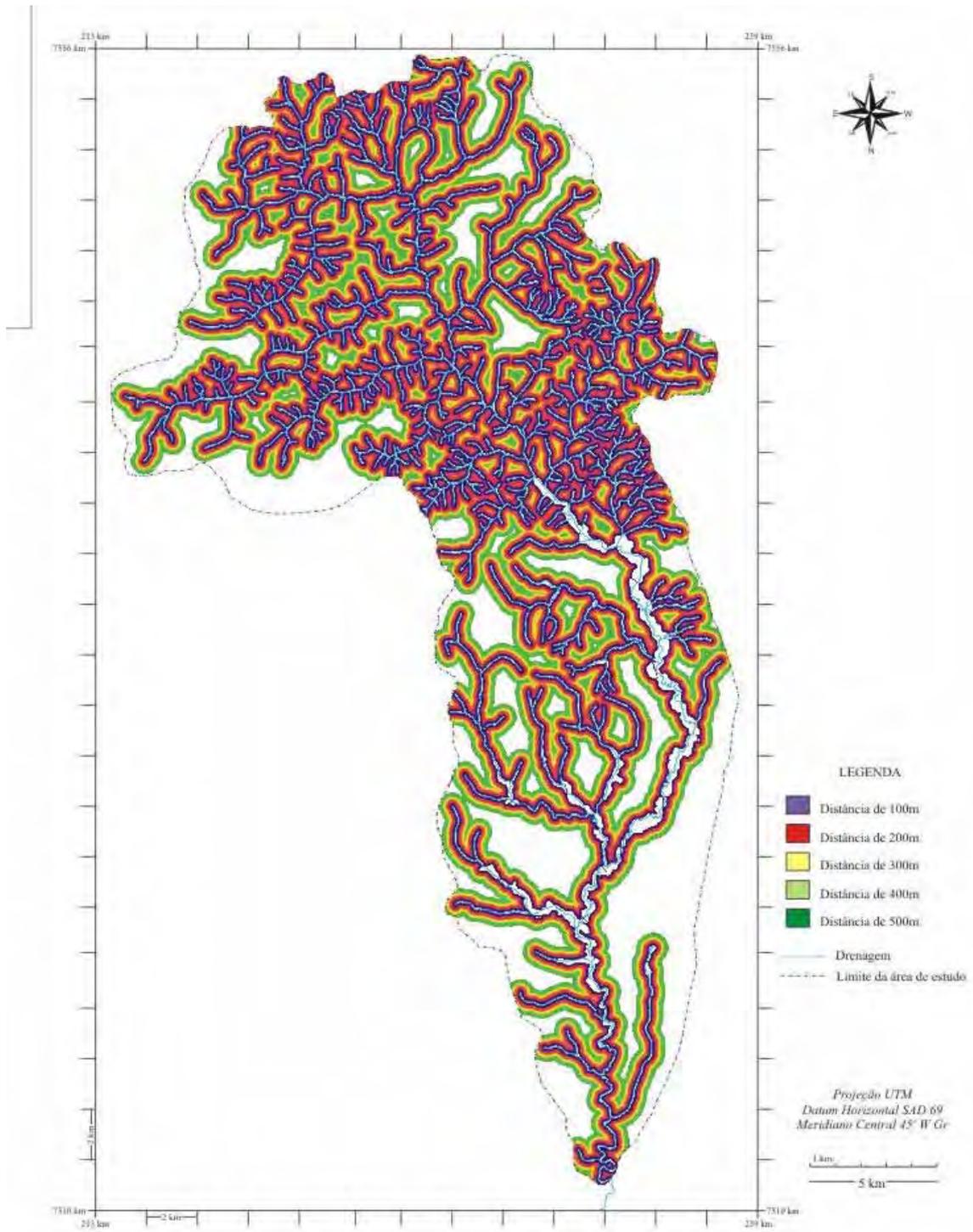


Figura 33 - Proximidade de 500m a áreas de rios e várzeas.

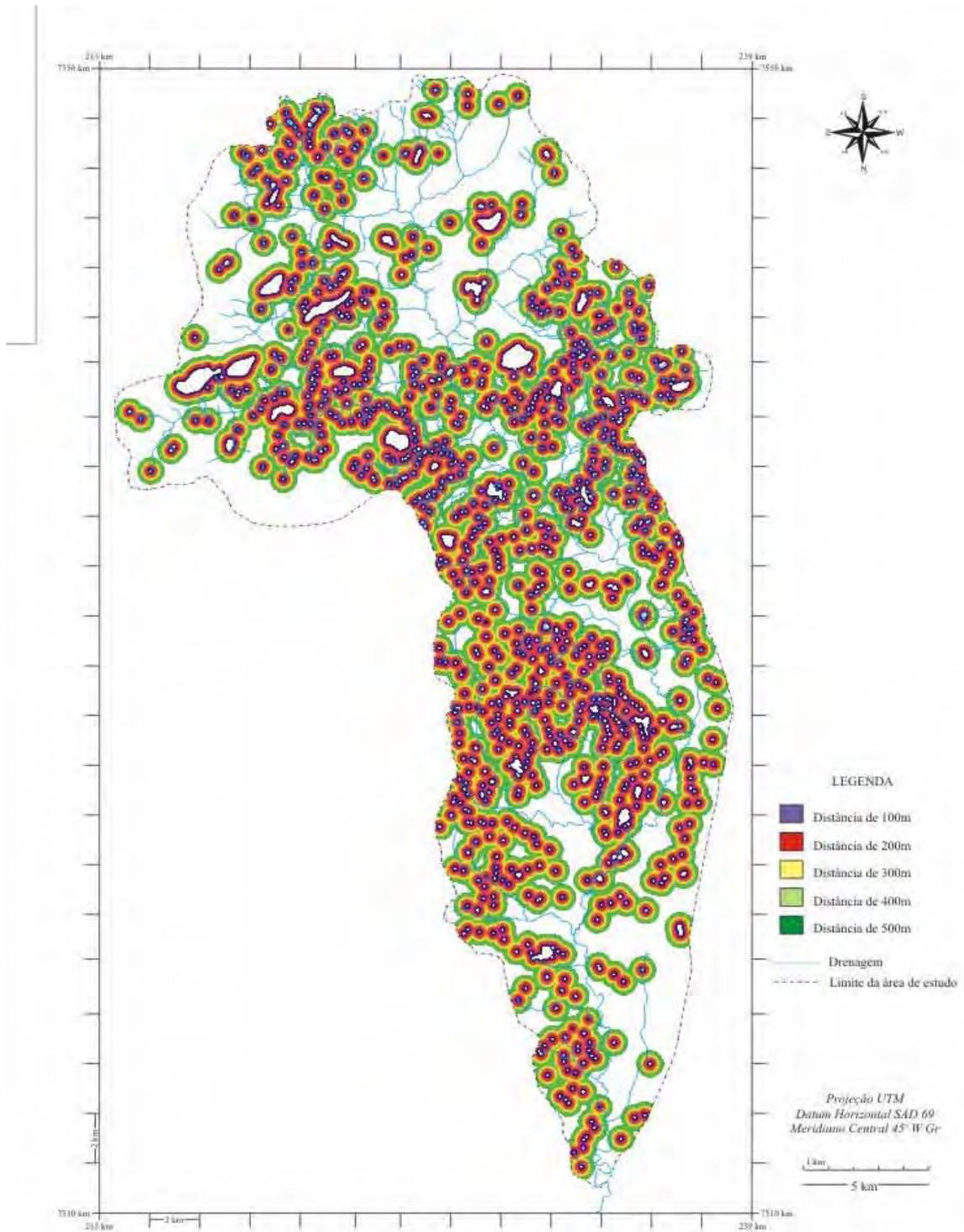


Figura 34 - Proximidade de 500m as demais áreas de preservação permanente.

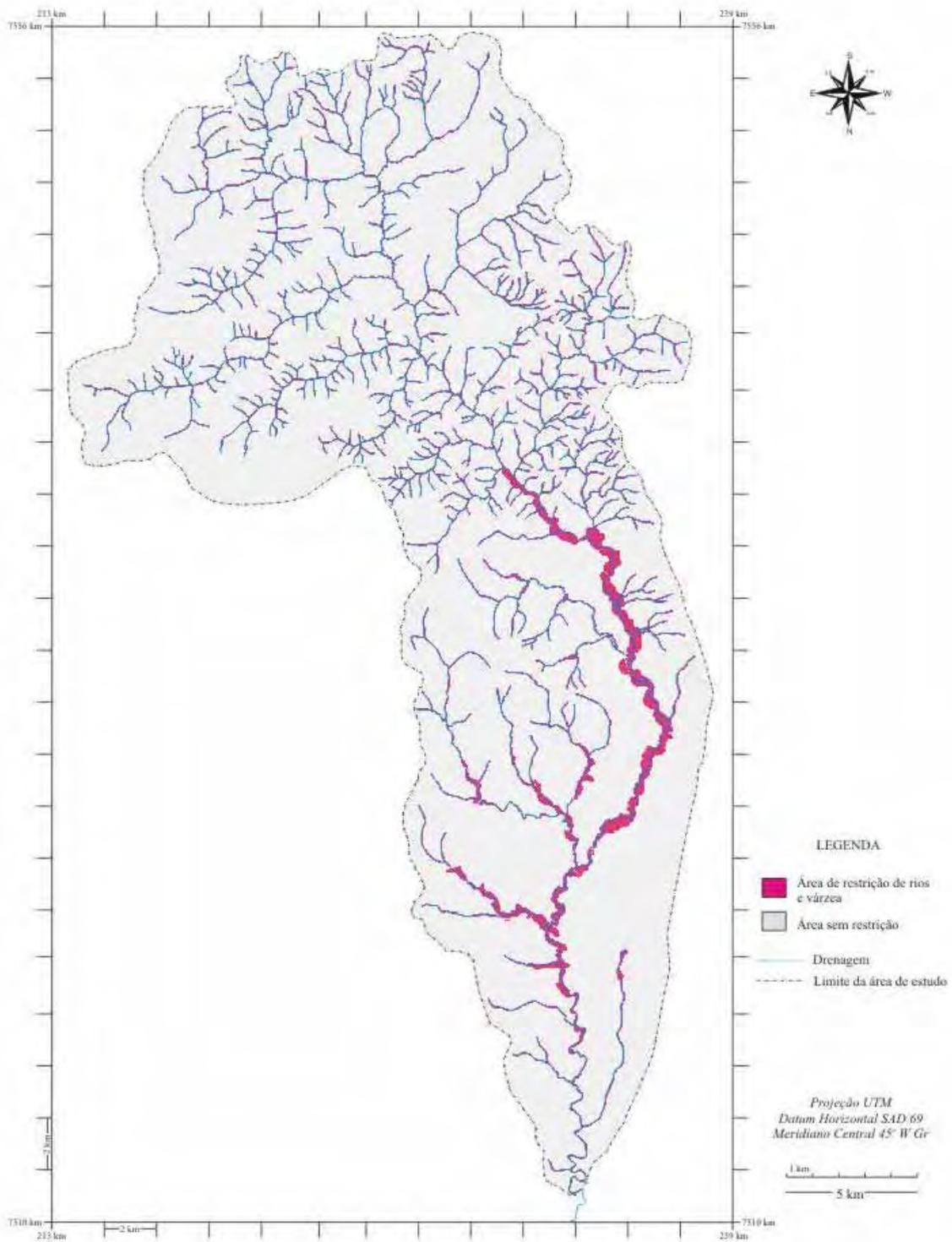


Figura 35 - Áreas de restrição de rios e várzeas.

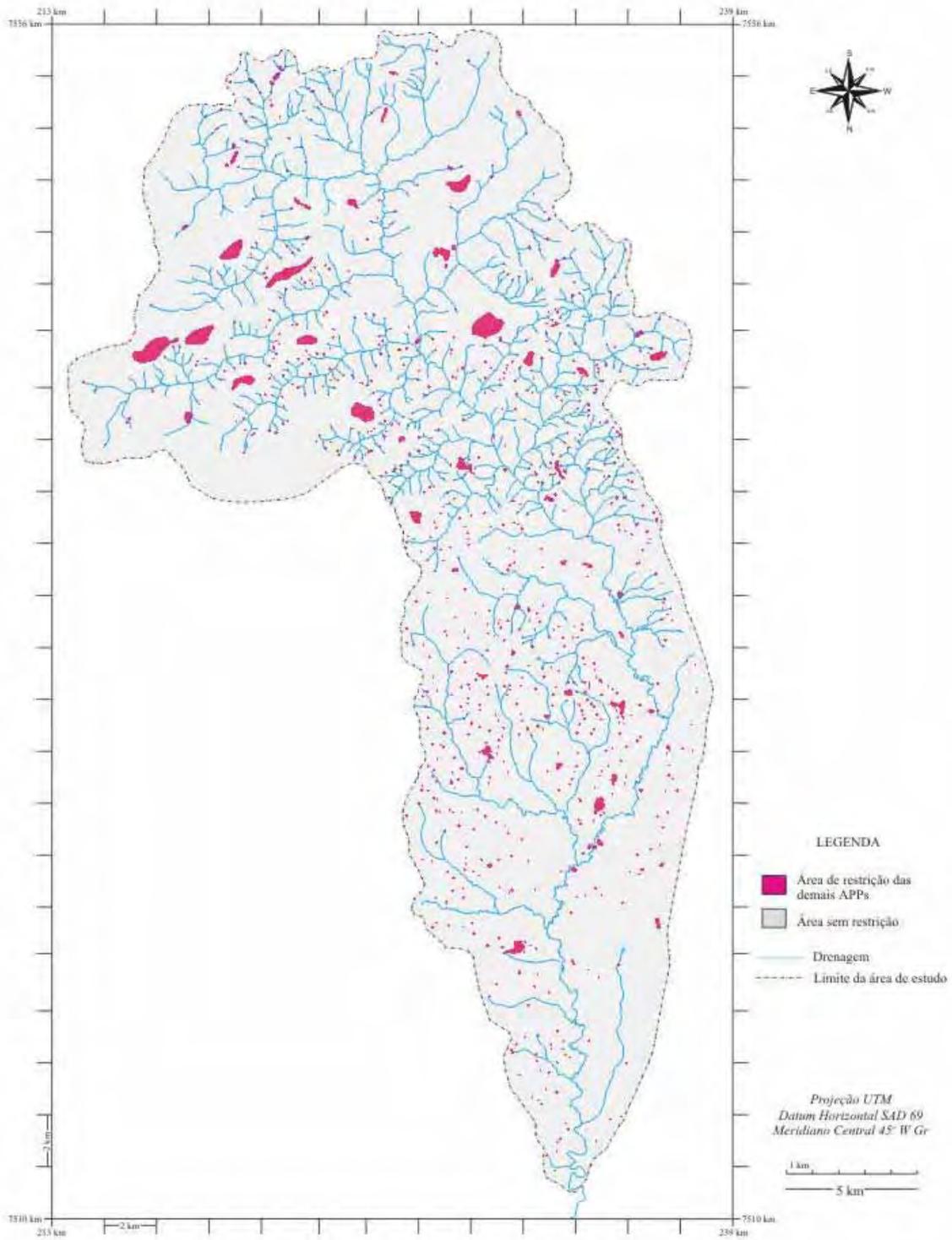


Figura 36 - Áreas de restrição das demais áreas de preservação permanente.

8. 2. 1- Análise Booleana

Como a análise booleana é realizada considerando os dados como 0 ou 1, os arquivos de relação direta sofreram atribuição de valores de forma direta, ou seja, 1 para as áreas de interesse e 0 para o restante. Já os arquivos de distância necessitam de uma reclassificação, desta forma foi considerado tanto para os rios e várzeas como para as demais áreas de preservação permanente o valor 1 para aquelas áreas que distam até 500m e 0 para o restante da área.

O resultado da análise booleana pela operação **E**, resultou em nenhuma seleção de área propícia para a instalação do *greenway*, mostrando-se extremamente restritiva, fato que se deve à existência de valores iguais a 0 utilizados na multiplicação das imagens. Já a análise realizada com o operador **OU** resultou na seleção completa da área de estudo como apta para a instalação do *greenway* (com exceção apenas das áreas de restrição), apontando uma característica oposta a da operação anterior, pois é completamente permissiva.

Ambas as operações se mostraram ineficientes para o estudo proposto.

As imagens resultantes da análise booleana, realizadas pelo módulo *MCE*, e pelo módulo *image calculator* podem ser observadas nas Figuras 37 e 38.

8. 2. 2- Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos (*Weight Linear Combination, WLC*)

Os valores atribuídos aos mapas de vertentes, terraços e uso e cobertura do solo consideraram as feições de interesse como tendo o valor 200, e uma matriz envolvente de valor 100, ou seja, que pode ser atravessada pelo *greenway*, mas tem metade de sua importância. Estes valores podem ser observados na Tabela 10:

Tabela 10 - Valores atribuídos aos elementos e matriz.

Categoria	Valor do atributo
Vertentes côncavas	200
Áreas de mata e cerrado	200
Terraços fluviais	200
Matriz	100

A transformação dos arquivos de distância foi gerado considerando uma distância de interesse também de 500m (conforme o utilizado na operação booleana), e a função de tipo linear e de forma *monotonically decreasing*, o que significa que a partir da feição de interesse

os valores dos pixels decrescem linearmente do valor de 255 até 0 quando atinge 500m de distância da feição.

A consulta AD HOC foi realizada com seis especialistas, e com a autora deste trabalho, somando um total de 7 opiniões diferentes. Cada tabela de pesos sugerida foi analisada individualmente no software *Idrisi 3.2* no módulo *WEIGHT*, testando assim sua consistência.

Das sete tabelas sugeridas, apenas três apresentaram consistência para esta análise, após cálculo de consistência efetuado no próprio *software*. Foi então realizada uma média entre estas três opiniões gerando os valores abaixo, que podem ser observados na Tabela 11:

Tabela 11- Valores utilizados como fatores de peso.

	rios	terraços	APP	vegetação	vert. côncavas
rios	1	-	-	-	-
terraços	1/3	1	-	-	-
APP	1/5	1/3	1	-	-
vegetação	1/5	1/5	1/3	1	-
vert. côncavas	1/5	1/3	1	3	1

Com os valores apresentados na Tabela 5, obteve-se uma Taxa de consistência de 0,05 e foram geradas as seguintes atribuições de peso:

Atributos	Peso
rios	0,4888
terraços	0,2498
APP	0,1048
vegetação	0,0517
vertentes côncavas	0,1048

O mapa de aptidão da área de estudo em relação à possibilidade de alocação de um *greenway* resultante desta análise pode ser visualizado na Figura 39.

8. 2. 2. 1- Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e Agrupamento

Neste teste foram separados os atributos conforme sua origem, ou seja, aqueles relativos às feições do relevo (rios, terraços e vertentes côncavas) daqueles que sofrem interferência humana (vegetação e APP). Os fatores de peso foram redistribuídos por uma regra de três para cada agrupamento e foram feitas duas análises no módulo MCE com os novos pesos (Tabela 12), estas duas análises foram novamente integradas no módulo MCE sendo utilizados fatores de peso iguais para ambas (Figura 40).

Tabela 12- Pesos atribuídos na análise MCE WLC com agrupamento.

Atributos grupo 1	Peso	Atributos grupo 2	Peso
Rios	0,5796	APP	0,6696
Terraços	0,2961	vegetação	0,3304
Vertentes côncavas	0,1242		

Esta análise mostrou um resultado muito semelhante ao obtido na análise multi-criterial com combinação linear de pesos, como pode ser observado na Figura 41, com uma concentração maior de pixels classificados com valores de aptidão medianamente baixos (entre 30 e 50) e uma seqüência decrescente de pixels classificados em ordem crescente quanto à aptidão até atingirem o valor máximo de 210.

8. 2. 3- Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada (*Ordered Weight Average, OWA*)

Nesta análise foram produzidas cinco imagens resultado, conforme a ordenação de pesos da Tabela 13:

Tabela 13- Ordenação dos pesos atribuídos à análise.

	Peso 1	Peso 2	Peso 3	Peso 4	Peso 5
Resultado 1	1	0	0	0	0
Resultado 2	0	0	0	0	1
Resultado 4	0,5	0,28	0,16	0,06	0
Resultado 5	0	0,06	0,16	0,28	0,5
Resultado 6	0	0	1	0	0

O resultado 3 não foi calculado neste caso, pois ele é igual ao resultado obtido com a Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e pode ser observado na Figura 39.

Uma comparação numérica entre o comportamento dessas análises pode ser observada na Figura 42. Neste gráfico, nota-se uma grande semelhança entre o comportamento das curvas de distribuição geradas em cada um dos seis resultados, diferindo, entretanto, no seu posicionamento inicial e final em relação ao eixo x, o que representa que os resultados mantêm sua proporcionalidade interna, mas resultam em mapas que consideram a área de estudo como um todo, menos apta, como mostra o Resultado 1 (com valores que variam de 1 a 100) e mais apta, como mostra o Resultado 2 (com valores que variam de 91 a 250), ressaltando-se que os valores desta análise variam de 0 a 255, onde 0 são as áreas menos aptas e 255 as mais aptas.

As imagens obtidas nesta análise podem ser observadas nas Figuras 43, 44, 45, 46 e 47.

8. 2. 4- Delimitação da trilha

A imagem escolhida para a análise *Pathway* foi a resultante da Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos (Figura 39), pois neste trabalho entende-se que pode ser assumido um risco mediano, desejando-se obter o máximo de *tradeoff* (compensação) possível. Assim, a delimitação da trilha foi realizada unindo-se os 17 locais relevantes, o que resulta numa trilha com o total de 82,20 km de extensão, podendo ser observada em sua totalidade na Figura 48.

8. 2. 5- Delimitação da área total do *greenway*

A delimitação da área total do *greenway* sugerida neste trabalho ocupa 15,79 km², o que equivale a 3,02% da área de estudo, e pode ser observada na Figura 49.

Um mapa em escala 1:50.000 contendo as áreas de preservação permanente, várzeas e terraços fluviais, vegetação de mata e cerrado, a trilha e o *greenway* delimitado pode ser observado no ANEXO 1.

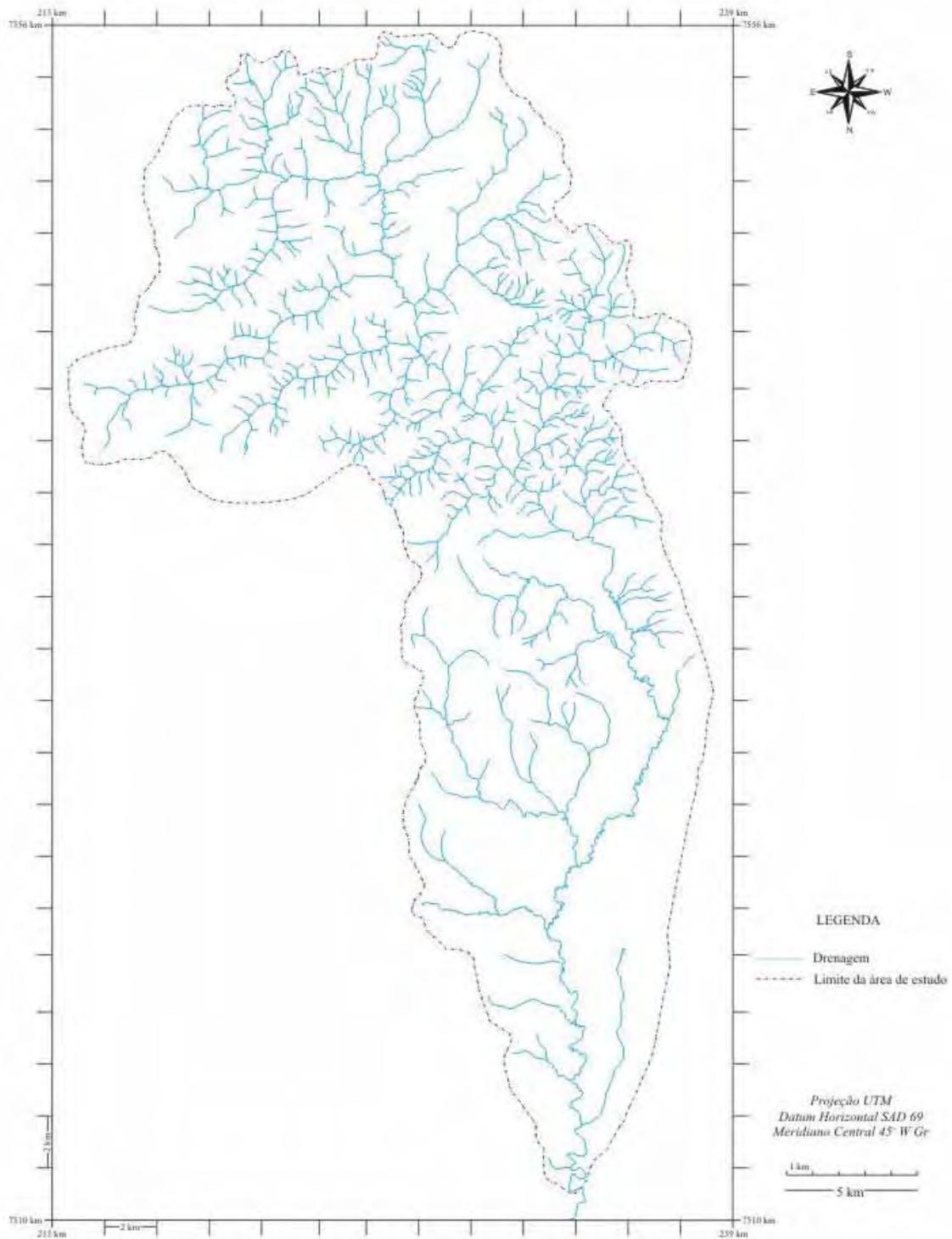


Figura 37 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um *greenway* conforme a Análise Multi-Criterial Booleana (E).

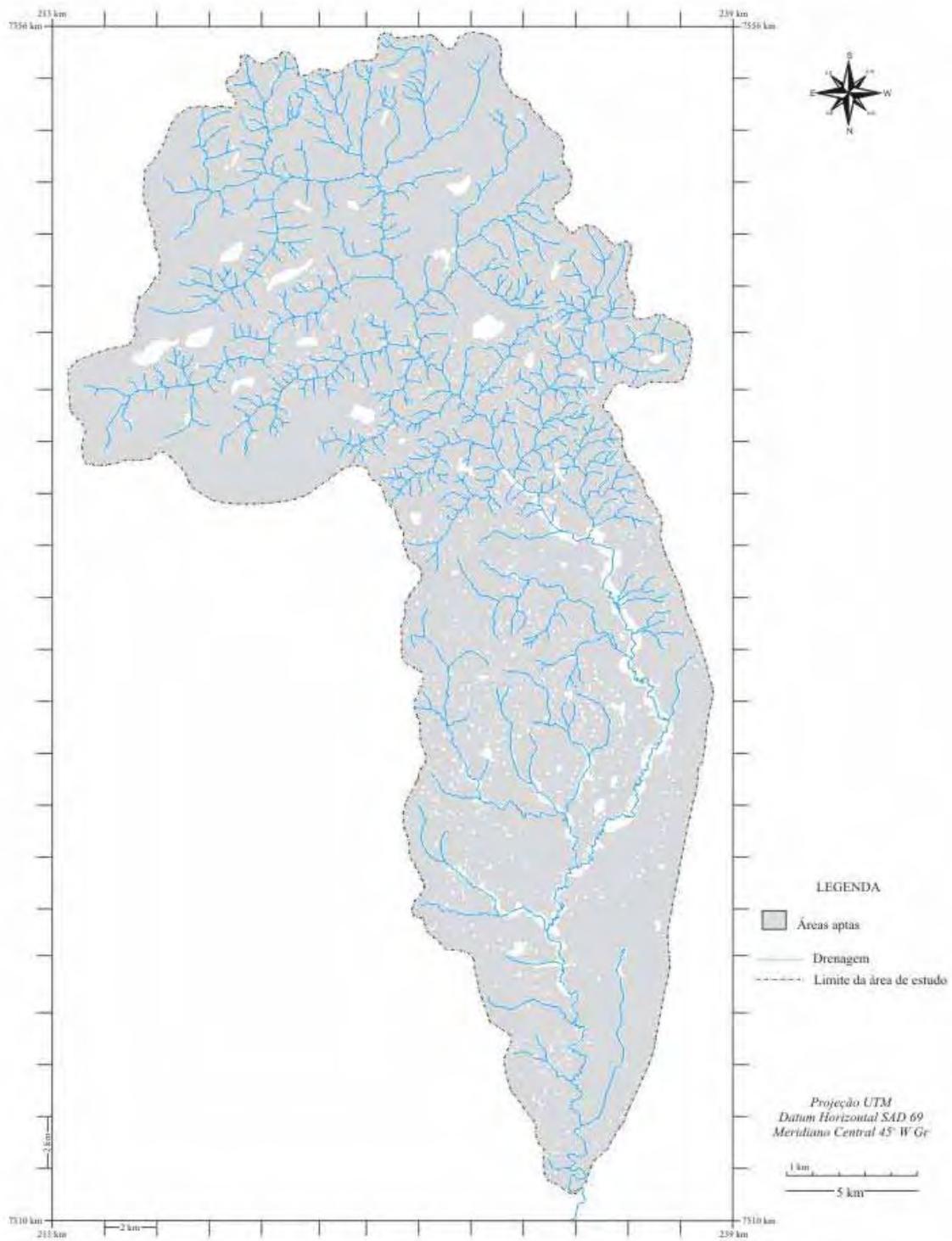


Figura 38 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um *greenway* conforme a Análise Multi-Criterial Booleana (OU).

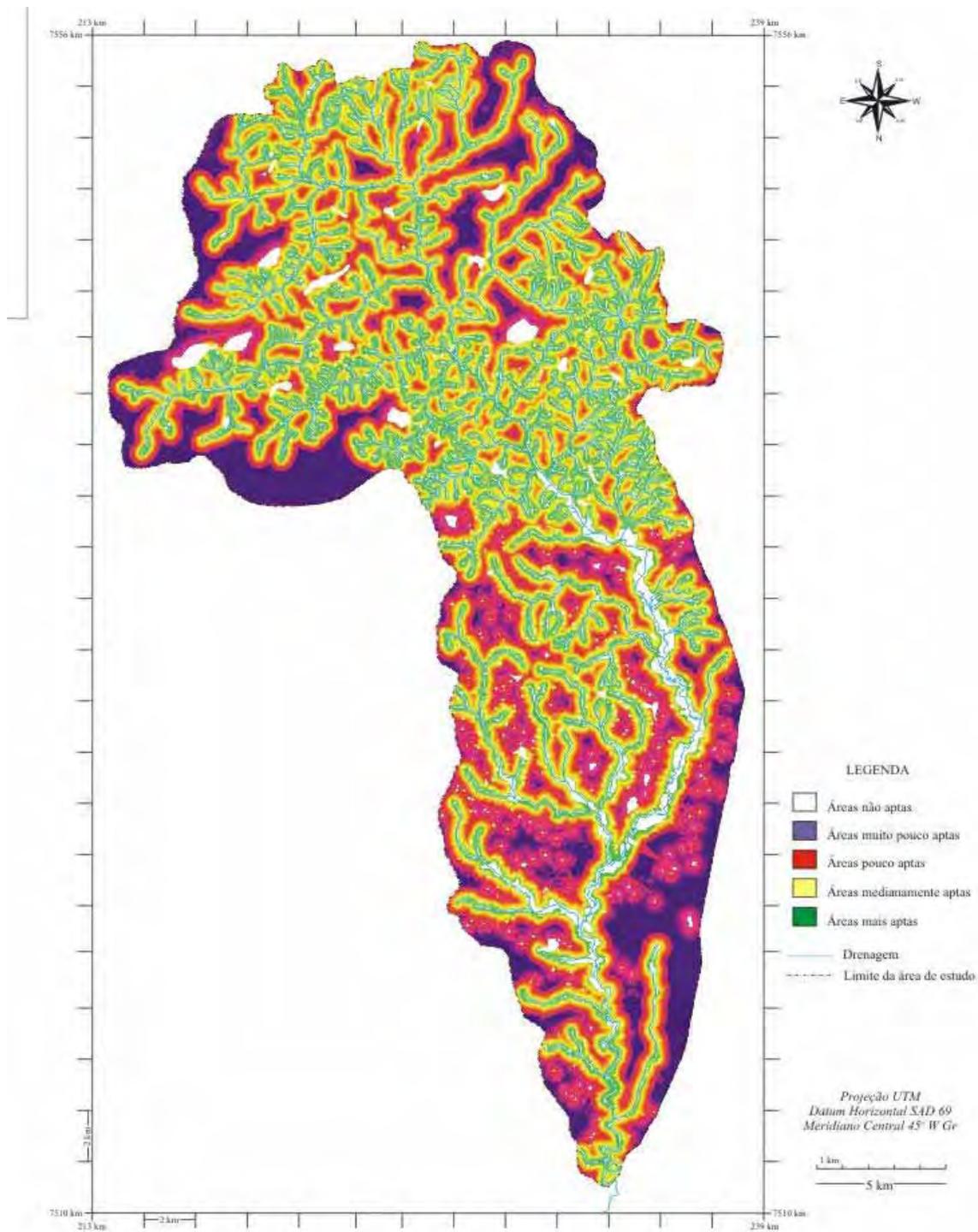


Figura 39 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um greenwoy conforme a Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos.

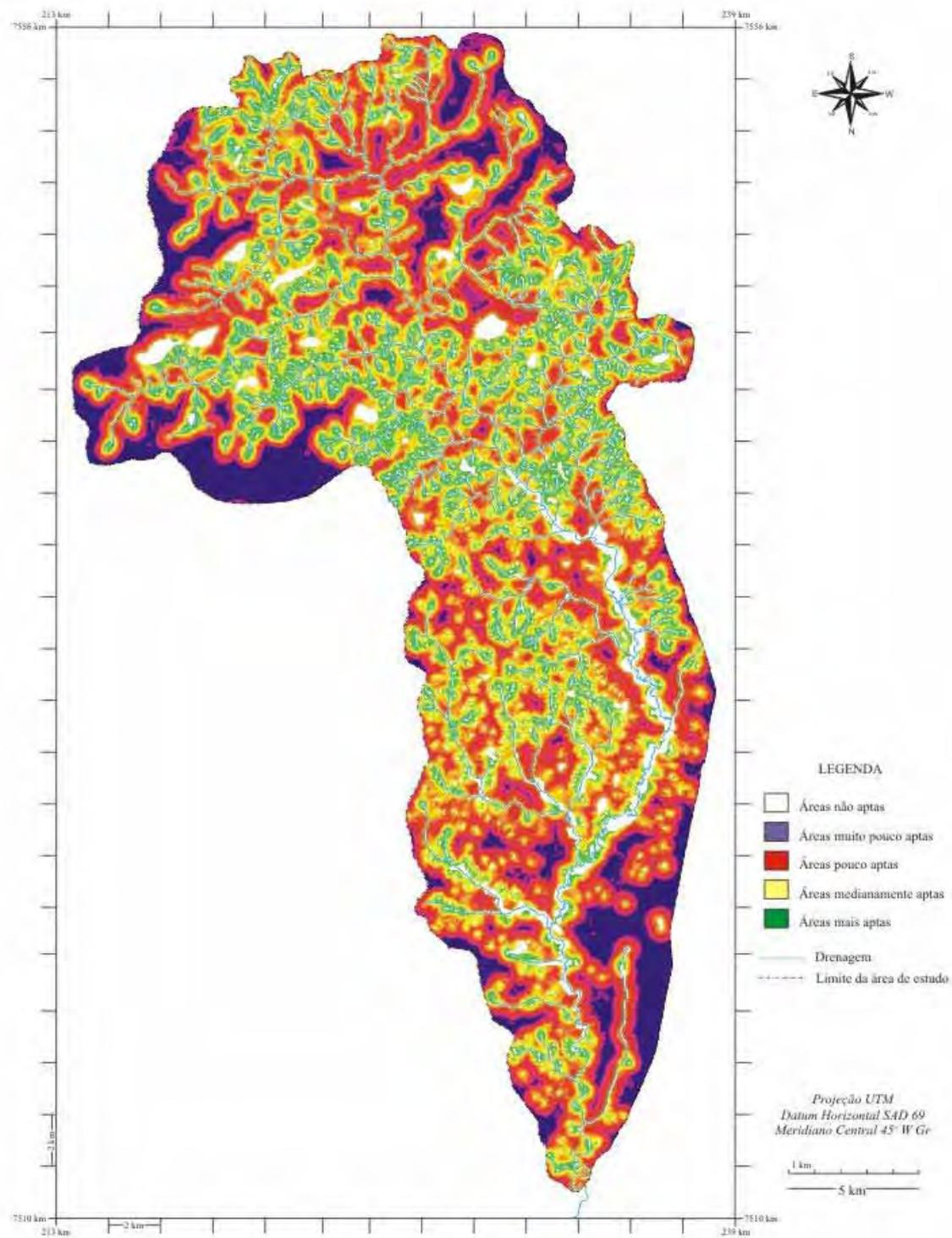


Figura 40 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um greenwozy conforme a Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e agrupamento de atributos.

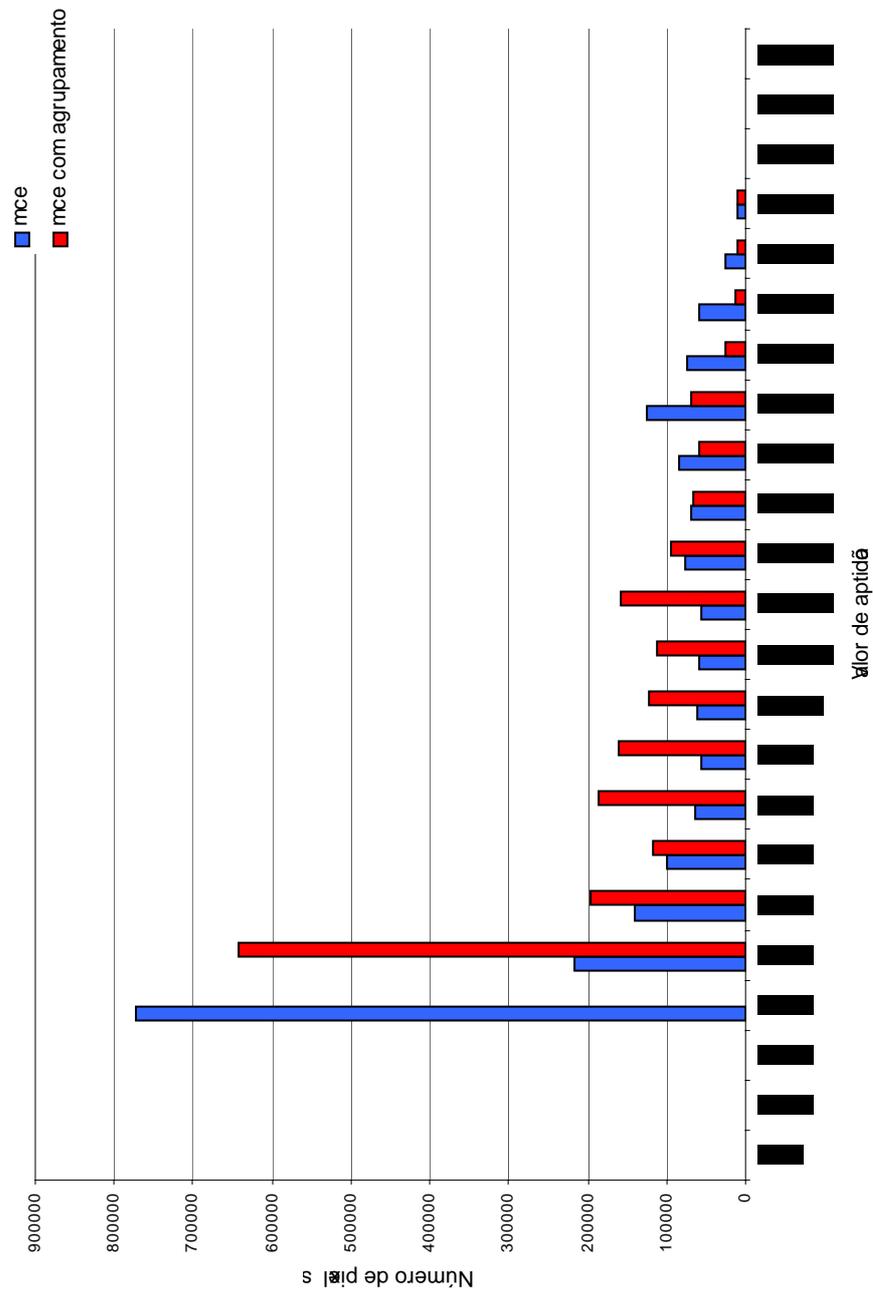


Figura 41 - Comparação numérica entre os resultados obtidos na Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e na Análise Multi-Criterial com Combinação Linear de Pesos e agrupamento de atributos.

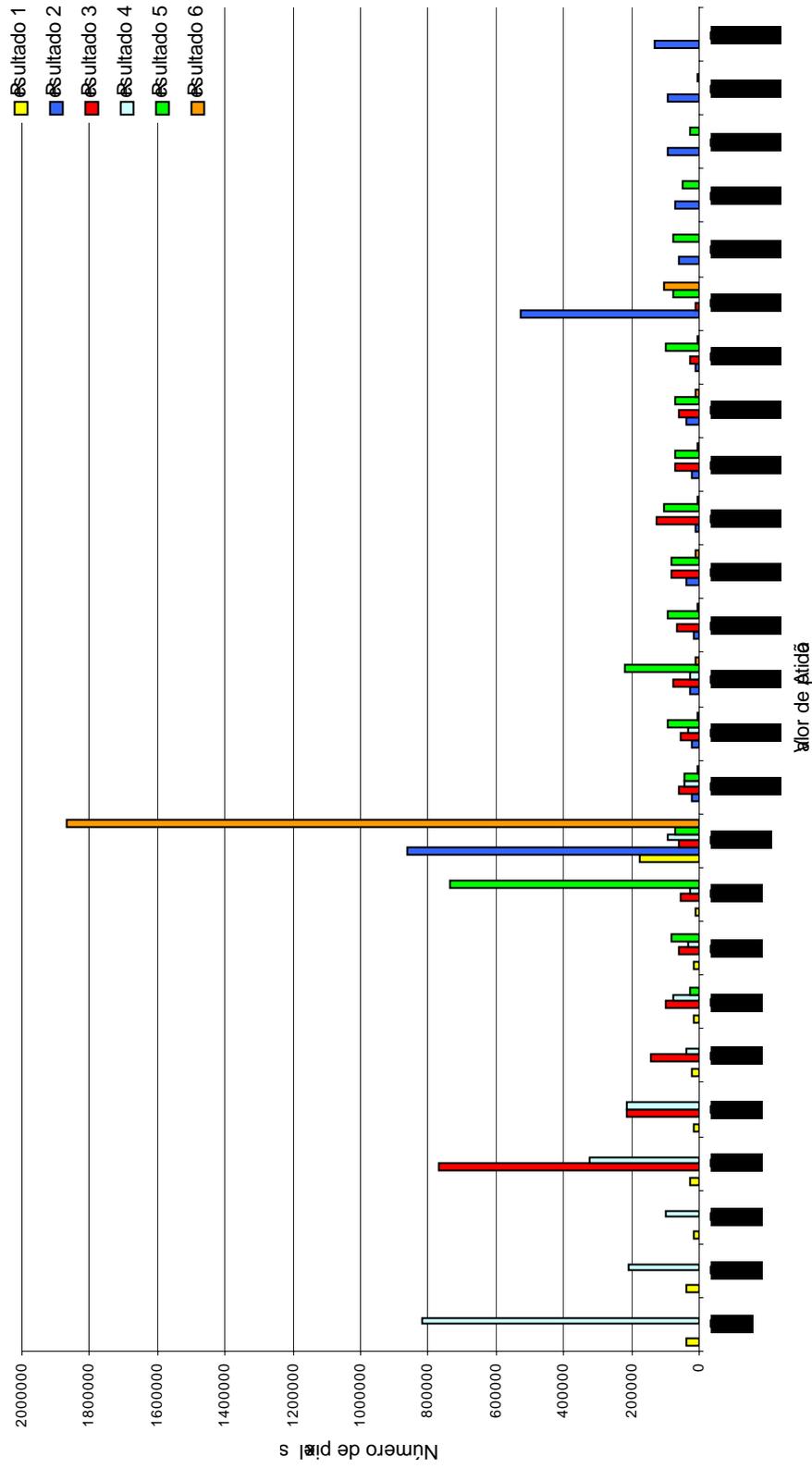


Figura 42- Comparação numérica entre os resultados obtidos na Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada.

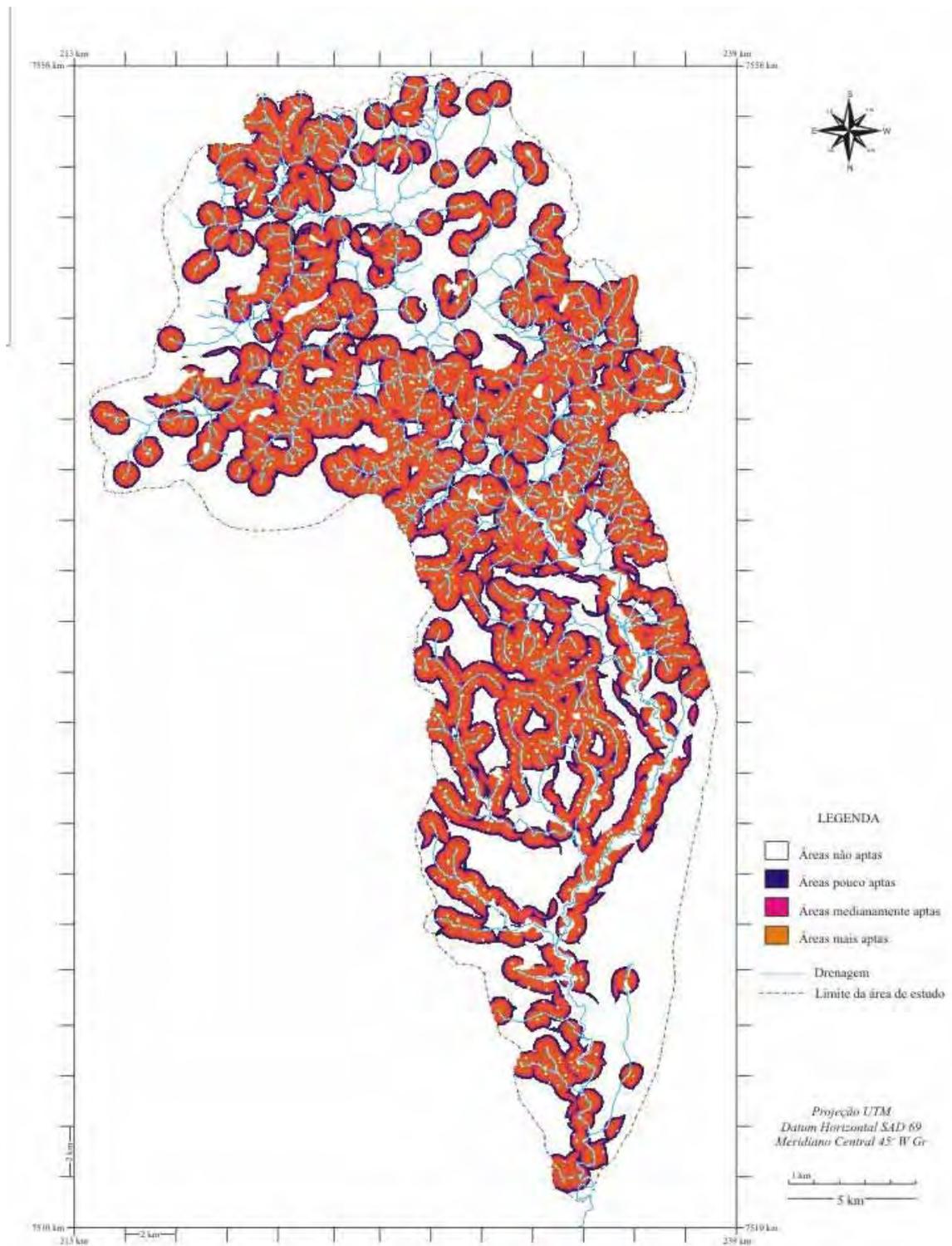


Figura 43 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um *greenway* conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 1.

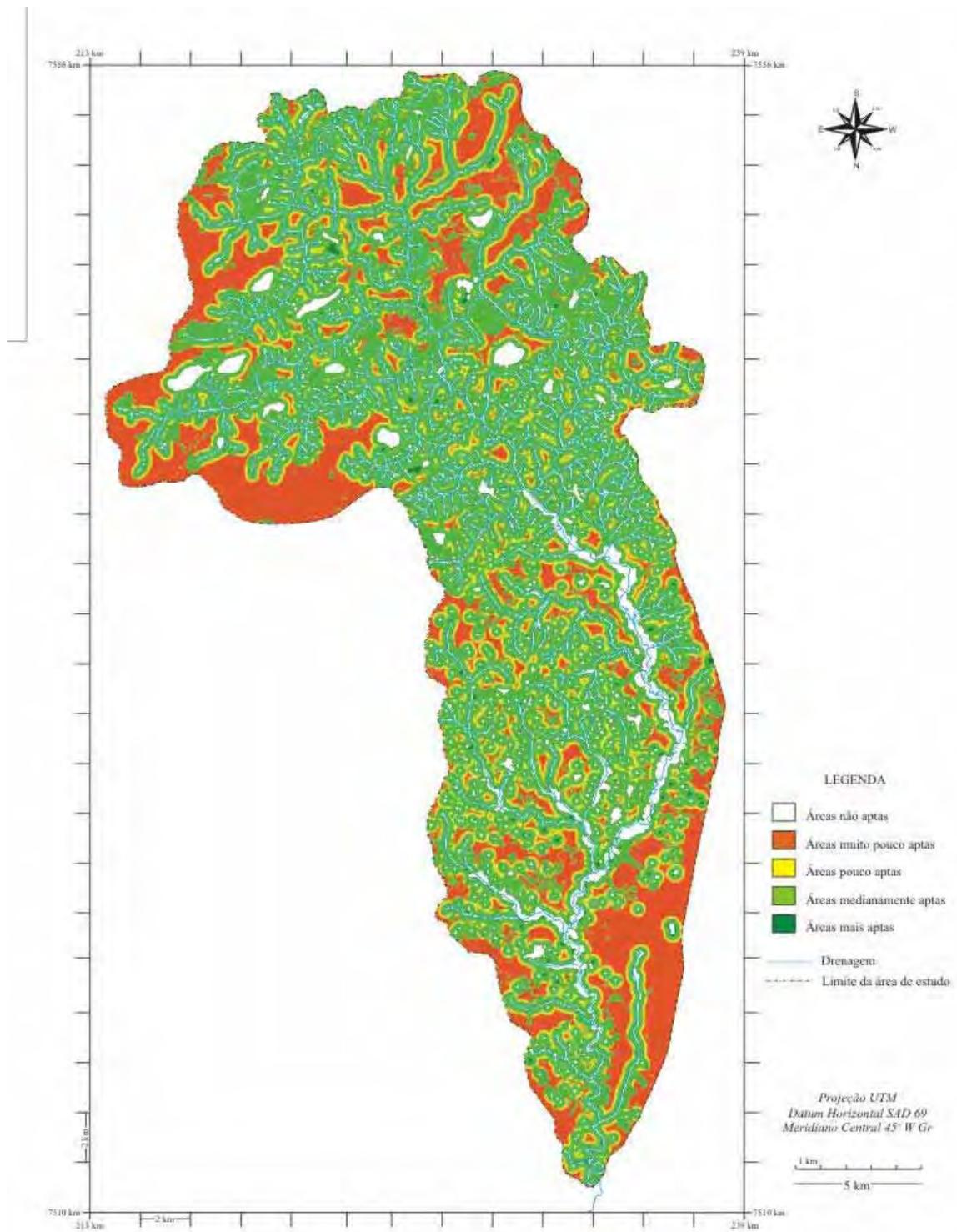


Figura 44 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um greenway conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 2.

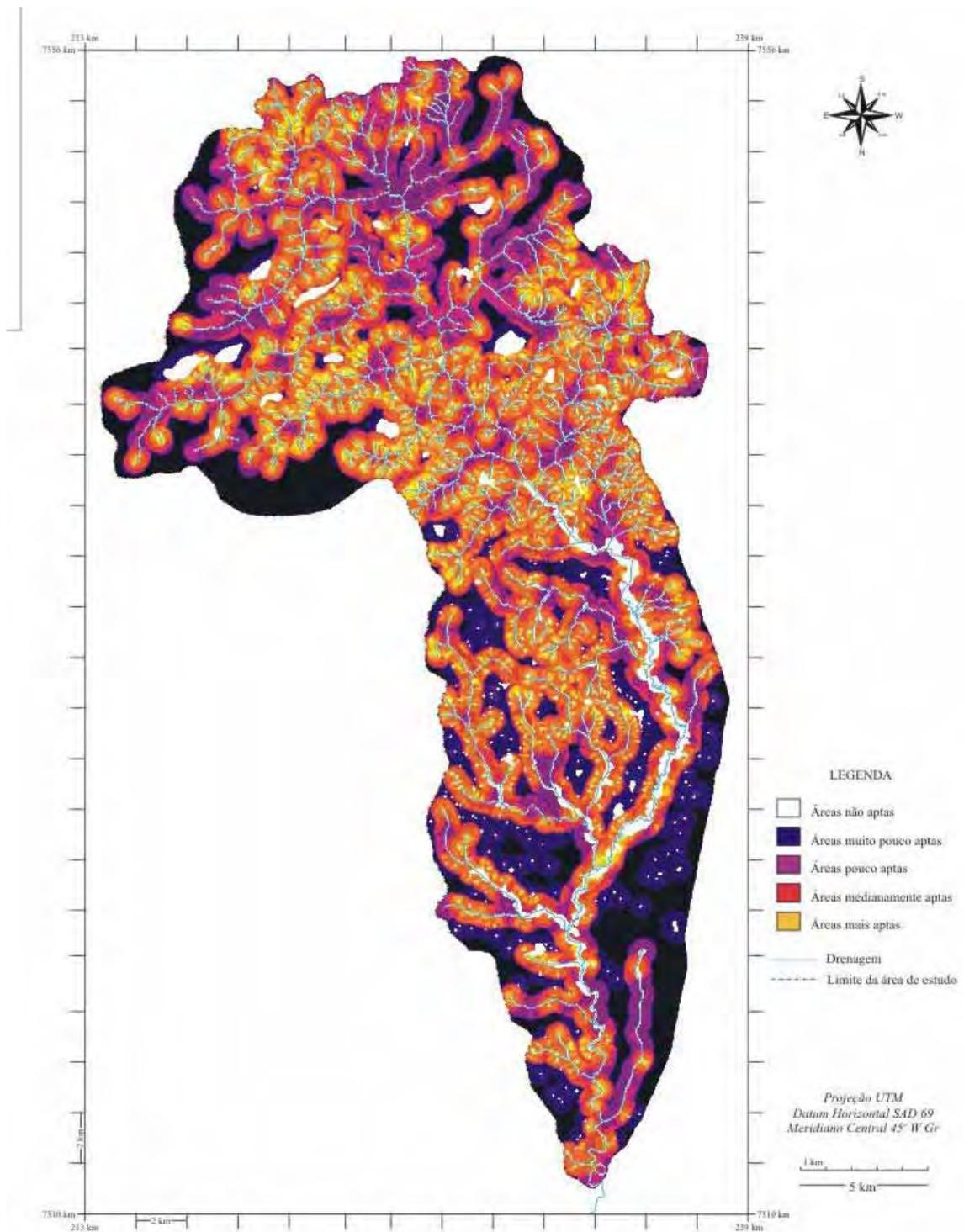


Figura 45 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um greynway conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 4.

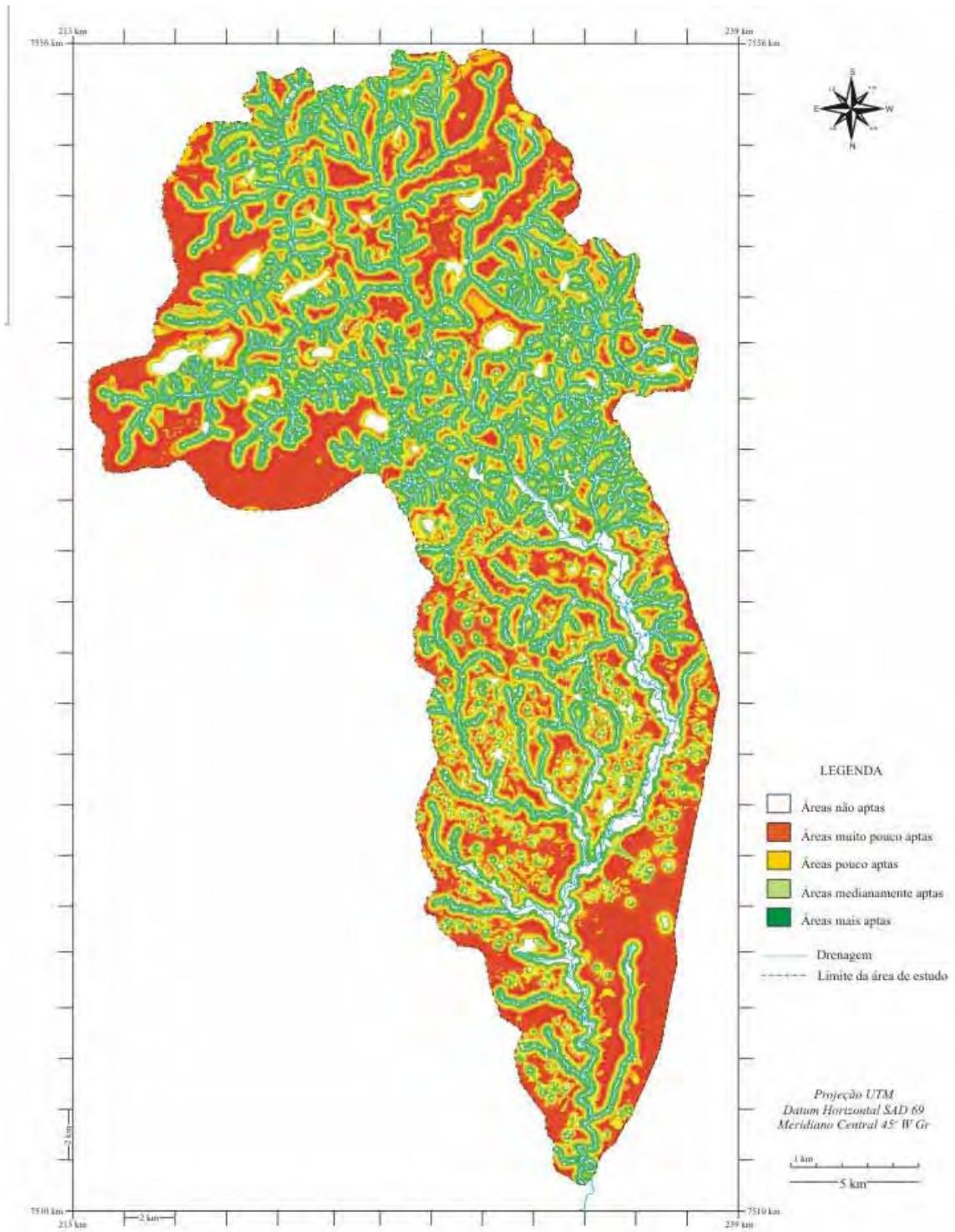


Figura 46 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um *greenway* conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 5.

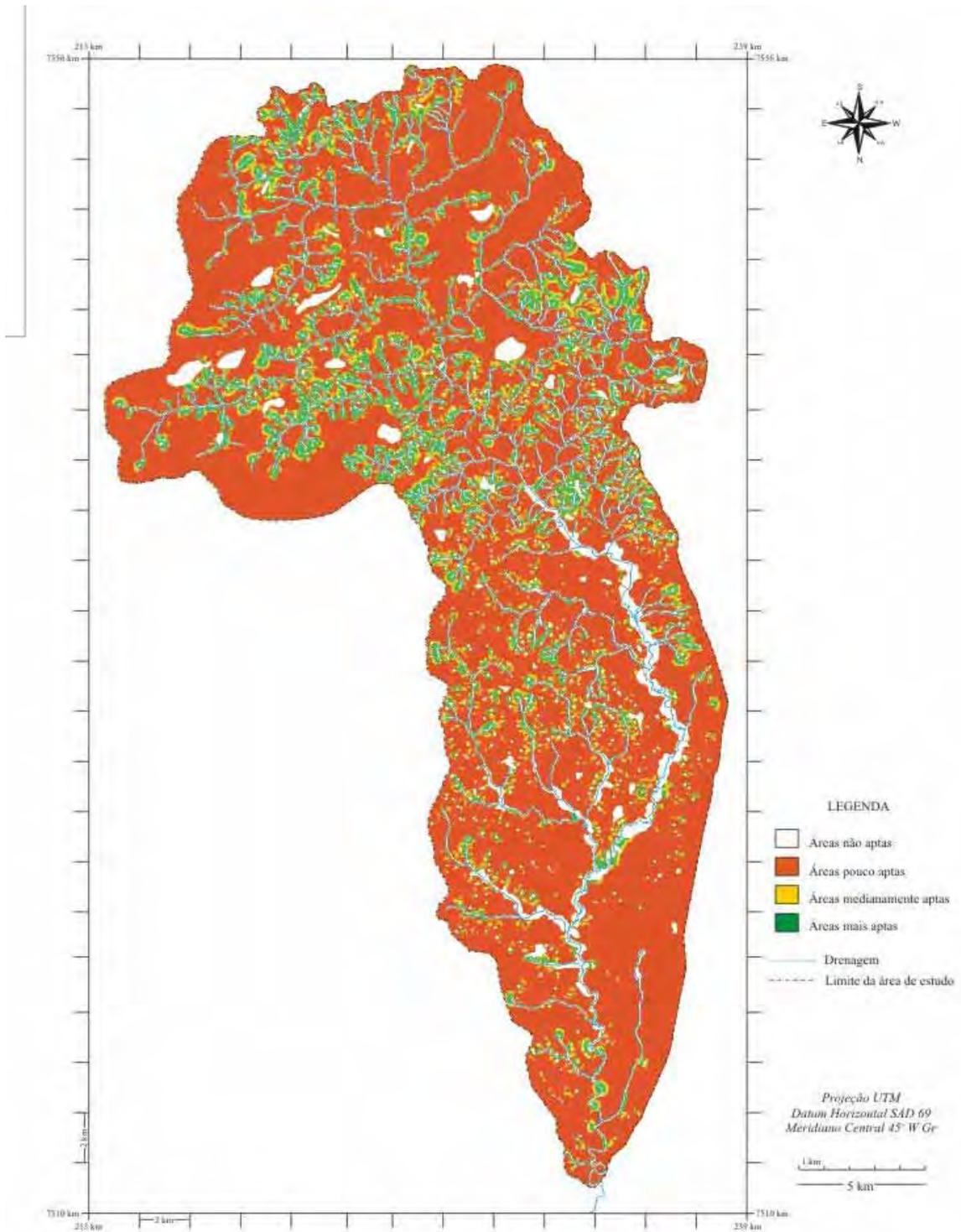


Figura 47 - Aptidão da área de estudo para a alocação de um *greenway* conforme a Análise Multi-Criterial com Média de Pesos Ordenada, resultado 6.

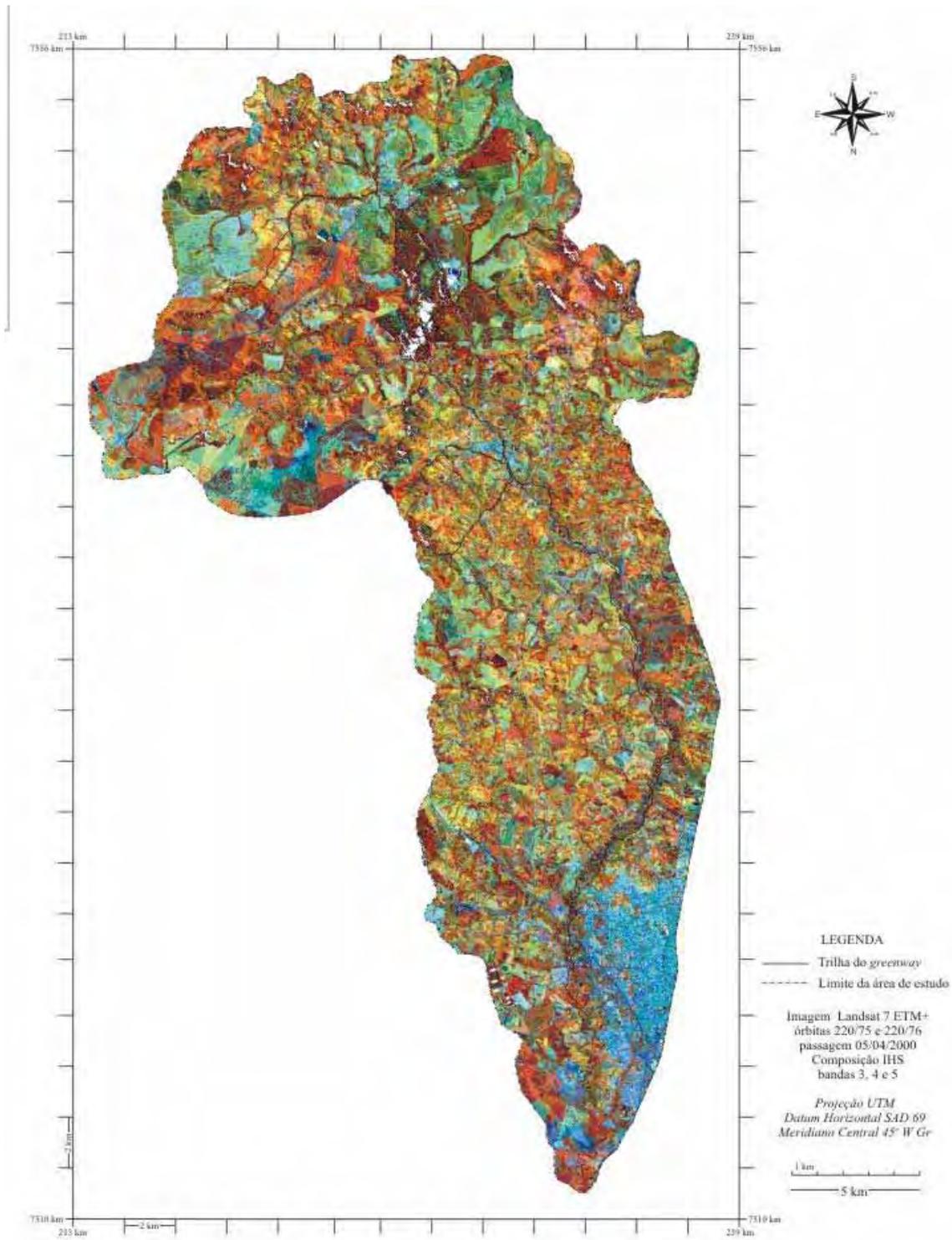


Figura 48 - Trilha que percorre toda a extensão do greenway.

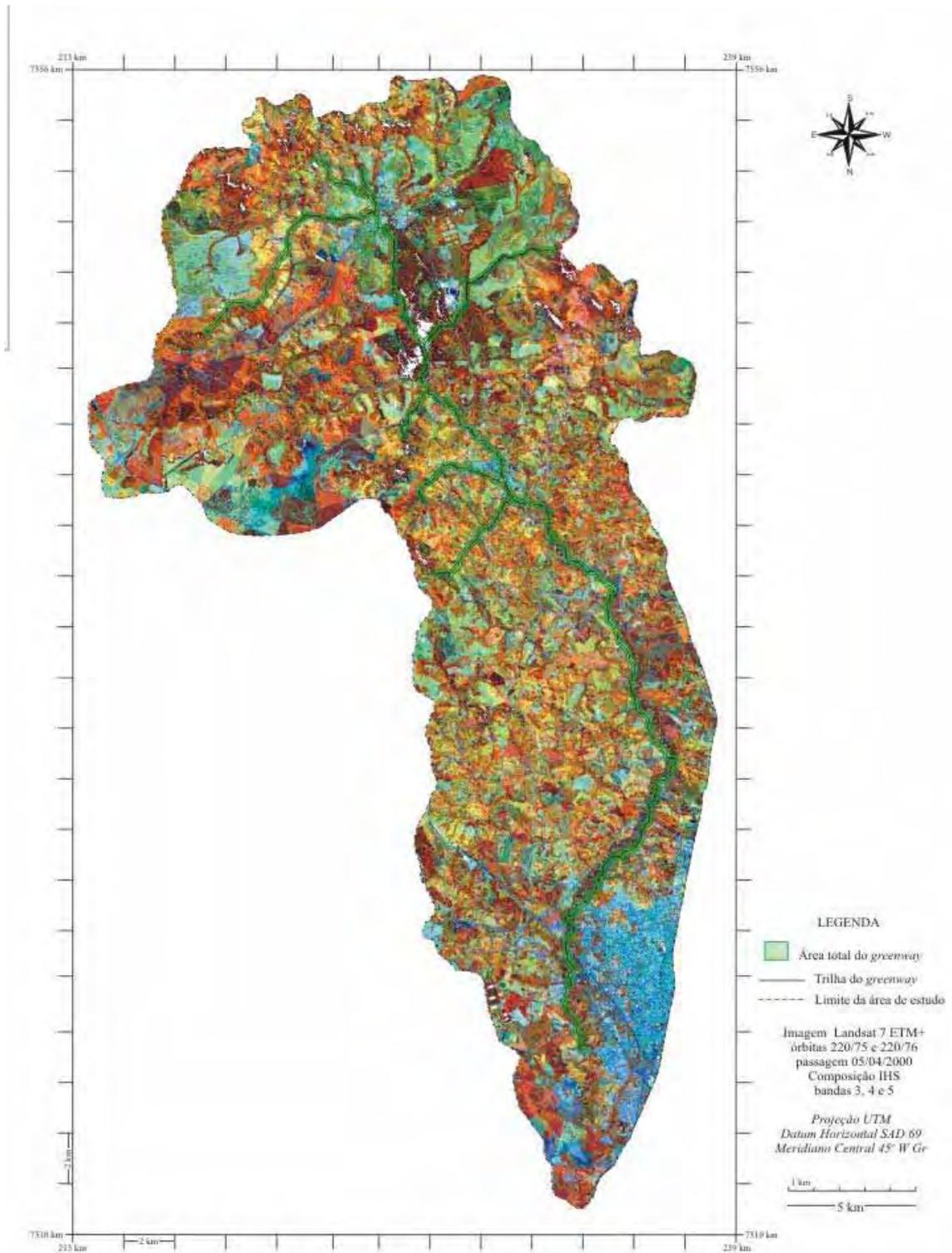


Figura 49 - Delimitação da área total sugerida para o greenway.

8. 3- 3ª. Etapa – Análise e Discussão

8. 3. 1- Índices de Ecologia da Paisagem

Os resultados obtidos por meio da análise da paisagem utilizando-se a imagem de uso e cobertura do solo (paisagem atual - PA) e a imagem do uso e cobertura do solo com o acréscimo do *greenway* (paisagem modificada - PM), que contém as classes de mata, cerrado, reflorestamento, solo exposto, área agrícola, cana-de-açúcar, cidade, pastagem, água e estradas, podem ser observados nas Tabelas 14 a 21.

Um aspecto importante que deve ser ressaltado relaciona-se ao fato do software empregado (*Fragstas 3.3*) não considerar o formato da área de estudo para algumas métricas. Isto reflete na utilização de uma área complementar à área de estudo de forma retangular, um exemplo pode ser visto na métrica de área total da paisagem (TA), que relaciona a área total do retângulo envolvente à área de estudo, apresentando o valor de 150.030 ha, enquanto a área de estudo propriamente dita ocupa apenas 52.332,90 ha, ou seja, menos da metade da área computada. Se essas métricas fossem observadas de forma absoluta e definitiva, seria incorreto o uso deste *software* para todas as métricas que utilizam a área total da paisagem em seus cálculos, quando se estudam áreas delimitadas não por quadrados, mas como neste caso, pelo relevo, como é o caso das bacias hidrográficas.

Ainda assim o uso dessas métricas neste estudo foram consideradas válidas, pois o interesse desta etapa da pesquisa é avaliar a mudança causada pela implantação do *greenway*, e não descrever os parâmetros desta paisagem por si só e sim de forma comparativa. Desta forma, como a distorção gerada se repete de igual forma nas duas medidas, foi então aceito neste trabalho, pois se considera que ela não repercute no resultado final.

Outra informação relevante, que será detalhada no final dos resultados, está relacionada ao teste estatístico de diferença, aplicado nos resultados calculados sobre os Índices de Ecologia da Paisagem gerados dos modelos neutros, que mostraram em todos os índices diferença significativa, ou seja, que a implantação do *greenway* em termos estatísticos, de fato traz mudanças consistentes na paisagem.

Análise da paisagem

A primeira parte da análise de Ecologia da Paisagem foi realizada para a paisagem completa da área de estudo, que engloba todas as categorias de uso e cobertura do solo utilizadas.

Apesar do efeito da adição da área externa à área de estudo, as métricas de Ecologia da Paisagem utilizadas apresentaram um padrão de comportamento que descreve a modificação proposta na paisagem atual.

No caso das medidas de área, densidade e bordas (Tabela 14) observou-se uma diminuição dos números de fragmentos em unidades, fato que se reflete diretamente na diminuição da densidade de fragmentos, uma vez que esta medida deriva da anterior. Esta diminuição de número de fragmentos é ocasionada pela junção de vários pequenos fragmentos isolados em um fragmento maior que é o *greenway*. A mesma diminuição acontece com o valor para bordas totais, pois com a diminuição de fragmentos pela sua junção num maior acarreta na eliminação de muitas bordas. Um exemplo hipotético pode ser visualizado na Figura 50:

Tabela 14- Medidas de área, densidade e bordas para a paisagem.

Medidas de área, densidade e bordas				
	TA (ha)	NP (unidades)	PD (num /100ha)	TE (num /100ha)
Paisagem atual	150.030	18.360	16,38	6.584.385
Paisagem modificada	150.030	17.855	11,90	6.452.490

TA=área total da paisagem, NP= número de fragmentos, PD= densidade de fragmentos, TE= borda totais.

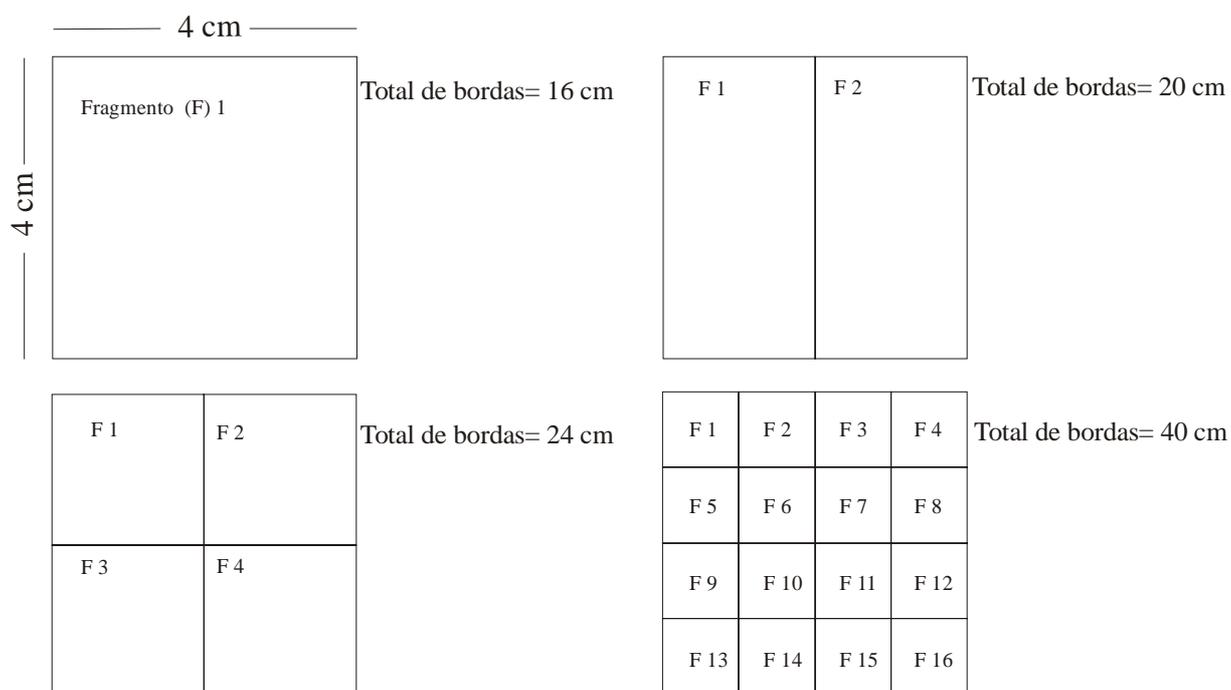


Figura 50 – Exemplo do aumento de bordas totais (TE) conforme aumento de fragmentos.

Para detalhar melhor os parâmetros de área e densidade, os dados podem ser descritos de acordo com a classe de uso e cobertura do solo a que pertencem, conforme a Tabela 15. Nesta análise, o *greenway* foi sobreposto a todas as classes de uso e cobertura do solo, ainda que se saiba que áreas de cerrado, água, áreas urbanas e estradas não sofreriam substituição por mata no caso da implantação do *greenway*, mas é importante analisar cada caso separadamente.

O cerrado, por exemplo, é apresentado no mapa de uso e cobertura do solo, constando de algumas manchas de maior extensão e outras pequenas espalhadas, muitas delas nas áreas próximas aos rios. Algumas dessas áreas pequenas certamente representam manchas de cerrado, outras, porém, são apenas erros de classificação entre mata e cerrado cometidos pelo classificador *Maxlike*, fato que é inerente ao uso de um classificador digital, mesmo quando se atinge um erro aceitável no mapa. Nestes casos, só uma visita detalhada a campo e em algumas vezes com identificação de espécies arbóreas se poderia determinar exatamente a vegetação do local. Então, quando se analisa esta substituição, deve-se entender que em muitos casos, não há uma substituição efetiva de tipos de vegetação, e nos outros pontos em que realmente existem manchas de cerrado, elas passam a somar o *greenway* adquirindo assim um novo aspecto funcional na paisagem.

Também as áreas urbanas e água podem ser incorporadas ao *greenway* sem substituição por mata, sofrendo uma importante modificação funcional, representada por incremento em vegetação e adequação do uso dessas áreas.

As áreas representadas por estradas constituem uma questão cartográfica, pois não há como representar as funções bidimensionais encontradas nos cruzamentos com rios. Da mesma forma que as pontes podem ser construídas de tal maneira a coexistir com o fluxo do rio, elas podem também coexistir com o *greenway*.

Assim a análise por categorias de uso e cobertura do solo realizada deve ser lida considerando as observações colocadas.

Todas as classes de uso e cobertura do solo, com exceção da classe de mata, sofreram diminuição nos seus valores de área total da classe (CA) e conseqüentemente em seus valores de porcentagem ocupada na paisagem (PLAND), o que se deve à substituição das categorias presentes na área de estudo pela mata.

Também os valores de número de fragmentos (NP) diminuíram para as classes de reflorestamento, cerrado, mata, solo exposto, área agrícola, cana-de-açúcar e água, sendo que somente na categoria mata essa diminuição não se dá por substituição, mas sim pela junção

dos fragmentos. Nas classes pastagem, áreas urbanas e estradas houve um aumento para os valores de NP, o que denota uma maior fragmentação com a delimitação do *greenway*.

Em relação à densidade de fragmentos (PD), somente as categorias pastagem, áreas urbanas e estradas mostraram um leve aumento, relacionado ao aumento de número de fragmentos. Todas as outras categorias restantes apresentaram uma diminuição do número de PD ou mantiveram-se estáveis, fato também relacionado à diminuição do número de fragmentos.

Tabela 15- Medidas de área e densidade para as classes de uso e cobertura do solo na paisagem atual (PA) e modificada (PM).

Classe	CA (ha)		PLAND (%)		NP (unidades)		PD (num /100ha)	
	PA	PM	PA	PM	PA	PM	PA	PM
reflorestamento	937,91	909,68	0,63	0,61	547	537	0,36	0,36
cerrado	1.235,32	1.154,70	0,82	0,77	1.434	1.390	0,96	0,93
mata	9.038,50	10.303,74	6,02	6,87	3.070	2.836	2,05	1,89
solo exposto	4.326,46	4.194,86	2,88	2,80	2.847	2.772	1,90	1,85
área agrícola	2.332,73	2.308,48	1,55	1,54	2.115	2.066	1,41	1,38
cana-de-açúcar	7.549,13	7.309,28	5,03	4,87	6.514	6.358	4,34	4,24
pastagem	23.609,97	22.933,35	15,74	15,29	1.602	1.663	1,07	1,11
água	79,36	72,63	0,05	0,05	170	158	0,11	0,11
áreas urbanas	2.501,60	2.452,66	1,67	1,63	32	33	0,02	0,02
estradas	732,40	704,00	0,49	0,47	29	42	0,02	0,03

CA= área total da classe, PLAND= porcentagem da paisagem ocupada pela classe, NP= número de fragmentos da classe e PD= densidade de fragmentos da classe na paisagem.

As medidas de área nuclear apresentaram uma diminuição na paisagem modificada, o que representa que houve fragmentação da paisagem, pois o *greenway* atravessou áreas homogêneas, causando a diminuição do número de fragmentos com área nuclear (NDCA) e conseqüentemente a diminuição do total de área nuclear na paisagem (TCA) (Tabela 16).

Tabela 16 - Medidas de área nuclear.

Medidas de área nuclear		
	TCA (ha)	NDCA (ha)
Paisagem atual	2.629,35	235
Paisagem modificada	2.617,15	228

TCA= total de área nuclear da paisagem, NDCA= número de fragmentos separados com áreas nucleares.

Na paisagem modificada observou-se um aumento de 1,02m entre os fragmentos, o que implica num distanciamento entre fragmentos de mesmo tipo (mesma classe de uso e cobertura do solo) (Tabela 17).

Tabela 17 - Medida de isolamento/proximidade.

Medida de isolamento/proximidade	
	ENN_MN (m)
Paisagem atual	109,07
Paisagem modificada	110,47

ENN_MN= distância euclidiana do vizinho mais próximo.

A medida de contraste utilizada (índice de contraste), densidade de bordas com pesos, requer uma matriz comparativa entre as diferentes categorias em análise.

Nesta matriz, são inseridos valores de 0 (zero) a 1 (um) que representam o contraste entre determinada classe de uso e cobertura do solo e outra. Neste trabalho, os valores apresentados na matriz foram determinados pela autora e podem ser visualizados na Tabela 18, porém uma abordagem que utilizasse a consulta AD HOC poderia ser realizada gerando um aumento na qualidade dos resultados obtidos.

Depois de estabelecida a matriz, o índice de contraste (CWED) é então calculado e neste trabalho foi observada uma diminuição do seu valor na paisagem modificada, traduzindo assim que houve um aumento na facilidade de se transpor uma determinada classe de uso e cobertura do solo para outra (Tabela 19).

Tabela 18 - Matriz de valores utilizados no índice CWED.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Reflorestamento (1)	-									
Cerrado (2)	0,6	-								
Mata (3)	0,6	0,1	-							
Solo exposto (4)	0,8	0,8	0,8	-						
Área agrícola (5)	0,6	0,7	0,7	0,6	-					
Cana-de-açúcar (6)	0,6	0,7	0,7	0,6	0,3	-				
Pastagem (7)	0,7	0,8	0,8	0,6	0,5	0,5	-			
Água (8)	1	1	1	1	1	1	1	-		
Áreas urbanas (9)	1	1	1	0,6	1	1	0,8	1	-	
Estradas (10)	1	1	1	1	1	1	1	1	0,7	-

Tabela 19 - Medida de contraste.

Medida de contraste	
	CWED (m/ha)
Paisagem atual	26,5980
Paisagem modificada	26,2368

CWED= índice de contraste - densidade de bordas com pesos.

O contágio é uma métrica que responde inversamente à densidade de bordas, assim, como houve uma diminuição do total de bordas (TE) e conseqüentemente uma diminuição da densidade de bordas, é esperado que haja um aumento do contágio na paisagem modificada, o que pôde ser observado na Tabela 20, que mostra os resultados obtidos. O índice utilizado (CONTAG) descreve também uma paisagem medianamente fragmentada, uma vez que este índice varia de 0 (zero), para paisagens completamente fragmentadas, onde cada célula represente um tipo diferente de uso e cobertura do solo; a 100 (cem) para paisagens compostas por apenas um fragmento (McGARIGAL & MARKS, 1995).

Já o índice de justaposição utilizado (IJI), ao contrário do contágio que analisa a mistura entre as células, analisa a mistura existente entre fragmentos de tipos diferentes, aproximando-se de 0 (zero), quando a paisagem tende a ter seus fragmentos de mesmo tipo distribuídos de forma desigual; e 100 (cem), quando a distribuição das adjacências entre

fragmentos de mesmo tipo torna-se igual para todos os tipos presentes (MC GARIGAL & MARKS, 1995). Neste estudo foi observada uma diminuição de valor de IJI, o que representa que os fragmentos de mesmo tipo ficaram menos homoganeamente distribuídos.

Tabela 20 - Medidas de contágio e intercalação.

Medidas de Contágio e Intercalação		
	CONTAG (%)	IJI (%)
Paisagem atual	54,5068	64,8602
Paisagem modificada	54,6478	64,7518

CONTAG=contágio, IJI= intercalação e justaposição.

A métrica de conectividade utilizada (CONNECT) considera, dentro de um limite de distância pré-estabelecido se dois fragmentos estão conectados ou não, descrevendo seu resultado como uma porcentagem. Esta distância pré-estabelecida pode ser considerada como uma distância tal que permita que um organismo sob consideração possa se movimentar entre dois fragmentos, como não há um organismo específico considerado neste estudo a medida limite de conectividade utilizada foi de 100m, pretendendo assim demonstrar como as paisagens estudadas se comportam nesta distância limite, observando-se assim um aumento no índice CONNECT para a paisagem modificada, o que significa que os fragmentos nela contidos estão mais conectados com a delimitação do *greenway* (Tabela 21).

Tabela 21 - Medidas de conectividade.

Medidas de Conectividade	
	CONNECT (%)
Paisagem atual	0,0328
Paisagem modificada	0,0333

CONNECT= índice de conectância.

Por último, foi calculado o índice de diversidade de Shannon que mostrou uma diminuição da diversidade na paisagem modificada, dada em função do aumento de uma categoria em substituição de outras (Tabela 22).

Tabela 22 - Medidas de diversidade.

Medidas de Diversidade	
SHDI (unidades de informação)	
Paisagem atual	1,6618
Paisagem modificada	1,6614

SHDI= índice de diversidade de Shannon.

Análise da classe mata e cerrado

A análise de área dos fragmentos mostrou variações de tamanhos desde 0,0225 ha, que significam a área de apenas um pixel, pois a imagem utilizada possui resolução de 15m, até o máximo de 2.191,1 ha na paisagem atual e 6.471,2 ha na paisagem modificada. Esta análise mostra que o *greenway* teve a capacidade de unir alguns fragmentos menores em um grande fragmento, fato que pode ter grande significado ecológico, uma vez que praticamente triplicou o tamanho de uma área florestal, ainda que de formato não compacto, mas proporcionando assim área para a ampliação do raio de ação da fauna local.

Apesar da ação de união neste grande fragmento, observa-se ainda uma grande concentração de fragmentos em classes de área que variam entre 0,0225 a 20 ha, sendo que na paisagem modificada estes valores apresentam-se sempre menores que na paisagem atual, como pode ser observada na Figura 51.

Um detalhamento da distribuição dos valores de área apresentados no intervalo até 20 ha, revela que há uma concentração de fragmentos entre as classes de 0,0225 até 2 ha, sendo predominantes os fragmentos da primeira classe (Figura 52). E nas Figuras 53 e 54, a classe de 0,0225 até 1 ha é detalhada, mostrando a grande quantidade de fragmentos representados por no mínimo 1 e no máximo 11 pixels (0,0225 a 0,25 ha).

Como já foi visto anteriormente, a área de estudo apresenta algumas porções bastante heterogêneas de distribuição do uso e cobertura do solo, e esta análise da distribuição dos tamanhos dos fragmentos florestais vêm ressaltar essa característica.

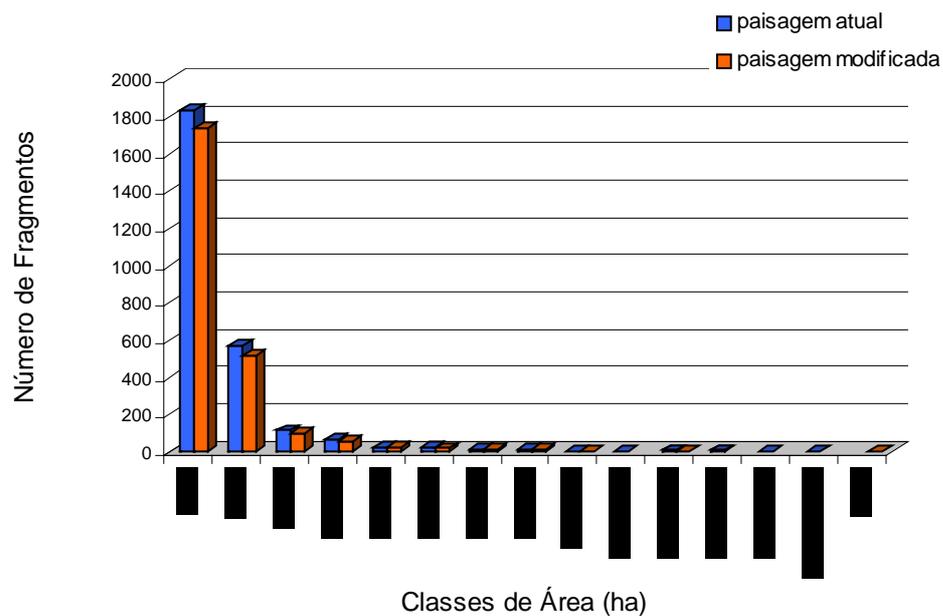


Figura 51– Classes de área total para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.

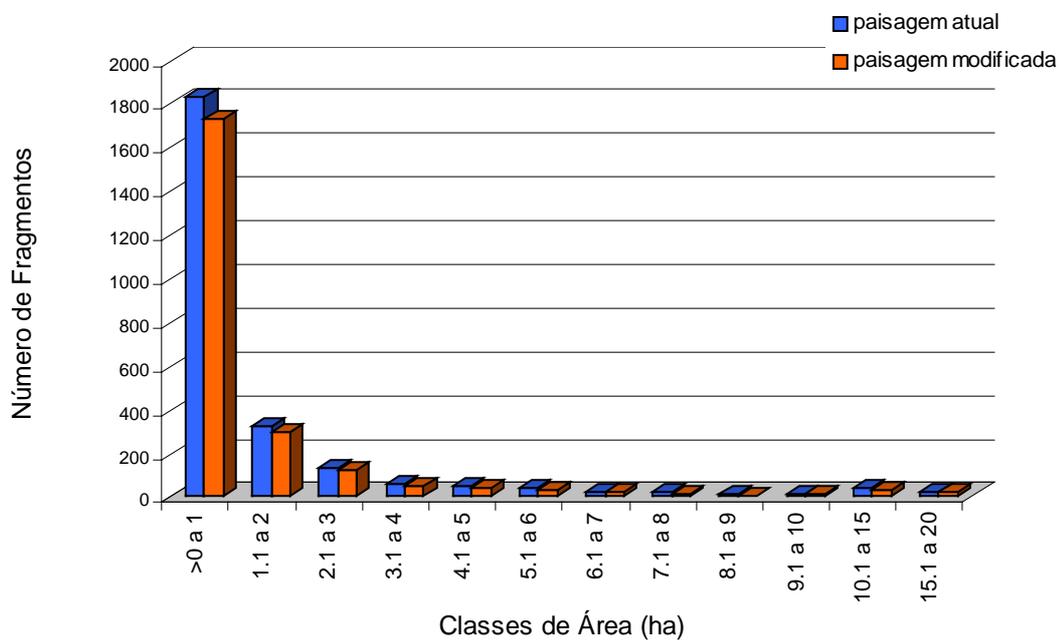


Figura 52– Classes de área entre 0,0225 e 20 ha para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.

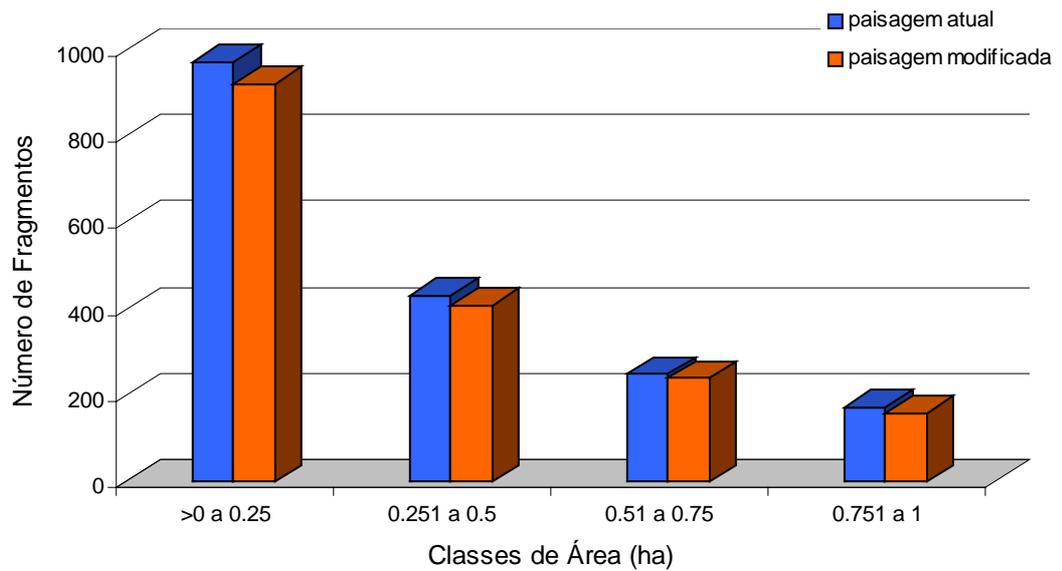


Figura 53– Classes de área entre 0,0225 e 1 ha para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.

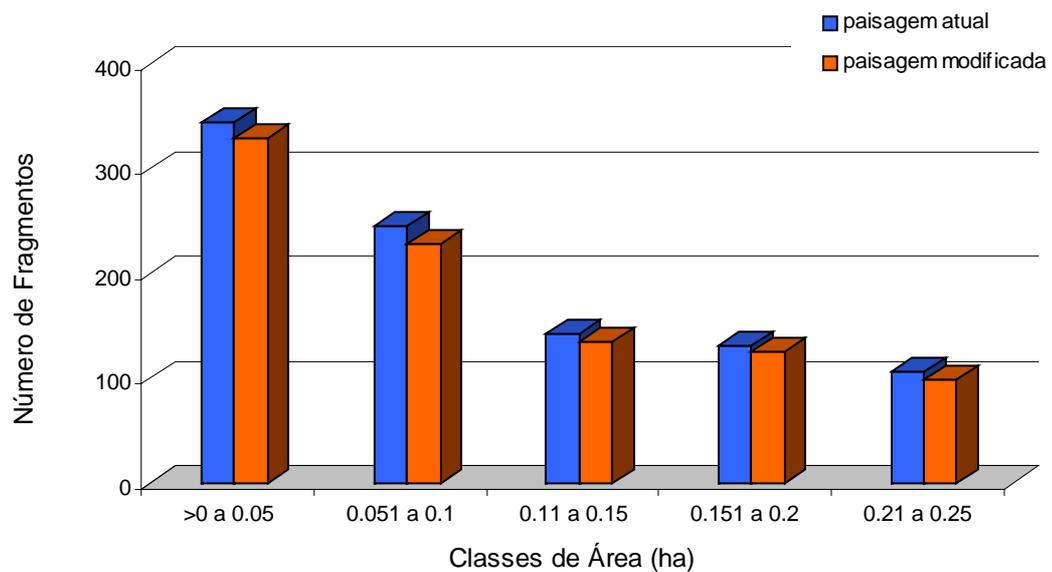


Figura 54– Classes de área entre 0,0225 e 0,25 ha para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.

Quando analisadas para a classe de mata juntamente com a de cerrado, as métricas de área total da classe (CA), porcentagem da paisagem (PLAND) na paisagem modificada, apresentaram um aumento nos seus valores dados pela adição de novas áreas, enquanto as

métricas de número de fragmentos (NP) e densidade de fragmentos apresentaram diminuição, também relacionada ao fato de fragmentos menores terem sido unidos num maior (Tabela 23).

Tabela 23 - Medidas de área, densidade e bordas para a classe.

Medidas de área, densidade e bordas				
	CA (ha)	PLAND (%)	NP (unidades)	PD (num /100ha)
Paisagem atual	10.273,82	6,85	2.636	1,76
Paisagem modificada	11.458,44	7,64	2.448	1,63

CA= área total da classe, PLAND= porcentagem da paisagem ocupada pela classe, NP= número de fragmentos da classe e PD= densidade de fragmentos da classe na paisagem.

A medida de forma utilizada, FRAC, descreve a complexidade de formas dos fragmentos, sendo próximo a 1 (um) para formas mais simples tendendo para quadrados e aproximando-se de 2 (dois) para formas mais complexas. Neste estudo foi observada uma maior concentração de fragmentos nas classes de perímetro/área mais baixas, o que corresponde à situação que ocorreu na distribuição das classes de áreas, pois como são muitos fragmentos compostos por poucos pixels descrevem assim formas mais simples como até a de um quadrado (Figura 55).

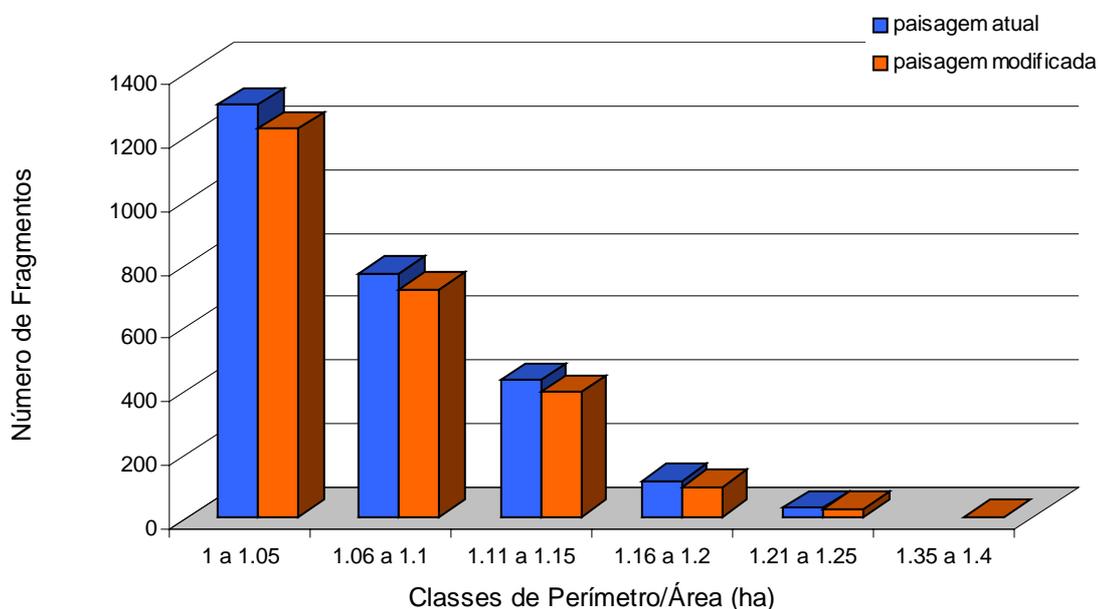


Figura 55– Classes de perímetro/área para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.

Nas medidas calculadas para área nuclear, fica evidenciada a ação do *greenway* de ter unido alguns fragmentos que já eram importantes para a paisagem atual por apresentarem valor de área nuclear após a retirada de 200m de borda.

Com a delimitação do *greenway*, apenas o fragmento de número 7 permaneceu inalterado, sendo que todos os outros que possuíam área nuclear foram unidos formando um fragmento maior de 297,585 ha, com 4,60% de área nuclear, conforme pode ser visualizada na Tabela 24. Nesta tabela pode ser observado também que com a união desses fragmentos houve um acréscimo de duas áreas nucleares, passando de 57 na paisagem atual, para 59 na paisagem modificada.

Esse resultado pode representar um melhoramento significativo das condições ambientais da área de estudo, traduzido por um aumento das áreas de forrageamento, esconderijo e reprodução como também incremento de biodiversidade genética por maior mobilidade.

Uma comparação entre a situação atual e a modificada para este grande fragmento formado pelo *greenway* pode ser observada na Figura 56.

Tabela 24 - Medidas de área nuclear para classe.

Número de fragmentos	Paisagem atual			Paisagem modificada		
	CORE (ha)	NCORE (unid)	CAI (%)	CORE (ha)	NCORE (unid)	CAI (%)
1	0,0225	1	0,04	297,585	58	4,60
2	1,2825	1	1,77	29,3175	1	15,56
3	1,6875	4	1,78			
4	3,8475	4	3,02			
5	15,5925	2	9,40			
6	20,0475	2	11,29			
7	29,3175	1	15,56			
8	31,95	4	13,92			
9	0,315	2	0,13			
10	13,4775	3	4,82			
11	29,4075	8	10,38			
12	75,8025	6	11,63			
13	85,86	19	3,92			
SOMA	308,61	57		326,90	59	

CORE= área nuclear do fragmento, NCORE= número de separadas áreas núcleo do fragmento

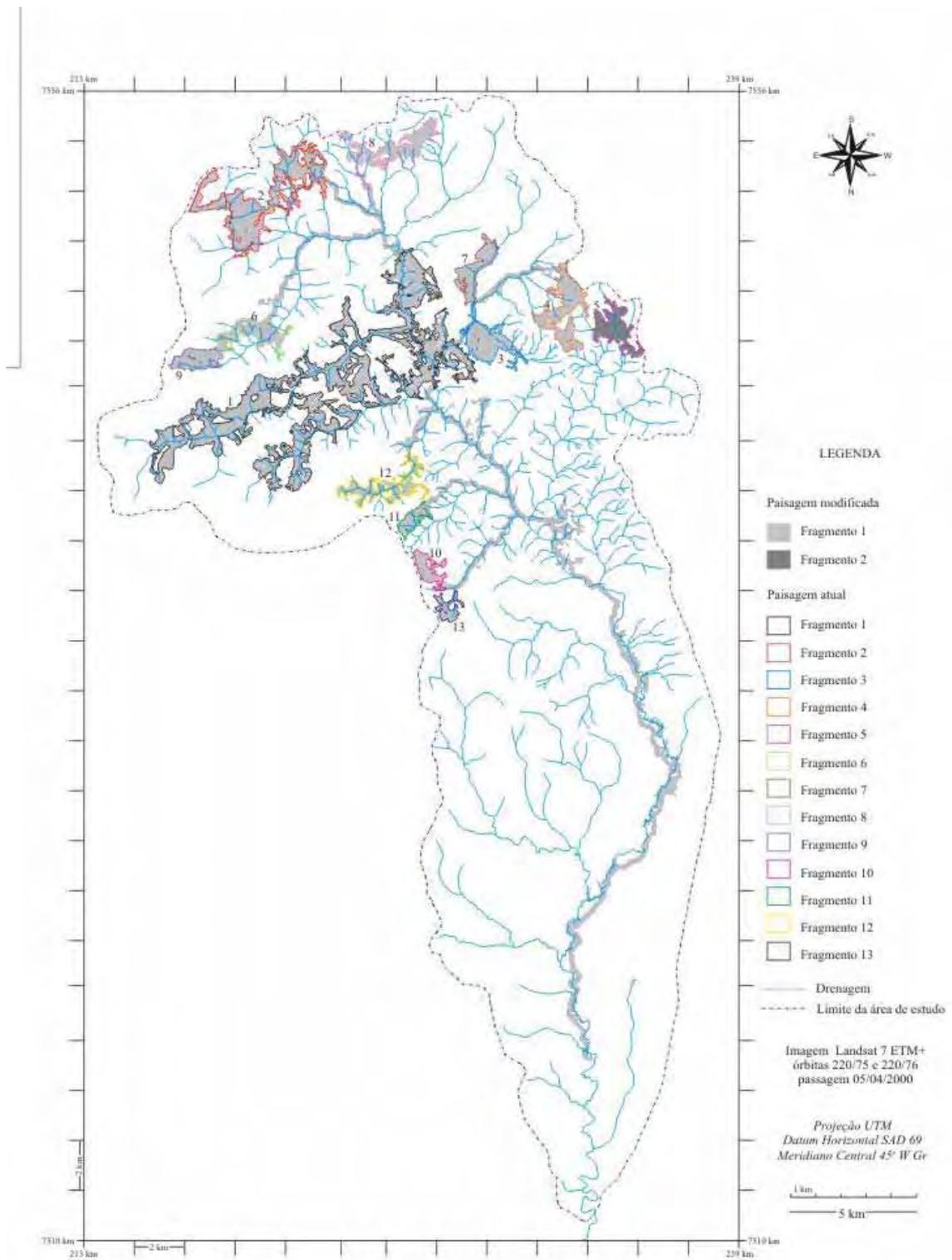


Figura 56 - Comparação entre a paisagem atual e a modificada para o fragmento formado pelo *greenway*.

A análise de isolamento/proximidade utilizando a Distância Euclidiana ao Vizinho mais Próximo é uma medida que considera a distância entre fragmentos a partir do centro de uma célula (pixel) até o centro da célula mais próxima contida num fragmento de mesma categoria, desta forma a distância mínima possível entre células é dada pelo dobro da resolução do pixel (McGARIGAL & MARKS, 1995). Neste caso, como o pixel mede 15m, a distância mínima é 30m, pois se mede do centro do pixel até a borda 7,5m, mais 15m da distância completa de um outro pixel que os separa, e novamente mais 7,5m da borda até o centro do pixel de mesma classe. Já a distância máxima é dada pela extensão completa da imagem analisada considerando a distância de todos os pixels entre dois pixels limítrofes, que neste estudo representa a distância de aproximadamente 16.725m.

Neste estudo foi observada a distância mínima de 30m, e máxima de 946,07m em ambas paisagens, sendo que a maior concentração está nas classes de distância entre 30 e 300m, como pode ser observado na Figura 57.

Já um detalhamento da distribuição entre as classes de 30 a 200 pode ser visualizada na Figura 58, que revela um aumento da classe de 30 a 50m para a classe de 51 a 75m, e desta classe até o valor de 200m os valores seguem diminuindo gradualmente.

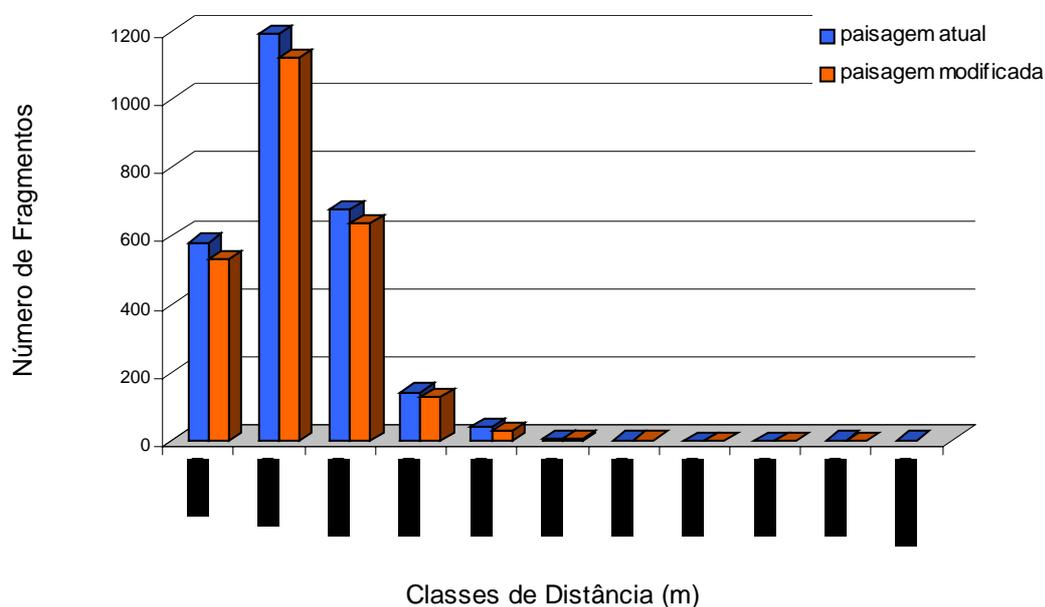


Figura 57– Classes de distância total para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.

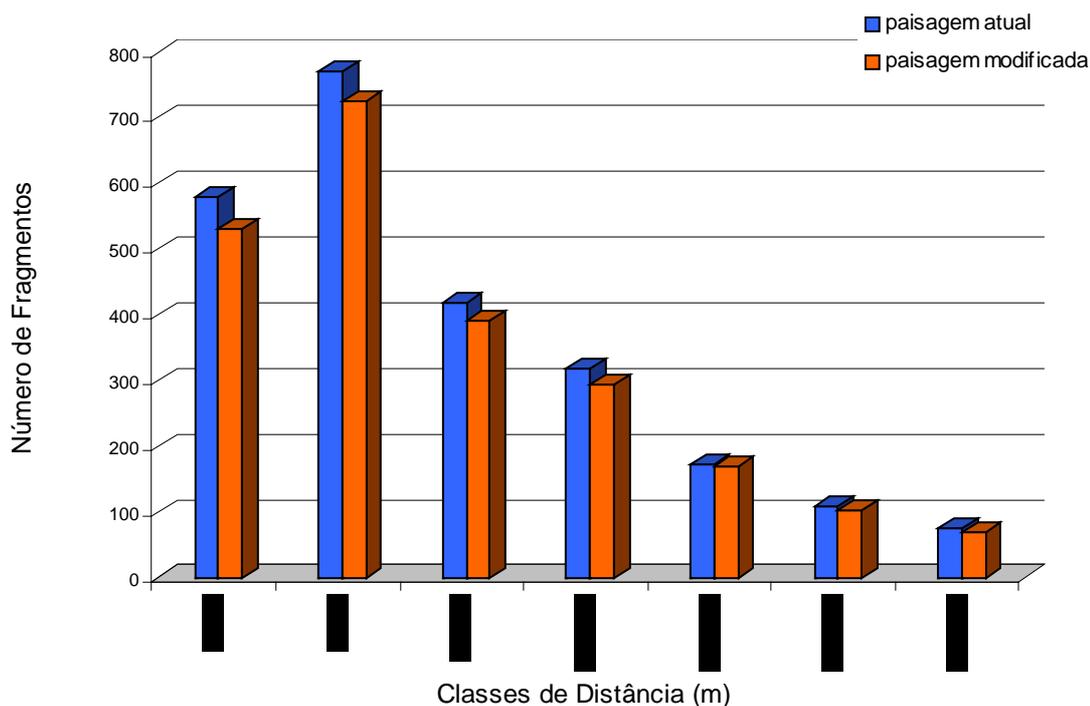


Figura 58– Classes de distância entre 30 e 200 m para os fragmentos contidos nas paisagens atual e modificada.

A medida de contágio e intercalação utilizada para a classe mata e cerrado utilizada foi o índice de agregação, pois os mesmos utilizados para a paisagem (CONTAG e IJI) não podem ser utilizados neste caso, o primeiro (CONTAG) porque não pode considerar classes isoladamente e o segundo (IJI) que pode considerar classes isoladamente, não pode operar com menos de três categorias distintas. A variação do Índice de Agregação, que é de 0 a 100, uma vez que se trata de porcentagem, retorna valores próximos a 0 para classes completamente desagregadas, ou seja, que não possuem adjacências de mesmo tipo e valores próximos a 100 quando a classe está completamente agregada num único fragmento.

No caso deste estudo, os valores obtidos refletem uma alta agregação em ambas paisagens, mostrando, porém um aumento na paisagem modificada (Tabela 25).

Tabela 25 - Medidas de contágio e intercalação para a classe.

Medidas de Contágio e Intercalação	
	AI (%)
Paisagem atual	91,31
Paisagem modificada	92,06

AI= índice de agregação

8. 3. 2- Análise Estatística

Para a elaboração dos modelos neutros foram consideradas as classes de uso e cobertura do solo e a proporção que cada uma delas ocupa na área de estudo, bem como o contágio calculado na etapa anterior deste trabalho. A área ocupada por cada classe foi calculada no software *Idrisi*, como pode ser observada na Tabela 26.

Tabela 26- Área em km² e porcentagem ocupada por cada classe de uso e cobertura do solo nas paisagens atual (PA) e modificada (PM).

	Área (km ²)		Área (%)	
	PA	PM	PA	PM
pastagem	236,05	229,29	45,11	43,81
mata	90,37	103,02	17,27	19,68
cana-de-açúcar	75,48	73,08	14,42	13,96
solo exposto	43,26	41,94	8,27	8,01
áreas urbanas	25,01	24,52	4,78	4,69
áreas agrícolas	23,32	23,08	4,46	4,41
cerrado	12,35	11,54	2,36	2,21
reflorestamento	9,38	9,09	1,79	1,74
estradas	7,32	7,04	1,40	1,34
água	0,79	0,73	0,15	0,14
Total	523,33	523,33	100	100

Os valores de contágio utilizados foram 0,545068 para a paisagem atual e 0,546478 para a paisagem modificada.

Foram então geradas 30 réplicas para cada paisagem, produzindo imagens como as que podem ser observadas na Figura 59. Para exemplo de ilustração de como os modelos mudam conforme a proporção de classe de uso e cobertura do solo e o contágio mudam, foi gerada uma imagem com o *greenway* possuindo 500m de cada lado, e desta imagem foram retiradas as proporções e contágio para a produção desta imagem de modelo neutro que pode ser observada na Figura 60.

Uma análise inicial nas imagens geradas pelos modelos neutros mostra que a partir dos parâmetros dados para a geração dos modelos, o *software Seles* cria imagens com proporções entre as classes completamente distintas das iniciais. Esta é uma reação natural do

modelo quando se usa o contágio (principalmente se esse possuir altos valores), pois normalmente o modelo representa um exemplo em cada imagem, mas quando o contágio é utilizado, o modelo retorna em cada imagem a expectativa de ocorrência de cada categoria para todos os exemplos do modelo (FALL, 1999).

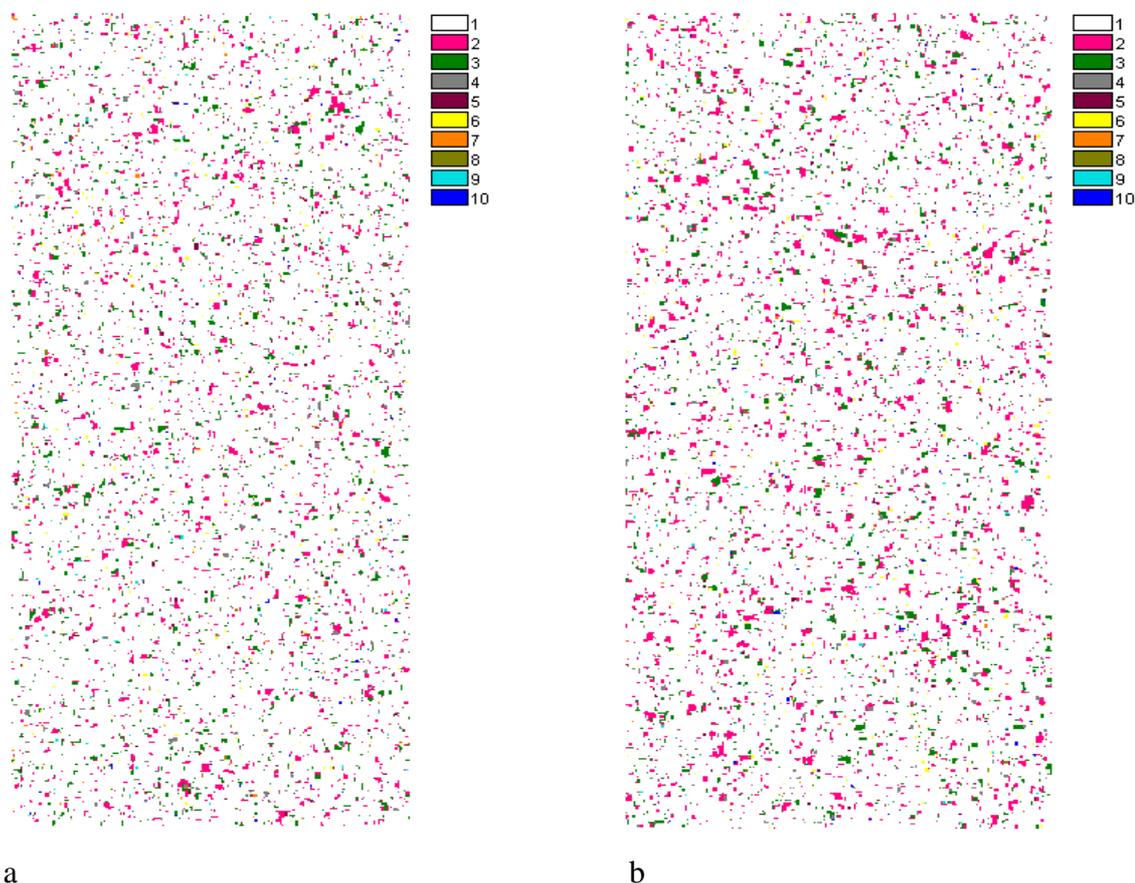


Figura 59 – Exemplo de modelos neutros gerados com os parâmetros da paisagem atual (a) e paisagem modificada (b).

Li et. al (2004) ressaltam também outras questões relacionadas ao uso de modelos neutros, como a perda de vários padrões encontrados em paisagens reais, como exemplo poderia ser citada a questão das áreas urbanas que normalmente apresentam distribuição agregada na paisagem e nos modelos neutros são dispersas. Já porções de solo exposto são normalmente encontradas de forma dispersa na paisagem real e nos modelos neutros o solo exposto pode apresentar-se mais agregado, ou seja, nos modelos neutros ocorre inevitavelmente uma fragmentação ou agregação de classes acima do que se encontra em paisagens reais.

Outro ponto levantado por Li et. al (2004) está relacionado à perda da localização de associações entre classes de uso e cobertura do solo, tanto daquelas relacionadas a fatores topográficos como ao rio e vegetação de várzea ou mata ciliar, que é adjacente, ou então entre

áreas urbanas de alta densidade de ocupação associadas a áreas urbanas de baixa densidade de ocupação. Ao contrário das críticas feitas por Li et al. (2004), Gustafson & Parker (1992) consideram uma vantagem o fato dos modelos neutros eliminarem os efeitos de fatores topográficos e atividades humanas na distribuição das classes de uso e cobertura do solo.

Apesar destas perdas de informação, Li et. al (2004) consideram importante o uso dos modelos neutros, pois permitem a elaboração das réplicas contra as quais hipóteses podem ser testadas.

Igualmente, o trabalho de Turner (1990) mostra que os modelos neutros podem ser extremamente proveitosos na identificação dos fatores que geram os padrões da paisagem e os processos ecológicos envolvidos.

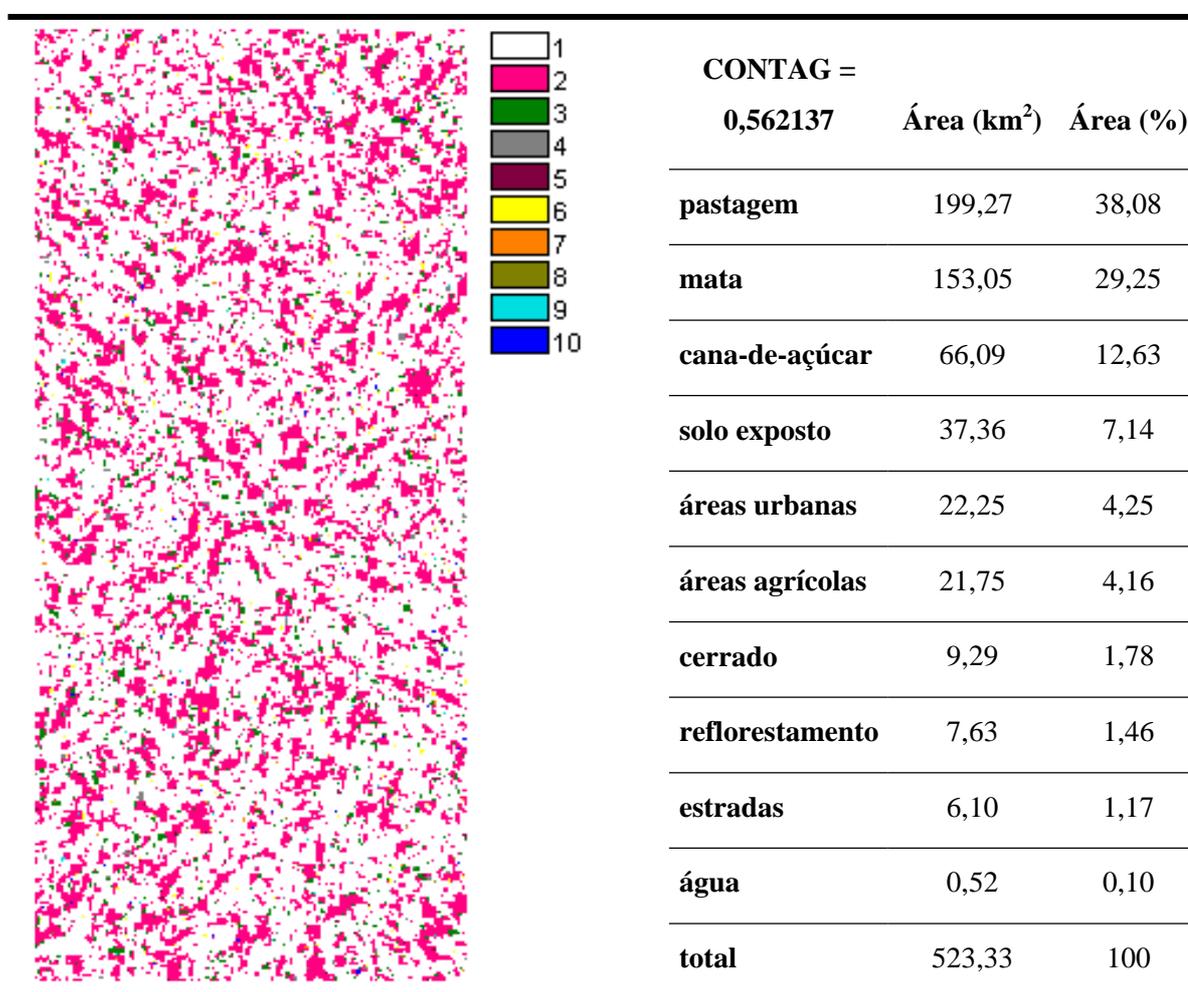


Figura 60 - Modelo neutro gerado com os parâmetros da paisagem para o *greenway* de 500m.

Desta forma os valores em porcentagem de uma das imagens de cada simulação, inclusive contendo o *greenway* de 500m, pode ser visualizada na Tabela 27. É importante ressaltar que as imagens geradas para cada grupo de parâmetros são muito semelhantes entre si, por isto, este exemplo mostra apenas uma de cada grupo.

Tabela 27- Área em porcentagem ocupada por cada classe de uso e cobertura do solo nas paisagens atual e modificada.

	Paisagem atual		Paisagem modificada 100m		Paisagem modificada 500m	
	% real	% modelos neutros	% real	% modelos neutros	% real	% modelos neutros
pastagem	45,11	91,18	43,81	89,78	38,08	71,42
mata	17,27	4,05	19,68	5,66	29,25	24,38
cana-de-açúcar	14,42	2,72	13,96	2,66	12,63	2,54
solo exposto	8,27	0,86	8,01	0,85	7,14	0,72
áreas urbanas	4,78	0,38	4,69	0,31	4,25	0,30
áreas agrícolas	4,46	0,29	4,41	0,28	4,16	0,28
cerrado	2,36	0,13	2,21	0,11	1,78	0,08
reflorestamento	1,79	0,11	1,74	0,10	1,46	0,09
estradas	1,40	0,13	1,34	0,10	1,17	0,10
água	0,15	0,14	0,14	0,13	0,10	0,11

A partir dos modelos neutros gerados, as análises de Ecologia da Paisagem no *software Fragstats* foram realizadas novamente a fim de se obter os dados necessários para a realização do teste estatístico de diferença. Foram analisadas as métricas de número de fragmentos (NP), densidade de fragmentos (PD), total de borda (TE), número de fragmentos separados com área nuclear (NDCA), distância euclidiana ao vizinho mais próximo (ENN_MN), índice de contraste (CWED), contágio (CONTAG), intercalação e justaposição (JI), índice de conectância (CONNECT) e índice de diversidade de Shannon (SHDI).

Nesta etapa o índice NDCA, não apresentou nenhum resultado para a matriz gerada dos modelos neutros nos tamanhos e resolução utilizados, então para este exemplo foi utilizada a resolução de 45m, para que se pudesse realizar a análise com 200m de limite.

O teste estatístico de diferença, tanto com intervalos de confiança de 95% como 99%, resultaram em diferença significativa entre os índices calculados para os modelos neutros gerados com parâmetros das paisagens atual e modificada, mostrando assim que a delimitação do *greenway* traz diferenças na paisagem que podem se traduzir por mudanças de significado ecológico para a fauna e flora da região.

Os resultados obtidos para cada réplica, bem como o cálculo da análise estatística de diferença realizada, podem ser observados nas Tabelas 28 a 37.

Tabela 28 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica NP nas paisagens atual e modificada.

NP			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
4745	4850	-105	11025
4625	4786	-161	25921
4634	4947	-313	97969
4671	4982	-311	96721
4658	4811	-153	23409
4721	4859	-138	19044
4632	5036	-404	163216
4631	4914	-283	80089
4624	4883	-259	67081
4813	4978	-165	27225
4697	4936	-239	57121
4675	4932	-257	66049
4635	4927	-292	85264
4674	4960	-286	81796
4761	4880	-119	14161
4807	4828	-21	441
4708	4941	-233	54289
4644	4876	-232	53824
4588	4848	-260	67600
4693	5033	-340	115600
4742	4935	-193	37249
4710	4879	-169	28561
4668	4846	-178	31684
4637	5002	-365	133225
4599	4874	-275	75625
4675	4804	-129	16641
4587	4877	-290	84100
4746	5003	-257	66049
4710	4942	-232	53824
4693	4791	-98	9604
soma		-6757	1744407
N=30			
\bar{d} (média)		-225,2	
SS (soma dos quadrados)		222505,3667	
s_d^2 (variância)		7672,5989	
s_d (desvio padrão)		87,59	
$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)		15,99	
$ t_{\text{calculado}} = \mathbf{14,084^{**}}$			
$t_{\text{tab } 0,05; 2; 29} = 2,045$ e $t_{\text{tab } 0,01; 2; 29} = 2,756$			

Tabela 29 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica PD nas paisagens atual e modificada.

PD			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
187,457	191,605	-4,1481	17,20673361
182,716	189,077	-6,3605	40,45596025
183,072	195,437	-12,3654	152,9031172
184,533	196,82	-12,2865	150,9580823
184,02	190,064	-6,0444	36,53477136
186,509	191,961	-5,4519	29,72321361
182,993	198,953	-15,9605	254,7375603
182,953	194,133	-11,1802	124,996872
182,677	192,909	-10,2321	104,6958704
190,143	196,662	-6,5185	42,49084225
185,561	195,003	-9,442	89,151364
184,691	194,844	-10,153	103,083409
183,111	194,647	-11,5358	133,0746816
184,652	195,951	-11,2987	127,6606217
188,089	192,79	-4,7012	22,10128144
189,906	190,736	-0,8296	0,68823616
185,995	195,2	-9,2049	84,73018401
183,467	192,632	-9,1654	84,00455716
181,254	191,526	-10,2716	105,5057666
185,403	198,835	-13,4321	180,4213104
187,338	194,963	-7,6247	58,13605009
186,074	192,751	-6,6765	44,57565225
184,415	191,447	-7,0321	49,45043041
183,19	197,61	-14,4198	207,930632
181,689	192,553	-10,8642	118,0308416
184,691	189,788	-5,0963	25,97227369
181,215	192,672	-11,4568	131,2582662
187,496	197,649	-10,1531	103,0854396
186,074	195,24	-9,1654	84,00455716
185,403	189,274	-3,8716	14,98928656
soma		-266,943	2722,557865
N=30			
\bar{d} (média)		-8,9	
<i>SS</i> (soma dos quadrados)		347,2741	
s_d^2 (variância)		11,9750	
s_d (desvio padrão)		3,46	
$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)		0,63	
$ t_{calculado} = \mathbf{14,084^{**}}$			
t_{tab} 0,05; 2; 29=2,045 e t_{tab} 0,01; 2; 29=2,756			

Tabela 30 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica TE nas paisagens atual e modificada.

TE			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
390090	422160	-32070	1028484900
380505	418980	-38475	1480325625
383025	436485	-53460	2857971600
381210	434550	-53340	2845155600
378075	423615	-45540	2073891600
384615	426210	-41595	1730144025
378960	435285	-56325	3172505625
389355	433590	-44235	1956735225
374370	425430	-51060	2607123600
403815	435555	-31740	1007427600
394200	421980	-27780	771728400
380355	424785	-44430	1974024900
382395	432285	-49890	2489012100
384435	434895	-50460	2546211600
389955	428805	-38850	1509322500
396105	417315	-21210	449864100
387045	428535	-41490	1721420100
379695	422265	-42570	1812204900
375825	419760	-43935	1930284225
392145	435450	-43305	1875323025
397125	433380	-36255	1314425025
389700	421965	-32265	1041030225
383925	420795	-36870	1359396900
382710	443340	-60630	3675996900
376005	419670	-43665	1906632225
386085	424875	-38790	1504664100
378840	420510	-41670	1736388900
390960	435810	-44850	2011522500
385395	430710	-45315	2053449225
387810	427320	-39510	1561040100
soma		-1271580	56003707350
N=30			
\bar{d} (média)		-42386	
SS (soma dos quadrados)		2106517470	
s_d^2 (variância)		72638533,4483	
s_d (desvio padrão)		8522,82	
$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)		1556,05	
		$ t_{calculado} = \mathbf{27,240^{**}}$	
$t_{tab\ 0,05; 2; 29}=2,045$ e $t_{tab\ 0,01; 2; 29}=2,756$			

Tabela 31 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica NDCA nas paisagens atual e modificada.

NDCA			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
271	256	15	225
280	258	22	484
290	247	43	1849
276	248	28	784
296	244	52	2704
302	265	37	1369
281	222	59	3481
266	247	19	361
292	258	34	1156
292	262	30	900
291	253	38	1444
310	259	51	2601
277	250	27	729
292	254	38	1444
276	260	16	256
282	288	-6	36
301	250	51	2601
296	260	36	1296
294	259	35	1225
302	263	39	1521
296	265	31	961
277	240	37	1369
280	252	28	784
277	253	24	576
304	267	37	1369
287	252	35	1225
299	270	29	841
280	253	27	729
297	251	46	2116
282	248	34	1156
soma		992	37592
N=30			
\bar{d} (média)		33,06667	
<i>SS</i> (soma dos quadrados)		4789,867	
s_d^2 (variância)		165,1678	
s_d (desvio padrão)		12,85176	
$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)		2,3464	
$ t_{calculado} = 14,09251^{**}$			
$t_{tab\ 0,05; 2; 29}=2,045$ e $t_{tab\ 0,01; 2; 29}=2,756$			

Tabela 32 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica ENN_MN nas paisagens atual e modificada.

ENN_MN			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
97,7063	93,7788	3,9275	15,42525625
98,0859	93,3384	4,7475	22,53875625
98,1047	93,3278	4,7769	22,81877361
98,555	93,0514	5,5036	30,28961296
97,9807	93,5279	4,4528	19,82742784
97,769	93,5576	4,2114	17,73588996
96,4823	91,5784	4,9039	24,04823521
98,372	92,0393	6,3327	40,10308929
98,2277	93,5487	4,679	21,893041
96,2978	93,2025	3,0953	9,58088209
97,4776	91,923	5,5546	30,85358116
98,4066	93,7897	4,6169	21,31576561
98,3042	91,6164	6,6878	44,72666884
97,6782	91,7026	5,9756	35,70779536
95,3905	92,6853	2,7052	7,31810704
96,4353	94,8839	1,5514	2,40684196
97,6475	92,3399	5,3076	28,17061776
97,9102	93,1793	4,7309	22,38141481
97,6771	95,0616	2,6155	6,84084025
94,9027	91,4208	3,4819	12,12362761
97,9874	91,9239	6,0635	36,76603225
97,8142	93,502	4,3122	18,59506884
100,7751	94,3472	6,4279	41,31789841
98,2836	91,6687	6,6149	43,75690201
99,4352	92,7428	6,6924	44,78821776
98,5099	94,2416	4,2683	18,21838489
99,981	94,3772	5,6038	31,40257444
96,7804	92,0775	4,7029	22,11726841
98,817	91,0263	7,7907	60,69500649
97,5688	93,1042	4,4646	19,93265316
soma	146,7992	773,6962315	
N=30			
\bar{d} (média)	4,9		
<i>SS</i> (soma dos quadrados)	55,3627		
s_d^2 (variância)	1,9091		
s_d (desvio padrão)	1,38		
$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)	0,25		
$ t_{calculado} = \mathbf{19,398^{**}}$			
$t_{tab\ 0,05; 2; 29} = \mathbf{2,045}$ e $t_{tab\ 0,01; 2; 29} = \mathbf{2,756}$			

Tabela 33 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica CWED nas paisagens atual e modificada.

CWED			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
71,4673	75,363	-3,8957	15,176478
69,9834	74,6151	-4,6317	21,452645
70,3236	77,9893	-7,6657	58,762956
70,0041	77,5532	-7,5491	56,988911
69,6871	75,9283	-6,2412	38,952577
70,4314	76,2447	-5,8133	33,794457
69,3144	78,368	-9,0536	81,967673
70,9813	76,9167	-5,9354	35,228973
68,2761	76,3413	-8,0652	65,047451
74,7834	78,128	-3,3446	11,186349
72,6127	75,6166	-3,0039	9,0234152
69,6308	76,7704	-7,1396	50,973888
69,635	76,8521	-7,2171	52,086532
70,7046	77,9757	-7,2711	52,868895
71,0827	76,3852	-5,3025	28,116506
73,2077	74,7496	-1,5419	2,3774556
71,133	77,117	-5,984	35,808256
69,2841	75,581	-6,2969	39,65095
68,4201	74,973	-6,5529	42,940498
71,6818	78,0806	-6,3988	40,944641
72,9778	77,3031	-4,3253	18,70822
71,4311	75,4536	-4,0225	16,180506
70,909	75,3748	-4,4658	19,94337
69,7606	79,2018	-9,4412	89,136257
69,1579	74,7953	-5,6374	31,780279
70,6791	76,0279	-5,3488	28,609661
69,5336	75,9834	-6,4498	41,59992
71,6504	78,0367	-6,3863	40,784828
71,2273	76,7016	-5,4743	29,96796
71,0121	75,2841	-4,272	18,249984
soma		-174,7276	1108,3105
N=30			
\bar{d} (média)		-5,8	
SS (soma dos quadrados)		90,6527	
s_d^2 (variância)		3,1260	
s_d (desvio padrão)		1,77	
$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)		0,32	
$ t_{calculado} = \mathbf{18,043^{**}}$			
t_{tab} 0,05; 2; 29=2,045 e t_{tab} 0,01; 2; 29=2,756			

Tabela 34 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica CONTAG nas paisagens atual e modificada.

CONTAG			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
82,6564	81,3441	1,3123	1,7221313
82,8789	81,5275	1,3514	1,826282
82,7353	80,5102	2,2251	4,95107
82,9595	80,6965	2,263	5,121169
83,1631	81,1822	1,9809	3,9239648
82,8026	81,1982	1,6044	2,5740994
83,0831	80,7975	2,2856	5,2239674
82,4833	80,8198	1,6635	2,7672323
83,4124	81,1786	2,2338	4,9898624
81,6532	80,6951	0,9581	0,9179556
82,133	81,5007	0,6323	0,3998033
83,04	81,2209	1,8191	3,3091248
82,814	80,9742	1,8398	3,384864
82,711	80,7333	1,9777	3,9112973
82,6697	80,8801	1,7896	3,2026682
82,1707	81,5751	0,5956	0,3547394
82,6011	81,1086	1,4925	2,2275563
83,0423	81,2884	1,7539	3,0761652
83,1751	81,5359	1,6392	2,6869766
82,4522	80,7331	1,7191	2,9553048
81,9912	80,8228	1,1684	1,3651586
82,4351	81,4425	0,9926	0,9852548
82,702	81,3514	1,3506	1,8241204
82,8782	80,2197	2,6585	7,0676223
83,1374	81,4919	1,6455	2,7076702
82,6363	81,0368	1,5995	2,5584003
82,9763	81,2339	1,7424	3,0359578
82,5341	80,6716	1,8625	3,4689062
82,7253	80,9573	1,768	3,125824
82,5834	81,2479	1,3355	1,7835602
	soma	49,2604	87,448709
N=30			
	\bar{d} (média)	1,6	
	SS (soma dos quadrados)	6,5625	
	s_d^2 (variância)	0,2263	
	s_d (desvio padrão)	0,48	
	$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)	0,09	
	$ t_{calculado} =$		18,906**
	t_{tab} 0,05; 2; 29=2,045 e t_{tab} 0,01; 2; 29=2,756		

Tabela 35 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica IJI nas paisagens atual e modificada.

IJI			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
47,7716	45,0325	2,7391	7,5026688
48,2714	44,3525	3,9189	15,357777
48,5159	45,6399	2,876	8,271376
47,9844	45,8811	2,1033	4,4238709
48,0056	45,3695	2,6361	6,9490232
48,6205	45,0037	3,6168	13,081242
48,1244	46,0369	2,0875	4,3576562
47,5313	45,2145	2,3168	5,3675622
47,2099	45,2864	1,9235	3,6998522
49,2046	45,8983	3,3063	10,93162
48,8103	45,2277	3,5826	12,835023
48,2198	46,0625	2,1573	4,6539433
47,9237	44,5936	3,3301	11,089566
48,5528	45,5408	3,012	9,072144
47,5676	45,5501	2,0175	4,0703062
49,1958	44,8561	4,3397	18,832996
48,5303	45,9229	2,6074	6,7985348
47,9079	45,4041	2,5038	6,2690144
47,7899	44,554	3,2359	10,471049
47,5316	45,7875	1,7441	3,0418848
48,7434	45,1487	3,5947	12,921868
48,6725	44,9712	3,7013	13,699622
49,0536	45,3153	3,7383	13,974887
47,9342	45,8417	2,0925	4,3785562
48,0103	45,0004	3,0099	9,059498
48,3268	45,3071	3,0197	9,1185881
48,1165	46,2938	1,8227	3,3222353
48,0725	46,0343	2,0382	4,1542592
48,4293	45,2713	3,158	9,972964
48,3149	43,6385	4,6764	21,868717
	soma	86,9064	269,5483
N=30			
\bar{d} (média)		2,9	
SS (soma dos quadrados)		17,7909	
s_d^2 (variância)		0,6135	
s_d (desvio padrão)		0,78	
$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)		0,14	
$ t_{calculado} = \mathbf{20,258^{**}}$			
$t_{tab\ 0,05; 2; 29} = \mathbf{2,045}$ e $t_{tab\ 0,01; 2; 29} = \mathbf{2,756}$			

Tabela 36 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica CONNECT nas paisagens atual e modificada.

CONNECT			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
0,1282	0,1363	-0,0081	6,561E-05
0,1298	0,1357	-0,0059	3,481E-05
0,1336	0,1389	-0,0053	2,809E-05
0,1286	0,1335	-0,0049	2,401E-05
0,1277	0,1377	-0,01	1E-04
0,1317	0,1345	-0,0028	7,84E-06
0,1328	0,1368	-0,004	0,000016
0,1328	0,1404	-0,0076	5,776E-05
0,1269	0,1389	-0,012	0,000144
0,1334	0,1351	-0,0017	2,89E-06
0,1334	0,1354	-0,002	4E-06
0,1287	0,1367	-0,008	6,4E-05
0,1313	0,1343	-0,003	9E-06
0,134	0,1372	-0,0032	1,024E-05
0,1291	0,135	-0,0059	3,481E-05
0,1294	0,1368	-0,0074	5,476E-05
0,1288	0,1379	-0,0091	8,281E-05
0,1329	0,1354	-0,0025	6,25E-06
0,131	0,1362	-0,0052	2,704E-05
0,1332	0,1359	-0,0027	7,29E-06
0,1331	0,1359	-0,0028	7,84E-06
0,127	0,1356	-0,0086	7,396E-05
0,1287	0,136	-0,0073	5,329E-05
0,1305	0,137	-0,0065	4,225E-05
0,1275	0,1341	-0,0066	4,356E-05
0,1302	0,1342	-0,004	0,000016
0,13	0,1371	-0,0071	5,041E-05
0,1305	0,1344	-0,0039	1,521E-05
0,1305	0,1372	-0,0067	4,489E-05
0,1322	0,1353	-0,0031	9,61E-06
	soma	-0,1679	0,0011382
	N=30		
	\bar{d} (média)	-0,006	
	<i>SS</i> (soma dos quadrados)	0,0002	
	s_d^2 (variância)	0,00001	
	s_d (desvio padrão)	0,0026	
	$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)	0,0005	
	$ t_{calculado} = \mathbf{11,715^{**}}$		
	$t_{tab\ 0,05; 2; 29} = \mathbf{2,045}$ e $t_{tab\ 0,01; 2; 29} = \mathbf{2,756}$		

Tabela 37 - Valores obtidos nos modelos neutros para a métrica SHDI nas paisagens atual e modificada.

SHDI			
PA	PM	PA-PM	(PA-PM)²
0,4251	0,4613	-0,0362	0,0013104
0,4207	0,4566	-0,0359	0,0012888
0,4245	0,4843	-0,0598	0,003576
0,418	0,4782	-0,0602	0,003624
0,412	0,466	-0,054	0,002916
0,4215	0,4647	-0,0432	0,0018662
0,4143	0,4741	-0,0598	0,003576
0,4318	0,475	-0,0432	0,0018662
0,4056	0,4655	-0,0599	0,003588
0,4535	0,4778	-0,0243	0,0005905
0,441	0,4555	-0,0145	0,0002103
0,4152	0,4635	-0,0483	0,0023329
0,4227	0,4707	-0,048	0,002304
0,4249	0,477	-0,0521	0,0027144
0,4249	0,4744	-0,0495	0,0024503
0,4384	0,4552	-0,0168	0,0002822
0,4276	0,4661	-0,0385	0,0014823
0,4158	0,4628	-0,047	0,002209
0,4128	0,4558	-0,043	0,001849
0,4318	0,4767	-0,0449	0,002016
0,4449	0,4751	-0,0302	0,000912
0,4323	0,458	-0,0257	0,0006605
0,4249	0,4612	-0,0363	0,0013177
0,4202	0,4916	-0,0714	0,005098
0,4138	0,4571	-0,0433	0,0018749
0,4269	0,4707	-0,0438	0,0019184
0,4183	0,4645	-0,0462	0,0021344
0,4288	0,4784	-0,0496	0,0024602
0,424	0,4712	-0,0472	0,0022278
0,4281	0,464	-0,0359	0,0012888
	soma	-1,3087	0,0619454
N=30			
\bar{d} (média)		-0,04	
<i>SS</i> (soma dos quadrados)		0,0049	
s_d^2 (variância)		0,0002	
s_d (desvio padrão)		0,01	
$s_{\bar{d}}$ (erro padrão)		0,002	
$ t_{calculado} = \mathbf{18,465^{**}}$			
$t \text{ tab }_{0,05; 2; 29} = \mathbf{2,045}$ e $t \text{ tab }_{0,01; 2; 29} = \mathbf{2,756}$			

Após o entendimento de que o *greenway* altera de forma significativa a paisagem, seria interessante saber como essas diferenças operam. Porém, esta informação somente seria possível com o estudo dos hábitos de espécies isoladas, através dos quais poderiam se obter dados que comprovassem a eficácia ecológica do *greenway*. Ainda assim, é possível fazer algumas inferências de como a paisagem foi transformada e o que se espera destas mudanças, em termos de significados ecológicos.

Considerando os trabalhos já realizados como os de O'Neill et.al (1988), Turner (1990), Gustafson & Parker (1992), EPA, 1994 apud Frohn, 1998, Riitters et al. (1995), Frohn (1998), Hargis, Bissonette & David (1998) e McGarigal & Marks (1995) em relação à efetividade das métricas de Ecologia da Paisagem em descrever e comparar paisagens, percebeu-se que existem algumas restrições, mas que elas fornecem bons resultados podendo ser utilizadas em vários tipos de estudos, inclusive os de planejamento da paisagem.

Neste estudo a delimitação do *greenway* na paisagem modificada, causou uma diminuição do número de fragmentos e conseqüentemente da densidade de fragmentos e do total de bordas, o que leva a um aumento do valor do contágio da paisagem.

O número de fragmentos separados com áreas nucleares também diminuiu na paisagem modificada, porque esta se tornou mais fragmentada. Entretanto, quando analisada a classe de mata e cerrado isoladamente, nota-se que com a união de fragmentos, 12 dos 13 fragmentos de mata foram reunidos em um único, tendo ainda aumentado dois pontos com área nuclear e 18,29ha de área ocupada pela classe. Esses resultados mostram que houve uma fragmentação das outras classes de cobertura da terra e não da de mata e cerrado, o que representa um benefício para a paisagem, pois com a quebra de manchas de pastagem, cana-de-açúcar, etc e aumento das manchas de mata, há um favorecimento para o deslocamento de organismos na paisagem.

O aumento da facilidade de deslocamento na paisagem também é reforçado pelos índices de contraste e conectividade, tendo o primeiro diminuído e o segundo aumentado na paisagem modificada, ainda que a distância ao vizinho mais próximo de mesmo tipo tenha aumentado e o índice de justaposição tenha mostrado que os fragmentos estão distribuídos de forma menos homogênea. O último indicador de que ocorreu uma melhoria na paisagem é dado pelo aumento do índice de diversidade calculado.

Também pode se afirmar que o *greenway* proposto neste trabalho reproduz um resultado próximo, porém ainda não definitivo, da condição considerada por Forman & Collinge (1997) como ideal, onde todas as áreas prioritárias são conservadas, mantendo-se ainda a conectividade entre elas.

9- CONCLUSÕES

A fotointerpretação realizada possibilitou a demarcação das áreas de terraço fluvial, várzeas, vertentes côncavas e nascentes de forma precisa, e desta forma, apesar de ser uma técnica muito trabalhosa e em alguns casos onerosa (na ausência de fotografias e estereoscópio previamente adquiridos), deve ser incluída sempre que possível quando a delimitação dessas feições forem relevantes.

O mapeamento do uso e cobertura do solo é uma etapa de trabalho composta de várias tarefas, todas elas de igual importância para o resultado final.

O georreferenciamento efetivado, tanto para a banda pancromática como para o registro das bandas de menor resolução, alcançou ótimos valores para o erro aceitável, determinando assim um produto confiável para análise, bem como uma imagem IHS bem definida para a seleção de amostras de treinamento.

Na classificação de uso e cobertura do solo, verificou-se que tanto o classificador Maxlike como a própria imagem apresentam limitações, dadas principalmente pela resposta espectral igual de alvos diferentes, aonde somente o intérprete é capaz de fazer a diferenciação por meio de uma interpretação visual, mas ainda assim é uma técnica já consolidada e uma forma eficiente de se trabalhar imagens orbitais, principalmente em grandes extensões.

A opção feita em relação ao tratamento posterior da imagem para correção de pixels foi adequada, pois corrigiu somente as áreas onde havia a certeza de que a resposta espectral apresentada era equivocada. A alternativa a este método seria o tratamento prévio das bandas isoladas, o que poderia gerar mudanças igualmente erradas distribuídas pela imagem, que desta maneira dificilmente seriam detectadas.

Uma maneira de se avaliar melhor o resultado obtido na classificação digital, é a utilização da matriz de erro e o índice de Kappa, que neste trabalho não apresentou um valor considerado como excelente, mas manteve-se na classificação de muito bom, o que permite a utilização do mapa de uso e cobertura do solo gerado sem restrições.

A adição manual das classes de uso e cobertura do solo de áreas urbanas e estradas foi uma boa solução para a questão da classificação dúbia desses pixels, aumentando assim a precisão do mapa analisado.

A escolha dos locais relevantes pode ser efetuada de muitas formas, considerando também vários aspectos culturais, uma vez que alguns desses pontos são os primeiros atrativos do *greenway* para a população, sendo as suas portas de entrada e os fatores principais de aprovação e incentivo ao uso.

Com essas informações, na segunda etapa, pode-se separar quais feições seriam utilizadas como informações para inclusão e uso ou apenas inclusão para preservação dentro do *greenway*, tendo sido admitida a análise Multi-criterial com Combinação Linear de Pesos para a elaboração do mapa de aptidão para a alocação do *greenway*, assumindo-se assim tanto um risco como uma compensação medianos. Essa escolha foi adequada, pois tratou a relevância das questões ambientais de forma responsável, não cometendo o erro de restringir demais tornando o projeto inviável, nem sendo permissivo demais, o que tornaria o projeto ineficaz.

Com a delimitação do *greenway*, partiu-se para uma análise de como este poderia modificar a paisagem, observando-se a ocorrência de mudanças significativas no sentido de melhorar os aspectos ecológicos da área de estudo.

Um grande problema encontrado na utilização tanto das métricas de Ecologia da Paisagem, como dos modelos neutros, foi a questão do formato da área de estudo, e neste sentido considera-se aconselhável o estudo aprofundado de uma possível distorção associada. Ainda assim, como estas técnicas foram utilizadas para a comparação de um tratamento (paisagem atual e paisagem modificada), entende-se que se há uma distorção, ela se repete de igual forma nos dois casos não impossibilitando a execução das análises, que desta forma, foram consideradas competentes neste estudo.

Ainda que demonstrada a significância estatística, não se deve descartar estudos futuros com enfoque no comportamento ecológico de espécies animais e vegetais, pois os limites estabelecidos podem ainda não ser suficientes para algumas delas.

Finalmente, uma análise do conjunto dos resultados obtidos na paisagem pela delimitação do *greenway*, conclui que a metodologia proposta foi eficiente em delimitar o *greenway* proposto para cursos fluviais.

Como considerações sobre estudos futuros também deve ser destacada a importância de aplicar a metodologia proposta neste estudo em outras áreas e comparar as principais dificuldades encontradas como uma forma de aprimorar este modelo.

Em relação à escolha dos temas (elementos do sistema) utilizados, cabem ainda estudos considerando outros aspectos, como por exemplo, a utilização de cartas de susceptibilidade à erosão.

Após este aprimoramento devem-se seguir estudos de implantação, analisando as questões legais e o envolvimento público ideal para Brasil, uma vez que os *greenway* têm sido amplamente distribuídos e estudados em outros países, dos quais não é possível a utilização direta de modelos de planejamento e desenvolvimento, requerendo assim esta adequação.

10- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHERN, J. Greenways as a planning strategy. *Landscape and Urban Planning*, v.33, p.131-155, 1995.
- AUTODESK, INC. *AUTOCAD 2000*. 1999.
- BASCHAK, L. A. & BROWN, R. D. An ecological framework for the planning, design and management of urban river greenways. *Landscape and Urban Planning*, v.33, p.211-225, 1995.
- BASE AEROFOTOGRAMETRIA E PROJETOS S/A. *Rio Claro*. São Paulo, 1988. Fotografia aérea. Escala 1:35.000.
- BIGARELLA, J. J. *A Serra do mar e a porção oriental do Estado do Paraná. Um problema de segurança ambiental e nacional*. Curitiba: Secretaria de Planejamento do Paraná/ Associação de Defesa e Educação Ambiental. 248p., 1979.
- BONHAM-CARTER, G. F. *Geographic Information Systems for Geocientists: Modeling with GIS*. Canada: Pergamon. 398p., 1994.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. *Projeto RADAMBRASIL*. V. 26. Rio de Janeiro: DNPM, 1980.
- BUENO, J. A.; TSIHRINTZIS, V. A. & ALVAREZ, L. South Florida greenways: a conceptual framework for the ecological reconnectivity of the region. *Landscape and Urban Planning*, v.33, p.247-266, 1995.
- CARVER, S. J., Integrating Multi-Criteria Evaluations with Geographical Information Systems, *International Journal of Geographical Information Systems*. v.5, n.3, p.321-339,1991.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Relatório da qualidade das Águas Interiores do estado de São Paulo-1989*. São Paulo: CETESB.163p., 1990.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Relatório da qualidade das Águas Interiores do estado de São Paulo-1997*. São Paulo: CETESB, 288p., 1998.
- CHORLEY, R. J. & KENNEDY, B. A. *Physical Geograph: A Systems Approach*. Londres: Prentice Hall. 370p., 1971.
- CHUVIECO, E. *Fundamentos de teledetección espacial*. Madrid: Ed. Rialp S.A. 568p., 2000.

- CONGALTON, R. G.; ODERWALD, R. O. & MEAD, R. A. Assessing landsat classification accuracy using discrete multivariate analysis statistical techniques. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.49, n.12, p.1671-1678, 1983.
- CRÓSTA, A. P. *Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto*. Campinas – SP: IG/UNICAMP, 170p., 1992.
- DURIGAN, G.; GALVÃO DE MELO, A. C.; MAX, J. C. M.; BOAS, O. V. & CONTIÉRI, W. A. *Manual para recuperação das matas ciliares do oeste paulista*. São Paulo: Páginas & Letras - Editora e Gráfica, 16p., 2001.
- EASTMAN, J. R. *Guide to GIS and Image processing*. Worcester, MA: Clark University. v.2, 170p., 1999.
- EPA. Environmental Protection Agency. *Landscape monitoring and assessment research plan*. EPA 620/R-94/009, Office of Research and Development, Washington, D.C. 1994.
- FALL, A. *Seles v 1.0 - Spatially Explicit Landscape Event Simulator/ NT User Guide*. Canada: Simon Fraser University. 14p., 1999.
- FITZPATRICK-LINS, K. Comparison of sampling procedures and data analysis for a land-use and land-cover map. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.47, n.3, p.343-351, 1981.
- FLINK, C. A. & SEARNS, R. M. *Greenways: A Guide to Planning, Design and Development*. Washington, DC: Island Press. 351p., 1993.
- FORMAN, R.T.T. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. United Kingdom: Cambridge University Press. 632p., 1995.
- FORMAN, R. T. T. & COLLINGE, S. K. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. *Landscape and Urban Planning*, v.37, p.129-135, 1997.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. *Landscape Ecology*. United States of America: Quinn-Woodbine, Inc. 619p., 1986.
- FROHN, R.C. *Remote sensing for landscape ecology: New metric indicators for monitoring, and assessment of ecosystems*. United States of America: Lewis Publishers. 99p., 1998.
- GARDNER, R. H. & O'NEILL, R. V. Pattern, process and predictability: the use of neutral models for landscape analysis. In: TURNER, M. G. & GARDNER, R. H. (eds.) *Quantitative Methods in Landscape Ecology: The Analysis and Interpretation of landscape Heterogeneity*. New York: Springer-Verlag. 536p., 1991.

- GIORDANO, L. C. *Subsídios ao planejamento de um corredor verde na interface-urbano rural do rio Corumbataí, no Município de Rio Claro-SP*. Março de 2000. 145p. Dissertação (Mestrado em Gestão Integrada de Recursos). Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- GUERRA A. J. T. & CUNHA, S. B. da. *Geomorfologia e Meio Ambiente*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 372p., 1996.
- GUSTAFSON, E. R. & PARKER, G. R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape. *Landscape Ecology*. v.7, n.2, p.101-110, 1992.
- HAGAN, J. E.; EASTMAN, J. R. & AUBLE, J. *The spatial data builder*. Worcester, MA: Clark University. 197p., 1998.
- HARGIS, C. D.; BISSONETTE, J. A. & DAVID, J. L. The behavior of landscapes metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape ecology*, v.13, p.167-186, 1998.
- HURLBERT, S. H. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, v. 54, p.187-211, 1984.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Fôlha Rio Claro (SF-23-M-I-4)*. 1969. Mapa color. 1:50.000.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Fôlha Corumbataí (SF-23-Y-A-I-2)*. 1971. Mapa color. 1:50.000.
- IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE. 22p., 1992.
- IPT. Instituto de Pesquisas Tecnológicas. Divisão de Minas e Geologia Aplicada. *Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo*. São Paulo, 1981. Mapa color, 2 v. Escala 1:1.000.000.
- JAEGER, J. A. G. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*. v.15, p.115-130, 2000.
- KÖFFLER, N. F. Uso das terras da Bacia do rio Corumbataí em 1990. *Geografia*, Rio Claro, v.18, n.1, p.135-150, Abril 1993.
- KRONKA, F. J.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; PAVÃO, M.; INSTITUTO FLORESTAL DE SÃO PAULO. *Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 84p., 1998.
- LANDIS, J. R. & KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, v.33, p.159-174, 1977.

- LI, H. & REYNOLDS, J. F. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*. v.8, p.155-162, 1993.
- LI, X.; HE, H. S.; WANG, X.; BU, R.; HU, Y. & CHANG, Y. Evaluating the effectiveness of neutral landscape models to represent a real landscape. *Landscape and Urban Planning*, v.69, p.137-148, 2004.
- LINEHAN, J.; GROSS, M. & FINN, J. Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. *Landscape and Urban Planning*, v.33, p.179-193, 1995.
- LITTLE, C. E. *Greenways for America*. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press. 237p., 1990.
- MALANSON, G. P. *Riparian Landscapes*. Great Britain: Cambridge University Press. 296p., 1993.
- MAC ARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. *The theory of island biogeography*. New Jersey: Princeton University Press. 1967.
- MC GARIGAL, K. & MARKS, B. J. *FRAGSTAS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland: USDA, Forest service, pacific Northwest Research Station. 122p., 1995.
- MC HARG, I. *Design with nature*. 25th anniversary edition. United States of America: John Wiley & Sons, Inc.197p., 1969.
- METROPOLITAN BOROUGH OF WIRRAL. *Birkenhead Park's History*. Disponível em: <http://www.wirral.gov.uk/er/birkenheadpark_history.htm>, 2001. Acesso em: 14/jun/2004.
- METZGER, J. P. O que é ecologia da paisagem? *Biota Neotropica*, v1, n. 1/2, 9p., 2001. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/item?article>>. Acesso em: 14/jun/2004.
- MILLER, W.; COLLINS, M. G.; STEINER, F. R. & COOK, E. An approach for greenway suitability analysis. *Landscape and Urban Planning*, v.42, p. 91-105, 1998.
- MUSETTI, R. A. *Da proteção jurídico-ambiental dos recursos hídricos brasileiros*. São Paulo: Editora de Direito Ltda. 377p., 2001.
- MORETTI, L. R. Importância da bacia do Corumbataí para a produção de água. *III Simpósio sobre a recuperação florestal na bacia do rio Corumbataí*. 2000. In: Atlas Ambiental da Bacia do Rio Corumbataí. Rio Claro, Unesp, CEAPLA. Disponível em: <<http://ns.rc.unesp.br/igce/ceapla/atlas/index.html>>. Acesso em: 14/jun/2004.

- NARUMALANI, S.; ZHOU, Y. & JENSEN, J. R. Application of remote sensing and geographic information systems to the delineation and analysis of riparian buffer zones. *Aquatic Botany*, v. 58, p.393-409, 1997.
- ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. *Science*, v.164, p. 262-270, 1969.
- _____. *Ecologia*. Rio de Janeiro, RJ: Ed. Guanabara. 434p., 1988.
- OLIVEIRA, J. B. C. & PRADO, H. *Carta pedológica semidetalhada do Estado de São Paulo: folha Piracicaba*. São Paulo: Secretaria da Agricultura. 1989.
- O'NEILL, R. V.; KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DeANGELIS, D. L.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S. W.; DALE, V. H. & GRAHAM, R. L. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*. v.1, n.3, p.153-162, 1988.
- PENTEADO, M. M. Contribuição ao estudo do clima do Estado de São Paulo: caracterização da área de Rio Claro. *Notícia Geomorfológica*, Ano VI, n.11, p. 33-39, 1966.
- PENTEADO, M. M. Geomorfologia do Setor Centro-Occidental da Depressão Periférica Paulista. São Paulo, Instituto de geologia – USP: *Série Teses e Monografias*, v.22, 86p., 1976.
- PEREIRA, M. N.; HURHDJIAN, M. L. M. O. & FORESTI, C. *Cobertura e uso da terra através de sensoriamento remoto*. São José dos Campos: INPE. 126p., 1989.
- PETRI, S.; FULFARO, V. J. *Geologia do Brasil*. Rio de Janeiro: INL. 207p., 1971.
- PIRNAT, J. Conservation and management of forest patches and corridors in suburban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, v.52, p.135-143, 2000.
- 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. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*. v.10, n.1, p.23-39, 1995.
- ROCHA, C. H.; SOUZA, M. L. P. & MILANO, M. S. Ecologia da Paisagem e manejo Sustentável dos Recursos Naturais. *Geografia*, v.22, n.2, p.57-79, 1997.
- RODRIGUES, R. R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. *Circular técnica IPEF*. n.189, p. 1-18, 1999.
- ROSENFELD, G. H. & FITZPATRICK-LINS, K. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.52, n.2, p.223-227, 1986.
- SHANNON, S.; SMARDON, R. & KNUDSON, M. Using visual assessment as a foundation for greenways planning in the St. Lawrence River Valley. *Landscape and Urban Planning*, v.33, p.357-371, 1995.

- SMITH, D. S. & HELLMUND, P. L. *Ecology of Greenways*. Minneapolis, MN: University of Minnesota Press. 222p., 1993.
- SOARES-FILHO, B. S. *Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica*. São Paulo, 1998. 229p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia.
- SPIRIDONOV, A. I. *Principios de la metodología de las investigaciones de campo y el mapeo geomorfológico*. Tomo I. La Habana: Universidad de La Habana, Facultad de Geografía, 226p., 1981.
- STEHMAN, S.V. Comparison of systematic and random sampling for estimating the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.58, n.9, p.1343-1350, 1992.
- STEINER, F., YOUNG, G. & ZUBE, E. Ecological planning: Retrospect and prospect. *Landscape Journal*, v.7, n.1, p.31-39, 1988.
- THORNE, J. F. Landscape Ecology. IN: SMITH, D. S. & HELLMUND, P. L. (eds.) *Ecology of Greenways*. Minneapolis, MN: University of Minnesota Press. 222p., 1993.
- TRICART, J. *Principes et methods de la geomorphologie*. Paris: Masson. 496p., 1965.
- TROPPIAIR, H. *Atlas da qualidade ambiental e de vida de Rio Claro-SP*. Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas- UNESP. 72p., 1992.
- TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*. v.20, p.171-197, 1989.
- TURNER, M. G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*. v.4, n.1, p.21-30, 1990.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. & O'NEILL, R. V. *Landscape Ecology in theory and practice: pattern and process*. New York: Springer-Verlag. 401p., 2001.
- TZOLOVA, G. V. An experiment in greenway analysis and assessment: the Danube River. *Landscape and Urban Planning*, v.33, p.283-294, 1995.
- VALENTE, R. O. A. *Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP*. Piracicaba, outubro de 2001. 144p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais, Área de Concentração em Conservação de Ecossistemas Florestais), Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" – Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- VINK A. P. A. *Land use in advancing agriculture*. Berlim: Springer-Verlag. 1975.
- VOOGD, H. *Multicriteria Evaluation for Urban and Regional Planning*. London: Pion, Ltd. 1983.

- WALSH, S. J.; BUTLER, D. R. & MALASON, G. P. An overview of scale, pattern, process relationships in geomorphology: a remote sensing and GIS perspective. *Geomorphology*, v.21, p.183-205, 1998.
- XIANG, W. N. GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, v.34, p.1-10, 1996 a.
- _____ A GIS based method for trail alignment planning. *Landscape and Urban Planning*, v.35, p.11-23, 1996 b.
- YAHNER, T. G.; KOROSTOFF, N.; JONSON, T. P.; BATTAGLIA, A. M. & JONES, D. R. Cultural landscapes and landscape ecology in contemporary greenway planning, design and management: a case study. *Landscape and Urban Planning*, v.33, p. 295-316, 1995.
- YU, K. Security patterns and surface model in landscape ecological planning. *Landscape and Urban Planning*, v.36, p.1-17, 1996.
- ZAINE, M. P. & PERINOTTO, J. A. J. *Patrimônios Naturais e História Geológica da Região de Rio Claro-SP*. Rio Claro: Ultra Copy. 91p., 1996.
- ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. 4 Ed. New Jersey. : Prentice Hall.663p., 1999.