

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

ANÁLISE DA ALTERAÇÃO DO USO DO SOLO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

AUTOR : TALES FARINA DORNELLES

ORIENTADOR: Prof. Dr. CARLOS ANDRÉ BULHÕES MENDES

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Porto Alegre, Dezembro de 2003

Em memória de meu avô Ítalo Farina e da minha
querida tia Zita M. L. S. de Souza.

À minha avó Linda Marianna, pelo carinho e apoio.

Aos meus pais, Amarante e Cleia, pelo constante
estímulo e suporte em todos os momentos.

Agradecimentos

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul sob orientação do Prof. Carlos André Bulhões Mendes da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Quero agradecer às seguintes pessoas e entidades, que contribuíram para tornar possível esta dissertação.

Em primeiro lugar à Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, que, apesar das dificuldades que enfrenta, propicia uma educação primorosa e um ensino de alto nível. Que continue pública, gratuita e de qualidade.

Ao Conselho Nacional de Pesquisas Científicas e Tecnológicas (CNPq), pelo financiamento desta pesquisa

Ao professor Carlos André Bulhões Mendes, acima de tudo um amigo, que através de sua experiência e conhecimento motivou a realização deste trabalho.

Ao professor Alfonso Risso, pelas valiosas sugestões bibliográficas e auxílio quanto à operação de aplicativos de geoprocessamento e sensoriamento remoto.

Ao professor Robin Thomas Clarke, pela paciência e atenção com que me recebeu quando dúvidas surgiram, e também pelo inestimável apoio e sugestões na investigação das técnicas estatísticas aqui utilizadas.

Às bibliotecárias Jussara Silva, Jussara Barbieri, Elisabete e Márcia, pela valiosa orientação na coleta de artigos, bem como na revisão e formatação do referencial bibliográfico.

Aos colegas Marcelo, Maira, Fabiane, Larissa, e Aquiles, pelas discussões, sugestões e também pelos agradáveis momentos passados ao longo deste período.

Aos demais amigos, colegas e funcionários do PPG/IPH, que de uma forma ou de outra incentivaram e motivaram a realização deste trabalho, obrigado a todos pela amizade e apoio.

Resumo

O planejamento dos recursos hídricos é uma tarefa complexa pois trata diretamente dos interesses de diversos setores da sociedade e gera freqüentemente conflitos pelo uso. Em se tratando de bacias hidrográficas esta relação de interesses se mostra bastante latente pois verifica-se toda a sorte de atividades humanas que se distribuem no espaço, ao mesmo tempo em que se observa o declínio dos recursos ambientais. Assim sendo torna-se evidente a necessidade de se compreender as inter-relações entre as forças que estimulam o processo produtivo na bacia hidrográfica. A tarefa exige um estudo mais amplo da bacia, no qual se considere as relações entre as diversas ações empreendidas pelo homem nesta unidade do espaço geográfico.

Neste sentido a alteração do uso do solo se apresenta como um indicador das principais forças que promovem o desenvolvimento de uma região. Compreender como se dá este processo e capturar o padrão de evolução destas atividades no espaço da bacia significa, dentro do contexto dos recursos hídricos, possibilitar um melhor planejamento e gerenciamento das águas, tanto no aspecto qualitativo quanto quantitativo.

Esta dissertação discute uma metodologia para simular o padrão de alteração de classes de uso do solo em uma bacia hidrográfica de médio porte. Para isso foram utilizadas técnicas de geoprocessamento, sensoriamento remoto e modelagem matemática. Foram considerados agentes motivadores da alteração do uso do solo a declividade do terreno e as distâncias das rodovias, dos centros urbanos e dos cursos d'água. Os resultados obtidos mostraram que a bacia de estudo avança no sentido de uma ação de degradação cada vez mais intensa em algumas regiões, caracterizada pela ocupação de áreas nativas e pela provável remoção da mata ciliar ao longo dos cursos d'água. Observou-se também que existe uma inércia maior com relação às alterações justamente nas regiões mais afastadas do centro urbano e das rodovias federais.

Abstract

Water resources planning is a complex task since it deals directly with the interests of different sectors of society and often leads to conflicts about its use. In river basins this relationship between interests is rather latent, since a number of different human activities are distributed throughout the space, at the same time as environmental resources deteriorate. Thus there is a clear need to understand the interrelationships between the forces that stimulate the productive process in the river basin. The task requires a broader study of the basin, in which the relationships between the various actions undertaken by man in this unit of geographic space are taken into account.

In this sense, land use change is an indicator of the main forces promoting development in a region. To understand how this process occurs, and what is the pattern of evolution of these activities in the river basin space means, in the context of the water resources, to enable better qualitative and quantitative water planning and management. This dissertation discusses a methodology to simulate the alteration pattern of land use classes in a medium-sized river basin. For this purpose, geoprocessing, remote sensing and mathematical modeling processes were used. The slope of the terrain and the distance from highways, urban centers and watercourses were considered the motivating ages for land use change. The results obtained show that the basin studied is becoming increasingly degraded in some regions, characterized by the occupation of native areas and the probably removal of gallery forests along the watercourses. It was also observed that inertia regarding changes is greater precisely in the regions that lie furthest from the urban centers and federal highways.

Sumário

<i>Agradecimentos</i>	<i>iii</i>
<i>Resumo</i>	<i>iv</i>
<i>Abstract</i>	<i>v</i>
<i>Sumário</i>	<i>vi</i>
<i>Lista de Figuras</i>	<i>vii</i>
<i>Lista de Tabelas</i>	<i>x</i>
1. Considerações Iniciais	2
1.1. Ordenamento territorial como instrumento de apoio ao planejamento de recursos hídricos	6
1.2. Objetivos	10
1.2.1. Objetivo Geral.....	10
1.2.2. Objetivos Específicos.....	10
1.3. Estrutura da Dissertação	11
2. Fundamentação Teórica	13
2.1. Impactos nos recursos hídricos causados pela alteração do uso do solo	13
2.2. Mecanismos econômicos de alteração do uso do solo	24
2.2.1. Mecanismos de alteração do uso do solo no contexto econômico regional.....	25
2.2.2. Teorias micro-econômicas do uso do solo.....	28
2.3. Processos de modelagem de alteração do uso do solo	34
2.4. Ferramentas utilizadas para a análise espacial	43
2.4.1. Regressão Logística.....	43
2.4.2. Sistema de Informações Geográficas (SIG).....	46
2.4.3. Sensoriamento Remoto.....	52
3. Metodologia Aplicada	62
3.1. Georreferenciamento	62
3.2. Classificação	63
3.3. Simulação de Transições	64
3.3.1. Modelo de Regressão Linear.....	64
3.3.2. Modelo de Regressão Linear com Variável Dependente Dicotômica.....	65
3.3.3. Modelo de Regressão Logística Dicotômico.....	67
3.3.4. Aplicação do Modelo de Regressão Logística Dicotômico.....	69
4. Estudo de Caso: Bacia do Arroio Guariroba, Mato Grosso do Sul	80
4.1. Descrição Geral	80
4.2. Descrição da área do Arroio Guariroba	81
4.3. Preparação dos dados para o ajuste do modelo empregado	84
4.3.1. Classificação das Imagens Orbitais.....	84
4.3.2. Geração do Modelo Numérico do Terreno.....	85
4.3.3. Aplicação do Modelo de Regressão Logística ao Estudo de Caso.....	85
4.4. Índice Kappa	109
4.5. Validação do Modelo e discussão dos resultados	111
4.6. Estimativa de Escoamento Superficial	137
5. Discussões Finais e Recomendações	145
<i>Referências</i>	<i>151</i>

Lista de Figuras

Figura 1 atores que interagem na bacia (adaptado de Doppelt,2000)	4
Figura 2 competição entre os usos urbano e agrícola. (Hanink,1997).....	26
Figura 3 competição com produtos externos, retrações na zona agrícola. (Hanink,1997).	27
Figura 4 acréscimo de mercadorias ao sistema segundo o modelo de Von Thünen (Barra,1989).....	29
Figura 5 padrão de locação das atividades agrícolas segundo Von Thünen (Briassoulis,1999).....	30
Figura 6 superfície de oportunidade (adaptado de Barra,1989).....	31
Figura 7 curvas de oferta de preço no modelo de Alonso (adaptado de Barra,1989).....	32
Figura 8 dados monitorados por três tipos de modelos de paisagem: a) modebs totais de paisagem, b) modelos distribucionais de paisagem e c) modelos espaciais de paisagem. (Baker,1989).....	36
Figura 9 módulos do sistema LUCAS (Berry et al, 1997).....	40
Figura 10 representação da "realidade" através de camadas (layers) de atributos (adaptado de FAO,1999).	48
Figura 11 representação vetorial (esquerda) e matricial (raster) (direita).	49
Figura 12 representação matricial de uma operação booleana (XOR); transições no período de tempo considerado.	50
Figura 13 espectro eletromagnético, (adaptado de Eastman,1998).	54
Figura 14 processo de aquisição de dados com mesa digitalizadora. (Mendes e Cirilo, 2001).	63
Figura 15 filtro aplicado a imagem de entrada.....	70
Figura 16 uso do solo em 1971.	71
Figura 17 uso do solo em 1985.	71
Figura 18 uso do solo em 1991.	72
Figura 19 imagens booleanas das categorias floresta em 1971(esquerda) e 1985(direita).....	72
Figura 20 imagens booleanas de permanência (esquerda) e não permanência (direita) da categoria floresta para o período 1971 – 1985.	73
Figura 21 aplicação do filtro às imagens booleanas das categorias floresta em 1971(e) e 1985(d).....	73
Figura 22 distância à florestas (m)- 1971.	74
Figura 23 distância à núcleos urbanos (m) – 1971.	75
Figura 24 distância à estradas (m) – 1971.	75
Figura 25 distância à cursos d’água (m) – 1971.....	76
Figura 26 imagens geradas a partir do modelo. Probabilidades de ocorrência do evento (permanecer floresta) para os anos de 1985 (a) e 1991 (b).	76
Figura 27 imagem com as categorias agregadas.....	78
Figura 28 – bacia do Arroio Guariroba e cidade de Campo Grande – MS.....	82
Figura 29 - voçoroca na área da bacia do córrego Guariroba.....	83
Figura 30 - vista aérea de uma propriedade na bacia do Guariroba – Detalhe voçoroca.....	83
Figura 31 imagem classificada 1973.	86

Figura 32 imagem classificada 1984.	86
Figura 33 - imagem classificada 1997.	87
Figura 34 – áreas das classes consideradas.....	87
Figura 35 dinâmica de alteração do uso do solo na bacia do Arroio Guariroba.....	88
Figura 36 aglutinação de classes.....	89
Figura 37 categorias aglutinadas – 1973.....	90
Figura 38 categorias Aglutinadas – 1984.	90
Figura 39 categorias Aglutinadas – 1997.	91
Figura 40 rodovias próximas à Bacia.....	92
Figura 41 distância aos eixos das rodovias principais (m).	92
Figura 42 distâncias ao cursos d’água em 1973 e 1984.....	93
Figura 43 distâncias aos cursos d’água em 1997.	93
Figura 44 Declividades para a bacia do Arroio Guariroba	94
Figura 45 antrópico – 1973.....	95
Figura 46 antrópico – 1984.....	95
Figura 47 antrópico – 1997.....	96
Figura 48 campos 1973.	96
Figura 49 campos 1984.....	97
Figura 50 campos 1997.....	97
Figura 51 cerrados 1973.....	98
Figura 52 cerrados 1984.....	98
Figura 53 cerrados 1997.....	99
Figura 54 cruzamento da classe antrópica 1973-1984.	100
Figura 55 cruzamento da classe antrópica 1984-1997.	100
Figura 56 cruzamento da classe campos 1973-1984.....	101
Figura 57 cruzamento da classe campos 1984-1997.....	101
Figura 58 cruzamento da classe cerrados 1973-1984.....	102
Figura 59 cruzamento da classe cerrados 1984-1997.....	102
Figura 60 aplicação do filtro para a geração da imagem de probabilidades.....	103
Figura 61 uso Antrópico em 1984.....	112
Figura 62 imagem calculada para 1984.....	112
Figura 63 uso antrópico em 1997.	113
Figura 64 imagem calculada para 1997.....	114
Figura 65 classe campos em 1984.....	115
Figura 66 imagem calculada para 1984.....	115
Figura 67 cruzamento das imagens de 1973 e 1984.	116
Figura 68 classe campos em 1984 (real) excluindo áreas de expansão.....	116
Figura 69 imagem calculada pelo modelo.	117

Figura 70 imagem campos 1997.	118
Figura 71 Imagem calculada para o período 1973-1997.	118
Figura 72 imagem cruzada (1971-1997).	119
Figura 73 campos em 1997 remanescentes de 1973.	119
Figura 74 simulação da classe campos para 1997.	120
Figura 75 imagem da classe campos em 1997.	121
Figura 76 imagem calculada para 1997.	121
Figura 77 classificação cruzada entre as imagens de 1984 e 1997.	122
Figura 78 imagem campos em 1997, campos remanescentes de 1984.	122
Figura 79 Nova imagem calculada para 1997.	123
Figura 80 imagem projetada.	124
Figura 81 categorias de probabilidades de permanência da classe campos	124
Figura 82 imagem da classe cerrados em 1984.	127
Figura 83 Imagem projetada pelo modelo para 1984.	127
Figura 84 classificação cruzada das imagens 1973- 1984.	128
Figura 85 remanescentes da classe cerrados em 1984.	128
Figura 86 imagem projetada para o ano 1984.	129
Figura 87 imagem projetada para 1997.	130
Figura 88 imagem da classe cerrados em 1997.	131
Figura 89 imagem cruzada 1973-1997.	131
Figura 90 imagem remanescente em 1997.	132
Figura 91 imagem projetada para 1997 com patamar em 60%.	132
Figura 92 transições ocorridas no período 1984-1997 para a classe cerrados.	133
Figura 93 imagem cerrados 1997	134
Figura 94 imagem projetada para 1997.	134
Figura 95 imagem das áreas remanescentes dos cerrados em 1997	135
Figura 96 imagem projetada para 1997.	135
Figura 97 imagens das tendências projetadas para a classe cerrados.	136
Figura 98 simulação de um provável cenário futuro para a bacia do arroio Guariroba.	149

Lista de Tabelas

Tabela 1 Codificação de variáveis de projeto (adaptado de Hosmer e Lemeshow,1989).	46
Tabela 2 Estrutura do banco de dados relacional.	52
Tabela 3 Faixas espectrais do sistema Landsat TM5 (adaptado de Freitas,1998).	54
Tabela 4 Transições na classe floresta para o intervalo 1971-1985.	72
Tabela 5 Coeficientes calculados pelo modelo.	77
Tabela 6 Imagens Orbitais Selecionadas para a área de estudo	84
Tabela 7 Áreas das classes.	88
Tabela 8 Áreas das categorias aglutinadas.	89
Tabela 9 Transições observadas.	95
Tabela 10 Coeficientes para a classe antrópica (1973-1984).	105
Tabela 11 Coeficientes para a classe campos (1973-1984).	105
Tabela 12 - Coeficientes para a classe cerrados (1973-1984).	105
Tabela 13 Coeficientes para a classe antrópica (1984-1997).	106
Tabela 14 Coeficientes para a classe campos (1984-1997).	106
Tabela 15 Coeficientes para a classe cerrados (1984-1997).	106
Tabela 16 Matriz de erro 3x3, adaptado de Carstensen (1987).	110
Tabela 17 Áreas correspondentes às classes da bacia e CN adotado.	141
Tabela 18 CN ponderado para cada cenário.	141
Tabela 19 Médias anuais de precipitação para o período 1974-2002.	141
Tabela 20 Escoamento médio para Pac média no período 1974-2002.	142

1. Considerações Iniciais

A água é um elemento indispensável à vida e a proteção deste recurso é fundamental para a garantia do desenvolvimento, bem-estar e suprimento de alimentos à civilização.

Em virtude de tão vital importância ao ser humano, o planejamento do uso das águas se apresenta como uma tarefa complexa e delicada, que lida com os interesses de diversos setores produtivos da sociedade e gera frequentemente conflitos pelo uso, evidenciando a necessidade de medidas regulamentadoras para a sua utilização.

No contexto da bacia hidrográfica esta relação de interesses é latente pois verifica-se toda a sorte de atividades humanas que se distribuem no espaço, ao mesmo tempo em que se observa o declínio dos recursos ambientais. Esta redução é o alto preço cobrado pela natureza em função do mau gerenciamento ambiental, e, particularmente, das águas. As secas, enchentes, doenças de veiculação hídrica e má qualidade da água, são, além de causas naturais, também reflexos da ineficácia dos paradigmas de desenvolvimento atual, o que propicia o agravamento de desastres e produz acentuados impactos econômicos, podendo acarretar, em casos extremos, a perda de vidas humanas.

Tendo em vista a necessidade de novas abordagens com relação ao planejamento dos recursos hídricos, tais como o ordenamento territorial ou o zoneamento ecológico-econômico, é necessário que se busque o entendimento das inter-relações entre as forças que estimulam o processo produtivo na bacia hidrográfica. A tarefa demanda um estudo mais amplo da bacia hidrográfica, considerando as relações entre as diversas ações empreendidas pelo homem nesta unidade do espaço geográfico.

Atualmente observa-se um conjunto de problemas em recursos hídricos ainda sem solução, como por exemplo a destruição de ecossistemas em função da conversão de banhados em áreas de irrigação na bacia hidrográfica do rio Gravataí, no Rio Grande do Sul; ou o agravamento dos problemas devidos a cheias em áreas urbanas, particularmente no inverno nas regiões sul e sudeste do Brasil.

Pode-se citar, ainda com relação às cheias, os problemas que recentemente ocorreram em países asiáticos como na China e nas Filipinas, onde paralelamente ao forte impulso econômico das últimas décadas, observou-se, no mesmo período, um aumento da frequência de enchentes agravado por sucessivos danos ambientais causados pelo crescimento acelerado

da industrialização, e pela exploração de florestas e mineração naqueles países. Tais atividades contribuíram para alterações do regime de cheias do rio Yang-Tse na China, que provocaram, em agosto de 1999, um saldo de aproximadamente 600 mortes além de prejuízos da ordem de bilhões de dólares.

O lançamento de resíduos de qualquer natureza em rios é outra questão preocupante e de interesse à pesquisa. O rio Uruguai por exemplo, recebe, segundo dados da Universidade de Passo Fundo, uma carga diária que em volume equivale a 56 caminhões de sedimentos. Some-se a esta quantidade o lançamento de dejetos de animais como ocorre em Chapecó Santa Catarina e obtém-se uma carga poluidora equivalente a uma cidade de trinta mil habitantes.

Ainda com relação a carga de sedimentos observou-se na cidade de Tramandaí, litoral do Rio Grande do Sul, que o canal de acesso ao rio Tramandaí, apresenta atualmente uma defasagem de 1,2 metro em profundidade, causada pelo assoreamento provocado em função exposição de camadas sub-superficiais de solo da bacia, resultante da movimentação de terras e de obras com vistas à expansão urbana, impulsionadas pela especulação imobiliária.

Exemplos como os apresentados acima são reflexos de como atividades antrópicas isoladas e desordenadas desencadeiam processos que afetam o equilíbrio hídrico em uma região, ou, particularmente, em uma bacia hidrográfica. Neste sentido atualmente a visão de planejamento dos recursos hídricos tem evoluído no sentido de uma análise integrada, onde se vislumbra não apenas a interação vertical (como o balanço hídrico, que envolve processos de troca de energia na bacia), mas também uma interação horizontal entre os diferentes atores (atividades sociais, econômicas e institucionais) que promovem modificações no espaço da bacia.

Assim, no âmbito do planejamento, alguns autores criticam os programas de gerenciamento que procuram identificar e resolver problemas que se apresentam no curso d'água. Doppelt, (2000) argumenta que as precárias condições que muitas vezes se observam nos rios são freqüentemente o resultado final - os sintomas - de problemas que já estão ocorrendo ao longo de toda a bacia (figura 1), nos mais variados níveis do processo produtivo; quer sejam resultantes das atividades extrativistas, da produção e consumo de bens e serviços ou do despejo e emissão de poluentes. As intervenções que atuam apenas no elo final desta cadeia de causa-efeito normalmente falham, levando a uma frustração crescente na medida em

que são investidos tempo e recursos financeiros sem qualquer retorno aparente (Doppelt,2000).

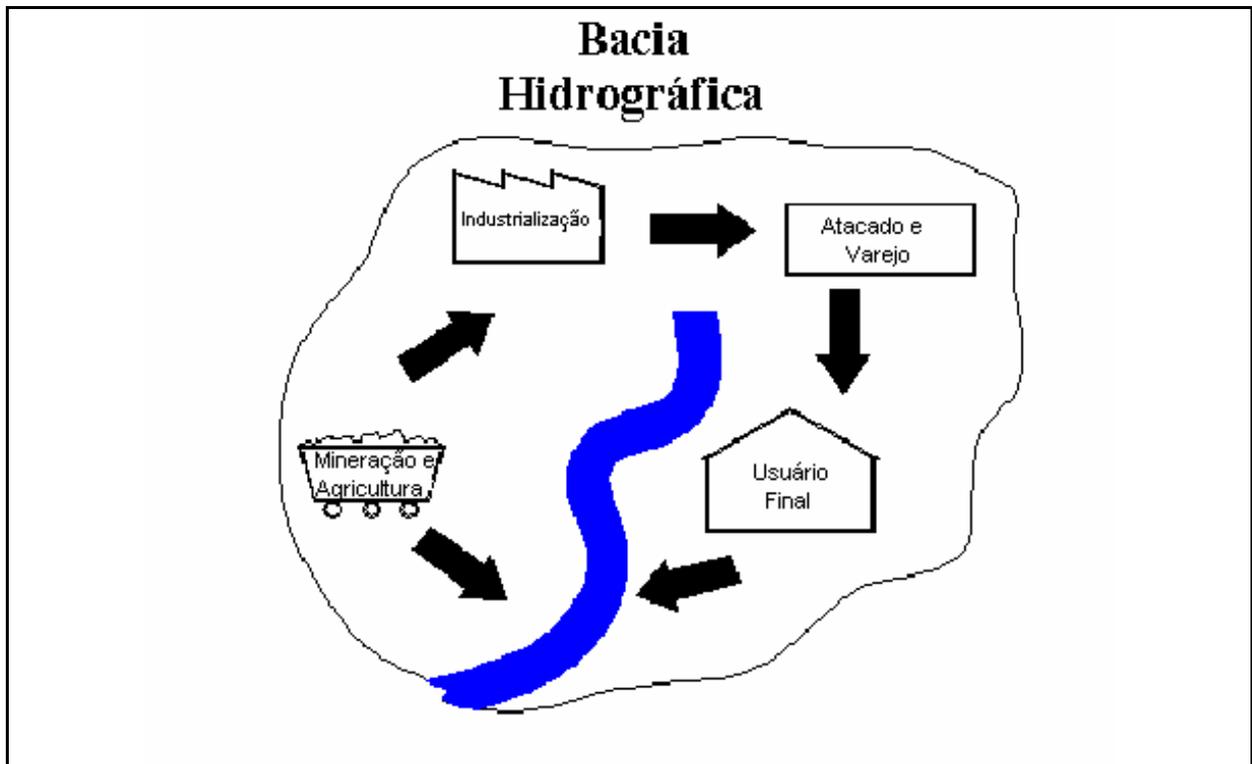


Figura 1 atores que interagem na bacia (adaptado de Doppelt,2000)

Um dos grandes desafios ambientais da atualidade reside portanto na capacidade de compreender as inter-relações entre o recurso natural e a pressão evolutiva empreendida pelo ser humano (pressão sócio-econômica). Para compreender esta relação é necessário que se possa avaliar, ou quantificar de alguma forma o padrão da evolução da ação do homem na bacia.

No contexto acima, o uso do solo e seu padrão de alteração se inserem como variáveis fisicamente discerníveis, que possibilitam analisar a expansão da atividade antrópica no espaço, evidenciada pelas várias forças motivadoras que atuam em âmbito regional. Estas forças motivadoras são, segundo Doppelt (2000), as seguintes:

- ✓ crescimento populacional e pressão pelo desenvolvimento;
- ✓ aumento da complexidade das questões ambientais, bem como das estruturas legais e de gerenciamento das bacias hidrográficas;
- ✓ rápidas alterações de ordem econômica;

- ✓ fracasso de leis e programas que promovem ações exclusivamente nos sintomas dos problemas de recursos hídricos, ou seja não atacam as causas;
- ✓ declínio dos recursos públicos e,
- ✓ conscientização da sociedade, que passa a reconhecer seu papel no desenvolvimento do território, e passa a exigir mais do poder público e das políticas públicas.

Frank, (1995) destaca que "...o modelo de interação homem-natureza se reflete e se concretiza na paisagem e nos seus conteúdos naturais e antropogênicos". A idéia parte do princípio de que as ações que ocorrem na natureza, e que partem de atividade humanas, refletem-se nas formas de uso e ocupação do solo. Portanto, segundo a autora, no nível físico material, o uso do solo intermedia os dois sistemas, o natural e o sócio-econômico.

1.1. Ordenamento territorial como instrumento de apoio ao planeamento de recursos hídricos

O rio é o destino final da trajetória da água na bacia hidrográfica. Segundo esta óptica, é também o reflexo de qualquer ação que ocorra, e que altere de forma significativa o equilíbrio natural do território, uma vez que os efeitos destas atividades se farão sentir de alguma forma naquele elemento. Neste sentido o rio pode ser considerado um indicador do estado de equilíbrio da área drenada, caracterizando a condição ambiental da região.

Esta relação de causa e efeito entre o que ocorre na superfície da bacia e o que posteriormente é transferido para o canal tem sido muitas vezes negligenciada em projetos de planeamento de recursos hídricos, pois, em geral, as fontes causadoras de problemas ambientais estão distribuídas ao longo do espaço da bacia, desconhecendo-se suas inter-relações e interações com o meio. Neste contexto o curso d'água se insere como um elemento que age puramente como um somador (integrador), acumulando e transferindo de montante a jusante os efeitos de qualquer atividade que se desenvolva na bacia.

Dados os complexos fatores citados e a heterogeneidade temporal e espacial de variáveis ambientais (tipo de solo, vegetação, topografia, clima, etc.) e sócio-econômicas (população, tipos de atividades agrícolas, número de indústrias, etc.) envolvidas e concatenadas ao longo do espaço da bacia, surge então a necessidade de se abordar a questão do planeamento de bacias hidrográficas considerando o pressuposto de que a descarga (vazão) do rio reflete uma resposta que é um somatório de todas as ações que ocorrem a montante do ponto de análise, em termos tanto qualitativos quanto quantitativos (Mendes et al.,1999). Desta forma, o problema a abordar consiste em compreender e estabelecer uma relação entre desenvolvimento e expansão das atividades humanas (antrópicas), caracterizado pela alteração do uso das terras, e o impacto decorrente nos cursos d'água.

Estabelecido este padrão (tendência) de modificação do uso do solo, será possível partir para a determinação de uma melhor utilização dos recursos hídricos, aliado a um uso mais racional e eficiente dos recursos naturais

A água é essencial em uma série de atividades humanas, e o seu uso condiciona o crescimento e o desenvolvimento de regiões. A estes múltiplos usos há também eventos de cheias e de secas prolongadas, de forma que quando há abundância do recurso este poderá ser

tratado como bem livre e desprovido de valor econômico, porém, quando a demanda aumenta ou os conflitos entre usuários se intensificam, ou mesmo quando a poluição afeta sua qualidade surge a necessidade do planejamento e da gerência como bem econômico (Mendes et al.,1999).

Assim, a água enquanto recurso natural dotado de valor econômico torna-se um fator condicionante do desenvolvimento regional na medida que sua distribuição tanto qualitativa quanto quantitativa atribui determinada vocação para cada região.

Diferentes regiões e diferentes vocações sugerem o planejamento de recursos hídricos de forma integrada, processo este que deve contemplar a formulação, implantação e controle de utilização destes recursos. Desta forma as diretrizes principais que devem orientar o planejamento das águas são as seguintes (Mendes et al.,1999):

- ✓ estabelecer uma distribuição espacial e temporal das disponibilidades hídricas face às necessidades quali-quantitativas de água para as diversas perspectivas de utilização;
- ✓ tornar a água, em seus múltiplos usos, um fator impulsionador das mudanças sócio-econômicas na consecução dos objetivos da política regional e
- ✓ definir ações que permitam, ademais do desenvolvimento econômico, a regeneração do ambiente natural (desenvolvimento sustentado na base dos recursos naturais).

Neste contexto, o conhecimento, localização e distribuição das atividades antrópicas no espaço geográfico e sua variação ao longo do tempo configuram-se como um importante elemento da questão, posto que, desta forma é possível a proposição de estratégias e ações objetivando uma melhor distribuição de atividades produtivas e de proteção dos recursos.

Portanto, no sentido de atender as crescentes necessidades humanas e a expansão das atividades econômicas que exercem uma pressão cada vez maior sobre os recursos naturais, entende-se que é essencial a criação e consolidação de novas bases regulamentadoras para o surgimento e/ou expansão de atividades produtivas com maior potencial de desenvolvimento, tendo como agente ponderador os recursos hídricos. A responsabilidade está então em resolver estes conflitos e avançar para um uso mais eficaz e eficiente da terra e dos demais recursos naturais.

Tais estudos demandam uma ampla gama de informações espalhadas ao longo do espaço (uma vez que as disponibilidades e demandas de água encontram-se assim distribuídas) e modelos matemáticos. Esta proposta justifica o uso de técnicas de, sensoriamento remoto e sistemas geográficos de informação (SIGs), sendo o geoprocessamento o paradigma agregador (Mendes et al.,1999), integrando e manipulando matematicamente este conjunto.

A preocupação com a análise integrada dos recursos naturais não é nova. Ao final da década de setenta se discutia a necessidade da reavaliação do conceito de uso do solo, e sua integração em um universo mais amplo, o planejamento de paisagem, no qual se considera a interação entre recurso natural e o ambiente físico e biológico. Já naquela época surgia a preocupação com a redução destes recursos causada pela especialização e pela intensificação do uso do solo.

Os resultados destas atividades podem ser resumidas como segue:

- ✓ redução do número de espécies;
- ✓ redução do número de ecossistemas auto-reguladores;
- ✓ poluição do ambiente;
- ✓ decréscimo do suprimento de água;
- ✓ decréscimo da fertilidade do solo;
- ✓ erosão do solo, etc.

A organização do espaço produtivo é então essencial neste contexto de planejamento integrado, dada a distribuição espacial e temporal dos recursos naturais em termos quantitativos e qualitativos, a diversidade do meio físico e a pressão antrópica sobre as regiões.

Neste sentido, o ordenamento territorial surge como um mecanismo institucional de apoio ao planejamento ambiental.

Mendes et al., (1999) definem o ordenamento territorial como “a organização espacial de forças produtivas, isto é, a atividade econômica sobre um território, cujas condições físicas,

sociais e históricas são extremamente variadas”. Segundo os autores, existem duas perspectivas a serem consideradas no problema; de um lado, o desenvolvimento de forças produtivas, que acarreta exigências de localização tais como demanda de água para o setor agrícola, e em outro, o território, nos seus diversos meios e nas suas diferentes regiões, apresentando não só riquezas materiais e humanas, das quais é necessário tirar o melhor proveito, mas também uma gama de necessidades urgentes a serem atendidas como um adequado planejamento urbano e rural (Mendes et al. 1999). Ainda de acordo com os autores, o ordenamento consiste numa síntese destes fatores, sendo que a água pode servir para reforçar a base produtiva, como insumo de atividades agrícolas, industriais e outras, e/ou satisfazer diretamente as necessidades de abastecimento de populações.

Em suma, o ordenamento territorial deve ser consequência de um processo integrado e dinâmico de gestão do território. Este processo, liderado pelo poder político, prescreve novas configurações espaciais dos meios produtivos e dos recursos naturais, e é resultado da adaptação da sociedade civil organizada, das instituições públicas, da iniciativa privada e do próprio governo a novos padrões de consumo, demandas por recursos naturais e acréscimos populacionais. A garantia de meios de sobrevivência é, conforme cita Schubart (2000), o principal agente motivador da busca racional por estas ações.

Dado o contexto apresentado, este trabalho se propõe a identificar e apresentar uma forma de modelar a configuração espacial das forças produtivas que atuam em uma bacia hidrográfica a partir do padrão de uso do solo. O panorama geral traçado a partir desta análise deverá contribuir para as tomadas de decisões com respeito às ações a serem implantadas no que tange ao ordenamento de território e organização do espaço produtivo.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo Geral

Investigação das tendências de alteração de classes de uso do solo em bacias hidrográficas com vistas ao apoio ao planejamento de recursos hídricos.

1.2.2. Objetivos Específicos

Conforme citado anteriormente, a compreensão das tendências de alteração do uso do solo, e as complexas conseqüências decorrentes são essenciais para a garantia do desenvolvimento sustentável. Neste sentido, no estudo que aqui se propõe será desenvolvida uma metodologia para a simulação das alterações no espaço de classes de uso, de maneira a capturar o padrão de evolução destas classes para fornecer um diagnóstico das tendências de ocupação para a bacia.

Buscar-se-á, neste contexto, desenvolver um modelo que caracterize as alterações de uso do solo para bacias de pequeno e médio porte, incorporando para este fim variáveis contínuas e discretas espacializadas.

De posse do modelo adequadamente desenvolvido e calibrado se espera poder avaliar as tendências de ocupação de cada classe isoladamente e posteriormente em conjunto para então verificar qual cenário se vislumbra caso o processo de desenvolvimento atual da bacia se mantenha.

1.3. Estrutura da Dissertação

No capítulo 1 é introduzido o problema do uso do solo nos recursos hídricos e a relevância no contexto das bacias hidrográficas. Após são apresentados os objetivos da dissertação e uma breve discussão da metodologia a ser empregada.

O capítulo 2 apresenta uma revisão da literatura disponível destacando os principais impactos produzidos nos recursos hídricos decorrentes da alteração do uso do solo. São analisados estudos prévios que comparam os efeitos que estas alterações provocam nas vazões, na evapotranspiração, na qualidade da água, nos níveis de água subterrânea e no transporte de sedimentos. A seguir são analisados os mecanismos econômicos que influenciam as transições do uso do solo, destacando as principais teorias econômicas que estudam o processo. Ao final foram revisados alguns modelos de modificação do uso do solo e uma descrição geral das ferramentas que serão utilizadas nesta dissertação.

O capítulo 3 descreve o processo metodológico adotado neste trabalho. Serão utilizadas imagens de satélite da área de estudo, de forma a avaliar as áreas onde ocorreram variações no uso e também para efetuar a calibração do modelo. Os atributos físicos e ambientais serão implementados no modelo a partir de mapas ou imagens de satélite da região, ou ainda através da geração de mapas interpolados a partir de amostras pontuais distribuídas na superfície. O modelo de modificação do uso do solo integrará o conjunto de variáveis através da técnica de regressão logística. A regressão logística permite combinar variáveis categóricas, ou seja, variáveis que assumem apenas níveis discretos (estados) de entrada, gerando probabilidades de ocorrência na saída. Serão também analisados os procedimentos para tratamento das imagens orbitais que permitem posicionar e orientar a imagem segundo o sistema de referência geográfico escolhido, e extrair as classes de uso para análise de suas tendências de crescimento ou retração ao longo da área de estudo.

No capítulo 4 é apresentada a área de estudo e suas caracterizações físicas, seguida por uma descrição do processo metodológico adotado nesta dissertação. O capítulo finaliza com uma análise e discussão dos resultados obtidos.

O capítulo 5 encerra o trabalho apresentando as conclusões obtidas, recomendações e sugestões para estudos futuros dentro da linha de pesquisa.

2. Fundamentação Teórica

Neste capítulo inicialmente é feita uma revisão da literatura destacando os principais impactos produzidos nos recursos hídricos decorrentes da alteração do uso do solo. São analisados estudos prévios que comparam os efeitos que estas alterações provocam nas vazões, na evapotranspiração, na qualidade da água, nos níveis de água subterrânea e no transporte de sedimentos. Posteriormente são analisados os mecanismos econômicos que agem para que ocorram transições do uso do solo, destacando-se as principais teorias econômicas que tentam explicar o processo. A seguir é feita uma revisão dos principais modelos de transição do uso do solo, e, finalizando o capítulo, uma descrição geral das ferramentas que serão utilizadas neste trabalho para explicar o processo metodológico a ser utilizado.

2.1. Impactos nos recursos hídricos causados pela alteração do uso do solo

No âmbito dos recursos hídricos, o impacto decorrente da alteração do uso do solo reflete-se em todos os componentes do ciclo hidrológico, como por exemplo no escoamento superficial, nas vazões dos rios, na recarga aos aquíferos, na qualidade da água e no transporte de sedimentos.

FAO (2000) destaca que as relações entre uso do solo e recursos hídricos são complexas uma vez que consistem de processos não lineares que variam segundo escalas temporais e espaciais. Os impactos decorrentes do uso do solo em termos hidrológicos e de transporte de sedimentos afetam o escoamento superficial médio, o valor de pico de hidrogramas de cheia, os fluxos de base, a recarga subterrânea, umidade do solo e o volume de erosão e sedimentação. Os impactos do uso do solo na qualidade da água referem-se à quantidade de matéria orgânica e nutrientes presentes no meio, incremento de organismos patogênicos, pesticidas e poluentes, salinidade, metais pesados e alterações no regime termal. Impactos nos ecossistemas aquáticos são também identificados, e muitas vezes ameaçam a sobrevivência de espécies nativas.

Para estudar o impacto dos tipos de uso do solo no comportamento hidrológico, Gustard e Wesselink (1993) utilizaram bacias experimentais no Reino Unido. O objetivo foi

avaliar se diferentes tipos de uso do solo (pastagens, florestas e vegetação de médio porte), representados através de taxas de interceptação e transpiração distintas, geram alterações significativas em medidas hidrológicas como curvas de permanência, séries mínimas anuais e relações entre armazenamento e produção de água.

Neste estudo foi utilizado um modelo concentrado desenvolvido pelo Instituto de Hidrologia do Reino Unido, através do qual simulou-se séries diárias de escoamento para várias configurações distintas de uso do solo, alterando-se apenas as áreas relativas entre floresta e o conjugado vegetação de médio porte/pastagens.

As análises contemplaram basicamente dois cenários; um com 0% de florestas (desmatados) e outro com 100% de florestas (reflorestados), sendo que no primeiro caso manteve-se constante a proporção em área entre pastagens e vegetação de médio porte.

Os resultados obtidos pelo modelo indicaram o esperado, ou seja, o acréscimo de vegetação retém parcela significativa do escoamento, evidência confirmada pelo decréscimo em 22% a 24% nas vazões médias; pela translação da curva de permanência indicando diminuição nas descargas e, por fim, evidenciada também pelo acréscimo necessário em armazenamento para atender a mesma demanda hídrica.

Resultados semelhantes foram observados em estudos na África meridional, cujo abastecimento de água é altamente dependente dos níveis dos lagos Vitória e Malawi e onde a conversão de florestas em cultivos agrícolas contribui, neste caso, para o aumento do escoamento, o que motivou a elevação dos níveis dos lagos citados. Ao utilizar um modelo ajustado para cálculo do balanço hídrico, visando investigar os efeitos da alteração do uso do solo nos recursos hídricos da região, Calder et al. (1997) obtiveram, por simulação, níveis coerentes com os anuais e sazonais observados.

O modelo empregado utiliza dados de precipitação e evaporação, sendo que os tipos de uso do solo identificados (água, florestas, ou áreas agrícolas) foram obtidos através de imagens orbitais. O escoamento que flui para os lagos é calculado como a soma dos escoamentos provenientes de áreas florestais e não florestais, ponderados pela sua área respectiva.

O modelo ajustado, acoplado a um sistema de dados de precipitação em tempo real, pode ser utilizado inclusive para operação de barragens ou mesmo para alertas de enchentes

ou secas (Calder et al.,1997). Os resultados obtidos foram bastante coerentes com os níveis medidos *in loco*, tendo-se calculado um r^2 da ordem de 0,905 ao serem incorporadas no modelo as alterações observadas no uso do solo para o período de simulação (1896-1980 e 1954-1994).

Estes dois primeiros exemplos ilustram que a tentativa de descrever o comportamento de determinados atributos hidrológicos, e relacioná-los ao tipo de uso do solo desenvolvido na região é uma proposta válida de trabalho, no entanto, constitui-se apenas numa análise dos efeitos, e não das causas das alterações hidrológicas observadas.

A produção de água para abastecimento é também afetada pela alteração do uso do solo. Wu e Haith, (1993) utilizaram um conjunto com três modelos interligados para avaliar as relações entre o uso do solo, o clima, a regularização de vazões e o armazenamento em uma bacia hidrográfica. O primeiro modelo foi concebido para a geração da precipitação, a qual alimenta um modelo hidrológico de bacia hidrográfica que possui, acoplado, um modelo de produção de sedimentos; por último há um modelo de reservatório. Os efeitos dos usos do solo foram simulados modificando-se os parâmetros do modelo da bacia hidrográfica, em particular, os coeficientes para o cálculo da evapotranspiração relativos às coberturas florestal, agrícola e urbana.

A simulação foi realizada em bacias hipotéticas com 5.000 ha, com dados climáticos que provém de quatro seções de medição distintas localizadas nos Estados Unidos (Georgia, Indiana, Nova Iorque e Texas). Este estudo mostrou que usos urbanos e agrícolas produzem escoamento muito mais elevado que usos florestais. As bacias essencialmente agrícolas geram maior aporte de sedimentos aos reservatórios, o que conduz à redução da sua capacidade de armazenagem devido ao assoreamento. Este impacto mostrou-se mais dramático para reservatórios com pequenas capacidades de armazenagem.

Esta modelagem proposta é também uma tentativa de mostrar como as atividades que se desenvolvem em uma bacia hidrográfica podem influenciar a disponibilidade de água. Evidentemente aspectos climáticos como a ocorrência de cheias ou secas também devem ser considerados no estudo da disponibilidade hídrica, no entanto o uso do solo é um efeito provocado exclusivamente pela atividade antrópica, e, como tal, é passível de regulamentação e controle.

Outro aspecto relacionado ao desenvolvimento e ocupação do espaço é a urbanização, e, particularmente, o acréscimo da área impermeável a montante em uma bacia urbana, o que por sua vez é responsável pela elevação do volume escoado e contribui para um maior risco de enchentes em zonas a jusante de mesma bacia. Este volume escoado é a diferença entre o total precipitado e a quantidade de água que infiltra no solo, descontadas as perdas por evaporação. Assim, um acréscimo na área impermeável (devido à urbanização por exemplo) freqüentemente produz uma redução na recarga subterrânea (Bhaduri et al., 1997). Estas alterações no balanço entre o volume escoado e a recarga podem afetar significativamente o suprimento de água para consumo a longo prazo.

Para simular a quantidade de escoamento, Badhuri et al, (1997) utilizaram o modelo de Harbor, que baseia-se no método do Soil Conservation Service e que usa o conceito do CN (Número de Curva) para estimar escoamento em função do uso do solo. O modelo de Harbor exige apenas informações básicas, como dados de precipitação diária, distribuição do tipo de solo, e uso do solo presente e planejado; servindo-se de uma planilha eletrônica para calcular estimativas de escoamento a longo prazo.

A área de estudo é a pequena bacia urbana de Cuppy-Mclure, altamente dependente do abastecimento por água subterrânea, e localizada no noroeste de West Lafayette, em Indiana, Estados Unidos. O resultado da simulação é apresentado na forma de uma matriz, o que facilita a compreensão dos efeitos no escoamento a longo prazo produzidos a partir de propostas de planejamento executadas no passado; bem como possibilita a avaliação de propostas de atividades futuras, em função da alteração do uso do solo prevista para a bacia. Os autores sugerem o zoneamento como uma estratégia de gerenciamento da bacia para controlar o risco de atividades que comprometam o comportamento hidrológico.

Este modelo, em razão da simplicidade do uso, permite que se avalie de forma direta o impacto no escoamento em função da alteração do tipo de uso do solo. O processo se resume a simples troca de valores de CN, ou alteração do tamanho das áreas ocupadas pelos distintos tipos de uso. Com isso, esperam os autores propiciar às entidades de gerenciamento da bacia hidrográfica, ou mesmo ao poder público, um instrumento que possibilite simular os efeitos que determinadas atividades podem produzir nos níveis de escoamento a longo prazo.

A evapotranspiração é outro importante elemento do ciclo hidrológico e cumpre papel vital na quantificação das disponibilidades hídricas. No Reino Unido a evapotranspiração total

anual corresponde a 50% do total anual precipitado, sendo que em outras partes do mundo o percentual é ainda maior (Dunn e Mackay, 1995).

A evapotranspiração está portanto intimamente relacionada aos tipos de cobertura vegetal, às variações climáticas e ao uso do solo. Dunn e Mackay (1995) utilizaram o modelo hidrológico distribuído SHETRAN para demonstrar como as alterações do uso do solo podem afetar a resposta hidrológica em sub-bacias distintas. O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Tyne na Inglaterra. O modelo SHETRAN incorpora a equação de Penman-Monteith, uma adaptação da equação de Penman, para dar um indicativo da taxa de evapotranspiração como função do tipo de vegetação e das condições de umidade do solo. Esta fórmula está associada ao modelo de interceptação de Rutter para gerar um modelo geral de evapotranspiração, interceptação e drenagem.

Os dados de uso do solo são derivados de imagens de satélite Landsat, que após classificadas foram distribuídas em oito grupos hidrológicos que são: áreas cultiváveis, vegetação rasteira, áreas conurbadas, áreas de vegetação caduca, floresta perene, zona desmatada, pasto e vegetação arbustiva.

Os resultados das simulações mostraram que a perda por evapotranspiração anual ao longo do período de estudo (1985–1989) na zona desmatada foi de 428 mm em média, o que representa aproximadamente 57% da precipitação média anual, sugerindo um efeito significativo na hidrologia da bacia. As previsões de evapotranspiração para a área de floresta perene excederam a precipitação observada em 1988 e 1989.

As sub-bacias de estudo, South Tyne essencialmente natural, e Derwent agrícola apresentaram respostas distintas com relação à evapotranspiração em função da alteração do uso do solo, sendo que o resultado foi observado na geração do escoamento. As vazões na primeira apresentaram impacto pouco significativo, com uma redução de 10% no escoamento, já em Derwent observou-se que a floresta perene é responsável por uma redução do escoamento da ordem de 22%, o que representa uma taxa de 50% de redução do volume de escoamento global. Esta diferença, segundo os autores se refere à diferença da precipitação nas duas bacias, associada às distintas propriedades físicas dos solos que as compõem.

Este estudo mostrou uma análise quantitativa dos efeitos da alteração do uso do solo na variação da evapotranspiração, o que pode, por sua vez, vir a representar uma forte influência no balanço hídrico. Os autores destacam que as propriedades físicas dos solos são

igualmente importantes, significando que a natureza da resposta hidrológica será afetada não apenas por variações no referido balanço, mas também pela natureza do solo em questão.

A qualidade das águas superficiais, sub-superficiais e subterrâneas também estão relacionadas às alterações no uso do solo. Diferentes modalidades de uso contribuem com cargas poluidoras específicas distribuídas ao longo do espaço, definidas como fontes de poluição pontuais ou não pontuais (difusas). Os tipos de uso caracterizam a atividade agrícola que é desenvolvida ou a natureza da ocupação do território.

Nitrogênio, fósforo e sólidos suspensos nos cursos d'água são, por exemplo, indicativos da existência de fontes de poluição difusa na bacia (Haith,1976).

O mesmo autor utilizou análises estatísticas, para determinar a relação existente entre uso do solo (variável independente) e a qualidade da água (variável dependente). O método adotado foi o da regressão stepwise, que consiste em construir uma equação de regressão simplesmente adicionando ou retirando variáveis, uma de cada vez, e verificando o quanto esta variável adicionada “explica” a variável dependente. Este estudo foi aplicado em 20 bacias independentes do estado de Nova Iorque, nos Estados Unidos, com áreas que variam entre 120 e 3.560 km². Os principais usos discriminados foram: atividade agrícola, zona florestal e áreas urbanas (residenciais, comerciais e industriais).

Haith (1976), concluiu que existe relação entre as concentrações de nitrogênio e de sólidos suspensos na águas superficiais e os seguintes tipos de uso: zona florestal, zonas de atividades agrícolas, rodovias e áreas urbanas com altas densidades populacionais. O fósforo não apresentou relação com os tipos de uso analisados. O estudo revelou ainda que até 92% de variação do nitrogênio é explicada pelo uso do solo (Haith,1976).

Este trabalho sugere um método bastante útil para a verificação de variáveis (tipos de uso do solo), que são significativas para explicar uma determinada variável dependente, no caso a qualidade da água. Esta análise pode, naturalmente, ser estendida para a verificação do comportamento de outras variáveis hidrológicas frente à alteração do uso do solo tais como a vazão, a evapotranspiração, a interceptação e a infiltração.

Jones (1996), utilizou um modelo baseado em coeficientes de exportação para avaliar os volumes de nitrogênio e fósforo totais anuais transferidos para a drenagem a partir das várias fontes de nutrientes em uma bacia eminentemente agrícola. Os coeficientes de

exportação expressam a taxa de nitrogênio ou fósforo “exportado” em função de diferentes tipos de uso do solo. O modelo geral é definido da seguinte forma:

$$L = \sum_{i=1}^n E_i [A_i(I_i)] + p \quad (2.1)$$

Sendo L , a carga de nutrientes; E o coeficiente de exportação devido à fonte de nutrientes i ; A é a área da bacia ocupada pelo uso do solo do tipo i , pecuária, ou assentamento populacional; I é a entrada de nutrientes a partir da fonte i ; e p é a entrada de nutrientes devido a precipitação. O modelo é então calibrado comparando-se as cargas simuladas de N e P totais com os valores obtidos através do monitoramento da qualidade da água da bacia em estudo. A validação se dá mediante a simulação do volume de cargas de nutrientes exportadas para o curso d'água considerando as alterações observadas ao longo do tempo no uso do solo, nas práticas agrícolas e na qualidade da água.

O método empregado gerou resultados com erros da ordem de 2% a 2,5% para as duas bacias onde foi aplicado (Windrush e Slapton, ambas no Reino Unido) em relação aos valores observados de concentração de nutrientes no curso d'água. O modelo, após validado, pôde ser utilizado para previsões da concentração média anual de N e P com o objetivo de orientar estratégias de manejo agrícola, tais como redução da aplicação de fertilizantes, redução do número de cabeças de gado; conexão dos sistemas de coleta de esgotos domésticos a redes de esgoto sanitários, etc.

O uso do solo (florestas, cultivos de cereais, pastagens, pecuária, assentamentos humanos,...) neste modelo é considerado como uma variável de entrada; um elemento que caracteriza o tipo de nutriente “exportado”, cuja quantidade carregada para o curso d'água depende da extensão da área ocupada. Os resultados simulados aproximam-se dos valores medidos em estações de monitoramento possibilitando assim uma boa estimativa da qualidade da água em função do tipo de uso do solo da bacia. É um modelo que, por outro lado, não considera o padrão de alteração do uso do solo ao longo do tempo, no entanto permite boas estimativas anuais de qualidade da água, podendo ser utilizado na implementação de estratégias de controle de poluição em escalas apropriadas para o gerenciamento de bacias hidrográficas (Jones,1996).

As alterações no uso do solo também apresentam impactos significativos na qualidade das águas subterrâneas. A região metropolitana de Perth, no leste australiano, sofreu a partir

de 1945 um forte impulso pela ocupação do espaço, sendo que a área ocupada para atividades antrópicas passou de 24% naquele ano para aproximadamente 90% em 1989. A urbanização alterou drasticamente o uso do solo na região. Com 70% do abastecimento público sendo fornecido por águas subterrâneas, Perth atualmente sofre os revezes do acréscimo dos níveis de nitratos e de compostos orgânicos voláteis aos aquíferos subterrâneos. Os quais são gerados pela lixiviação em aterros e zonas de deposição de resíduos sólidos, bem como pelo derramamento de tanques de petróleo e de dejetos de áreas industriais.

Barber et al.(1996) mostraram que os níveis de contaminação da água subterrânea, estão relacionados ao desenvolvimento urbano e industrial. Um sistema subterrâneo de aquífero confinado foi modelado para avaliar a característica transitória das áreas de captura dos poços de extração de água com relação às alterações sazonais de recarga e demanda de água, bem como com relação aos diferentes usos do solo (mata nativa, áreas com e sem coleta de esgoto, horticultura, parques e terrenos baldios). Para isso os autores utilizaram um modelo numérico de elementos finitos (FEFLOW). Este modelo permite avaliar o fluxo e o transporte subterrâneo integrando tecnologia SIG para caracterizar o uso do solo e outras informações distribuídas ao longo do espaço.

Os dados de entrada do modelo são, por um lado os níveis de água subterrânea, a geologia local, a topografia, recarga, gradiente hidráulico e taxa de produção; e por outro as modificações no uso do solo e a distribuição espacial de fontes pontuais de poluição. Este conjunto de dados constitui um banco de dados em um SIG, e alimenta o modelo de água subterrânea.

Os resultados do modelo consistem na espacialização das informações referentes aos níveis de contaminação devido à concentração de nitratos e dos índices de compostos orgânicos voláteis. Estes resultados permitiriam orientar os órgãos públicos de abastecimento de água no sentido, por exemplo, da alocação de novos poços para retirada de água subterrânea.

O processo de salinização dos cursos d'água na Austrália ocidental é também, reconhecidamente, resultado da remoção das florestas nativas com vistas ao desenvolvimento agrícola (cultivo de cereais e pastagens), e atividades de mineração de bauxita. Os cultivos e pastagens apresentam capacidade de transpiração muito menor do que as florestas nativas, o que altera o balanço hídrico da região e eleva as taxas de recarga subterrânea. Com o

acréscimo dos níveis de água subterrânea ocorre o carregamento para a superfície de grandes quantidades de sal que se acumularam ao longo de milhares de anos imediatamente acima do antigo nível freático. O sal é então transportado para a superfície e, após, para os cursos d'água comprometendo sua qualidade (Sivapalan et al., 1996).

Para prever os efeitos do desmatamento no escoamento os autores utilizaram um modelo em larga escala composto por sub-modelos em escalas menores representado sub-bacias (5-10 km²). As variáveis de entrada são: o grau de desmatamento (proporção de área desmatada), a evaporação e a precipitação. A resposta hidrológica de cada sub-bacia à evaporação e à precipitação é função do estado de umidade do solo, idealizado através de três reservatórios sub-superficiais conectados entre si.

Sivapalan et. al., (1996) verificaram que a variabilidade espacial da umidade do solo está associada a precipitação média, à quantidade de cobertura vegetal e à topografia.

O modelo utiliza uma equação empírica para representar o nível de desmatamento. Os resultados são simulações de escoamento gerado em função do nível de desmatamento estimado, sendo que foram obtidos respostas bastante consistentes (previsões de escoamento diário, volumes de escoamento mensais, medidas de escoamento cumulativas) com os valores observados no período de tempo em que o modelo foi aplicado.

Esta modelagem pretende avaliar diretamente o impacto produzido no escoamento de bacias devido ao efeito da remoção da cobertura vegetal. Com poucas modificações o modelo pode igualmente ser aplicado para a previsão de concentrações de sal no escoamento. O estudo foi orientado no sentido de estimar a remoção da cobertura através do uso de formulações empíricas, sem no entanto uma preocupação maior com a avaliação das transições entre tipos de uso do solo ao longo do tempo, porém serviu otimamente para descrever o impacto gerado pela implantação de diferentes tipos de atividades no espaço da bacia. No caso, os tipos de uso se constituem em pastagens e mineração de bauxita, e a remoção da cobertura se dá em função destas atividades econômicas.

Os processos erosivos são igualmente afetados pela alteração do uso do solo. A remoção da camada superficial da vegetação aliada à geomorfologia da região e à ação do intemperismo contribui para a desagregação das partículas do terreno e para transporte de sedimentos para os cursos d'água. A falta de cobertura do solo é também um dos principais fatores para a formação de voçorocas. Um exemplo marcante da remoção da cobertura

original do solo ocorre na região centro-oeste do país, onde a expansão de novas fronteiras agrícolas nas cabeceiras da bacia do rio Taquari foi o principal agente causador do assoreamento no referido rio, um dos maiores tributários do rio Paraguai. O aporte de sedimentos foi tal que o rio praticamente saiu do seu leito natural, fazendo com que em épocas de cheias as áreas inundadas atinjam centenas de hectares, inundando fazendas e afetando as zonas de pecuária da região.

Os exemplos anteriormente apresentados ilustram algumas alterações em cenários hidrológicos que se observam em função de impactos resultantes da modificação do uso do solo devido à diferentes agentes atuando ao longo do espaço de uma bacia. Estes impactos refletem-se tanto na quantidade quanto na qualidade da água, exigindo que a tarefa de gerenciamento de recursos hídricos considere também os efeitos relativos a organização do espaço geográfico.

Neste contexto, o planejamento dos recursos hídricos faz parte de um amplo processo de planejamento ambiental, no qual o somente com a organização espacial das forças que interagem na bacia hidrográfica haverá expectativas de garantia da sustentabilidade da região.

A necessidade premente de estudos para o aperfeiçoamento do uso dos recursos hídricos decorre de uma complexa cadeia de usos múltiplos da água, onde, principalmente em função do desenvolvimento econômico, houve acréscimo da demanda e a intensificação do uso e a deterioração deste elemento natural, criando conflitos entre os diversos usuários no que tange à destinação do recurso.

Segundo Lanna (1999), estes conflitos são classificados segundo conflitos de destinação de uso, conflitos de disponibilidade qualitativa e conflitos de disponibilidade quantitativa. O autor cita também alguns problemas, como o das demandas hídricas agravado pelo incremento populacional; o reflexo da urbanização não planejada, que impermeabilizou o solo e invadiu o leito maior dos rios; e ainda o manejo não adequado do solo, que assoreou os cursos d'água. Novamente os exemplos ilustram claramente a propagação dos efeitos das ações antrópicas ao longo do território, indicando a forte dependência espacial que existe entre os seus diferentes atores.

Os conflitos de uso das águas são portanto frutos do desenvolvimento e da expansão da sociedade moderna, que criou novas necessidades de uso e consumo e tornou mais complexas as relações entre as forças que atuam no espaço. O objetivo hoje do planejador

deve ser então compreender estas relações, e avançar no sentido de considerar não apenas o comportamento hidrológico de uma região, mas também considerar os efeitos decorrentes dos diversos conflitos e interesses que atuam na disputa pelo espaço.

No Brasil, a Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos considera a água como um recurso natural de domínio público, limitado e dotado de valor econômico, sendo a unidade territorial básica para estudo a bacia hidrográfica.

Seguindo os preceitos propostos na Agenda 21, esta nova política prevê uma abordagem integrada dos problemas de planejamento de recursos hídricos, incorporando aspectos físicos, ambientais, políticos, sociais, econômicos, históricos e culturais.

No capítulo IV da Lei 9.433, referente aos instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos, os Planos de Recursos Hídricos se destacam como o elemento chave do processo, pois visam orientar e fundamentar a implementação do gerenciamento destes recursos. Os Planos de Recursos Hídricos são programas a serem desenvolvidos a longo prazo, que balizam e subsidiam tomadas de decisão referentes ao manejo e a utilização das águas.

Na implantação dos Planos de Recursos Hídricos, um dos requisitos básicos é a análise de alternativas de crescimento demográfico, a evolução das atividades produtivas e os padrões de ocupação do uso do solo. O enfoque principal é o de que atividades antrópicas desenvolvidas ao longo da bacia hidrográfica refletem-se diretamente na disponibilidade e qualidade dos recursos naturais desta unidade territorial.

2.2. Mecanismos econômicos de alteração do uso do solo

Nas últimas décadas a economia mundial tem sofrido mudanças muito significativas. A preocupação com o meio ambiente é um dos novos agentes responsáveis por estas transformações, alterando definitivamente as relações comerciais entre países desenvolvidos e sub-desenvolvidos. A crescente disparidade entre estes dois blocos é preocupante no contexto global. O crescimento das nações em desenvolvimento geralmente se apóia na degradação ambiental, no aumento das disparidades regionais, no crescimento da pobreza e da exploração indiscriminada dos recursos naturais. Neste sentido o principal desafio do próximo século deverá ser seguramente a busca por um modelo econômico menos opressor, pautado na redução das desigualdades e na proteção ambiental, no qual novos paradigmas de desenvolvimento, de produção, comércio e consumo sejam orientados no sentido da sustentabilidade e subsidiados por um forte aporte tecnológico.

Analisando sob o ponto de vista econômico, Hart (1997) identifica que a economia global é constituída por na realidade três diferentes economias sobrepostas:

A primeira, conhecida como economia de mercado, é a economia da qual fazem parte os países desenvolvidos e os em desenvolvimento. Aproximadamente 3 bilhões de pessoas vivem sob este regime, das quais 1 bilhão (cerca de 1/6 da população do globo) vivem somente nos países desenvolvidos, consumindo cerca de 75% dos recursos e da energia produzida no mundo e criando um gigantesco volume de resíduos tóxicos, industriais e domésticos, os 2 bilhões restantes constituem a populações das nações em desenvolvimento, e que entraram para a economia de mercado nos últimos quarenta anos. A segunda economia é a de subsistência, encontrada nas regiões rurais de muitos países com economia em desenvolvimento. É constituída por aproximadamente 3 bilhões de pessoas que dependem diretamente da natureza para sobreviver. Por último, a economia natural, que consiste de sistemas naturais e dos recursos que garantem suporte às duas anteriores. A economia natural corresponde aos bens ambientais, que podem ser renováveis ou não, e que são continuamente explorados em grande escala em função do rápido crescimento populacional e do desenvolvimento industrial.

A interdependência entre estas esferas econômicas é o que Hart chama de mundos em colisão, que imprimem ao planeta seus maiores desafios ambientais e sociais. Seus efeitos são

reflexo de uma dinâmica controlada pelos níveis de consumo, com efeitos danosos para o ambiente global. O autor alerta que os níveis de consumo condicionam as trocas de bens entre as diversas economias. Assim, um alto índice de consumo nos países desenvolvidos exige grandes quantidades de matérias primas e mercadorias oriundas das economias de sobrevivência e produzidas nas nações em desenvolvimento. O acesso às matérias nas economias de sobrevivência se dá graças aos recursos financeiros oriundos muitas vezes do capital estrangeiro, com vistas ao desenvolvimento da infra-estrutura necessária à exploração da matéria prima. É esta visão de desenvolvimento que tem comprometido seriamente o futuro destas nações e tem causado pesadas conseqüências à economia natural, fortalecendo unicamente as elites políticas e econômicas locais e marginalizando o restante da população. Por outro lado, ao mesmo tempo em que se investe em projetos de infra-estrutura para aumentar a produção das matérias básicas, ocorre uma queda nos preços das mercadorias e bens manufaturados, causando uma crescente desvalorização da moeda corrente nas nações em desenvolvimento e enfraquecendo seu poder de barganha frente ao comércio internacional.

2.2.1. Mecanismos de alteração do uso do solo no contexto econômico regional

Conforme já citado, as atividades humanas competem pelo uso dos recursos naturais e pela ocupação do espaço. Naturalmente conflitos surgem em razão da necessidade de se garantir a sobrevivência ao ser humano. Os conflitos podem se manifestar através de disputas por zonas com solos férteis, disputa pela disponibilidade de água, por zonas de melhor clima ou mesmo pela facilidade de acesso a recursos naturais. Nestas condições, o preço da terra surge como a melhor medida da intensidade da demanda e da competição pelo uso, variando em função da qualidade e da forma de acesso, podendo atingir valores elevados em áreas urbanas (Hoover e Giarratani,1999). Desta forma o uso do solo se insere neste contexto na medida em que forças de mercado determinam a locação de uma determinada atividade em detrimento de outra.

Sob o ponto de vista econômico, os padrões de uso do solo são oriundos da atividade que gera maior renda ao proprietário da terra. Baseado neste princípio, a maneira como uma determinada unidade territorial é utilizada caracteriza o estabelecimento de um investimento (Hanink,1997). A disputa então se dá a partir da renda gerada por determinada atividade.

Freqüentemente, em função dos custos de investimento, ocorre a transição entre tipos de uso. Esta transição acontece sempre que a receita obtida mediante um tipo de atividade, for inferior à receita auferida por um uso concorrente, adicionados os custos de transição.

A urbanização, por exemplo, é um importante agente motivador para modificação do uso do solo em áreas rurais. O crescimento da mancha urbana causa impactos nas estruturas sociais nas periferias das cidades, em função do surgimento de oportunidades de emprego não vinculadas à agricultura e mudanças nos produtos cultivados (como vegetais ou frutas) para atender a demanda nos centros urbanos (LUCC, 1999). O rápido e caótico crescimento ao longo das periferias impõe também crescentes demandas no sistema ecológico local, resultado da extração de recursos naturais, disposição de lixo e descarga de poluentes.

Hanink (1997), apresenta a redução de áreas agrícolas em regiões urbanizáveis como um exemplo do processo de transição entre usos. A figura 2 ilustra a variação do valor da terra em função da distância ao centro de consumo. O limite entre os usos agrícola e urbano se dá a partir da interseção entre as duas curvas de oferta de renda¹.

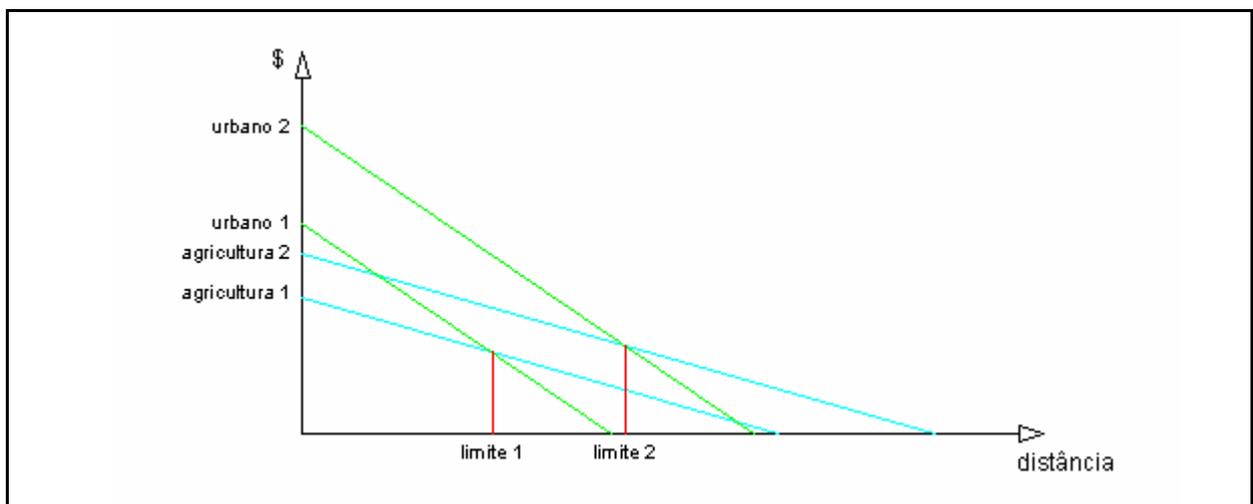


Figura 2 competição entre os usos urbano e agrícola. (Hanink,1997).

Com o crescimento populacional, e a conseqüente expansão das áreas construídas existe uma tendência de invasão da área agrícola adjacente em função do impulso promovido pela elevação da renda obtida com o uso urbano (transição do uso urbano 1 para urbano 2, segundo a figura 2). Esta tendência induz dois efeitos distintos no uso agrícola. Em primeiro lugar, apesar do uso agrícola não poder competir com o uso urbano nas regiões mais próximas do centro de consumo, ocorre uma expansão destas áreas na direção das regiões periféricas

¹ Curvas de oferta de renda representam a quantia a ser oferecida para se dispor de um imóvel em uma dada posição do espaço, considerando preferências e restrições orçamentárias.

(transição de agricultura 1 para agricultura 2, figura 2), o que de certa forma compensa a perda do espaço para o uso urbano. Esta alteração, evidenciada pelas curvas de oferta de renda, geram uma nova configuração espacial na qual a fronteira entre os usos urbano e rural é realocada para um ponto mais afastado do centro de consumo (transição do limite 1 para o limite 2, de acordo com a figura 2).

Esta situação idealizada é característica de uma região auto-suficiente, que, livre da intrusão de produtos de outros mercados, promove um aquecimento do setor agrícola em função da crescente demanda por gêneros alimentícios.

Por outro lado, quando existe influência externa, como a importação produtos agrícolas de outras regiões, a tendência é que a curva de oferta de renda para o setor agrícola permaneça estática, o que provoca uma retração maior da área rural com relação à urbana. Nesta situação o setor agrícola além de não possui condições de competir no mercado da terra, precisa competir, muitas vezes de forma desigual, com tais externalidades, e acaba cedendo ainda mais espaço para áreas urbanas (transição do limite 1 para o limite 2, conforme figura 3).

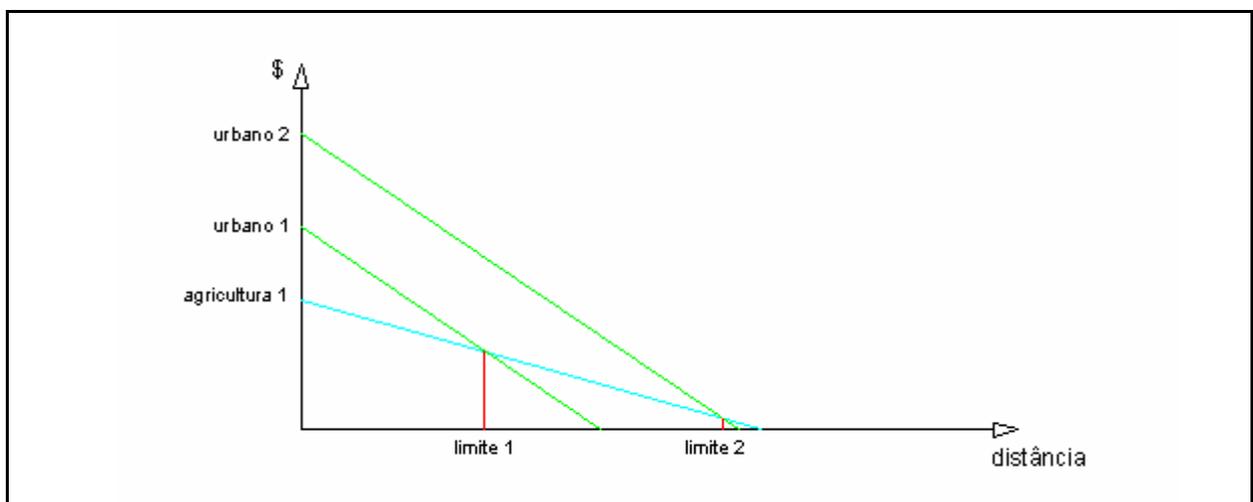


Figura 3 competição com produtos externos, retrações na zona agrícola. (Hanink,1997).

Este outro aspecto caracteriza o impacto da ação de agentes externos ao mercado da terra, e que influenciam diretamente no tipo de atividade desenvolvida em uma região. Tais agentes, conforme já citado, são conhecidos como externalidades.

As externalidades podem ser positivas ou negativas, na medida em que promovem a valorização ou desvalorização da terra para determinados usos.

Conforme a figura 3, a externalidade devida à entrada de produtos oriundos de outros mercados motiva a estagnação do setor agrícola, o que por sua vez favorece a expansão da área urbana, uma vez que este tipo de uso gera rendas superiores à renda devida aos usos agrícolas. Esta sensibilidade aos agentes externos se manifesta estabelecendo uma relação de caráter espacial entre os setores econômicos em uma região ou mesmo entre regiões diferentes.

2.2.2. Teorias micro-econômicas do uso do solo

No processo de utilização do solo a alocação das atividades produtivas caminha lado a lado com as necessidades humanas. O emprego, a moradia e a facilidade de acesso são aspectos que atuam significativamente na formação do valor da terra, de forma que é possível afirmar que a alocação das atividades é resultado de um mecanismo de mercado que combina três elementos básicos, quais sejam; mercadorias, solo e transporte (Barra,1989).

Para descrever a distribuição espacial das atividades econômicas, pensou-se, em princípio, em modelos baseados na teoria micro-econômica (Barra,1989).

Através destes modelos procurava-se explicar a dinâmica do mercado da terra no contexto espacial, considerando por exemplo os custos do transporte de mercadorias aos centros de consumo ou o de pessoas ao seu local de trabalho. Pretendia-se também mostrar como a competição entre diferentes usos poderia influenciar a formação do valor da terra em um determinado sítio no espaço, e também qual o efeito gerado no preço das mercadorias no mercado de consumo.

O Modelo de Von Thünen

Von Thünen, no século XIX, foi o primeiro a tentar explicar o efeito dos custos de transporte na locação das atividades e no funcionamento do mercado.

O modelo supõe uma região agrícola idealizada, que se desenvolve em torno de um único centro de consumo, sendo que o solo está sujeito a diversos tipos de cultivos que geram diferentes curvas de oferta de renda. O preço da terra varia apenas em função da distância a partir do centro de consumo, estendendo-se em todas as direções e associado a um custo de transporte fixo independente da localização (Briassoulis,1999). A competição se dá na medida

em que a disposição de um produtor a pagar pelo uso da terra supera a do seu concorrente, mas apenas até um máximo determinado pela curva de oferta de renda para uma determinada distância do mercado (Barra,1989).

Considerações sobre a elasticidade são levadas em conta. A elasticidade é um indicativo da retração da procura em função da elevação do preços do produto (Lanna,2000).

O modelo de Von Thünen considera a elasticidade da demanda, provocada pela entrada de novas mercadorias no mercado, o que força uma elevação dos preços dos produtos e, conseqüentemente, inibe a procura. É considerada também a elasticidade do preço da terra, uma vez que, com a elevação do valor da unidade territorial de solo a tendência é que ocorra um acréscimo nos investimentos em tecnologia agrícola para incrementar a produção por unidade de área. A figura 4 mostra o resultado, segundo Von Thünen, da introdução de novas mercadorias no mercado, levando em conta os efeitos das elasticidades da demanda e do preço da terra. De uma maneira geral, a medida que mais e mais produtos entram no sistema o valor da terra se eleva, e com ele o preço das mercadorias, reduzindo conseqüentemente a demanda de forma que, para recuperá-la, é necessário um acréscimo na produtividade através da inovação tecnológica (Barra,1989).

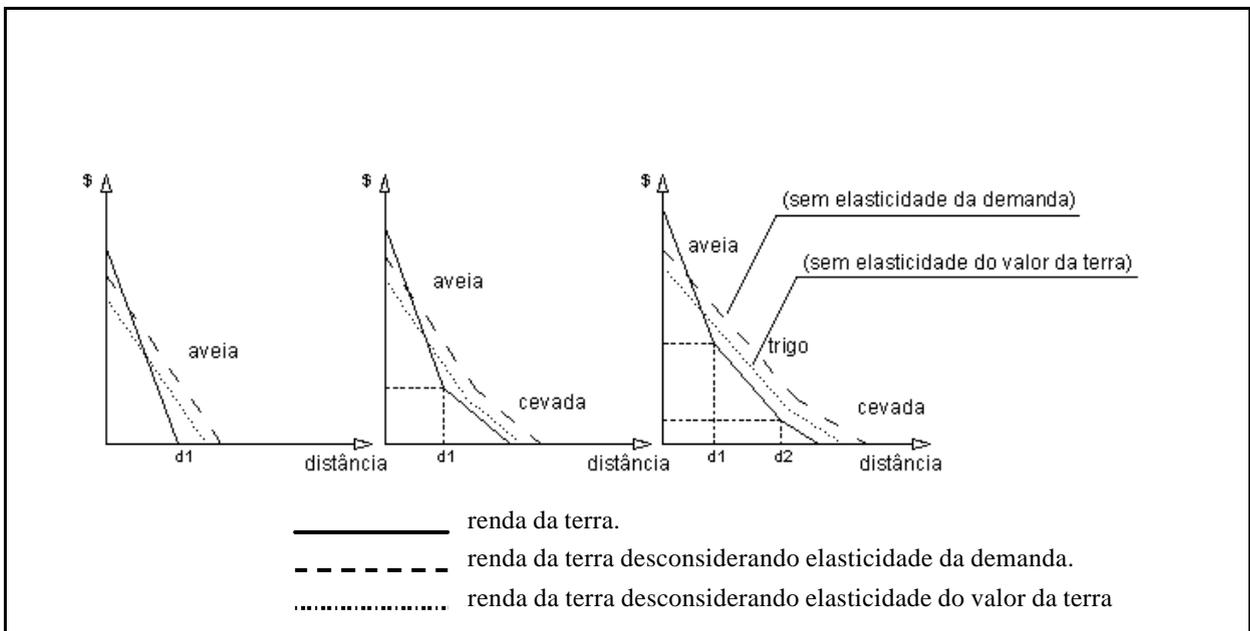


Figura 4 acréscimo de mercadorias ao sistema segundo o modelo de Von Thünen (Barra,1989).

Segundo Von Thünen, neste processo de alocação dos usos, o solo será ocupado pela atividade agrícola que exigiu um maior valor de oferta por parte dos pretensos usuários. Esta

oferta no entanto dependerá do valor que o usuário espera obter com aquela atividade agrícola para cada unidade do solo disponível (Briassoulis,1999).

A figura 5 ilustra o resultado da aplicação do modelo. O que se obtém é um padrão espacial definido por anéis concêntricos em torno do centro de mercado, sendo que cada anel refere-se a um tipo de cultivo particular (Briassoulis,1999).

O modelo de Von Thünen foi o precursor da análise da estrutura espacial regional e embrião para outros modelos da teoria da locação (Barra,1989, Briassoulis,1999).

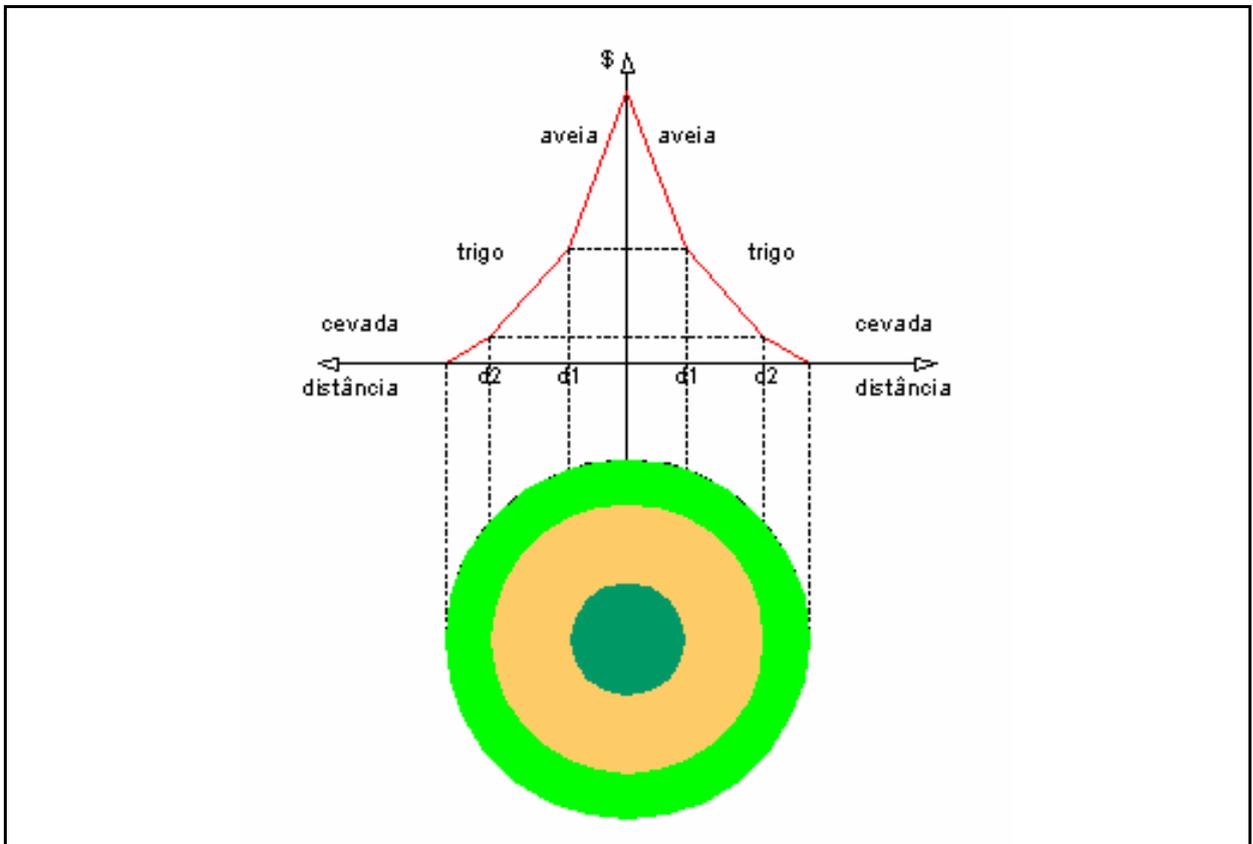


Figura 5 padrão de locação das atividades agrícolas segundo Von Thünen (Briassoulis,1999).

O Modelo de Alonso

O modelo de Alonso e a teoria do mercado da terra urbano são refinamentos do modelo de Von Thünen. Esta teoria visa descrever e explicar o comportamento da locação residencial dos indivíduos e a estrutura espacial resultante de uma área urbana (Barra,1989, Briassoulis,1999).

Assim como no modelo de Von Thünen, o sistema é considerado monocêntrico, plano, contínuo e uniforme, sendo que o centro da cidade é considerado como o local onde os indivíduos exercem suas atividades, negócios e compras. (Briassoulis,1999).

A limitação orçamentária é implementada no modelo como uma constante, composta pela combinação de três elementos: preço da terra, custos de transportes e custos de outros bens e serviços. Dentro destes limites o indivíduo aloca suas necessidades de forma a maximizar seu nível de satisfação.

O arranjo diferenciado destes três elementos pode gerar múltiplos níveis de satisfação. A representação espacial destes elementos corresponde a uma superfície denominada superfície de oportunidade (Barra,1989), e está ilustrada na figura 6.

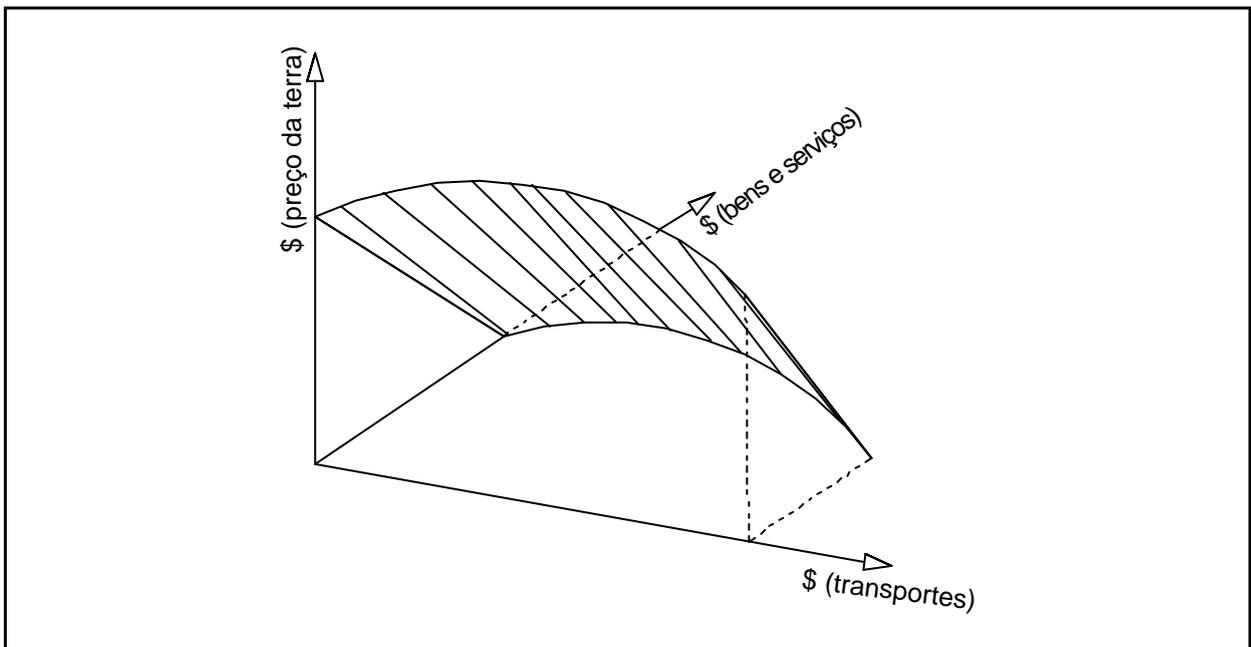


Figura 6 superfície de oportunidade (adaptado de Barra,1989).

O modelo de Alonso introduz também o conceito de curva de oferta de preço (figura 7), que descreve a disposição a pagar do indivíduo para ocupar sítios localizados em distâncias distintas a partir do centro de mercado de forma a obter sempre o mesmo nível de satisfação.

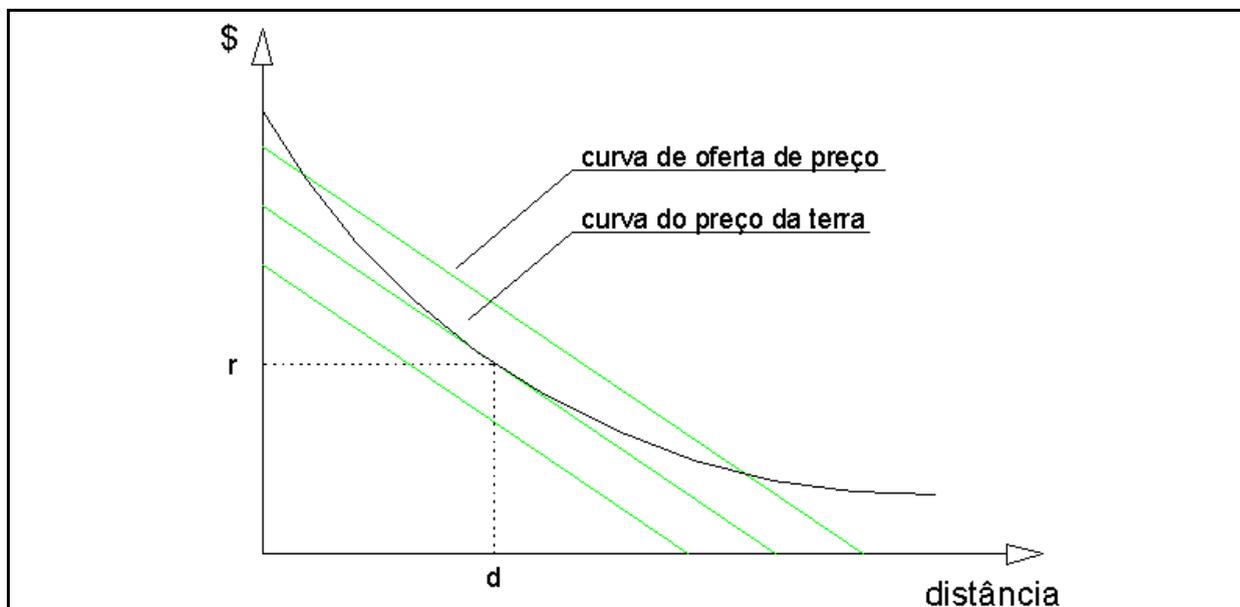


Figura 7 curvas de oferta de preço no modelo de Alonso (adaptado de Barra,1989).

De acordo com a figura acima um indivíduo pode apresentar múltiplas curvas de oferta de preço, conforme o nível de satisfação exigido. Curvas mais próximas da origem representam níveis de satisfação maiores pois o mesmo pode ser obtido com menor investimento.

Quando uma destas curvas tangencia a curva do preço da terra se estabelece um equilíbrio, quando então é determinado o local no espaço que maximiza o nível da satisfação do indivíduo consideradas as suas restrições orçamentárias. Este ponto se constitui então no local de instalação de sua residência ou estabelecimento comercial.

Assim, o processo de alocação da terra no contexto urbano se dá de acordo com a oferta, de forma que determinado sítio no espaço pertencerá ao indivíduo que fizer a melhor proposta sob o ponto de vista financeiro.

Partindo do centro de consumo, o ponto central, os sítios mais próximos são passíveis de receber a maior oferta. A medida que a distância ao centro de consumo aumenta, outros níveis de preferência, ou satisfação, são atendidos, associados é claro a novos patamares de oferta. O processo se estende até a alocação da última unidade de terra, na periferia da cidade.

Os modelos apresentados visam simular um padrão de alocação de grupos sociais e atividades econômicas no espaço em áreas rurais (Von Thünen) e urbanas (Alonso). Conforme se pode observar a partir dos modelos, a questão sócio-econômica é o agente determinante da alocação de residências ou atividades. Não foi considerada a questão ambiental no processo, mas será visto posteriormente um modelo que leva em conta esta importante condicionante.

2.3. Processos de modelagem de alteração do uso do solo

A organização do espaço geográfico motivou o surgimento de linhas de pesquisa orientados no sentido de que processos naturais ou humanos, quer sejam eles físicos, ecológicos, técnico-culturais, ou de outro tipo qualquer, são, em certo grau, controlados pela organização espacial do seu conjunto ambiental. Tal organização espacial é chamada de paisagem (Soares Filho,1998).

A paisagem pode ser entendida como um mosaico dinâmico de zoneamentos humanos e naturais que variam em tamanho, formato e arranjo.

Compreendendo o que motivou a criação destes mosaicos e como o ser humano deles depende, juntamente com o entendimento de como a modificação em sua estrutura afeta processos ecológicos e sócio-econômicos, é possível então fornecer diretrizes básicas no sentido de orientar o desenvolvimento sustentável em uma região. (Lee et al.,1992).

Lee et al, (1992) definiram a sustentabilidade como um processo dinâmico no qual a exploração contínua ou a proteção de recursos, o sentido de investimentos nas terras, e as modificações institucionais associadas estão coerentes com os objetivos presentes e futuros com relação a qualidade ambiental e as funções sócio-econômicas dos ecossistemas.

Segundo os autores a sustentabilidade deve envolver um aproveitamento racional do solo, da água e das fontes energéticas. Os autores propõe ainda que, para a compreensão das condições de sustentabilidade humana e de seus sistemas ambientais, é necessária uma análise da integração dos processos ecológicos e sócio-econômicos segundo uma óptica ambiental. Uma manifestação da interação entre os processos naturais e as atividades humanas se daria segundo o padrão de uso do solo (ou cobertura do solo) em uma determinada região.

De acordo com os autores, o meio em que vivemos é reflexo da interação entre processos ecológicos e sócio-econômicos, onde uma teia de fatores como aspectos políticos, culturais, econômicos e ambientais interage, criando um ambiente dinâmico que é altamente sensível à ação do homem.

Verburg et al, (1999) e Berry et al, (1996) também consideram que para compreender a função e estrutura do meio físico, primeiramente em termos do impacto devido a ação

humana, deve-se buscar conhecer como se dá a integração entre aspectos biológicos e sócio-econômicos.

Este conjunto de idéias fundamentam a base para o desenvolvimento de modelos de simulação espacial baseados nos conceitos de ecologia de paisagem. Segundo Soares Filho, (1998), estes modelos são utilizados para descrever fenômenos espaciais, predizer a evolução temporal dos seus padrões e integrar escalas temporais e espaciais. Tais modelos envolvem, a simulação de atributos ecológicos através do tempo em subunidades de áreas com distinta localização e configuração (Nyerges,1993 apud Soares Filho,1998).

Baker (1989), destaca dois critérios básicos para classificação de modelos de paisagem; (1) o nível de agregação e (2) o tipo de modelagem matemática empregada, podendo ser contínua ou discreta. O nível de agregação diz respeito ao detalhamento utilizado para modelagem do processo de alteração da paisagem. Pode-se identificar três tipos de modelos baseados neste critério, quais sejam:

- ✓ modelos totais de paisagem;
- ✓ modelos distribucionais de paisagem e
- ✓ modelos espaciais de paisagem.

Segundo Soares Filho (1998), os modelos totais de paisagem simulam o comportamento de uma variável ou de um grupo de variáveis em uma paisagem particular como um todo, como no exemplo do número de elementos de paisagem presentes em uma região (figura 8a). Aqui o termo *elemento de paisagem* é considerado pelo autor como os diferentes tipos de uso e de cobertura do solo.

Modelos distribucionais de paisagem consideram a proporção, ou distribuição, dos valores de uma variável ao longo do espaço, como por exemplo, a modelagem da distribuição em área de elementos de paisagem ao longo do tempo. Elementos de paisagem geralmente são representados como estados discretos, tais como tipos de florestas, tipos de cobertura do solo e tamanho ou densidade de população de espécies. Este tipo de modelo não considera a localização ou a configuração destes elementos no espaço, o que o torna menos detalhado em comparação com os modelos espaciais de paisagem. Por outro lado estes modelos são de simples implementação e utilização (figura 8b).

Por fim, os modelos espaciais de paisagem (figura 8c), são os mais completos e detalhados, uma vez que utilizam uma quantidade substancial de informações obtidas via sensoriamento remoto, além de contar com a capacidade de armazenagem de dados proporcionada pelos sistemas de informações geográficas (SIGs). Tais modelos permitem a modelagem do número e do arranjo espacial dos elementos de paisagem, apresentando resultados na forma de mapas de mudanças de paisagem.

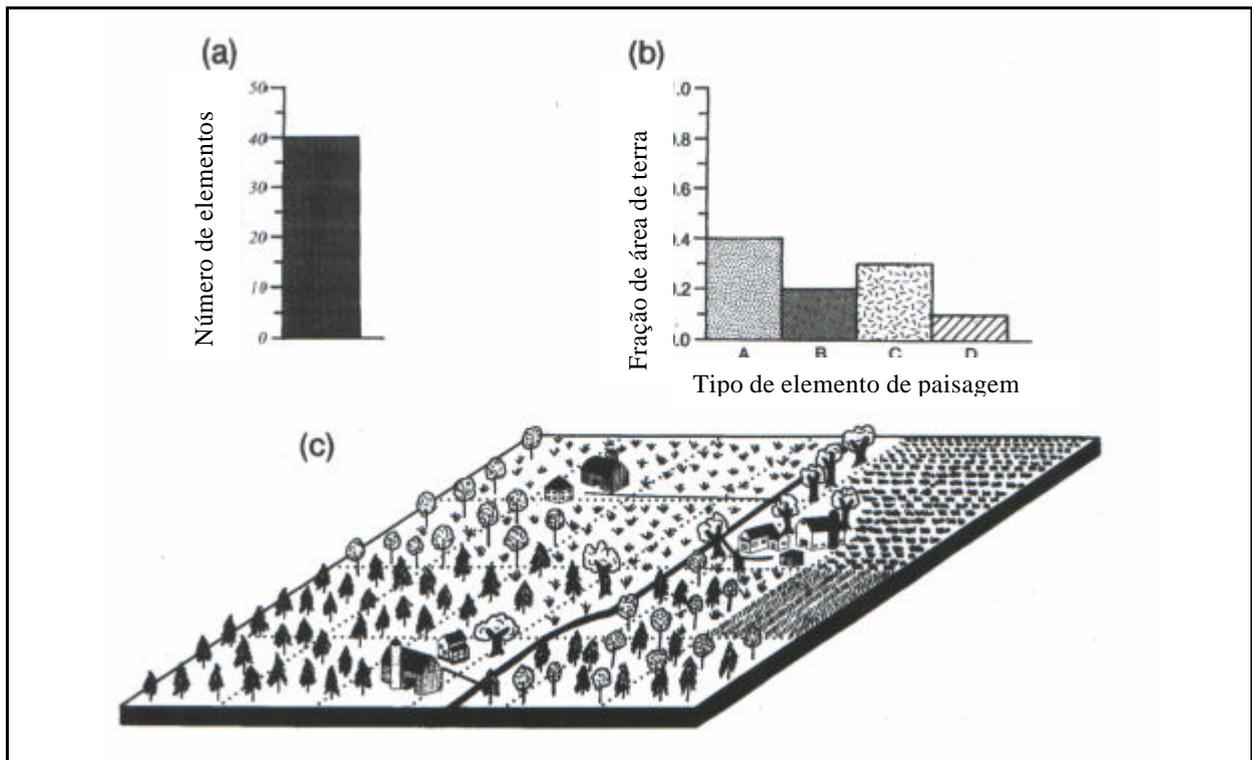


Figura 8 dados monitorados por três tipos de modelos de paisagem: a) modelos totais de paisagem, b) modelos distribucionais de paisagem e c) modelos espaciais de paisagem. (Baker,1989).

Na concepção de modelos espaciais de paisagem pode-se optar pelo tipo de dados de entrada, que podem ser no formato matricial (raster) ou vetorial; pelas variáveis que devem compor o modelo; pelo tamanho do pixel (no caso do formato matricial) e pelo algoritmo de alteração de paisagem (Baker,1989). Neste ponto cabe destacar que o tamanho do pixel a ser adotado deverá contemplar tanto a escala de trabalho, garantindo precisão cartográfica à análise, quanto a captura do padrão espacial do fenômeno. Além disso o tamanho do pixel deverá ser tal que permita implementação e desempenho computacional satisfatório.

No que tange à matemática empregada, os modelos podem utilizar um embasamento matemático contínuo ou discreto. Os modelos podem empregar equações diferenciais considerando a variável tempo contínua, e mudança de estados contínua ou discreta.

O modelo de equação diferencial, no caso de modelos que utilizam matemática contínua (tempo contínuo) e estados discretos, é $dX/dt = f(X)$, onde X é a variável de interesse (uso do solo, por exemplo), $f(X)$ representa uma função de X , e t o tempo. Neste caso existirá uma equação diferencial para cada elemento de paisagem. Já no modelo de equação diferencial para matemática contínua (tempo contínuo) e estados igualmente contínuos utiliza uma única equação diferencial.

Os modelos podem ainda empregar de equações de diferenças, com tempo discreto. Estes últimos podem ser, segundo Baker (1989), modelos de Cadeias de Markov, modelos semi-markovianos ou modelos de Projeção. O modelo para equação de diferenças, que utiliza matemática discreta, é $X_{t+1} = f(X_t)$, com os parâmetros X , t e $f(X_t)$ idênticos ao caso contínuo.

Modelos de cadeias de markov consideram transições entre estados como probabilidades, o que lhes confere um caráter estocástico. Estas probabilidades de transição são geralmente obtidas a partir de uma amostra de transições que ocorreram em um intervalo de tempo. Os resultados do modelo são portanto função destas probabilidades e da distribuição atual entre estados, não considerando o histórico de transições anterior.

Os modelos de cadeias de markov são estacionários, ou seja, consideram um tempo de permanência constante em cada estado. Para contornar este problema, utilizam-se os modelos semi-markovianos, que implementam esta não-estacionariedade. Os modelos semi-markovianos consideram portanto que a probabilidade de transição de um estado i para um estado j no intervalo de tempo t para $t+1$, não depende apenas destes estados, mas também do tempo em que o elemento de paisagem em estudo permanece no estado i .

Em contrapartida aos modelos markovianos, os modelos de projeção determinísticos são empregados em função de limitações dos modelos estocásticos. Geralmente as taxas de transição calculadas por tais modelos não correspondem à probabilidades verdadeiras, além do que normalmente as suposições exigidas pelos modelos markovianos nem sempre podem ser satisfeitas.

A Modelagem da alteração do uso do solo

Conforme já discutido, é, em parte, no uso das terras e nas modificações do padrão da qualidade do ambiente como um todo que se refletem os efeitos da atividade humana. A alteração do uso do solo é um dos elementos dinâmicos mais críticos dos ecossistemas

segundo Pijanowski (1997). O autor cita que as ações induzidas pela atividade antrópica freqüentemente resultam em alterações nos padrões e processos nos ecossistemas tais como mudanças hidrogeoquímicas (Flintrop et al apud Pijanowski, 1997), mudanças na cobertura vegetal (Ojima et al apud Pijanowski, 1997), na diversidade de espécies (Constanza et al apud Pijanowski, 1997) e modificações no setor econômico.

De uma maneira geral, Pijanowski (1997), afirma que os objetivos de um projeto que simule a transformação do solo devem:

- ✓ desenvolver um modelo espacial-temporal que caracterize as alterações de uso em grandes regiões;
- ✓ criar um modelo que seja transferível a outras regiões e que nelas também seja capaz de prever a modificação do solo;
- ✓ incorporar os aspectos políticos, ambientais e sócio-econômicos que promovem as alterações do uso;
- ✓ desenvolver um projeto piloto, que demonstre a confiabilidade do processo e que permita ser utilizado para gerar padrões espaciais e temporais que possam ser generalizados para o desenvolvimento de novos componentes do modelo;
- ✓ aplicar um sistema aproximado, que permita modelar o desenvolvimento, e;
- ✓ utilizar o modelo para testar os possíveis cenários “o que - se...”.

Wood et al., (1997), afirmam que um pré requisito para a modelagem do uso do solo é a capacidade de caracterizar as modificações existentes de uma maneira temporal e espacial, utilizando para isso dados empíricos. Neste sentido, o Sistema Geográfico de Informações, ou SIG, se insere como uma ferramenta capaz de manipular e armazenar representações de dados espaciais e temporais e executar as mais diversas operações, apresentando os resultados na forma de mapas para compor um banco de dados espacial no qual o acesso a informação estará disponível para qualquer ponto da bacia.

Berry et al, (1997) apresentam o Sistema de Análise da Modificação do Uso do Solo (Land Use Change Analysis Systems – LUCAS) que se constitui em um aplicativo computacional especificamente projetado para integrar um banco de dados multidisciplinar

armazenado no Sistema de Apoio e Análise de Recursos Geográficos (Geographic Resources Analysis Support System – GRASS), a ferramenta SIG que integra o pacote LUCAS.

O LUCAS é uma ferramenta computacional desenvolvida para uso em workstations que suportam o sistema operacional Unix, o ambiente X-Windows e as bibliotecas de usuário Motif. O aplicativo integra informações atuais e estimadas para um futuro próximo de forma a criar um ambiente multidisciplinar com vistas a pesquisa de questões relativas ao uso do solo e seus impactos.

O sistema LUCAS preconiza uma análise de como o ser humano afeta os processos ecológicos numa escala de paisagem e como os padrões nesta escala afetam as condições ambientais e funções sócio-econômicas essenciais para a sustentabilidade.

Lee et al. (1992) propuseram que esta análise envolve um processo em três etapas:

- ✓ exame dos fatores sócio-econômicos que influenciam as alterações no ambiente natural;
- ✓ simulação da modificação de um ambiente natural mediante o uso de variáveis ambientais, econômicas e sociais;
- ✓ avaliação dos impactos desta alteração na qualidade ambiental e no suprimento de recursos.

A abordagem apresentada visa tanto avaliar como aprimorar as condições de sustento humano e dos sistemas ambientais mediante a integração de processos ecológicos e sócio-econômicos. O estudo é orientado através de três questões básicas:

- ✓ como os fatores sociais e econômicos influenciam as práticas de uso do solo?
- ✓ quais os impactos dos padrões do ambiente natural na qualidade ambiental e no suprimento de recursos?
- ✓ como a qualidade ambiental e o suprimento de recursos pode ser gerenciado para garantir a sustentabilidade ecológica e sócio-econômica?

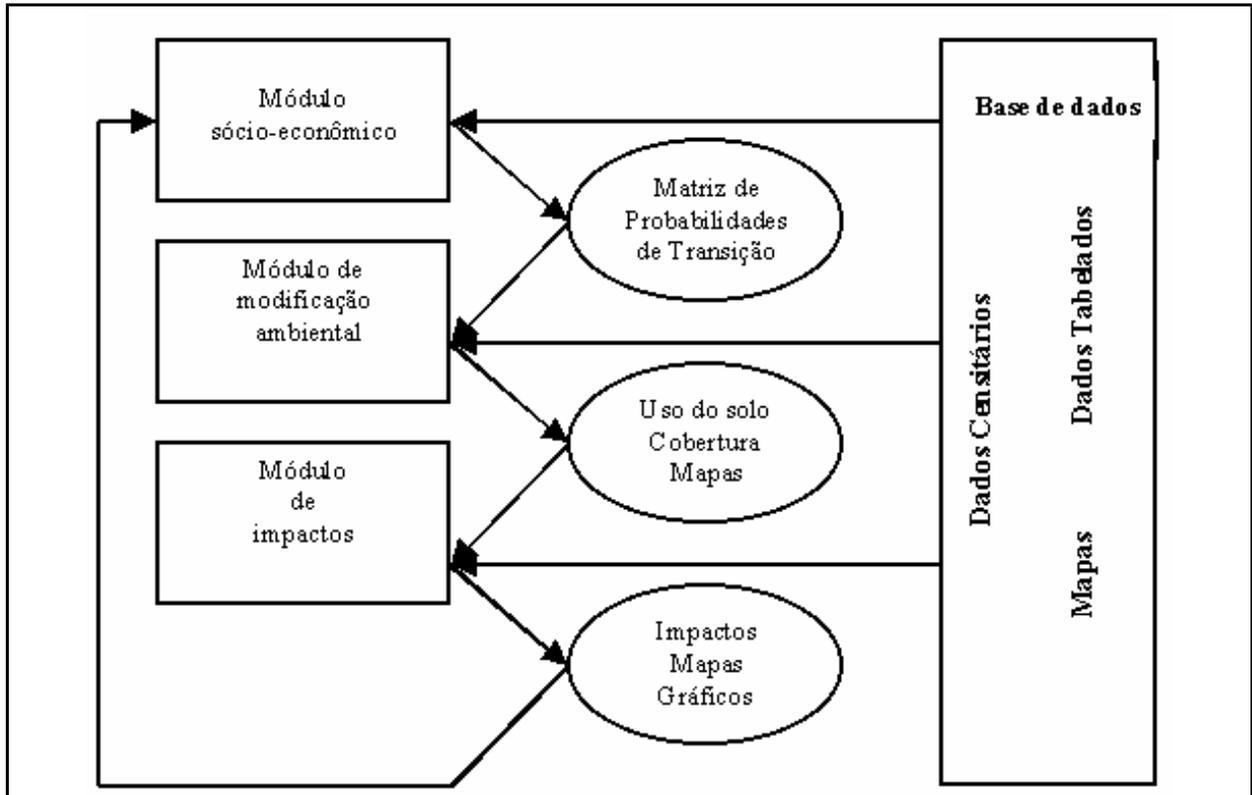


Figura 9 módulos do sistema LUCAS (Berry et al, 1997).

No LUCAS a influência dos fatores sócio-econômicos pode ser simulada pela modelagem da tendência (probabilidade) de uma área sofrer alteração de um uso específico para outro (ou permanecer com o mesmo tipo de uso) como função de várias variáveis condicionantes. Esta análise envolve a modelagem das variações do uso do solo em termos probabilísticos.

A projeção dos padrões regionais de uso do solo requer a integração das probabilidades calculadas com o padrão de cobertura vegetal existente. Dado um mapa com o padrão atual de cobertura, as probabilidades de transição do uso do solo são distribuídas espacialmente de acordo com as características econômicas, sociais e físicas para cada parcela do solo. A ligação destas probabilidades a uma base de dados espacial, como o Sistema Geográfico de Informações (SIG), permite a simulação das alterações no ambiente natural ao longo do tempo. O método empregado para estabelecer as simulações ao longo do tempo consiste no ajuste de coeficientes de uma regressão logística.

Verburg et al. (1999), apresentam o modelo CLUE (Conversion Land Use and its Effects) como uma metodologia para modelar as alterações do uso do solo em um futuro próximo baseado nas condições atuais e históricas de manejo. Uma análise estatística das relações quantitativas entre a distribuição do uso do solo real e as forças que motivam o

processo é a base do procedimento. Baseado em equações de regressão múltipla, as áreas com potencial de acréscimo ou redução do percentual de cobertura para um certo tipo de uso do solo são identificadas. A alocação real de um tipo de uso é dada pela competição. Uma abordagem em múltipla escala também é considerada uma vez que os fatores que promovem modificações do uso do solo se manifestam em escalas distintas, havendo a necessidade de uma adequação para que se possa integrar este conjunto de informações em um mesmo ambiente de processamento. A abordagem proposta provê um balanço entre alterações que se processam em nível local e os impactos em escala regional, e vice-versa.

Este modelo leva em consideração um aspecto importante que são as diferentes escalas em que os processos ocorrem. No entanto, a determinação do uso do solo baseado apenas nos padrões de uso atual limita o horizonte temporal e as possibilidades das simulações, por não levar em conta o histórico dos usos. Outra limitação reside no fato do modelo de regressão múltipla poder variar ao longo do tempo sendo somente considerado estável em curtos períodos (20 anos, por exemplo).

Wood et al., (1997) propõe a utilização de cadeia markovianas espaciais e temporais para a utilização em modelos de previsão de modificações de uso do solo. Em um projeto desenvolvido para caracterizar estas alterações no sul do Senegal os autores avaliaram os resultados gerados pelos modelos markovianos.

Um pré-requisito para a modelagem da alteração do uso é a capacidade de caracterizar as variações existentes temporal e espacialmente utilizando dados empíricos. Este passo é necessário para a previsão de usos futuros. Para desenvolver tal caracterização, Wood et al., (1997) escolheram, conforme já citado, os modelos de Markov. Os modelos de Markov são matematicamente compactos, podendo ser facilmente desenvolvidos a partir de dados observados, e servem como uma ferramenta efetiva para exercícios de simulação.

Basicamente, um processo markoviano de primeira ordem baseia-se na probabilidade de que o sistema esteja em um determinado estado (tipo de cobertura) no tempo t_2 , dado o conhecimento do seu estado no tempo t_1 , portanto, a probabilidade de transição não depende do histórico do sistema anterior ao tempo t_1 .

Quando o processo markoviano varia de um intervalo de tempo a outro, a transição entre estados depende somente do estado atual, e não do passado do fenômeno. Em outras palavras, o histórico de transição do fenômeno não exerce papel significativo para a previsão

de estados futuros, ou seja, o modelo não carrega uma memória de transições passadas (Parzen apud Wood et al., 1997).

Os modelos de Markov entretanto operam sob condições bastante restritas como estacionariedade e processos temporais que não consideram o contexto espacial. Os resultados obtidos indicaram que as probabilidades de alteração não permanecem constantes, sugerindo que as alterações no meio não são estritamente markovianas (Turner apud Wood et al, 1997), ou seja, as probabilidades de transição não são estacionárias, variando ao longo do tempo.

Estudos mais recentes apontam para a utilização de modelos semi-markovianos (Rogerson & Acevedo apud Wood et al., 1998), que relaxam a hipótese de estacionariedade, ou ainda modelos markovianos de ordem múltipla, que integrem a memória do sistema para cada passo da simulação. Outra possibilidade a ser pesquisada, segundo os autores, é a aplicação de técnicas de regressão logística, cujos resultados serão comparados com os modelos markovianos.

A integração de múltiplas variáveis em modelos que simulam a alteração de uso do solo exige que se leve em consideração a variabilidade espacial das relações entre estes parâmetros.

Fotheringham et al., (1998), apresentam duas técnicas estatísticas que podem ser utilizadas para avaliação da variabilidade espacial: a regressão geográfica ponderada e o método da expansão de equações de regressão. Ambas admitem a não estacionariedade em equações de regressão, ou seja, ao invés de aceitar um conjunto de resultados de regressão global, as técnicas mencionadas possibilitam a produção de resultados de regressão locais em qualquer ponto da região, tal que o resultado da análise seja um conjunto de estatísticas mapeáveis que denotem as relações entre as variáveis localmente.

Os dois métodos apresentaram um avanço significativo na análise espacial com relação aos métodos de regressão globais. Atualmente pesquisas estão sendo realizadas ainda no sentido de examinar a estimação estatística de modelos ditos "mistos", ou seja, modelos nos quais alguns parâmetros possam variar ao longo do espaço.

2.4. Ferramentas utilizadas para a análise espacial

2.4.1. Regressão Logística

A regressão logística é uma ferramenta estatística que permite o ajuste de um conjunto de variáveis independentes a uma variável resposta categórica.

Ao contrário das variáveis contínuas, variáveis categóricas podem assumir apenas determinados valores particulares de resposta, podendo estes serem binários (dicotômicos) cuja resposta possui apenas dois níveis (falha ou sucesso) ou politômicos, uma extensão do anterior, no qual a resposta pode assumir múltiplos níveis de saída.

Face ao exposto, esta técnica se mostra bastante adequada para a modelagem da transição entre tipos de uso do solo, posto que estes serão tratados neste estudo como estados individuais ou categorias particulares (mata → área rural → zona urbana) e estarão relacionados a uma série de variáveis independentes ou explanatórias, extraídas a partir de imagens de sensoriamento remoto orbital. Neste contexto o papel da regressão logística é semelhante ao dos modelos de regressões tradicionais, ou seja, encontrar o melhor modelo que relacione variáveis dependes e independentes.

Segundo Soares Filho (1998), a técnica de regressão logística consiste em rescrever o clássico modelo de regressão linear de modo a confinar o valor da variável resposta à faixa de 0 a 1, permitindo que as variáveis independentes possam variar continuamente.

A função que permite que a variável dependente percorra exclusivamente esta faixa possui o formato particular das curvas *S*, e é conhecida como *função de regressão logística* (Agresti, 1990). Sendo $p(x)$ a variável independente da função e b_0 e b_1 os coeficientes da função de regressão.

$$p(x) = \frac{e^{(b_0 + b_1 x)}}{1 + e^{(b_0 + b_1 x)}} \quad (2.2)$$

Esta função é então convertida para o formato linear $g(x)$ através da transformação abaixo:

$$g(x) = \ln \left[\frac{p(x)}{1 - p(x)} \right] = b_0 + b_1 x \quad (2.3)$$

Hosmer e Lemeshow (1989) citam que a importância desta transformação reside no fato de que $g(x)$ assume muitas propriedades do modelo de regressão linear, com parâmetros contínuos e com uma faixa de valores possíveis expandida para o intervalo $]-\infty, +\infty[$.

Assim como na regressão linear é assumida uma parcela de erro com distribuição normal, na regressão logística esta parcela também se faz presente, porém com uma distribuição de caráter binomial.

Enquanto na regressão linear a estimativa dos parâmetros \mathbf{b}_0 e \mathbf{b}_1 se dá através do método dos mínimos quadrados, na regressão logística o método utilizado é o da máxima verossimilhança. O método consiste em encontrar o conjunto de parâmetros \mathbf{b}_0 e \mathbf{b}_1 que maximizam o produto da *função de verossimilhança* - $\mathbf{z}(x_i)$ - para o conjunto de pares (x_i, y_i) , ou seja:

$$l(\mathbf{b}_0, \mathbf{b}_1) = \prod_{i=1}^n \mathbf{z}(x_i) \quad \text{com } x_i, i=1, \dots, n. \text{ (número de variáveis independentes para ajuste da regressão) e } l(\mathbf{b}_0, \mathbf{b}_1) \text{ o produto da função de verossimilhança} \quad (2.4).$$

Onde:

$$\mathbf{z}(x_i) = \mathbf{p}(x_i)^{y_i} [1 - \mathbf{p}(x_i)]^{1-y_i} \quad (2.5).$$

Matematicamente é mais conveniente trabalhar com o logaritmo da equação (2.4), conhecida como função log-verossimilhança,

$$\ln[l(\mathbf{b}_0, \mathbf{b}_1)] = \sum_{i=1}^n \{ y_i \ln[\mathbf{p}(x_i)] + (1 - y_i) \ln[1 - \mathbf{p}(x_i)] \} \quad (2.6).$$

Para obter os parâmetros \mathbf{b}_0 e \mathbf{b}_1 que a maximizam é necessário derivar a função com relação a cada um destes parâmetros e igualar os resultados a zero.

Para avaliar a adequação de um modelo logístico é necessário avaliar a influência de cada variável no resultado final e também a semelhança entre o valor previsto e os dados existentes (qualidade do ajuste) (Trexler e Trevis, 1993).

O processo de avaliação da contribuição de uma variável independente para o modelo é realizado de uma forma análoga a análise de variância na regressão linear. O teste é aplicado mediante o uso da estatística G , que provê uma avaliação através do logaritmo da razão entre

uma função de verossimilhança sem a variável em análise e uma função de verossimilhança com a variável. Caso a remoção da variável não afete o poder de previsão do modelo, esta pode automaticamente ser descartada.

$$G = -2 \ln \left[\frac{(\text{verossimilhança sem a variável})}{(\text{verossimilhança com a variável})} \right] \quad (2.7)$$

Assumindo a hipótese de que o parâmetro b_i é nulo (correspondente à variável em questão), avalia-se a estatística G através de uma distribuição qui-quadrado, com número de graus de liberdade igual ao número de parâmetros da equação de regressão (Soares Filho, 1998).

Um outro teste para avaliação da significância de uma variável ao modelo logístico é o teste de Wald (Hosmer e Lemeshow, 1989, Trexler e Travis, 1993). O teste de Wald assume que a razão entre o parâmetro \hat{b}_i estimado e o seu correspondente erro padrão estimado segue uma distribuição Qui-quadrado (χ^2) (Hosmer e Lemeshow, 1989).

$$W = \frac{\hat{b}_i}{SE(\hat{b}_i)} \quad (2.8)$$

Uma generalização da estatística G é a estatística D (*deviance*) cuja razão se dá entre funções de verossimilhança que representam um modelo ajustado e um modelo saturado, ou seja, aquele que possui um parâmetro para cada dado (x_i) existente.

A estatística D é importante para a avaliação da qualidade do ajuste. D segue uma distribuição Qui-quadrado (χ^2) com $j-(p-1)$ graus de liberdade, sendo j o número de combinações possíveis entre as variáveis existentes e p número de parâmetros do modelo (Trexler e Travis, 1993).

O modelo de regressão logística admite que se utilize variáveis independentes nominais, que caracterizem classes distintas de uma mesma variável. Em caráter ilustrativo a variável tipos de uso do solo em área rural pode assumir as seguintes classes nominais por exemplo; mata, pastagem e cultivos agrícolas.

Para representar adequadamente este tipo de variáveis utiliza-se em regressão logística as *variáveis* de projeto (*dummy variables*), que utilizam um conjunto de números com caráter puramente identificador, sem nenhum significado numérico, apenas para descrever as classes

da variável (Hosmer e Lemeshow,1989). No exemplo acima estas classes poderiam ser representadas da seguinte forma:

Tabela 1 Codificação de variáveis de projeto (adaptado de Hosmer e Lemeshow,1989).

Tipo de uso do solo em área rural	D1	D2
Mata	0	0
Pastagem	1	0
Cultivos agrícolas	0	1

O caso politômico é uma generalização do caso binário, admitindo que a variável resposta possua não apenas dois mas sim múltiplos níveis de saída. A obtenção dos coeficientes da regressão, à semelhança do modelo binário, se dá através da construção de uma função de verossimilhança.

A expressão geral de transição é dada por

$$P(i \rightarrow j) = \frac{e^{b_{j0} + \sum_{i=1}^p b_{jp} x_i}}{\sum_{k=0}^{n-1} e^{b_{k0} + \sum_{i=1}^p b_{kp} x_i}} \quad (2.9)$$

sendo n o número de níveis de resposta, x_i , $i=1, \dots, p$, o número de variáveis independentes e $P(i \rightarrow j)$ a probabilidade de transição de um nível discreto i para um nível discreto j .

2.4.2. Sistema de Informações Geográficas (SIG)

Estudos ambientais envolvem a análise conjunta de uma série de tipos distintos de dados que existem na superfície da Terra, o que torna essencial a necessidade de ferramentas adequadas para a aquisição, interpretação, manipulação e operação de dados espaciais para a geração de resultados confiáveis.

O uso de informações geográficas representadas através de uma base de dados comum garante a integração entre as diferentes variáveis de estudo já que os fatores que compõem a realidade do espaço geográfico assumem comportamentos diferenciados nas várias posições do espaço.

Neste sentido o Sistema de Informações Geográficas (SIG) emerge como uma metodologia de tratamento de informações espaciais que permite a abstração do mundo real,

oferecendo um conjunto de ferramentas capazes de representar a realidade geográfica num formato digital.

A discriminação dos atributos em camadas de informação (layers) é uma das principais funções de um SIG (figura 10). Esta discretização permite sobrepor, comparar e avaliar de maneira integrada um amplo conjunto de dados espacializados e com isso gerar subsídios à tomada de decisão em projetos de planejamento ambiental.

Basicamente, um SIG permite obter uma grande quantidade de informações de tipos distintos, de forma a gerar conjuntos de dados compatíveis e combinados de maneira a representar os resultados sobre um mapa.

Algumas das operações padrões de um SIG são (FAO,1999):

- ✓ Integração de mapas traçados em escalas diferentes, ou com projeções ou legendas distintas;
- ✓ Trocas de escala, projeção, legenda, inscrições, etc. nos mapas;
- ✓ Superposição de mapas com informações distintas de uma determinada zona para formar um novo mapa. Por exemplo, um mapa de vegetação poderia sobrepor-se a um mapa de solo. Este por sua vez poderia sobrepor-se a um mapa onde figure a duração do período vegetativo a fim de gerar um outro mapa de qualidade do terreno para um determinado cultivo;
- ✓ Criação de zonas intermediárias ou próximas em torno das linhas ou polígonos de um mapa. Esta técnica é utilizada para determinar zonas a uma determinada distância de rios, rodovias, ferrovias, etc., ou de certas condições temáticas. Estas zonas intermediárias podem então gerar outro layer de superposição;
- ✓ Responder perguntas de caráter espacial e informativo através de bases de dados.

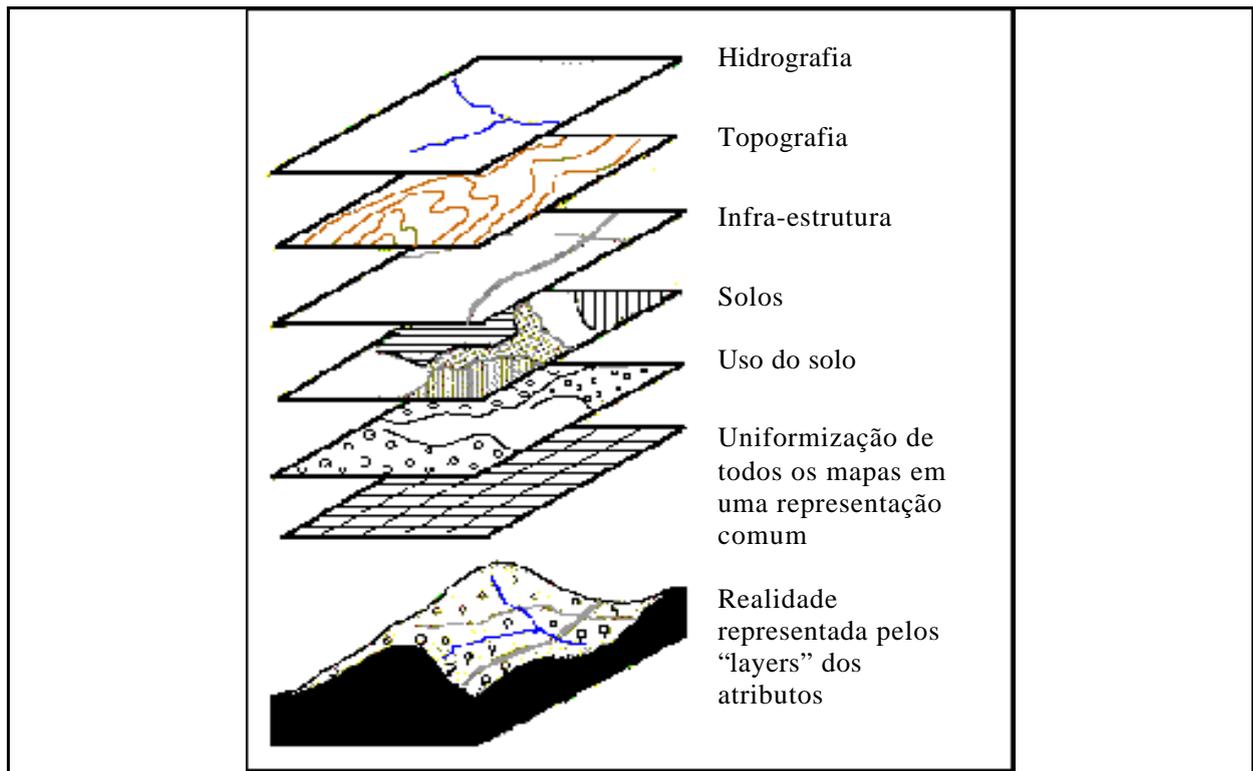


Figura 10 representação da "realidade" através de camadas (layers) de atributos (FAO,1999).

A utilidade do SIG reside em sua capacidade de elaborar modelos, ou seja, construir modelos do mundo real a partir da bases da dados digitais e utilizar estes modelos para simular o efeito de um processo específico no tempo para um determinado cenário. A elaboração de modelos constitui um instrumento muito eficaz para analisar tendências e determinar os fatores que nelas influenciam, ou expor as possíveis conseqüências da tomada de decisão ou de projetos que repercutem na utilização e ordenação dos recursos (FAO,1999).

Representação de dados

Dados geográficos são referenciados à locações na superfície terrestre através de um sistema de coordenadas padrão, podendo ser tanto locais (restritos à área de estudo), quanto universais (latitude-longitude, UTM,...) (Burrough,1986).

Em cartografia os dados geográficos são construídos a partir de três formas básicas; o ponto, a linha e o polígono, que são representados de maneira apropriada num formato digital através dos formatos matricial (ou raster) e vetorial (figura 11).

representação dos elementos espaciais está intimamente relacionada ao tamanho da célula (resolução da célula), tornando menos precisa a representação de entidades lineares como rios, rodovias, linhas férreas, sistemas de drenagem, etc.

O formato vetorial exige menor capacidade de armazenamento e é o que melhor representa os limites de domínios geográficos e entidades lineares. Possui, em contrapartida um desempenho menos satisfatório com relação à álgebra de mapas, exigindo a conversão dos dados espaciais para o formato matricial.

Álgebra de mapas

Assim como na álgebra tradicional é possível executar operações matemáticas entre mapas. Nesta situação mapas inteiros são tratados como variáveis que podem ser combinados com os operadores básicos (adição, subtração, ...) de modo a formar equações algébricas (Berry,1993).

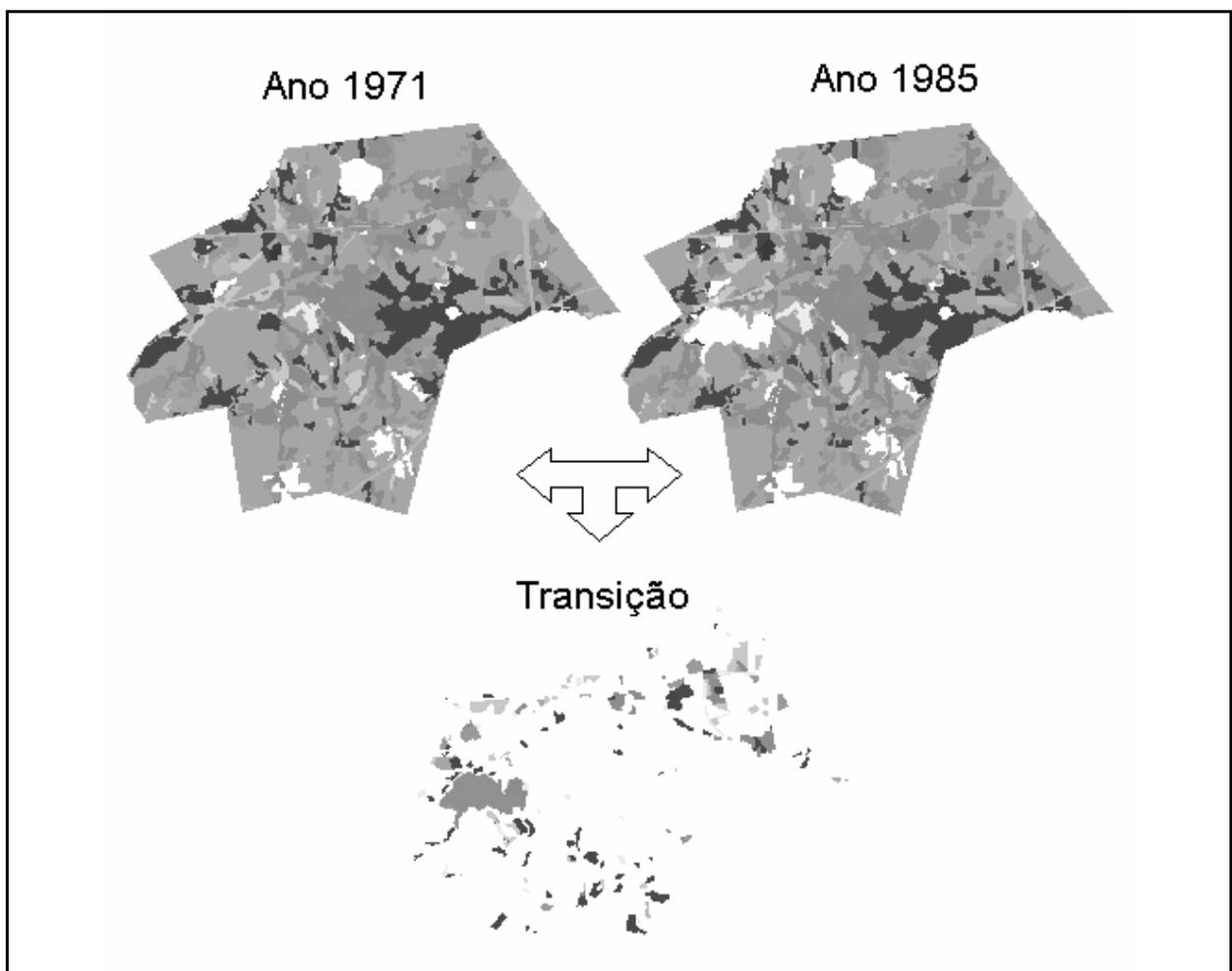


Figura 12 representação matricial de uma operação booleana (XOR).

Este contexto contempla preferencialmente o uso da representação matricial, onde as operações são executadas célula a célula e cujo resultado é um novo mapa, expressão da informação geográfica desejada.

A álgebra de mapas inclui ainda operações do tipo (Câmara et al.,1999):

- ✓ Reclassificação;
- ✓ Intersecção (overlay);
- ✓ Operações booleanas; e
- ✓ Consulta ao banco de dados.

Na figura 12 acima é apresentado um exemplo de uma operação booleana (XOR) para determinar os locais de ocorrência de modificação do uso do solo em uma região do espaço.

A operação XOR (OU exclusivo) preconiza que um operando é verdadeiro se e somente se apenas um dos operandos for verdadeiro.

Desta forma, dados dois mapas de uso do solo com informações referentes à épocas temporais distintas é possível localizar no espaço os pontos de alteração do uso baseado em uma análise célula a célula. Este exemplo simples ilustra o potencial da análise espacial em particular, da álgebra de mapas, que se constitui num poderoso instrumento de combinação e extração de informações espacialmente distribuídas ampliando a capacidade de análise em projetos ambientais.

Banco de dados geográfico

Uma das grandes vantagens do uso de um sistema de informações geográficas reside na sua capacidade de armazenar, manipular e recuperar informações em um banco de dados. Segundo Câmara et al.(1999), o banco de dados mais utilizado na prática é o banco relacional.

O banco de dados relacional organiza os dados na forma de tabelas. As linhas da tabela representam os rótulos das entidades gráficas, ou seja, são os identificadores do objeto geográfico por elas representado. As colunas correspondem aos atributos de cada objeto.

Tabela 2 Estrutura do banco de dados relacional.

Identificadores	Coordenadas		Atributos			
	X	Y				
...
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮

A estrutura acima permite a realização de consultas de carácter espacial através do cruzamento de informações que podem ou não representar objetos geográficos, retornando uma resposta na forma de um mapa.

Bancos de dados relacionais são ferramentas bastante poderosas pois permitem a geração de qualquer tipo de informação espacial, exigindo unicamente que as entidades gráficas estejam geoposicionadas segundo um mesmo sistema de projeção cartográfica.

2.4.3. Sensoriamento Remoto

De maneira geral o sensoriamento remoto consiste em uma técnica de aquisição de informações a respeito de elementos da natureza sem que seja necessário o contato físico com os mesmos. No contexto espacial, as imagens constituem o objeto através do qual é possível extrair informações a respeito de elementos da superfície da Terra. Neste sentido, o próprio olho humano pode ser entendido como um instrumento de sensoriamento uma vez que é capaz de discernir características distintas destes elementos e identificar seus padrões como cor, forma, tamanho, etc.

Os modernos processos de captura de informações da superfície terrestre envolvem o uso de imagens de satélites, que contém uma gama muito maior de informações que o sistema visual humano é incapaz de distinguir, razão pela qual os sistemas de aquisição de informações utilizam complexos mecanismos de detecção e softwares de tratamento de imagens sofisticados, de forma a extrair o máximo de informação possível das imagens orbitais.

Um sistema de aquisição de informações pode ser dividido em cinco componentes:

- ✓ Fonte de energia eletromagnética;
- ✓ Meio de transmissão;
- ✓ Alvo na superfície terrestre;
- ✓ Sensor e plataforma;
- ✓ Sistema de processamento.

No âmbito dos recursos hídricos, o uso do sensoriamento remoto orbital encontra grande aplicação no sentido da habilidade de capturar séries temporais de dados climáticos, substituindo a necessidade de implantação e manutenção de estações de coleta na superfície terrestre, o que demanda muitas vezes custos elevados.

O princípio básico do sensoriamento remoto orbital reside na captura, pelo sensor remoto localizado em um satélite, de uma pequena porção de energia eletromagnética refletida por um alvo da superfície terrestre para posterior interpretação. Esta radiação emitida pelo alvo carrega consigo informações a respeito de suas propriedades espaciais como forma, tamanho, textura e estrutura; bem como sobre suas propriedades espectrais (reflectância, absorvância, transmitância, e emitância) (Freitas, 1998).

O sensoriamento remoto é uma poderosa ferramenta de auxílio na coleta e interpretação de dados espaciais, sendo largamente utilizado em estudos ambientais e, no contexto desta dissertação será um instrumento útil para identificação de padrões de uso do solo, bem como para interpretação da evolução destes padrões ao longo do tempo.

Das propriedades espectrais dos alvos a que mais interessa em sensoriamento remoto é a reflectância. A quantidade de energia refletida varia com o material e com a região do espectro eletromagnético (figura 13) na qual a medida é feita. Ao se analisar o comportamento da componente refletida ao longo de um intervalo de comprimentos de onda obtém-se um resultado denominado padrão de resposta espectral, ou assinatura espectral do alvo analisado (Eastman, 1998).

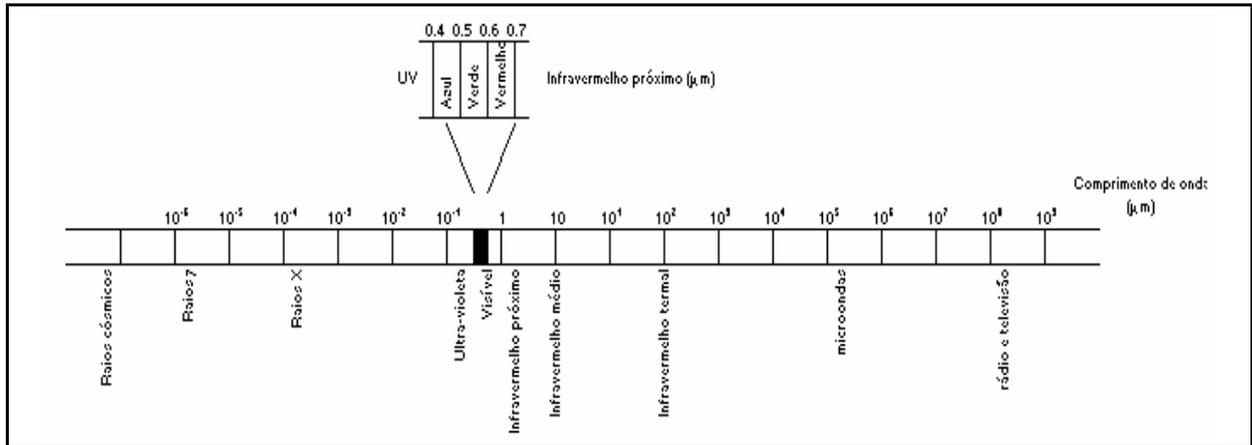


Figura 13 espectro eletromagnético, (adaptado de Eastman,1998).

Através do padrão de assinatura espectral capturado pelo sensor pode-se identificar por exemplo superfícies aquáticas, tipos de solo, padrões de uso do solo, matéria orgânica, sedimentos na água, diferentes espécies de vegetação, etc; sendo que cada um destes atributos espaciais responde em uma faixa específica do espectro eletromagnético.

Atualmente no Brasil o sensor mais utilizado para captura de imagens é o Thematic Mapper (TM) do sistema LANDSAT. O satélite LANDSAT TM5 recebe as imagens refletidas da superfície terrestre e as converte em sinais digitais, possui uma largura de faixa de 185 km, com uma resolução espacial de 30 metros (Freitas,1998; Eastman,1998).

As bandas espectrais do LANDSAT TM5 estão ilustradas na tabela abaixo(Freitas,1998):

Tabela 3 Faixas espectrais do sistema Landsat TM5 (adaptado de Freitas,1998).

BANDA	FAIXA ESPECTRAL (μm)	REGIÃO DO ESPECTRO
1	0,45 – 0,52	Azul
2	0,52 – 0,60	Verde
3	0,63 – 0,69	Vermelho
4	0,76 – 0,90	infravermelho próximo
5	1,55 – 1,75	infravermelho médio
6	10,4 – 12,5	infravermelho termal
7	2,08 – 2,35	infravermelho médio

Uma imagem digital é composta por um conjunto de pontos distribuídos no espaço identificados por pares coordenados x e y. Cada ponto (pixel) constitui a localização espacial e a intensidade da porção de energia refletida pelo alvo estudado, que, após ser convertida em sinal digital, passa a fazer parte de uma matriz numérica retangular com l linhas e c colunas em diferentes níveis de brilho ou níveis de cinza. A imagem assim constituída é representativa da porção do espaço estudada para um atributo espacial específico.

O sistema LANDSAT possui 256 níveis de cinza, variando desde o nível 0 (mínima energia – preto) ao 255 (máxima energia – branco), devido ao fato de ocuparem 6 bits por pixel

De posse das imagens em formato digital, é possível utilizar um ambiente computacional para processar a informação. Neste sentido o processamento digital de imagens oferece um conjunto de operações básicas para extrair dados relevantes das imagens orbitais.

Estas operações são (Eastman,1998):

- ✓ correção de imagens;
- ✓ realce das imagens;
- ✓ classificação das imagens;
- ✓ transformação das imagens.

A correção de imagens visa remover distúrbios causados no sinal eletromagnético que atinge o sensor em função de perturbações atmosféricas e solares, ou mesmo perturbações oriundas do próprio sensor (mecânicas, elétricas ou óticas). O realce constitui uma preparação da imagem para a interpretação visual pelo operador. A classificação é o processo de interpretação da imagem propriamente dito, ou seja, quando são analisadas as diferentes assinaturas espectrais. A classificação pode ser supervisionada ou não supervisionada. Na primeira são identificados pixels com assinaturas bastante definidas que fornecem uma característica estatística que será posteriormente utilizada para identificar outros pixels da imagem onde não foi ainda possível proceder uma classificação mais precisa. A classificação não supervisionada não utiliza qualquer informação sobre as classes de interesse, classificando a imagem conforme os agrupamentos espectrais existentes na imagem. Por último, a transformação gera novas imagens a partir de um tratamento matemático das bandas das imagens brutas (Eastman,1998).

A avaliação das assinaturas espectrais é, portanto, uma etapa crucial para interpretação de imagens orbitais, e cabe aqui discutir dois métodos de avaliação propostos na literatura e disponíveis na maioria dos aplicativos comerciais para tratamento de imagens.

Método da Elipse

Este método calcula a média e o desvio padrão de cada classe de elementos da superfície para representar a distribuição (histograma) de cada classe em cada banda (assumindo uma distribuição Normal). Estas distribuições espectrais de bandas são plotadas em um espaço bidimensional para cada par de bandas, e o produto resultante são elipses. As elipses representam a correlação entre informações disponíveis para uma mesma classe em bandas distintas, ajudando assim a determinar quanta redundância de informação existe entre estas bandas. Por outro lado, quanto mais afastadas estiverem as elipses melhor será o resultado (Sanesul,1997).

Método da Divergência

A divergência de classes utiliza uma medida estatística da distância entre duas ou mais classes. Da mesma forma que no método da elipse, a divergência pode ser calculada para qualquer combinação de bandas. As duas principais para o cálculo da divergência são:

Divergência Transformada (DT):

$$D_{ij} = \frac{1}{2} t_r \left((C_i - C_j)(C_i^{-1} - C_j^{-1}) \right) + \frac{1}{2} t_r \left((C_i^{-1} - C_j^{-1})(\mathbf{m}_i - \mathbf{m}_j)(\mathbf{m}_i - \mathbf{m}_j)^T \right) \quad (2.10)$$

$$DT_{ij} = 2 \left(1 - \exp \left(-\frac{D_{ij}}{8} \right) \right) \quad (2.11)$$

Distância Jeffries - Matusita (JM):

$$\mathbf{a} = \frac{1}{8} (\mathbf{m}_i - \mathbf{m}_j)^T \left(\frac{C_i + C_j}{2} \right)^{-1} (\mathbf{m}_i - \mathbf{m}_j) + \frac{1}{2} \ln \left(\frac{|C_i + C_j|}{\sqrt{(|C_i| + |C_j|)}} \right) \quad (2.12)$$

$$JM_{ij} = \sqrt{2(1 - e^{-\mathbf{a}})} \quad (2.13)$$

Onde:

“i” e “j” - classes analisadas;

C_i : Matriz de Covariância da Classe i;

μ_i : Vetor Média da Classe i;

$\text{tr}(\cdot)$: Traço da Matriz;

$(\dots)^T$: Matriz Transposta;

$|C_i|$: Determinante da Matriz.

Ambos os processos (DT e JM) apresentam limites:

DJ - Variação entre 0 \rightarrow 200.

JM - Variação entre 0 \rightarrow 1414

As classes estarão separadas, nas bandas estudadas, quando os resultados estiverem próximos dos limites superiores.

A distância JM é relacionada a uma probabilidade de erro, isto é, a probabilidade do pixel associado a classe “i” ser da classe “j”. Esta probabilidade pode ser estimada pela expressão abaixo:

$$\frac{1}{16} \left(2 - JM_{ij}^2 \right) \leq P_e \leq 1 - \frac{1}{2} \left(1 + \frac{1}{2} JM_{ij}^2 \right) \quad 2.14$$

onde:

“i” e “j” são as classes comparadas;

JM_{ij} : Distância Jeffries-Matusita entre “i” e “j”;

P_c : Probabilidade do Pixel : “i” ser classificado “j”.

Classificação de imagens

O processo de classificação exige assinaturas espectrais consistentes. Nesta etapa os pixels da imagem são analisados isoladamente, comparando-se com as assinaturas disponíveis segundo um critério de decisão. Os pixels que atendem ao critério são associados a classe definida pela assinatura.

As principais regras de decisão são:

- ✓ Paralelepípedo;
- ✓ Distância Mínima;

- ✓ Distância de Mahalanobis;
- ✓ Máxima – Verossimilhança.

Paralelepípedo: Nesta regra de decisão, o pixel a ser analisado é comparado com os valores superior e inferior das assinaturas. Quando um pixel está entre estes limites, ele é associado a esta classe.

Distância Mínima (DM): Calcula a distância espectral entre cada pixel e o vetor média de cada classe. A equação para o cálculo baseia-se na distância euclidiana:

$$DM_{ij} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (\mathbf{m}_{ci} - \mathbf{m}_{xyi})^2} \quad (2.15)$$

Onde:

n - número de bandas;

i - determinada banda;

c - determinada classe;

X_{xyi} - Pixel “x,y” na banda “i”;

μ_{ci} - média da classe “c” na banda “i”;

DM_{xyc} - Distância do pixel “x,y” para a classe “c”.

O pixel analisado é associado a uma classe na qual DM apresenta o menor valor.

Distância de Mahalanobis: Semelhante à regra da distância mínima, com a inserção da matriz de covariância na equação. Isto faz com que seja levado em consideração a variação interna de cada classe, (não é considerado nas regras anteriores). O cálculo é feito através de:

$$D = (X - \mathbf{m}_c)^T (\text{Cov}_c^{-1}) (X - \mathbf{m}_c) \quad (2.16)$$

Onde:

D - Distância de Mahalanobis;

X - Vetor do Pixel analisado;

μ_c - Vetor Média da Classe “c”;

Cov_c - Matriz da Covariância da Classe “c”;

$(\dots)^{-1}$ - Inversa da Matriz;

$(\dots)^T$ - Transposta da Matriz;

O pixel é associado a classe “c” que minimiza o valor de “D”.

Máxima Verossimilhança: Este método baseia-se na probabilidade do pixel pertencer a uma determinada classe. É assumido que estas probabilidades são iguais para todas as classes, e que as bandas de entrada possuam distribuição Normal. Neste ponto o conhecimento do usuário pode influenciar, uma vez que as probabilidades podem não ser iguais. Assim pode-se especificar pesos para as classes,

$$D = \ln(a_c) - \left[0.5 \ln(|Cov_c|) \right] - \left[0.5 (X - \mathbf{m}_c)^T (Cov_c^{-1}) (X - \mathbf{m}_c) \right] \quad (2.17)$$

onde:

D - Distância (Verossimilhança)

X - Vetor do Pixel a ser analisado

μ_c - Vetor Média para a Classe “c”

a_c - Probabilidade (%) de qualquer pixel ser membro da classe “c” (Padrão é 1.0, ou então o valor “a priori”)

Cov_c - Matriz de Covariância da Classe “c”

$|Cov_c|$ - Determinante da Matriz de Covariância

O pixel é associado a classe, c, na qual “D” apresenta o menor valor.

Avaliação da Classificação

Após a associação de todos os pixels em classes, pode-se testar a precisão da classificação, isto é, identificação dos pixels da imagem classificada que foram classificados incorretamente.

Estes pixels são identificados estatisticamente através de medidas de distância que foram utilizadas nas regras de classificação.

Durante o período de classificação, além da imagem classificada, pode ser produzido uma imagem, onde os valores dos pixels são as medidas de distância obtida anteriormente.

Nesta imagem os pixels com valores claros (maiores valores de distância) estão distantes das assinaturas das classes a que foram associados. Podem estar classificados de maneira errada.

Os valores escuros estão espectralmente próximos das assinaturas das classes e tendem a estar corretos.

A prática normal é a identificação de um limite onde valores abaixo deste são classificados como classe 0 (“não classificadas”).

Para determinar o limite pode-se:

- ✓ Entrar com o nível de confiança (%) para a distribuição acima (distribuição χ^2), ou
- ✓ Indicar o limite (valor de distância).

3. Metodologia Aplicada

Este capítulo descreve, em duas etapas, o processo metodológico adotado nesta dissertação. Inicialmente são explicados os procedimentos de tratamento das imagens orbitais como georreferenciamento e classificação supervisionada, que permitem posicionar e orientar a imagem segundo o sistema de referência geográfico escolhido, e extrair as classes de uso para análise de suas tendências de crescimento ou retração ao longo da área de estudo. Num segundo momento é abordada a metodologia de simulação das transições, tratando em particular do ajuste de um modelo de regressão logística dicotômica, para o cálculo das probabilidades de transição entre os eventos.

3.1. Georreferenciamento

Para transformar uma imagem orbital ou um mapa geográfico em um elemento de estudo para análise espacial em formato digital é necessária a vinculação a uma base cartográfica conhecida, de forma que as informações provenientes de diferentes fontes de dados espaciais possam ser cruzadas, comparadas e operacionalizadas. Este processo leva o nome de georreferenciamento.

A maioria das informações espaciais hoje disponíveis no Brasil ainda estão na forma de mapas em papel. As cartas do Serviço Geográfico do Exército Brasileiro, ou de órgãos como o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), por exemplo, são amplamente utilizadas para estudos e projetos ambientais, no entanto sua utilidade depende da transformação da informação nelas contida para o formato digital.

A transformação da informação geográfica tradicional para o formato digital envolve uma ação de digitalização. Os métodos de digitalização usuais são do tipo manual ou automático. Métodos manuais compreendem o uso de dispositivos como mesas digitalizadoras, onde os mapas são fixados à superfície do equipamento e as feições geográficas (divisão municipal, rodovias, hidrografia, classes de uso do solo, tipos de aptidão de solo, vegetação, propriedades, etc.) de interesse são percorridos por um cursor de mesa. O resultado produzido é um arquivo de pontos (X,Y), linhas (conjuntos de pontos) ou polígonos (topologias) compondo um mapa vetorial, o qual estará atrelado a uma base cartográfica previamente definida quando da calibração da mesa digitalizadora.

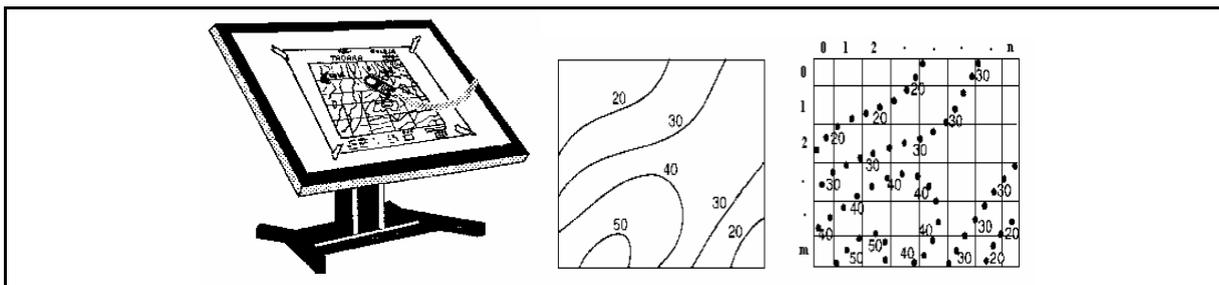


Figura 14 processo de aquisição de dados com mesa digitalizadora. (Mendes e Cirilo, 2001).

Já o método automático de digitalização de dados envolve o uso de equipamentos de varredura (scanners), que copiam o conteúdo de um mapa de forma semelhante às máquinas copiadoras e armazenam a informação na forma de quadrículas (pixels) de dados. Este processo é conhecido como rasterização e a informação gerada é armazenada em formato matricial e referenciado através de coordenadas do tipo (linha, coluna).

Mendes e Cirilo, (2001), destacam que após a rasterização é necessária uma etapa de pós-processamento envolvendo as seguintes operações:

- ✓ minimização das espessuras das linhas;
- ✓ vetorização, transformando as informações apresentadas nas matrizes em pontos, linhas e/ou áreas;
- ✓ generalização, eliminando a informação desnecessária e
- ✓ codificação, associando atributos às entidades vetoriais geradas.

Cabe destacar que a conversão de dados dos tipos varredura (raster) e vetorial pode ser feita nos dois sentidos com o auxílio de softwares de geoprocessamento.

3.2. Classificação

Após o georreferenciamento, o passo seguinte do tratamento das imagens orbitais é a interpretação e identificação das diferentes assinaturas espectrais aparentes na imagem e classificação segundo um conjunto de critérios estabelecidos.

Eastman, (1998) afirma que o sucesso da classificação depende da presença de assinaturas distintas no conjunto de bandas a ser usado, e também da habilidade em distinguir com segurança as diferentes assinaturas espectrais que possam estar presentes.

Existem dois tipos de classificação, a supervisionada e a não supervisionada. Na classificação supervisionada o processo é controlado pelo analista, que seleciona pixels específicos de cobertura do solo baseado no reconhecimento de padrões sobre a superfície. Estes pixels são então utilizados para a caracterização estatística do padrão de reflectância da amostra representativa daquele tipo de cobertura, e servirão como base para o programa de

classificação identificar áreas com características estatísticas (assinaturas) semelhantes. Este processo de “coleta de assinaturas” deverá ser repetido para todas as áreas passíveis de identificação da imagem.

O processo de classificação não-supervisionada fica inteiramente a cargo do programa de classificação e independe de um conhecimento *a priori* da cobertura do solo da área de estudo. Aqui o sistema executa uma rotina criteriosa de busca e identificação de pixels com características de reflectância semelhantes segundo um critério estatístico. Os pixels são então agrupados e podem finalmente ser classificados pelo analista segundo pesquisas *in loco* ou mesmo através da sua própria experiência pessoal. Eastman, (1998) e Mendes e Cirilo (2001) destacam entretanto que os padrões identificados pelo programa de classificação não são classes de informação, mas sim categorias espectrais (pixels com padrões de reflectância com características similares), o que torna necessária muitas vezes uma reclassificação por parte do analista - “o sistema pode identificar classes diferentes para asfalto e cimento, que o analista deve agrupar posteriormente para criar uma classe de informação chamada pavimento” (Eastman,1998).

3.3. Simulação de Transições

A seguir será descrito o método adotado para o cálculo das probabilidades de transição entre eventos, entendendo-se aqui “evento” como a ocorrência ou não de uma transformação de um tipo de uso do solo para outro. A metodologia utilizada envolve um modelo modificado de regressão logística dicotômica, adaptado de modo a atender as exigências concernentes a um modelo de regressão linear usual.

3.3.1. Modelo de Regressão Linear

Um modelo de regressão linear multivariado usual é construído de forma que uma variável dependente Y seja função de um conjunto de variáveis explicativas X_k ($k = 2, \dots, K$) independentes entre si e com um parâmetro de perturbação (erro) (Aldrich e Nelson, 1984).

$$Y_i = b_1 + b_2 X_{i2} + \dots + b_k X_{ik} + u_i \quad (3.1)$$

ou

$$Y_i = \sum b_k X_{ik} + u_i \quad (3.2)$$

Y_i e X_{ik} são os valores amostrais da variável dependente e das variáveis independentes, respectivamente; b_i ($i=1,\dots,n$) são os parâmetros a serem estimados para uma amostra de dados de tamanho n e u_i representa a componente de perturbação do modelo.

A equação acima pode ser reescrita da seguinte forma, substituindo b_k por \hat{b}_k estimados,

$$Y_i = \sum \hat{b}_k X_{ik} + e_i \quad (3.3)$$

a qual pode ainda ser rearranjada com relação ao componente de incerteza.

$$e_i = Y_i - \hat{b}_k X_{ik} \quad (3.4)$$

A estimativa dos parâmetros b_k pode ser obtida através do método dos mínimos quadrados, o qual, através de procedimentos básicos de cálculo, minimiza o somatório da equação acima para todos os valores da amostra.

Com respeito ao parâmetro de incerteza, são admitidas as seguintes suposições:

- ✓ média zero e ausência de correlação com as variáveis independentes X_k ;
- ✓ variância constante para todo o conjunto da amostra (homocedasticidade);
- ✓ inexistência de correlação entre o conjunto de componentes de incerteza da amostra (independência serial) e
- ✓ possua distribuição normal.

Estas condições uma vez satisfeitas garantem que os estimadores obtidos através do método dos mínimos quadrados serão os mais “eficientes” (menor variância amostral), e não tendenciosos, (BLUE).

A implicação direta destas suposições é que, dado um conjunto X_i a média ou valor esperado de Y_i é,

$$E(Y_i / X_{i1}, \dots, X_{ik}) = \sum b_k \cdot X_{ik} \quad (3.5)$$

3.3.2. Modelo de Regressão Linear com Variável Dependente Dicotômica

Um modelo de regressão linear não impõe restrições com relação aos valores que as variáveis independentes podem assumir, contanto que não haja dependência entre elas.

A variável dependente, por outro lado, é sempre considerada contínua, podendo assumir qualquer valor entre o infinito negativo e o infinito positivo. Esta última situação nem

sempre acontece na prática. Normalmente a variável dependente assume somente uma faixa de valores de saída, sendo considerada contínua neste intervalo, porém o mesmo acontece com as variáveis independentes, que são igualmente restritas a um conjunto de valores, garantindo assim uma boa aproximação para a suposição de continuidade (Aldrich e Nelson, 1984).

Quando a variável de saída é dicotômica, ou seja, quando assume apenas dois estados de saída (0 ou 1), a suposição de continuidade já não pode mais ser mantida. Aldrich e Nelson, (1984) mostraram que supondo que Y_i assumira apenas valores iguais a zero ou um, o resultado da aplicação do método dos mínimos quadrados gera ainda estimativas de b_k não tendenciosas, porém sem a garantia da condição de variância constante.

Supondo Y_i igual a zero ou um o seu valor esperado se reduz à probabilidade de que a saída seja igual a um, ou seja,

$$E(Y_i) = 1 \cdot P(Y_i = 1) + 0 \cdot P(Y_i = 0) = P(Y_i = 1) \quad (3.6)$$

o que combinada com a equação 3.5 gera,

$$E(Y_i) = P(Y_i = 1) = \sum b_k \cdot X_{ik} \quad (3.7)$$

Como Y_i assume apenas dois resultados, então u_i também deverá gerar dois resultados, ou seja,

$$\text{se } Y_i = 1, \text{ então} \quad 0 = \sum b_k \cdot X_{ik} + u_i, \text{ ou} \quad u_i = -\sum b_k \cdot X_{ik} \quad (3.8)$$

$$\text{e se } Y_i = 0, \text{ então} \quad 1 = \sum b_k \cdot X_{ik} + u_i, \text{ ou} \quad u_i = 1 - \sum b_k \cdot X_{ik}$$

Pode-se observar que o valor esperado de u_i se mantém nulo ou seja,

$$E(u_i) = P(Y_i = 0) \cdot \left[-\sum b_k \cdot X_{ik} \right] + P(Y_i = 1) \cdot \left[1 - \sum b_k \cdot X_{ik} \right], \quad \text{logo,}$$

$$E(u_i) = -[1 - P(Y_i = 1)] \cdot P(Y_i = 1) + P(Y_i = 1) \cdot [1 - P(Y_i = 1)] = 0$$

A variância de u_i , por outro, lado passa a depender dos valores das variáveis independentes segundo, $\text{var}(u_i) = E(u_i^2) = P(Y_i = 0) \cdot \left[-\sum b_k \cdot X_{ik} \right]^2 + P(Y_i = 1) \cdot \left[1 - \sum b_k \cdot X_{ik} \right]^2$ que, após algumas simplificações resulta, $\text{var}(u_i) = \left[\sum b_k \cdot X_{ik} \right] \cdot \left[1 - \sum b_k \cdot X_{ik} \right]$.

Este problema pode ser contornado adotando-se uma pequena modificação proposta por Golberger (1964) e descrita em Aldrich e Nelson, (1984).

O método consiste em produzir uma estimativa normal de \hat{b}_k pelo método dos mínimos quadrados (Y_i em X_{ik}) e a partir desta estimativa construir um conjunto de ponderadores para cada elemento da amostra,

$$w_i = \frac{1}{\sqrt{\left(\sum \hat{b}_k X_{ik}\right) \left(1 - \sum \hat{b}_k X_{ik}\right)}} \quad (3.9)$$

cada ponderador é então multiplicado em ambos os lados da equação 3.2:

$$w_i \cdot Y_i = \sum b_k \cdot w_i \cdot X_{ik} + w_i \cdot u_i \quad (3.10)$$

A aplicação deste procedimento garante que $w_i u_i$ possua uma variância constante, e que os novos coeficientes gerados, \tilde{b}_k por exemplo, a partir da aplicação do método dos mínimos quadrados ao modelo acima serão não tendenciosos e possuirão a menor variância possível.

Estas considerações introdutórias servirão de subsídio para o ajuste de um modelo não linear, em particular um modelo de regressão logística dicotômico, que é a base deste trabalho para cálculo de probabilidades de ocorrência de eventos. O método acima proposto, de aplicação de ponderadores, será posteriormente utilizado para estimação dos coeficientes daquele modelo.

3.3.3. Modelo de Regressão Logística Dicotômico

O modelo proposto na equação 3.7, conhecido como *modelo linear de probabilidade* possui limitações pois $\sum b_k \cdot X_{ik}$ pode variar entre o infinito negativo e o infinito positivo. Como Y_i pode assumir apenas dois valores, 0 ou 1, haverá a necessidade de se aplicar uma transformação para tornar o intervalo coerente com o intervalo de $\sum b_k \cdot X_{ik}$.

A transformação utilizada para corrigir este problema é:

$$\log\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = \sum b_k \cdot X_{ik} \quad (3.11)$$

A equação acima elimina os limites inferior e superior, zero e um respectivamente. Por fim P_i poderá ser escrita de acordo com a expressão abaixo, conhecida como *função logística*,

$$P_i = \frac{e^{(\sum b_k \cdot X_{ik})}}{(1 + e^{(\sum b_k \cdot X_{ik})})} \quad (3.12)$$

A função logística possui o formato de uma curva ‘S’ e pode assumir qualquer valor entre zero e um a medida que $\sum b_k \cdot X_{ik}$ cresce monotonicamente entre o infinito negativo e o infinito positivo. Em razão destas características, a função logística é amplamente utilizada em estudos de modelos de probabilidade linear com variável de resposta dicotômica.

A estimativa dos coeficientes b_k da função logística pode ser realizada através da aplicação do método da máxima verossimilhança. O método da máxima verossimilhança consiste, no caso da variável limitada ao intervalo zero e um, na maximização de uma função denominada *função de verossimilhança*. Os coeficientes b_k são testados para cada valor do conjunto de variáveis independentes, e o vetor de coeficientes que tornar a função de verossimilhança tão grande quanto possível garantirá a maior probabilidade de se obter o conjunto Y_i .

O procedimento de cálculo adotado é um método alternativo ao da máxima verossimilhança, trata-se do método Qui-quadrado, que é computacionalmente mais atrativa e encontra-se implementado em aplicativos comerciais de geoprocessamento.

O método consiste em calcular diretamente a transformação da função logística (eq. 3.11) utilizando P_i como a probabilidade de ocorrência de um evento calculada sobre a imagem. Posteriormente são calculados os ponderadores W_i utilizando a equação adaptada $W_i = \sqrt{N_i \cdot P_i \cdot (1 - P_i)}$, onde N_i corresponde ao tamanho da amostra utilizada para calcular P_i . Os ponderadores (calculados um para cada pixel da imagem) são então multiplicados conforme abaixo,

$$w_i \cdot L_i = \sum b_k \cdot W_i \cdot X_{ik}, \quad (3.13) \quad \text{sendo que} \quad L_i = \log\left(\frac{P_i}{1 - P_i}\right) \quad (3.14)$$

Os valores de b_k são calculados através do método dos mínimos quadrados segundo a equação 3.13, e o resultado final, a simulação das estimativas de ocorrência do evento para cada pixel, é calculada utilizando a equação 3.12, já com os coeficientes estimados.

3.3.4. Aplicação do Modelo de Regressão Logística Dicotômico

A variável de entrada do modelo, a variável dependente, deve ser uma imagem em formato matricial cujos pixels sejam representativos das probabilidades de ocorrência de um evento. Esta imagem é portanto uma representação espacial de probabilidades de ocorrência, que é calculada a partir de uma amostra de dados de tamanho conhecido (matriz filtro).

Neste trabalho o cálculo da imagem de probabilidades foi gerado a partir de uma imagem booleana onde o valor **um** corresponde à ocorrência de um evento e **zero** a não ocorrência. Esta imagem booleana é gerada a partir do cruzamento de duas imagens do uso do solo da região obtidas em épocas distintas, das quais se isolou uma classe de uso do solo. Assim, se a classe a ser analisada for floresta, e se as imagens disponíveis corresponderem ao uso do solo em 1973 e 1984, por exemplo, então esta classe deverá ser isolada em ambas imagens atribuindo-se valor **um** aos pixels onde existe floresta e **zero** para os demais. O cruzamento destas imagens posteriormente irá gerar uma imagem de transição (booleana) na qual estarão representados os pixels onde se houve permanência na classe floresta e os pixels onde houve transição para outros usos.

Para o cálculo das probabilidades de transição foi definido um filtro, que consiste em uma matriz unitária ($N \times N$). O tamanho da amostra utilizado no cálculo dos ponderadores W_i será justamente o produto do número de linhas e colunas ($N \times N$) da matriz de filtragem.

A imagem booleana é então percorrida por esta matriz e para cada pixel central é calculada a probabilidade de ocorrência do evento somando-se o número de pixels da janela de filtragem que correspondam ao valor **um** da imagem booleana e dividindo-se esta soma pelo número de pixels da matriz filtro. Esta probabilidade é calculada em função da ocorrência do evento nos pixels vizinhos assumindo desta forma um caráter de dependência espacial. Desta forma, valores elevados (próximos a **um**) são indicativos de uma maior tendência ou maior inércia para ocorrência do evento em questão.

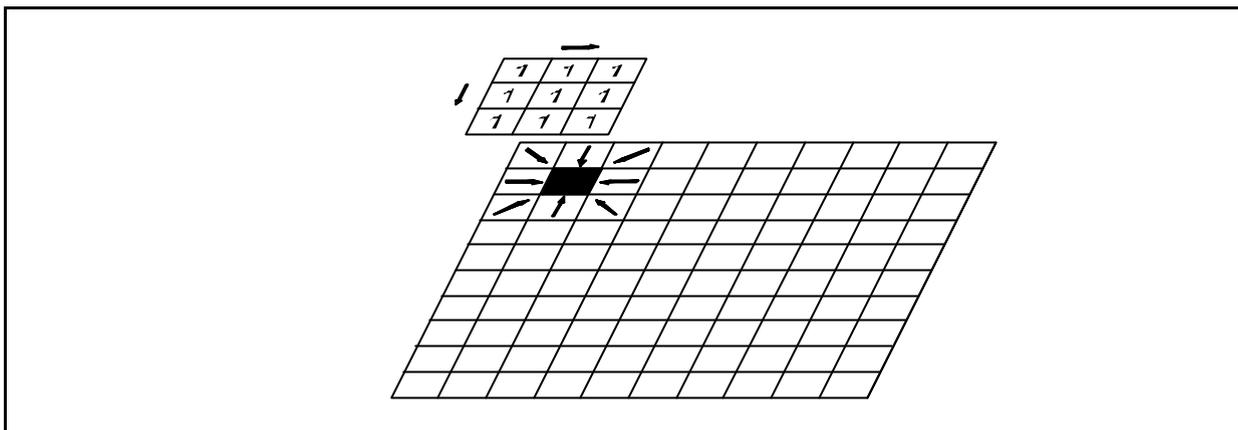


Figura 15 filtro aplicado a imagem de entrada.

Pode ser considerado no ajuste do modelo um nível de confiança referente ao grau de certeza da imagem de probabilidades. É possível também utilizar uma imagem máscara para selecionar os pixels que devem efetivamente ser utilizados para o cálculo da regressão.

As variáveis de entrada do modelo são imagens obtidas a partir da análise espacial da área em estudo, podendo ser mapas de distância com relação a estradas, cursos d'água, limites urbanos, ou mesmo atributos físicos da região, como declividade, por exemplo. O resultado gerado é apresentado através de uma imagem de probabilidades de ocorrência de eventos em função das variáveis físicas e espaciais de entrada, juntamente com a correspondente imagem de resíduos.

Os coeficientes calculados permitem que sejam geradas novas simulações a partir do modelo ajustado, e que corresponderão à probabilidade de ocorrência do evento para tempos futuros.

As imagens a seguir foram geradas de forma a ilustrar o processo de simulação proposto. Estas imagens estão disponibilizadas no tutorial do Idrisi for Windows® e representam o uso do solo em três cenários distintos correspondentes aos anos de 1971, 1985 e 1991 para uma mesma área.

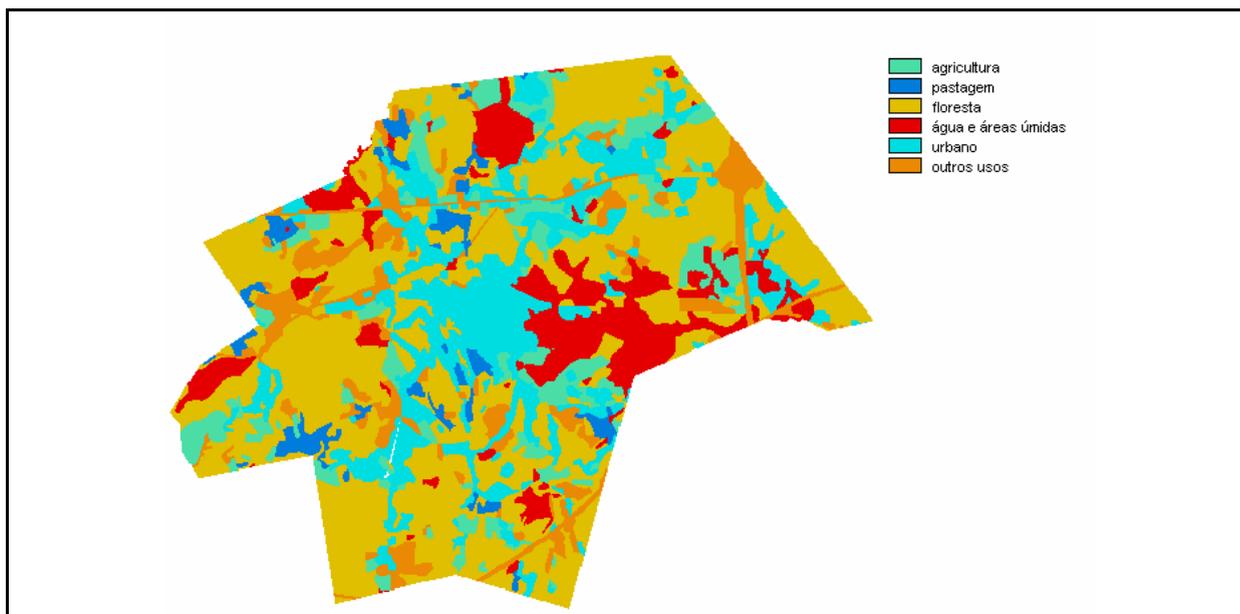


Figura 16 uso do solo em 1971.

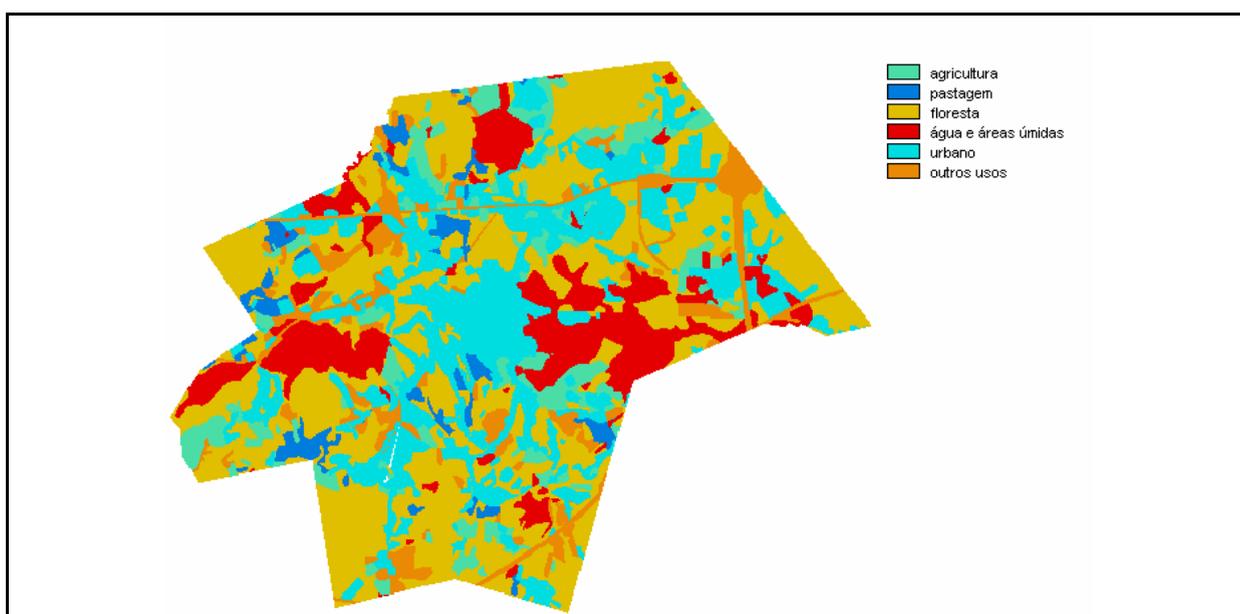


Figura 17 uso do solo em 1985.

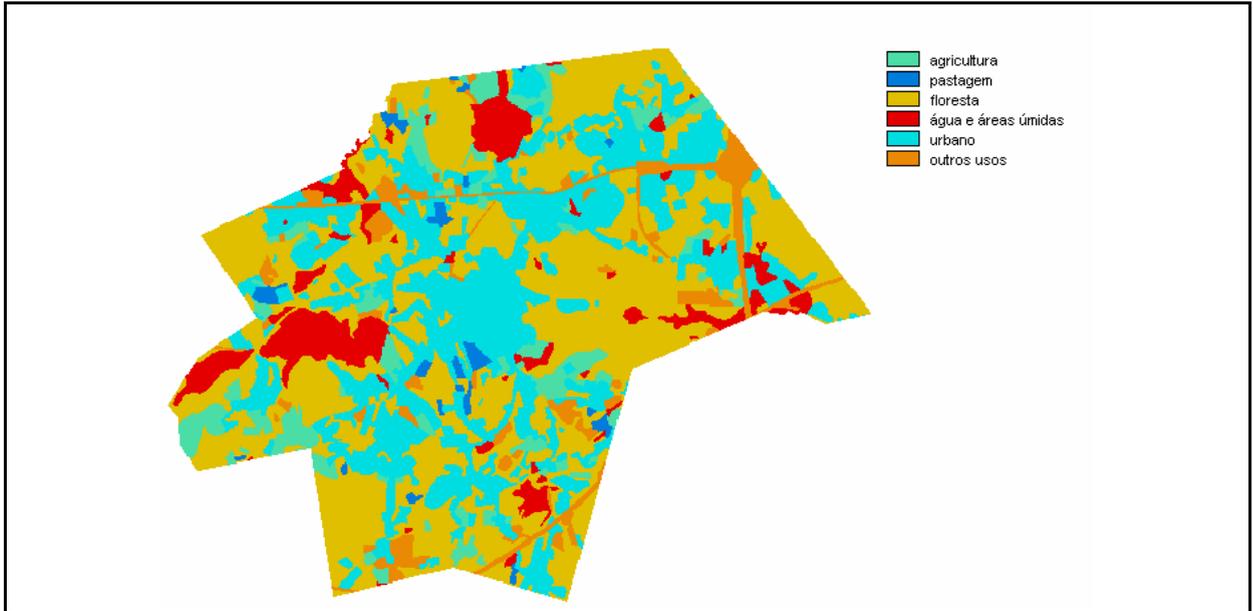


Figura 18 uso do solo em 1991.

Para o início do processo primeiramente é selecionada a categoria de estudo, ou seja, reclassifica-se a imagem original de modo a gerar uma imagem booleana. Assim, para o caso da categoria floresta, obtêm-se as imagens conforme abaixo, correspondentes aos dois cenários, 1971 e 1985.



Figura 19 imagens booleanas das categorias floresta em 1971(esquerda) e 1985(direita).

Estas imagens são cruzadas e o resultado obtido corresponde a uma nova imagem onde se observam as transições ocorridas na classe floresta para o período 1971-1985.

Tabela 4 Transições na classe floresta para o intervalo 1971-1985.

floresta		1985	
		0	1
1971	estados		
	0	permanece não floresta	expansão
1	retração	permanência	

Segundo a tabela 3.1 existem três possíveis transições que podem resultar do cruzamento das imagens booleanas da classe floresta relativas ao período 1971-1985:

- ✓ 0 – 1 – expansão;
- ✓ 1 – 0 – retração;
- ✓ 1 – 1 – permanência.

Destas, apenas as que se referem aos eventos permanência (1-1) e retração (1-0) serão consideradas para a geração das variáveis dependentes. A expansão da classe no período não será considerada. A transição 0 - 0 refere-se a outros usos do solo e não será considerada.

O produto deste cruzamento é novamente classificado obtendo-se outras duas imagens; uma com agrupamentos de pixels que mantiveram a categoria floresta e outra com agrupamentos de pixels nos quais houve transição para outra categoria.

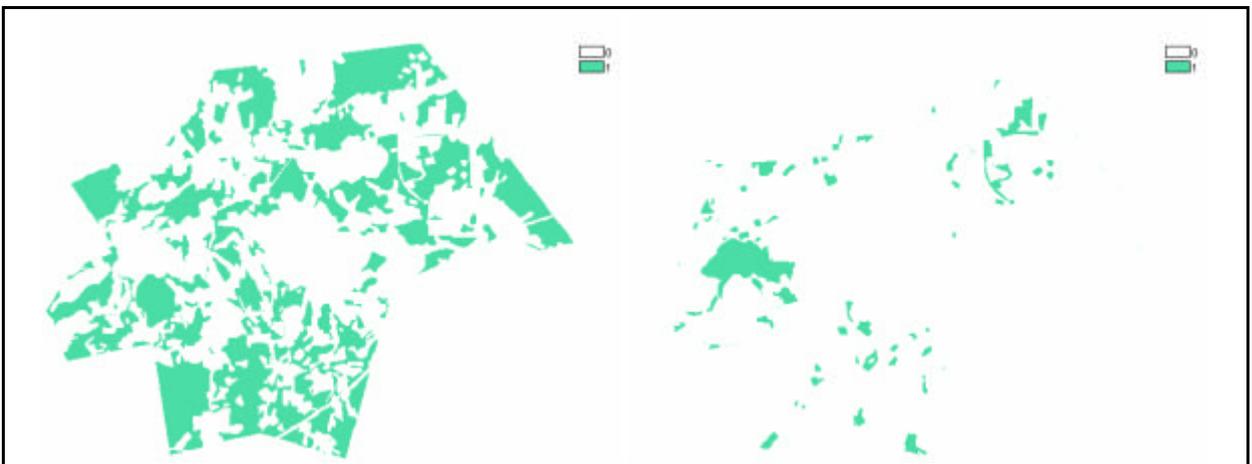


Figura 20 imagens booleanas de permanência (esquerda) e não permanência (direita) da categoria floresta para o período 1971 – 1985.

Por fim estas últimas imagens serão percorridas pelo filtro: uma matriz (9x9) que corresponde a um tamanho de amostra de 81 pixels.

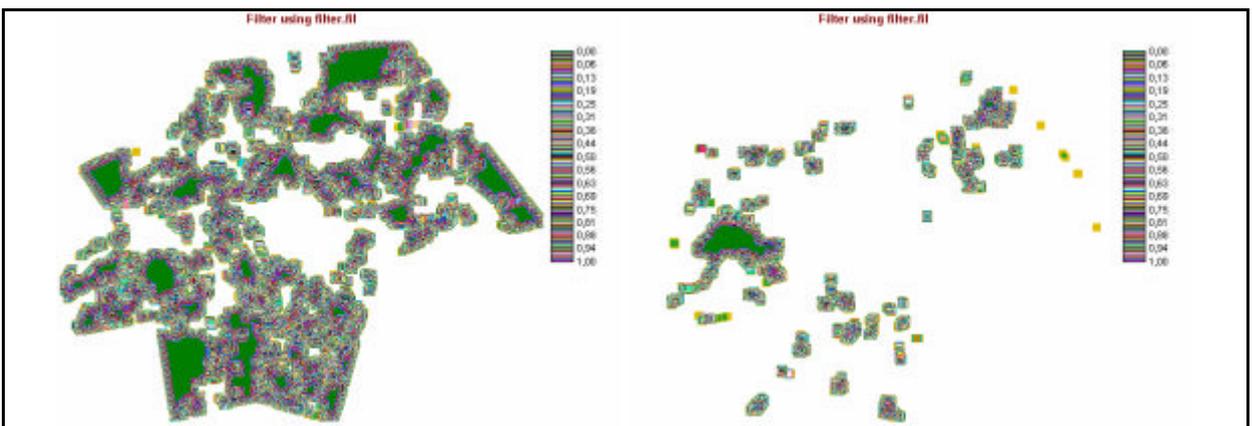


Figura 21 aplicação do filtro às imagens booleanas das categorias floresta em 1971(e) e 1985(d).

As duas imagens acima correspondem às variáveis dependentes do modelo. Observa-se que estas imagens representam a probabilidade de ocorrer um evento (retração ou permanência) no intervalo de tempo considerado. Conforme se pode observar a partir das figuras, as áreas centrais dos agrupamentos apresentam uma maior resistência a modificações,

ao passo que as regiões periféricas são mais suscetíveis. Isto se deve à relação de vizinhança da célula central estabelecida pela matriz filtro, ou seja, o pixel central tende a acompanhar o padrão dado pelo conjunto de pixels que o cerca.

Esta relação de vizinhança estabelece um grau de dependência no espaço, provendo uma noção da inércia da área de estudo com relação a ocorrência de eventos. Evidentemente esta idéia de inércia refere-se unicamente à categoria em análise e à configuração espacial correspondente no período considerado. Cabe destacar que o modelo adotado é puramente estatístico e não possui subsídios para simular a ocorrência de eventos em função de quaisquer agentes (variáveis) internos ou externos à área de estudo.

Aplicação do Modelo

Será assumido que a ocorrência de eventos se deve a proximidade geográfica de agentes presentes na área de estudo e que são considerados motivadores para a alteração do uso solo. Desta forma é razoável supor que a distância à rodovias, cursos d'água, núcleos urbanos e limites florestais constituem variáveis de interesse e devem estar presentes na elaboração do modelo. Outras imagens (declividade) e mapas (censitários, demografia, propriedade, ...) podem ainda ser agregados, no entanto a disponibilidade destas informações é um fator limitante.

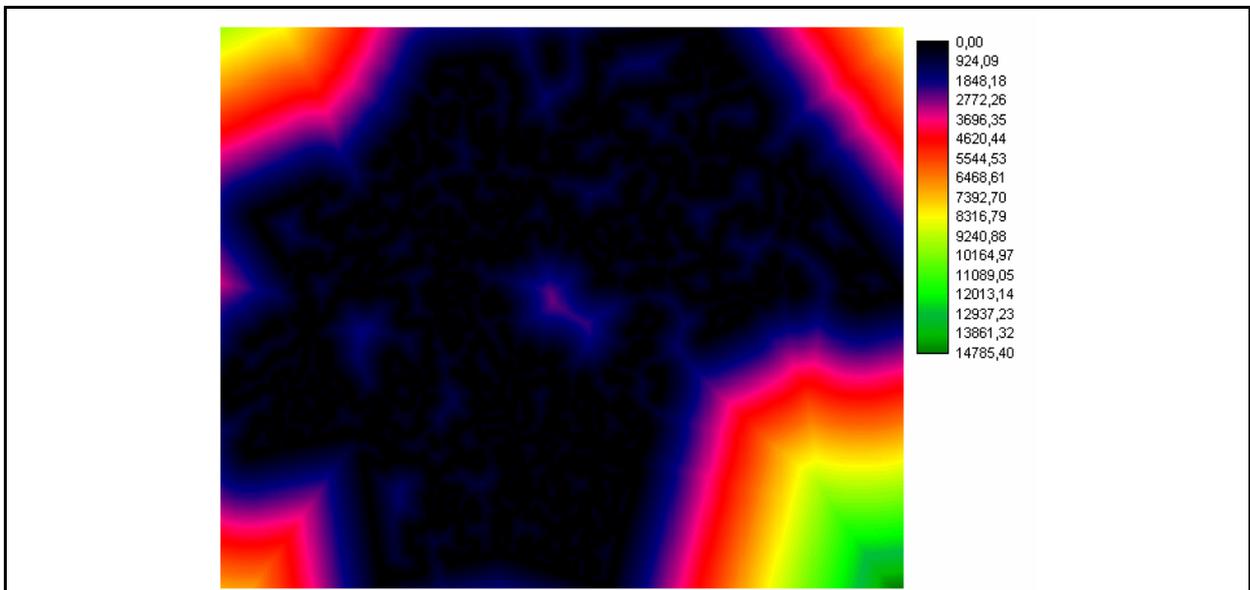


Figura 22 distância às florestas (m)- 1971.

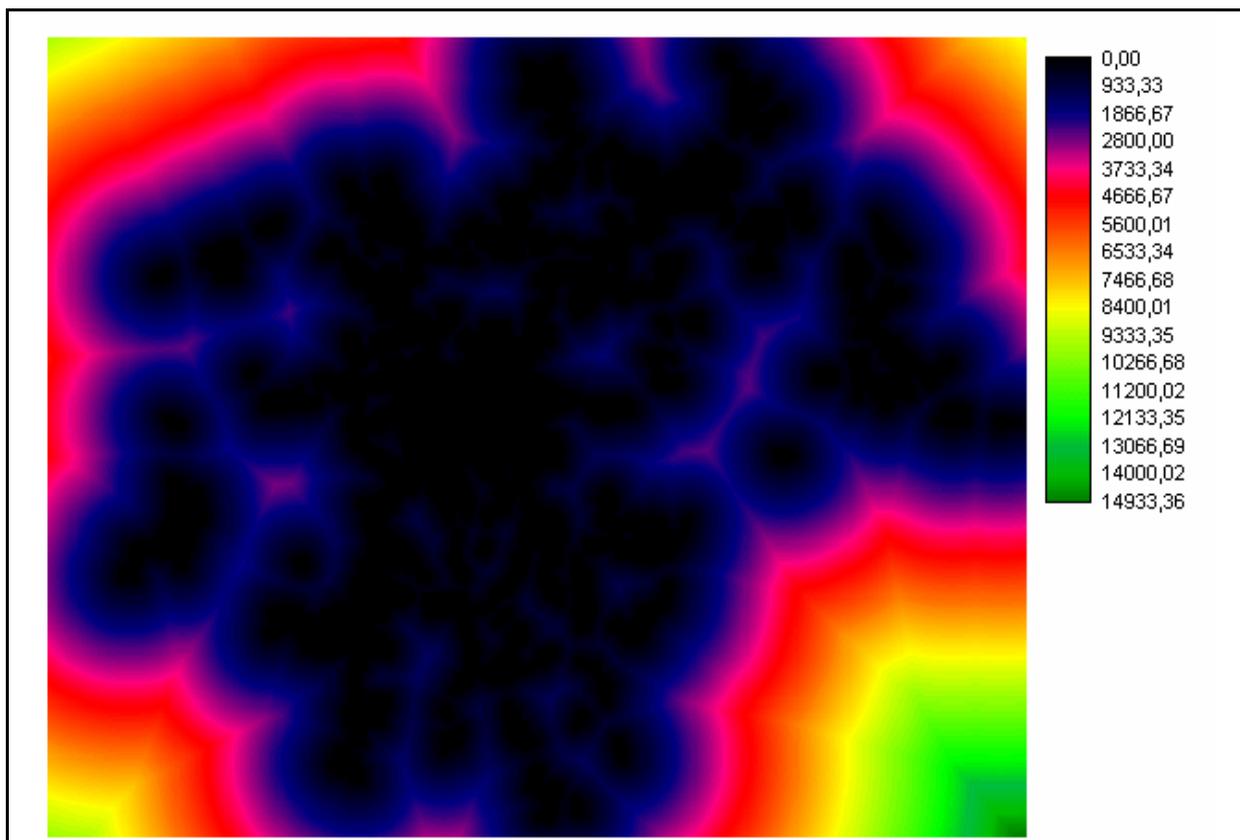


Figura 23 distância à núcleos urbanos (m) – 1971.

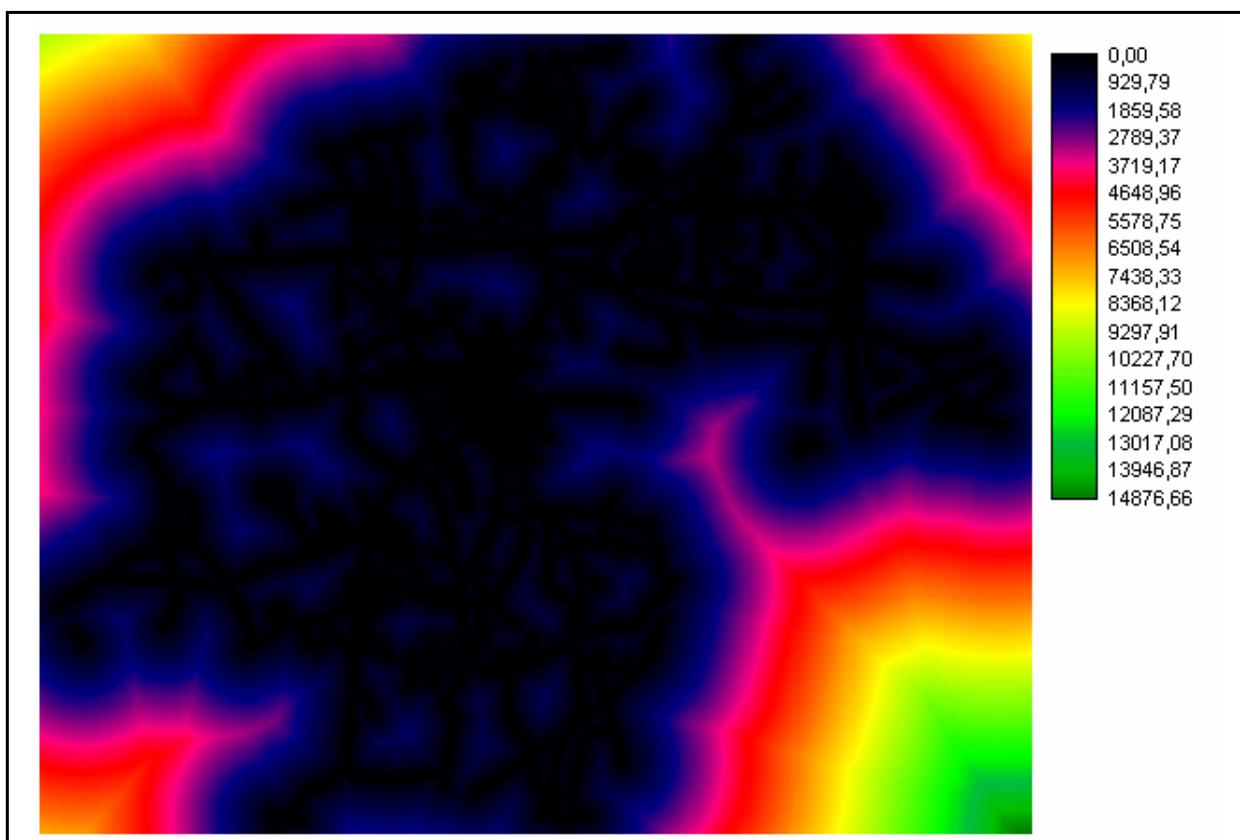


Figura 24 distância à estradas (m) – 1971.

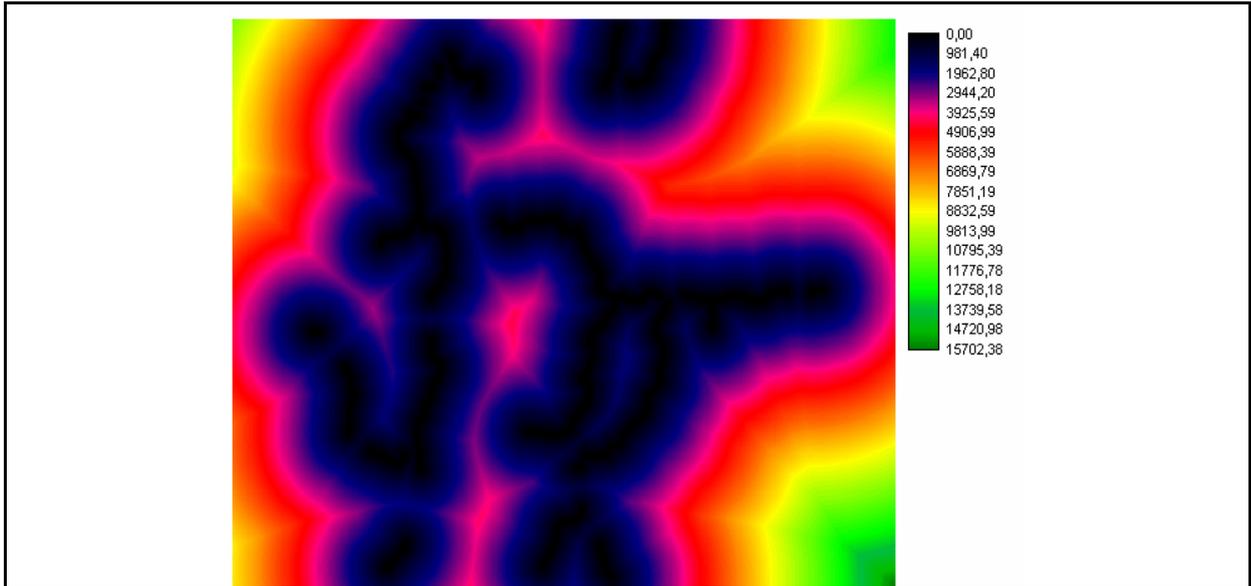


Figura 25 distância à cursos d'água (m) – 1971.

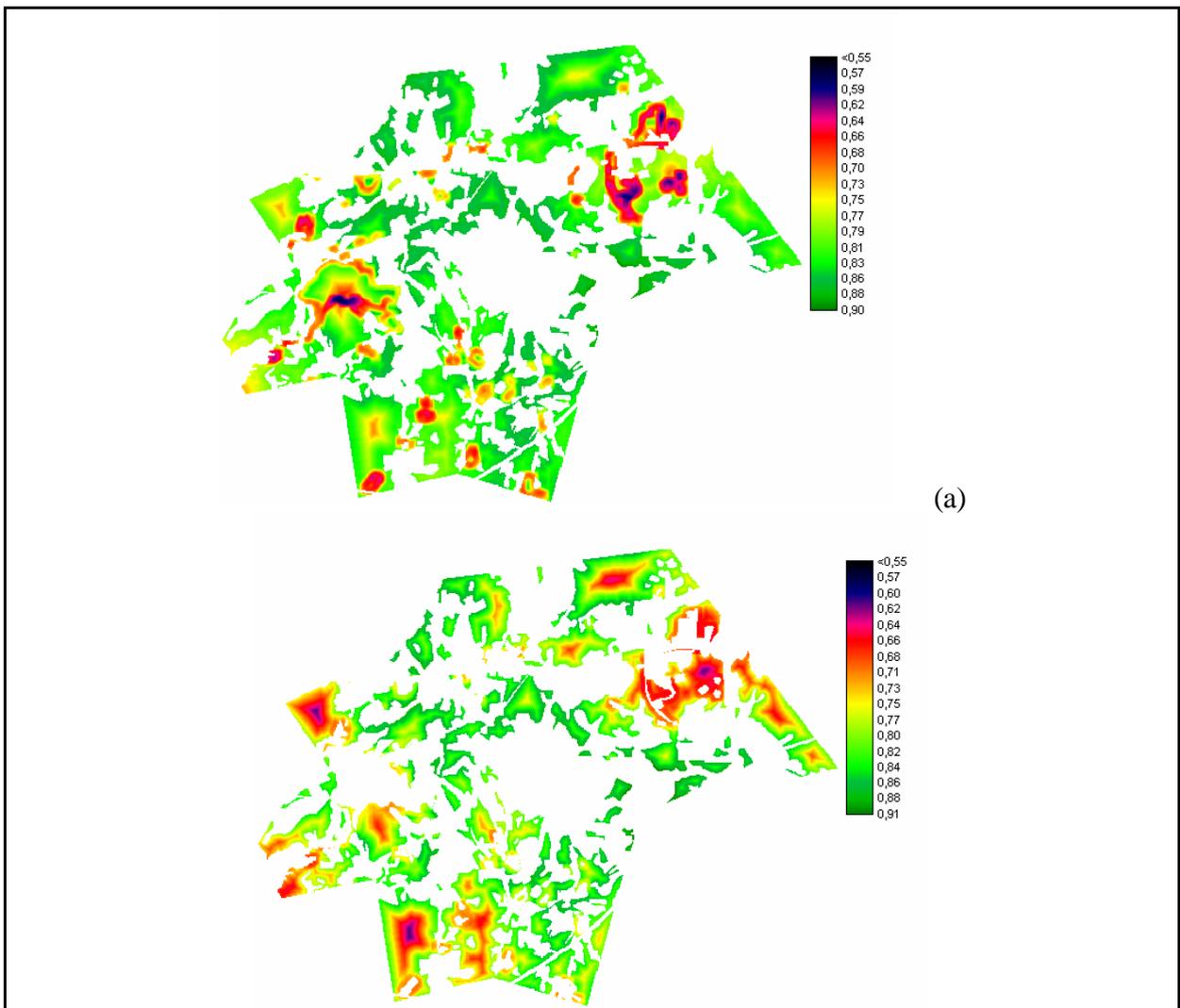


Figura 26 imagens geradas a partir do modelo. Probabilidades de ocorrência do evento (permanecer floresta) para os anos de 1985 (a) e 1991 (b).

A aplicação do modelo para o evento **1 – 1** da categoria floresta produziu as imagens das figuras 26 (a) e (b) e os seguintes coeficientes ajustados para o período 1971-1985, considerando como máscara a imagem da cobertura florestal em 1971 (figura 26).

Tabela 5 Coeficientes calculados pelo modelo.

<i>Variáveis</i>	<i>Coefficientes 1985</i>
Constante	1.969488
Distância floresta	0.000808
Distância Urbano	-0.000019
Distância Estradas	0.000197
Distância Cursos d' Água	-0.000046

As imagens produzidas pelo modelo representam probabilidades de que o evento em estudo venha a ocorrer no futuro dado o arranjo espacial entre os pixels presentes no período de estudo.

Este procedimento deverá ser aplicado a todas as categorias de interesse na região de forma que se possa efetivar uma análise final agrupando todas as imagens resultantes em um único mapa, e selecionando apenas os pixels das imagens de saída que possuam uma probabilidade de transição ou permanência igual ou superior a um nível estabelecido.

A figura 27 ilustra a imagem resultante da aplicação do método às classes água, pastagem, floresta e agricultura. Foram selecionados os pixels que apresentam uma probabilidade de permanência igual ou superior a 80%, sendo os demais desprezados. As categorias foram então agrupadas em um mapa único, de modo a indicar o grau de retração espacial na área de estudo.

O processo adotado apresenta melhores resultados quando utilizado para calcular os eventos dos tipos **1-1** (permanência) e **1-0** (retração). Eventos do tipo **0-1** (expansão) não apresentam bons resultados uma vez que o modelo utilizado é dicotômico e não considera as transições entre as várias categorias que compõe o uso do solo no período em questão. A análise destes casos deve se dar através de modelos logísticos politômicos.

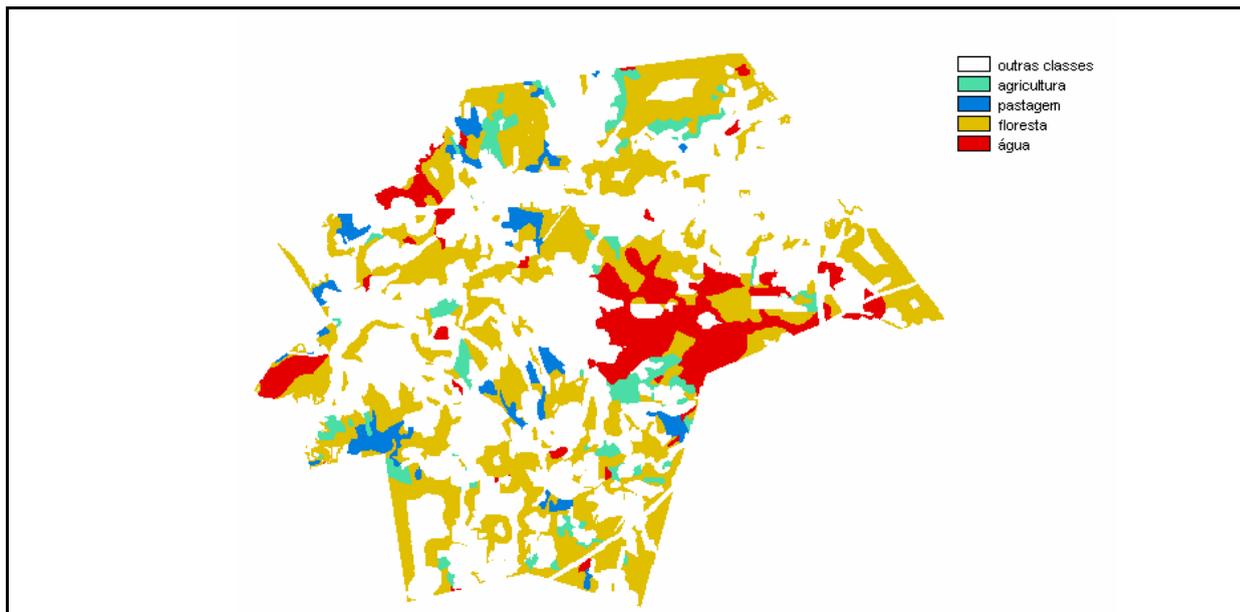


Figura 27 imagem com as categorias agregadas.

4. Estudo de Caso: Bacia do Arroio Guariroba, Mato Grosso do Sul

Os próximos tópicos descrevem a área de estudo, com suas caracterizações físicas. A descrição da área aqui apresentada foi compilada a partir do documento “Propostas para o Manejo e a Gestão dos Mananciais de Abastecimento Público das Bacias dos Córregos Guariroba, Lajeado e Dourados” desenvolvido por SANESUL (1998) Empresa de Saneamento do Estado do Mato Grosso do Sul. Num segundo momento é descrito o processo metodológico adotado neste capítulo seguido por uma discussão dos resultados obtidos.

4.1. Descrição Geral

O Estado Brasileiro do Mato Grosso do Sul faz fronteira com os Estados do Mato Grosso, Paraná, São Paulo e Goiás e com as Repúblicas do Paraguai e da Bolívia. Existem 4 (quatro) mesoregiões e 11 microregiões que dividem o Estado, segundo a distribuição do IBGE. A distribuição física do Estado apresenta duas grandes unidades geomorfológicas; o Planalto Sedimentar da Bacia do Rio Paraná e a Baixada Paraguaia ou Pantanal. Na primeira estão localizados a maioria dos municípios sulmatogrossenses, representando a maior porção do território estadual, apresentando topografia suave variando de plano suave ondulado, entre 210 a 600 metros de altitude. A segunda região ocupa mais de 100.000 Km² de superfície com altitudes variando entre 110 a 300 metros de altitude, predominantemente plana. A vegetação que compõe a região é o complexo do pantanal, destacando-se a vegetação chaquenha.

O **clima** é sub-úmido e quente, marcado por duas estações bem definidas quanto a distribuição anual das precipitações, período seco (junho a agosto) e chuvoso (outubro a janeiro). A frequência das chuvas varia de 90 a 120 dias ao ano. A temperatura do Estado oscila entre 23 a 24 °C, com máximas de 40°C a 42°C e mínima absoluta de 0°C. De acordo com a classificação de Koppen, o Estado se enquadra nas zonas climáticas A e C, tipos Aw e Cf, Clima tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno, Cfa (mesotérmico úmido).

A vegetação característica é o Cerrado e está constituído por várias fitofisionomias, apresentando também matas de galeria perenes e veredas ao longo dos córregos.

O cerradão, uma destas fitofisionomias, assemelha-se a mata devido ao número de árvores presentes. O número de árvores por hectare encontrado no cerradão é onze vezes maior que no campo sujo. Este, no entanto é uma vegetação campestre, onde predominam plantas rasteiras. O nível de sombreamento do solo, é refletido pela cobertura arbórea presente em cada uma das fisionomias. Enquanto no campo sujo apenas 6% do solo é sombreado, o sombreamento chega a 34% no Cerrado e 93% no cerradão. O Cerrado, por essas características, encontra-se numa posição intermediária entre o campo sujo e cerradão.

As atividades econômicas do Estado que compõem o PIB estão assentadas na agropecuária em 26,3%, na indústria em 15,78% e no comércio e serviços em 57,92%. A área do Estado é de 357.471 Km², contando com 77 Municípios e uma população distribuída em 86,8 % no meio rural e 13,2% na área urbana, totalizando 1.873.626 habitantes. As maiores concentrações urbanas são as de Campo Grande e Dourados, que abrigam em torno de 45% da população urbana do Estado.

A área de estudo deste trabalho corresponde a bacia do arroio Guariroba, localizada próxima a cidade de Campo Grande, no estado do Mato Grosso do Sul. O Arroio Guariroba é afluente do rio das Botas, e pertence a bacia hidrográfica do rio Paraná. A área da bacia até a captação é de 389,26 km², com uma vazão mínima de 875 l/s. O arroio Guariroba responde, juntamente com o córrego Lajeado e o rio Dourados, pelo abastecimento de aproximadamente 30% da população sulmatogrossense, sendo que a capital do estado, Campo Grande, é abastecida em 80% apenas pelos arroios Guariroba e Lajeado.

4.2. Descrição da área do Arroio Guariroba

O córrego Guariroba pertence a bacia do Rio das Botas, apresentando a área de sua bacia de drenagem, junto à ponte da estrada Campo Grande - Ribas do Rio Pardo de 389,26 km², resultando em uma descarga mínima de 875 l/s.

Face ao aumento da demanda pela água na capital do Estado do Mato Grosso do Sul, deu-se início no ano de mil novecentos e noventa e dois às obras de implantação do sistema Guariroba. Este aumento desenfreado da demanda de água se deve principalmente ao grande movimento migratório ocorrido a partir da divisão do Estado de Mato Grosso (11/10/78), cuja taxa de crescimento atingiu níveis correspondentes a 8% ao ano, sendo considerada a maior do país. A cidade de Campo Grande não estava preparada para atender essa demanda, e a falta de água era bastante evidente. Os poços que eram perfurados não possuíam vazões

suficientes, principalmente por que não havia tecnologia para a perfuração de poços profundos.

A construção de um sistema de abastecimento era urgente, e no final de 1986 o lago do reservatório Guariroba estava formado, sendo que o sistema começou a operar em 1987, já com sua vazão de projeto, ou seja, 1.400 l/s. Atualmente é responsável pelo abastecimento de uma população aproximada de 360.000 habitantes.

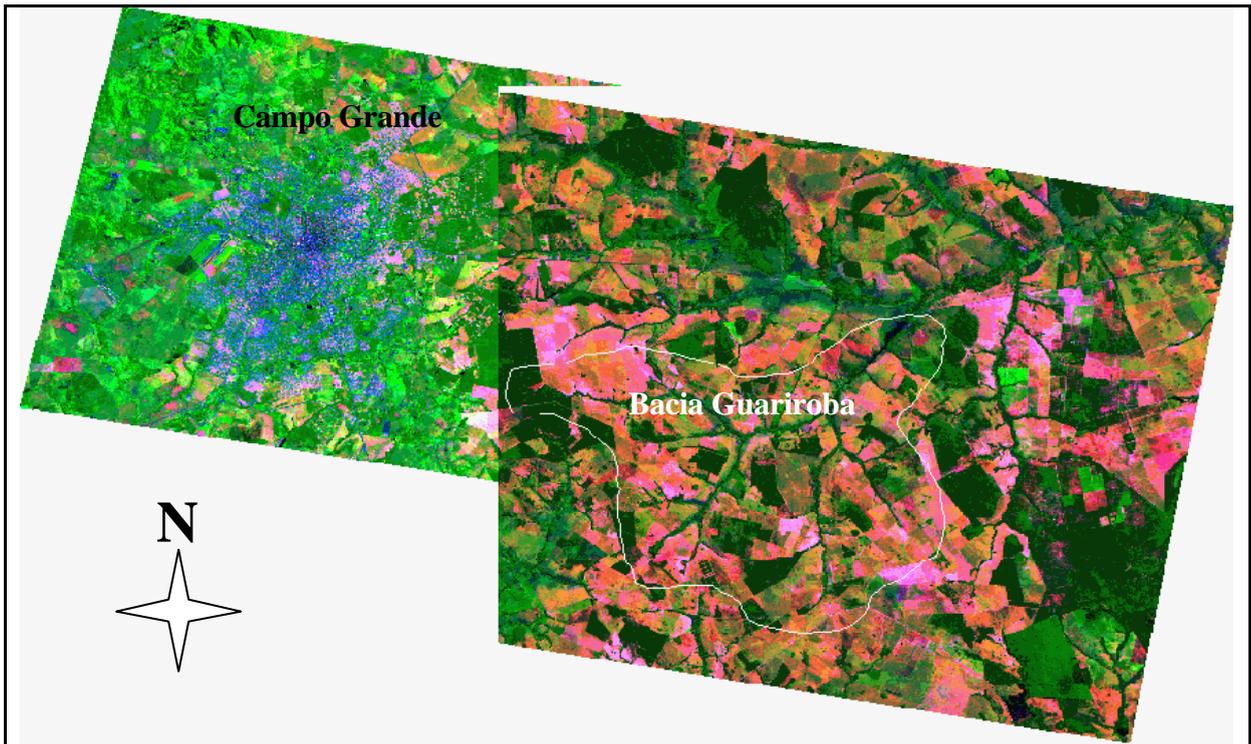


Figura 28 – bacia do Arroio Guariroba e cidade de Campo Grande – MS.

A bacia do Córrego Guariroba (figura 28) é rica em mananciais. Contudo, por apresentar um solo basicamente de areias quartzosas aliado ao impacto da pecuária, caracterizado pela utilização dos recursos hídricos para a dessedentação animal, teve como consequência a retirada sem critério da vegetação ciliar em vários trechos ao longo dos córregos da bacia hidrográfica. Essa prática facilitou o processo erosivo, provocando o surgimento de grandes voçorocas (Figuras 29 e 30).

Esta vegetação se estendia ao longo do córrego Guariroba e seus afluentes, formando uma faixa de vegetação sempre verde contínua, ora mais estreita, ora mais larga. É de primordial importância esta formação vegetal, pois cria condições favoráveis para a sobrevivência e manutenção do fluxo gênico entre as populações de espécies animais que habitam as faixas ciliares ou mesmo fragmentos florestais maiores por elas ligados (corredores). Além disso, a recomposição da vegetação ciliar, que outrora protegia as margens

do Córrego Guariroba e seus afluentes, se faz necessária para evitar o assoreamento, regularizar a vazão dos mananciais e fornecer abrigo e alimentação para a fauna.

Neste trabalho destacou-se quatro tipos de formas fisionômicas da vegetação de cerrado que ainda ocorrem na Área de Proteção Ambiental do Guariroba, são elas: campo limpo, campo sujo, cerrado stricto sensu, e cerradão. Elas diferem entre si com relação à composição botânica e à estrutura da vegetação.



Figura 29 - voçoroca na área da bacia do córrego Guariroba.



Figura 30 - vista aérea de uma propriedade na bacia do Guariroba – Detalhe voçoroca

4.3. Preparação dos dados para o ajuste do modelo empregado

A seleção dos dados para o cálculo do modelo logístico proposto para este trabalho se inicia a partir da seleção dos atributos espaciais que irão compor o conjunto de variáveis independentes para aplicação da rotina de regressão. Para isso foram utilizadas cartas do Serviço Geográfico do Exército e as seguintes imagens de satélite da série do sistema LANDSAT:

Tabela 6 Imagens Orbitais Selecionadas para a área de estudo

14/03/1973	LANDSAT_1 MSS – 241/074 bandas 1,2,3 e 4
15/06/1984	LANDSAT_4 MSS – 225/074 bandas 1,2,3 e 4
05/04/1996	LANDSAT_5 TM – 225/074-D bandas 3, 4 e 5
06/07/1997	LANDSAT_5 TM – 224/074-C bandas 3, 4 e 5
29/07/1997	LANDSAT_5 TM – 225/075-C bandas 3, 4 e 5
08/06/1996	LANDSAT_5 TM – 225/075-D bandas 3, 4 e 5

4.3.1. Classificação das Imagens Orbitais

As imagens apresentadas na tabela anterior foram utilizadas para a classificação da área do Arroio Guariroba segundo cinco classes de uso do solo, a saber; cerradão, cerrado, campo sujo, campo limpo e áreas de ação antrópica.

O processo de classificação de imagens orbitais é dividido em duas etapas: o treinamento e a classificação. No treinamento são selecionados amostras de pixels da imagem de modo a fornecer ao computador os critérios necessários para a identificação das classes desejadas. O resultado do treinamento é um conjunto de assinaturas que representam o critério estatístico para as classes propostas e que servirá de base para a aplicação de uma regra de decisão a partir da qual a imagem será efetivamente classificada.

Para este trabalho foi utilizado o treinamento supervisionado, o qual exige um conhecimento prévio da área de estudo de forma que pesquisador possa atuar no sentido de orientar a aquisição das amostras a partir de outras fontes de informação, como medidas de campo, análise de fotografias aéreas, experiência pessoal, etc (Mendes e Cirilo, 2001).

Nesta dissertação foram utilizadas as imagens já classificadas do trabalho de SANESUL (1999).

4.3.2. Geração do Modelo Numérico do Terreno

O modelo numérico do terreno é uma representação digital da superfície topográfica de determinada área. Sua obtenção se dá através das seguintes etapas;

- ✓ aquisição da informação topográfica mediante digitalização de cartas topográficas em escala (1:100.000) adquiridas junto a Diretoria do Serviço Geográfico do Exército (DSG), gerando um conjunto de pontos coordenados (x, y) atrelados a um sistema de referência geográfico específico e um atributo representativo de cota topográfica (z), e
- ✓ interpolação dos pontos coordenados de forma a gerar uma malha regular de pontos estimados em locais onde não houve coleta de dados amostrais.

O princípio que embasa os principais modelos teóricos de interpolação de dados com propriedades espaciais é o de que a proximidade geográfica é diretamente proporcional à semelhança entre os pontos. Assim, pontos próximos entre si tendem a possuir valores semelhantes ao passo que pontos mais afastados apresentam maior probabilidade de possuir valores diferenciados

O modelo numérico utilizado nessa dissertação provém do trabalho de SANESUL (1999). Foi utilizada a técnica do inverso do quadrado da distância para a geração do modelo. O método do inverso do quadrado executa um processo de interpolação ponderada em função da distância ao ponto a ser estimado. Os pontos a serem utilizados para interpolação recebem ponderadores (pesos), a partir os quais é calculada uma média ponderada, a qual consistirá na estimativa do atributo em análise para qualquer ponto no espaço de estudo.

4.3.3. Aplicação do Modelo de Regressão Logística ao Estudo de Caso

A classificação das imagens orbitais gerou representações espaciais do uso do solo para a bacia do arroio Guariroba nos três cenários temporais disponíveis, 1973, 1984 e 1997 (figuras 31 a 33). Foram identificados cinco classes de uso do solo, cerrado, cerradão, campos sujos, campos limpos e uso antrópico.

A classe cerrado é representativa de uma vegetação natural esparsa, já o cerradão caracteriza uma vegetação mais densa, fechada. Campos sujos e campos limpos são áreas ocupadas basicamente pela atividade pecuária, e o uso antrópico representa áreas de cultivos agrícolas e sedes de propriedades rurais.

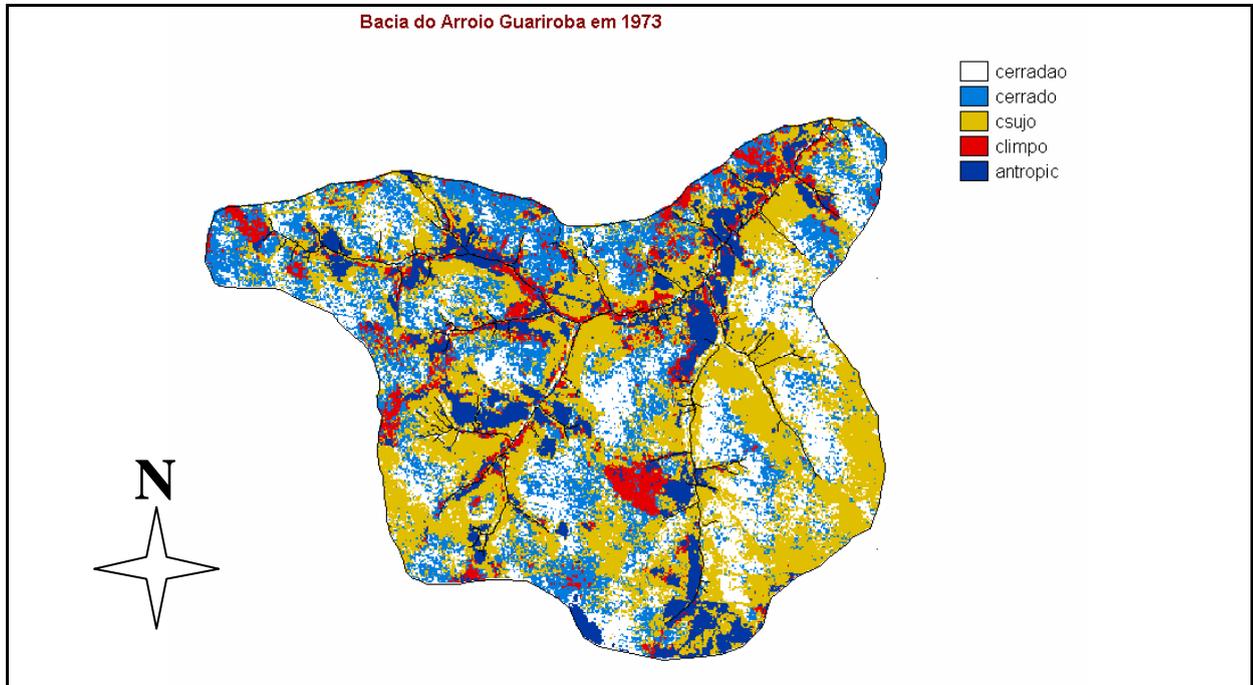


Figura 31 imagem classificada 1973.

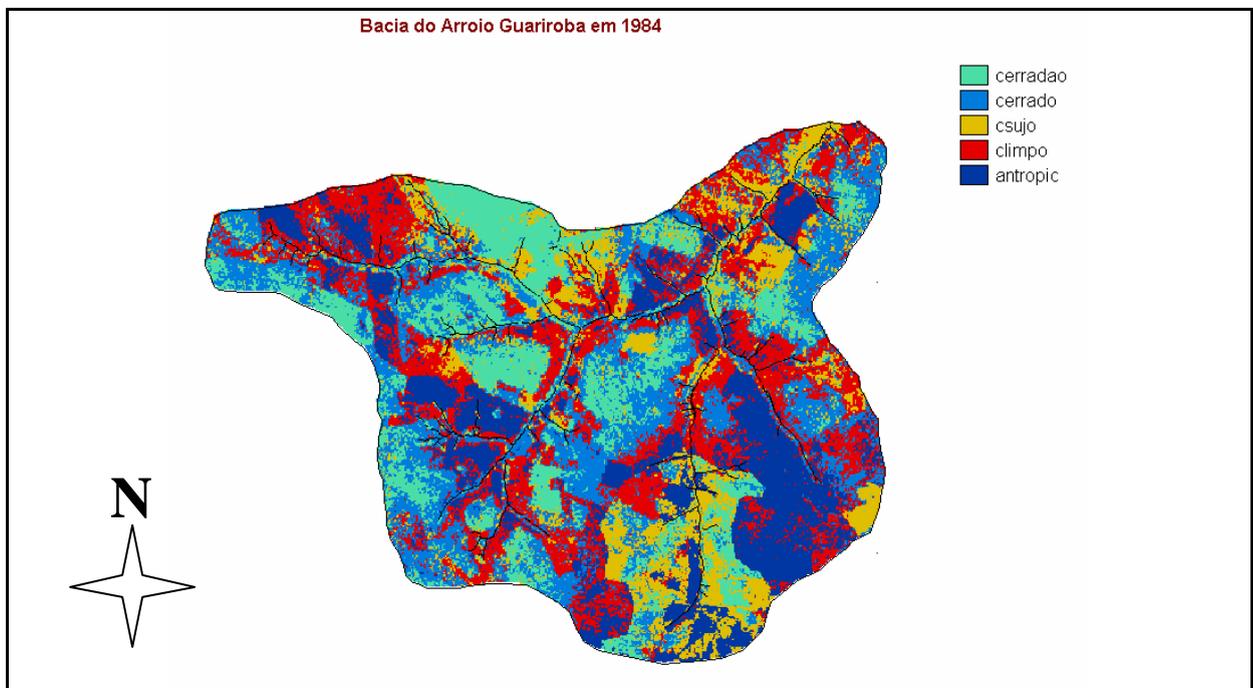


Figura 32 imagem classificada 1984.

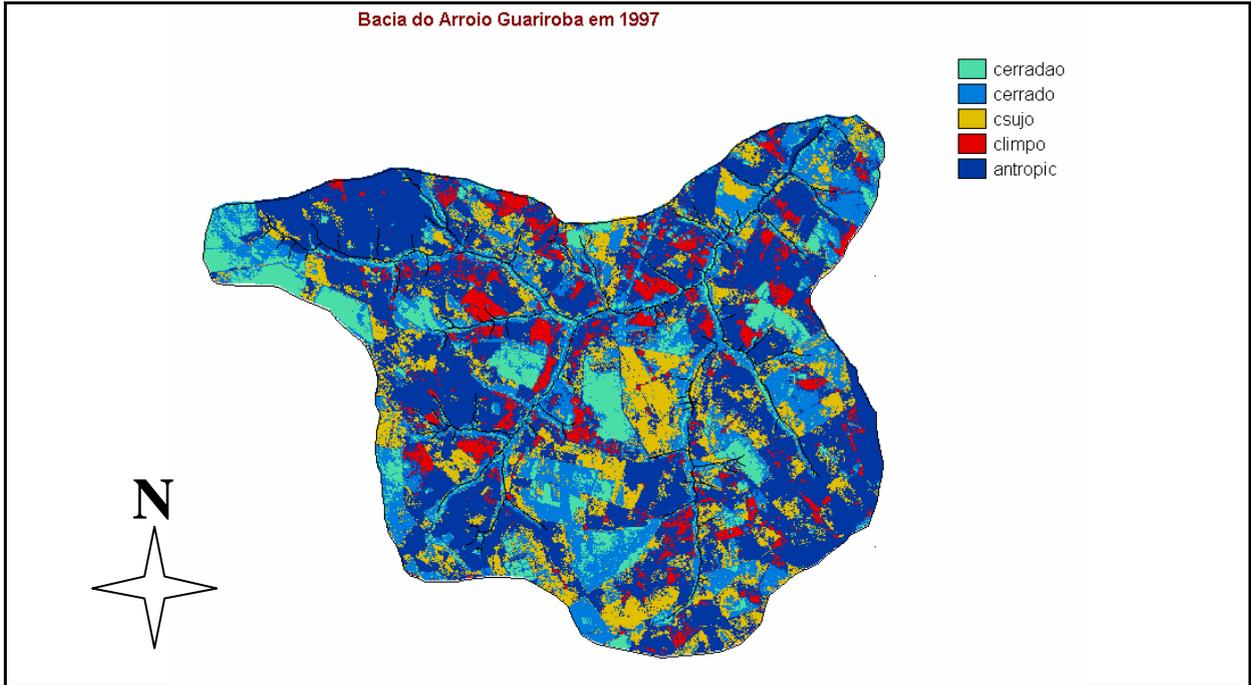


Figura 33 - imagem classificada 1997.

Conforme as figuras acima, constata-se um progressivo incremento do uso antrópico no período devido quase que inteiramente à ação do desmatamento com vistas à exploração da pecuária na região. As áreas de cada classe se distribuem segundo o gráfico abaixo:

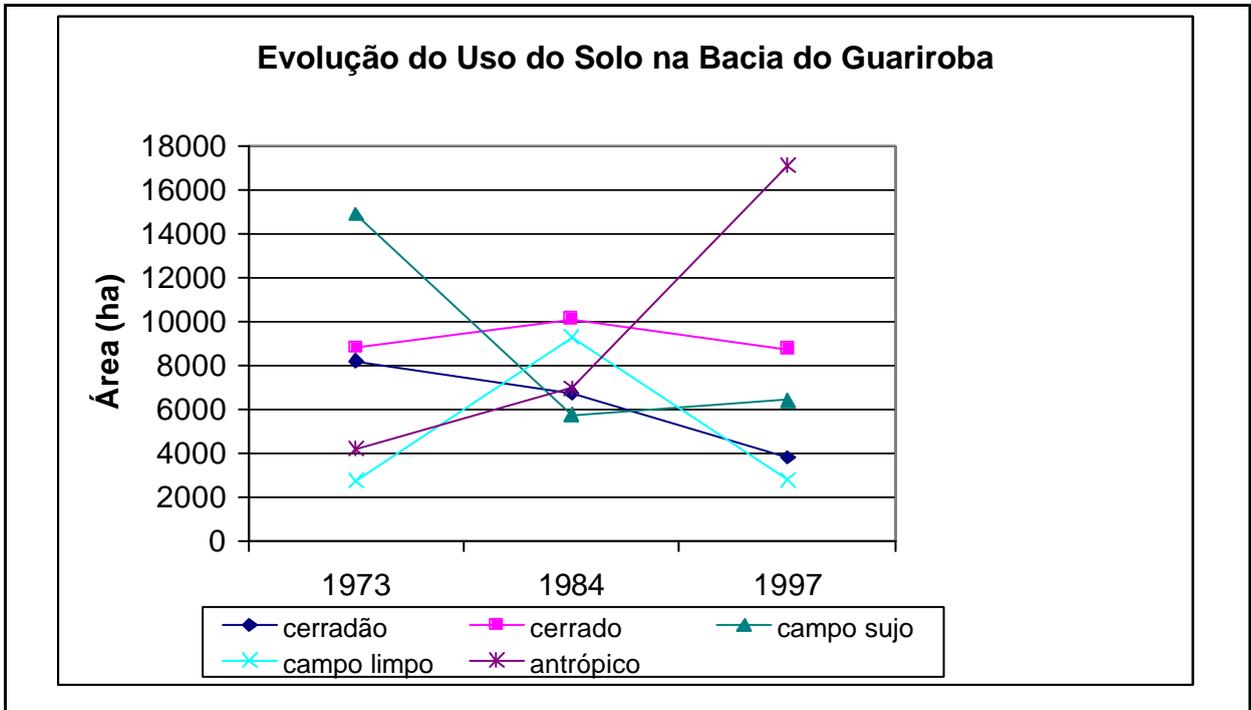


Figura 34 – áreas das classes consideradas.

Tabela 7 Áreas das classes.

Classe	Áreas	Área em hectares (Ha)			Área em percentual (%)		
		1973	1984	1997	1973	1984	1997
1	Cerradão	8226	6747.84	3824.64	21,1	17,3	9,8
2	Cerrado	8828.73	10134.9	8747.28	22,7	26,1	22,5
3	Campo limpo	14906.25	5767.2	6429.33	38,3	14,8	16,5
4	Campo sujo	2752.92	9291.69	2801.88	7,1	23,9	7,2
5	Antrópico	4213.98	6986.25	17124.75	10,8	17,9	44
Totais		38927.88	38927.88	38927.88	100	100	100

A dinâmica de alteração do uso do solo na bacia (figura 35) se dá entre as classes apresentadas. As áreas de cerrado e cerradão (florestas nativas) sofrem uma ação de queimada para limpeza de terreno e dão lugar a atividades de pecuária (campo limpo) ou agricultura (uso antrópico). O processo de rotação da terra promove um troca entre áreas de agricultura e pecuária. Estas por sua vez, quando abandonadas, geram o campo sujo, o qual, numa situação de abandono mais prolongado, tende a retornar à condição de cerrado ou cerradão. O campo sujo portanto é um estado intermediário entre o campo limpo e os cerrados.

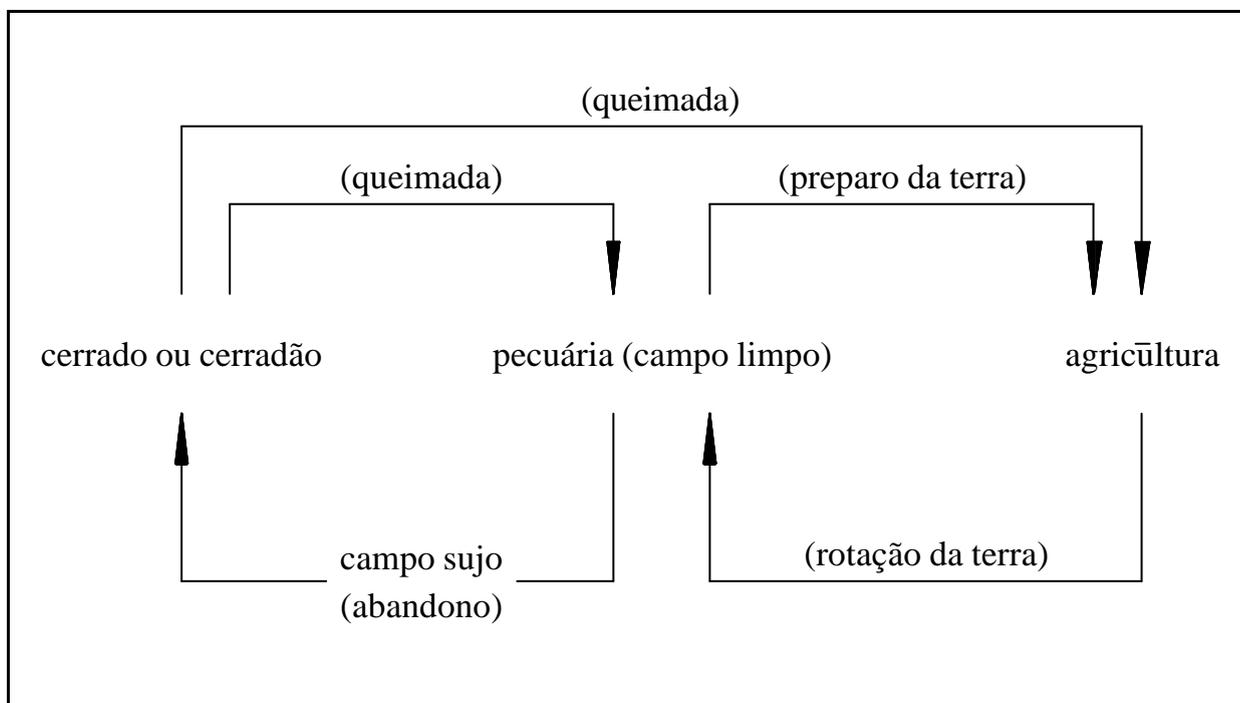


Figura 35 dinâmica de alteração do uso do solo na bacia do Arroio Guariroba.

De acordo com a figura 34 e tabela 7, há uma variação maior das classes de campo limpo, campo sujo e uso antrópico. O tipo cerrado apresentou uma oscilação de menor magnitude e o cerradão mostrou uma retração quase contínua.

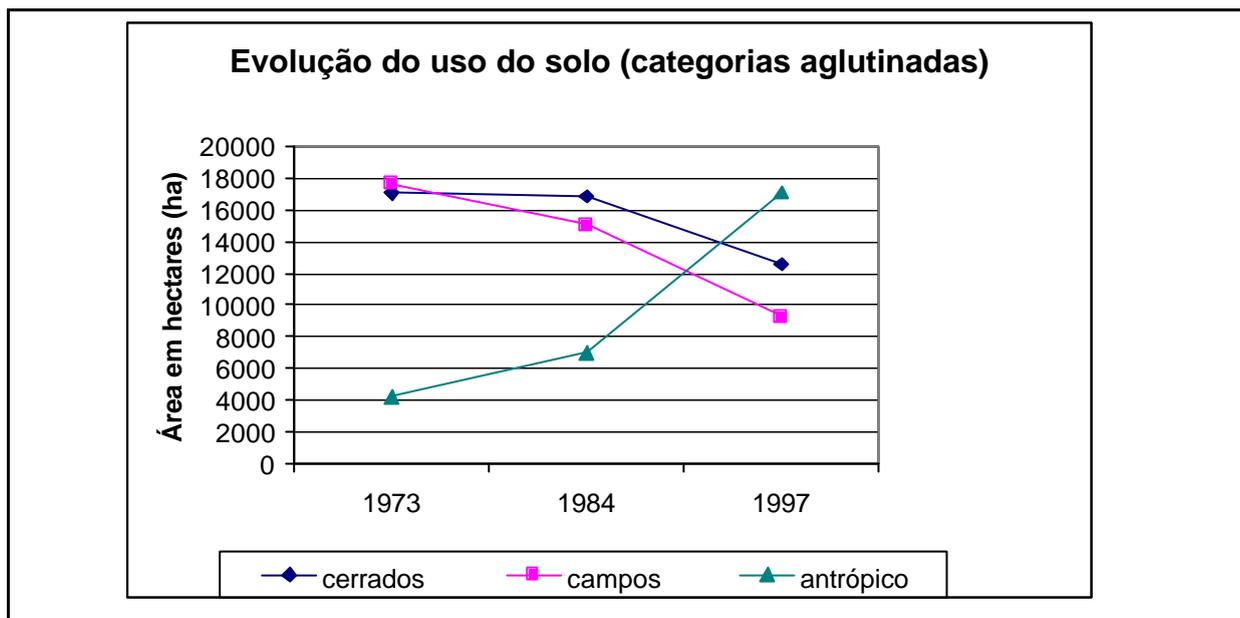


Figura 36 aglutinação de classes.

Esta divisão de classes, em função do modelo de regressão logística adotado, não é a mais adequada para este estudo uma vez que o referido modelo não contempla adequadamente, no contexto espacial, a expansão de uma classe de uso. Para contornar esta situação é mais adequado trabalhar com uma aglutinação das classes de uso do solo, agrupando os tipos cerrado e cerradão em uma única classe denominada cerrados, e as classes campo limpo e campo sujo em uma classe única denominada campos. Os resultados da aglutinação das classes estão apresentados nas figuras 36, 37, 38 e 39 e tabela 8.

Tabela 8 Áreas das categorias aglutinadas.

Classes	Áreas	Área em hectares (Ha)			Área em %		
		1973	1984	1997	1973	1984	1997
1	Cerrados	17054.73	16882.74	12571.92	43,8	43,4	32,3
2	Campos	17659.17	15058.89	9231.21	45,4	38,7	23,7
3	Antrópico	4213.98	6986.25	17124.75	10,8	17,9	44,0
Totais		38927.88	38927.88	38927.88	100	100	100

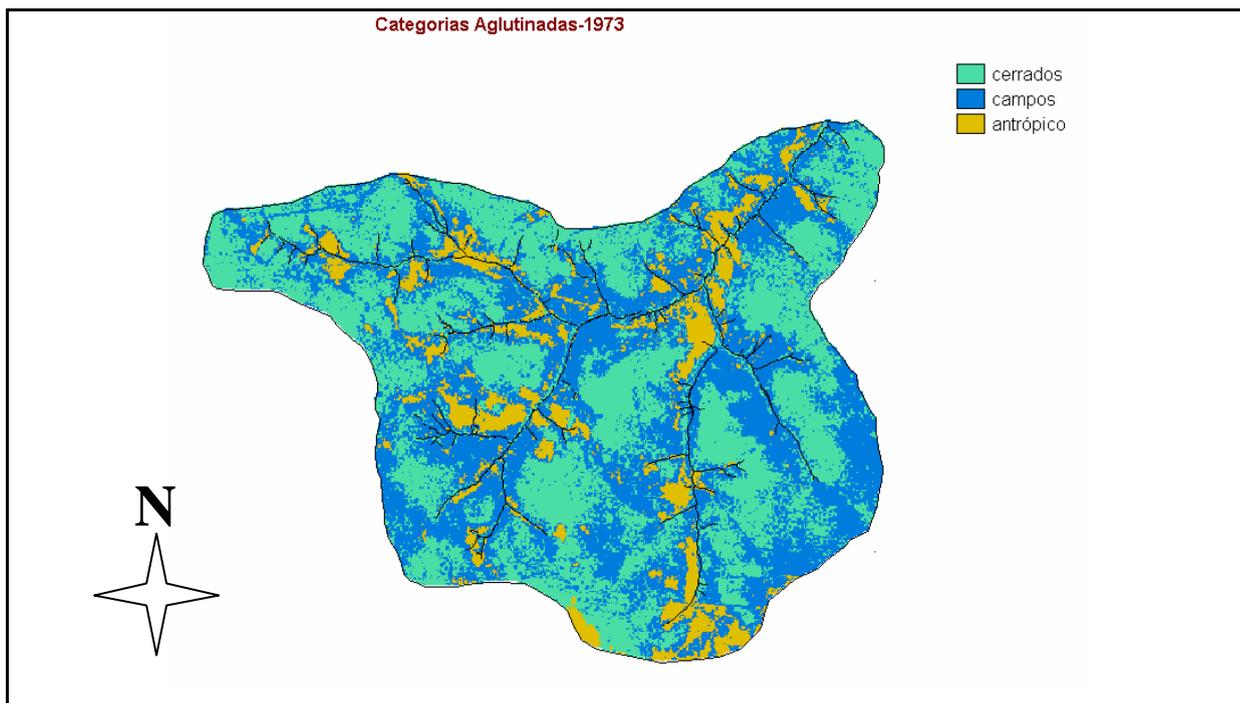


Figura 37 categorías aglutinadas – 1973.

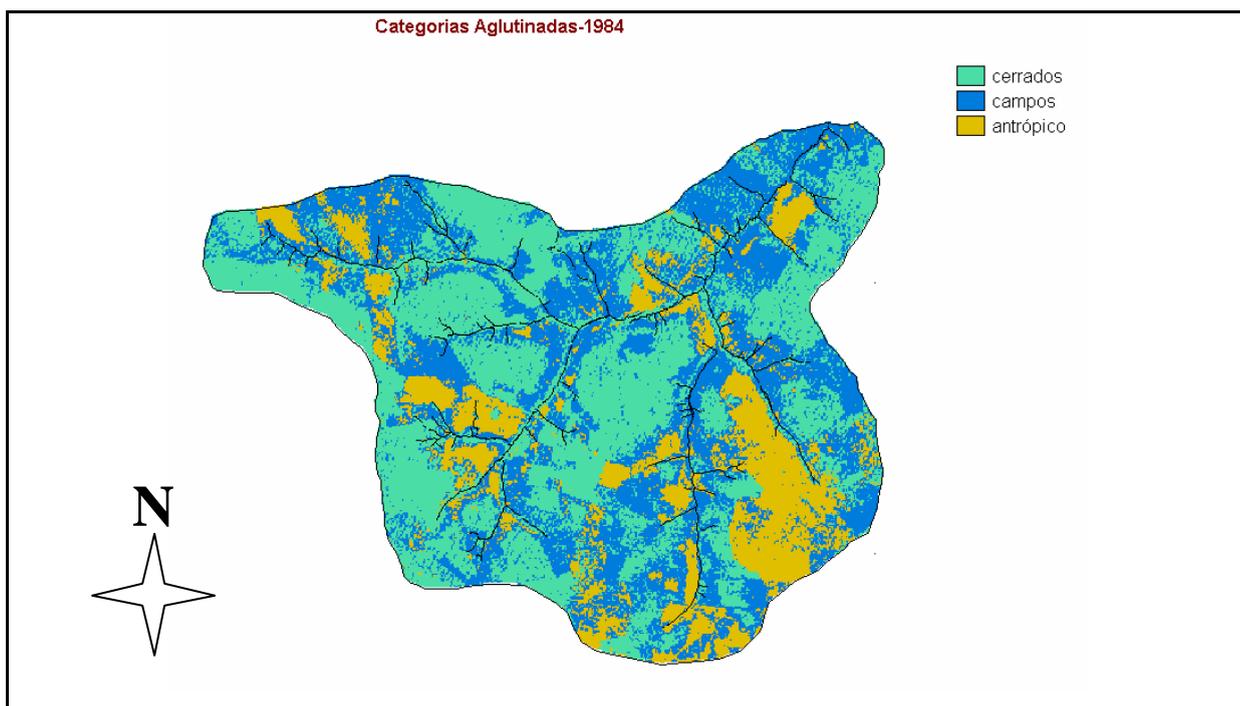


Figura 38 categorías Aglutinadas – 1984.

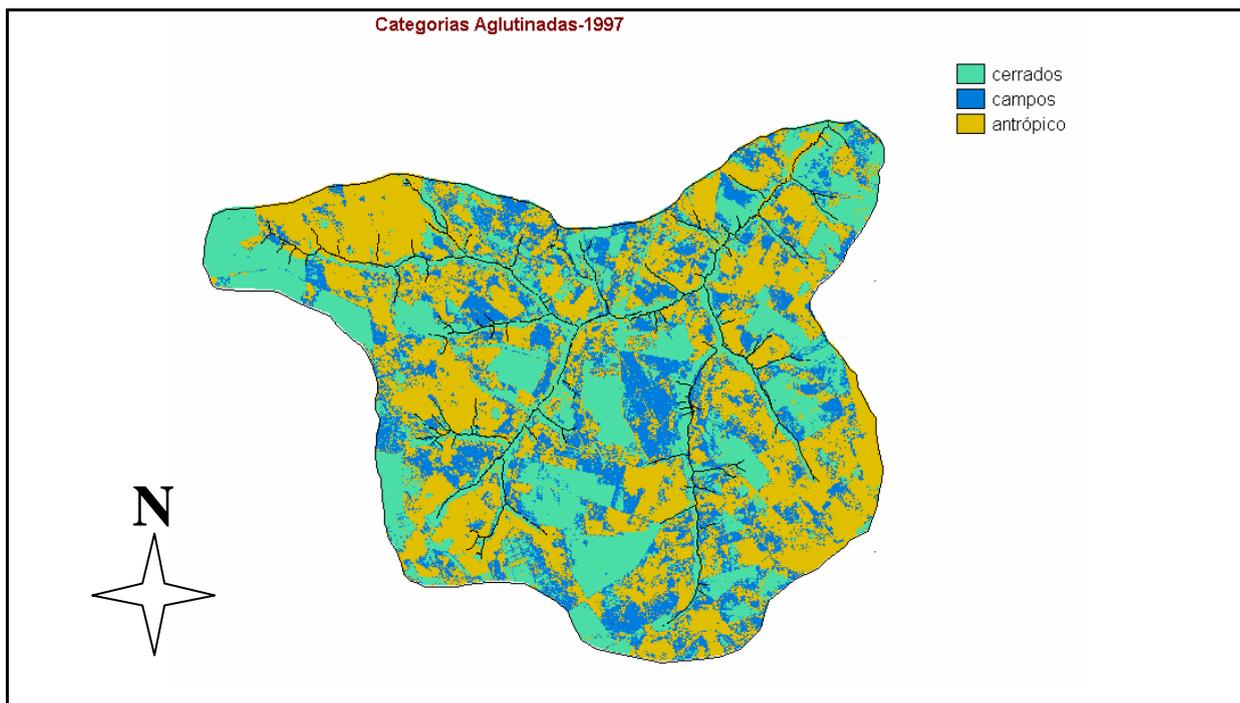


Figura 39 categorias Aglutinadas – 1997.

Definidas as classes de uso que farão parte do modelo, a próxima etapa é a seleção das variáveis independentes.

Seleção e Preparação das Variáveis Independentes

As variáveis independentes consideradas nesta dissertação foram escolhidas em função da disponibilidade de dados e da relevância considerada a priori. Neste contexto as rodovias, os centros urbanos, os cursos d'água podem ser considerados agentes motivadores de modificações do uso do solo uma vez que podem estabelecer um padrão de ocupação do espaço que varia em função da distância. Assim sendo, parece razoável supor que um determinado sítio onde exista mata, por exemplo, no espaço próximo a uma rodovia deva apresentar uma tendência a modificar seu uso para uma atividade que esteja diretamente vinculada a este agente. Da mesma forma áreas próximas de centros urbanos podem, provavelmente em função de especulação imobiliária e da valorização da terra, vir a sofrer modificações para atender às demanda habitacionais decorrentes do incremento populacional de uma cidade. Obviamente o tipo de transição que ocorrerá será também determinado por outros aspectos que podem ser de ordem econômica, social, ambiental, institucional ou cultural, mas fica claro que o fator distância é um elemento importante a se considerar.

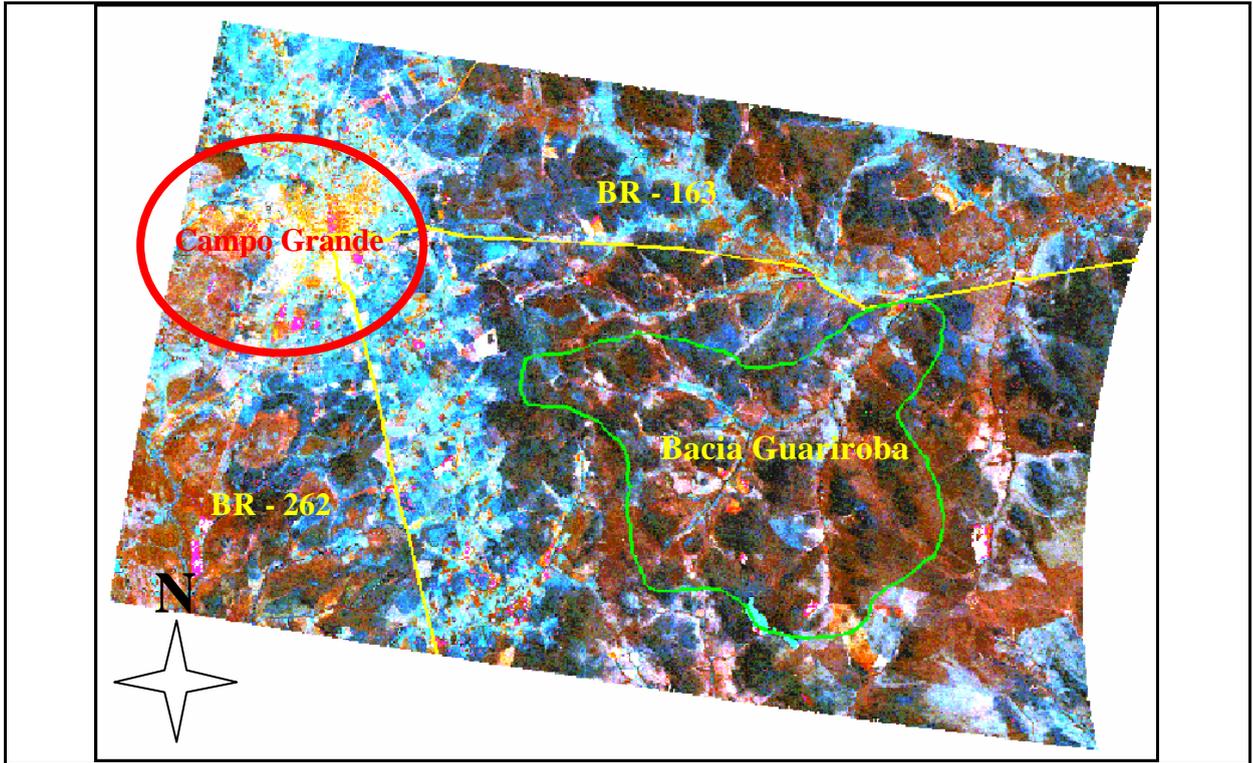


Figura 40 rodovias próximas à Bacia.

Uma vez consideradas as rodovias acima (figura 40) como agentes motivadores para alteração do uso do solo resulta então que a variável dependente “distância aos eixos de rodovias” é constante para os três cenários. As representações de distância foram obtidas a partir dos eixos das rodovias principais mais próximas da bacia, dos cursos d’água e dos limites urbanos da cidade de Campo Grande (figura 41).

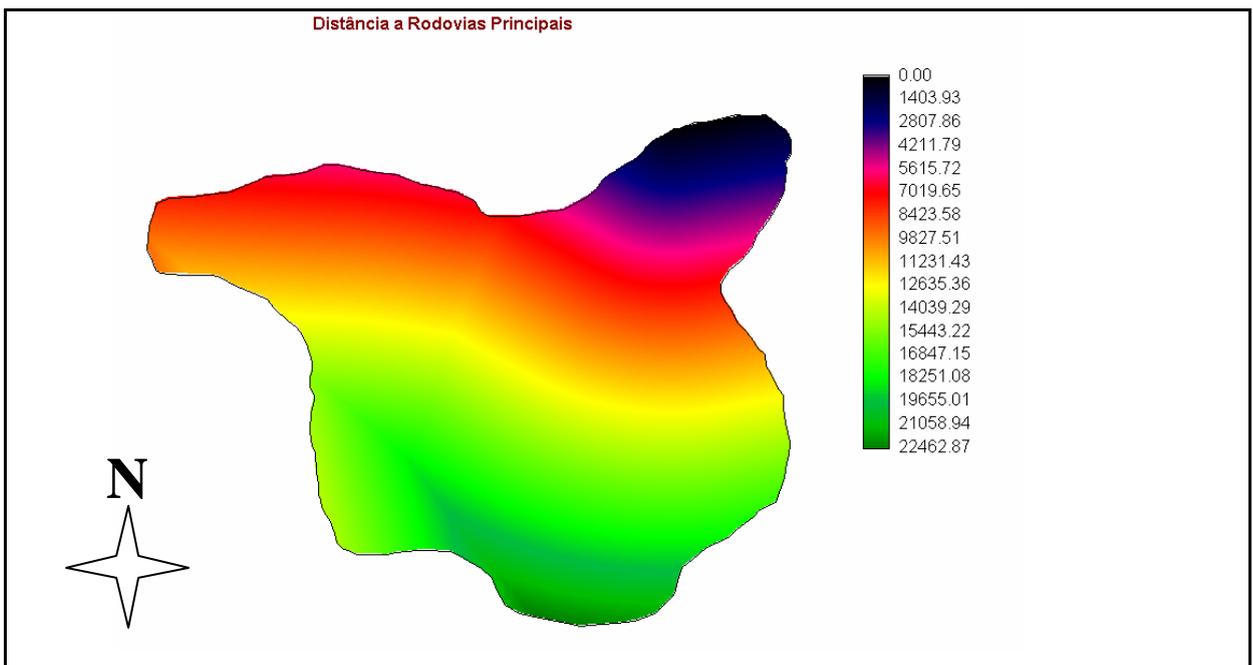


Figura 41 distância aos eixos das rodovias principais (m).

Da mesma forma foram selecionados os cursos d'água e geradas representações de distância. Para os cenários de 1973 e 1984 (figura 42) as representações são idênticas mas para 1997 (figura 43) houve uma pequena alteração na configuração de distâncias junto ao exutório da bacia em razão do surgimento do lago do reservatório Guariroba em 1986 e cuja finalidade é abastecer a cidade de Campo Grande.

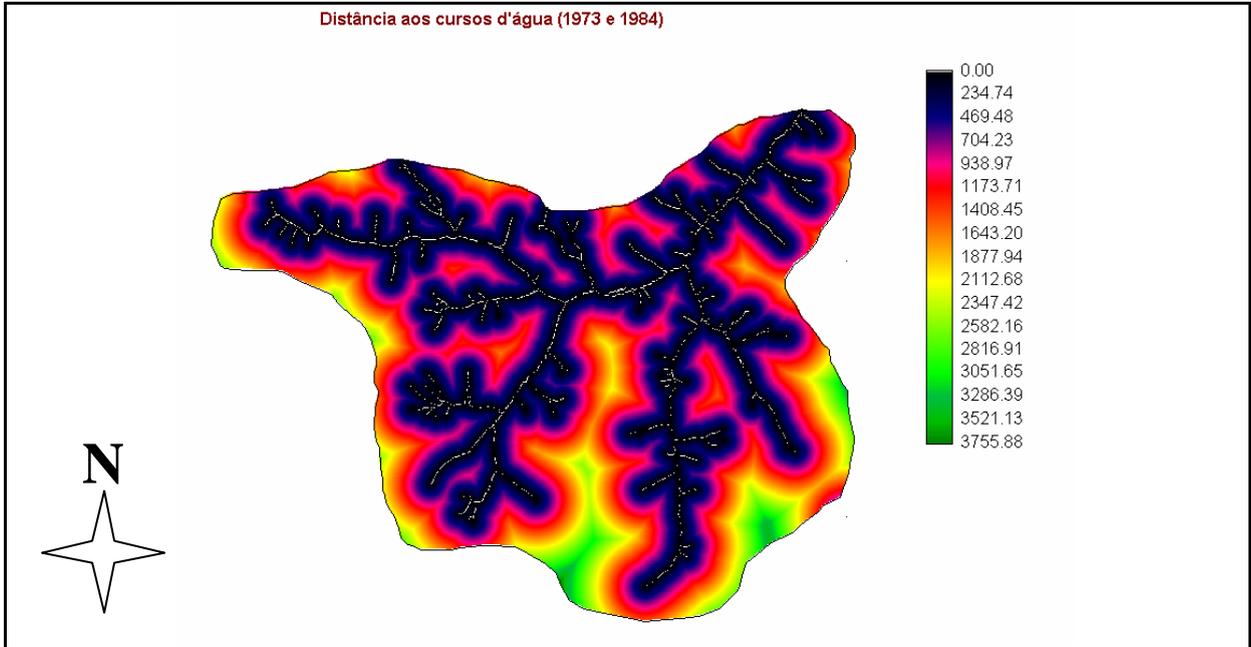


Figura 42 distâncias ao cursos d'água em 1973 e 1984.

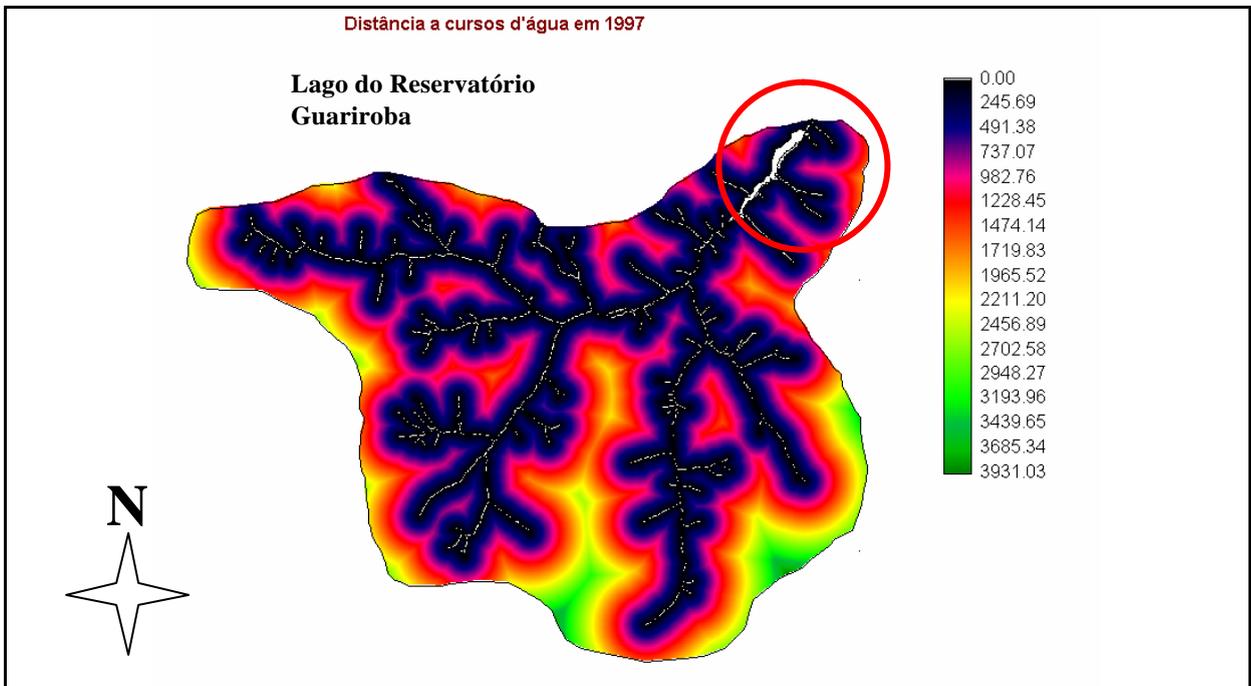


Figura 43 distâncias aos cursos d'água em 1997.

A última variável a ser considerada no modelo é a representação espacial das declividades da área de estudo. Esta variável justifica sua inclusão no seguinte aspecto; haverá uma maior probabilidade de alteração do uso do solo em uma área plana onde há facilidade para acesso e operação de equipamentos e menor custo para implantação de qualquer empreendimento, ao passo que em áreas onde a declividade é mais pronunciada existe o risco de escorregamento de encostas, há um elevado potencial de erosão, baixa retenção de água no terreno, e, naturalmente, uma elevação do custo de implantação de empreendimentos em razão dos riscos envolvidos.

A representação de declividade é calculada a partir do modelo numérico do terreno (MNT) considerando sempre a inclinação com relação ao pixel vizinho de maior ou menor cota. Esta operação é também importante pois define também a direção do gradiente do terreno para qualquer ponto no mapa. Os resultados do cálculo da declividade para o modelo numérico da área do Guariroba estão apresentados na figura abaixo com os valores explicitados em graus decimais.

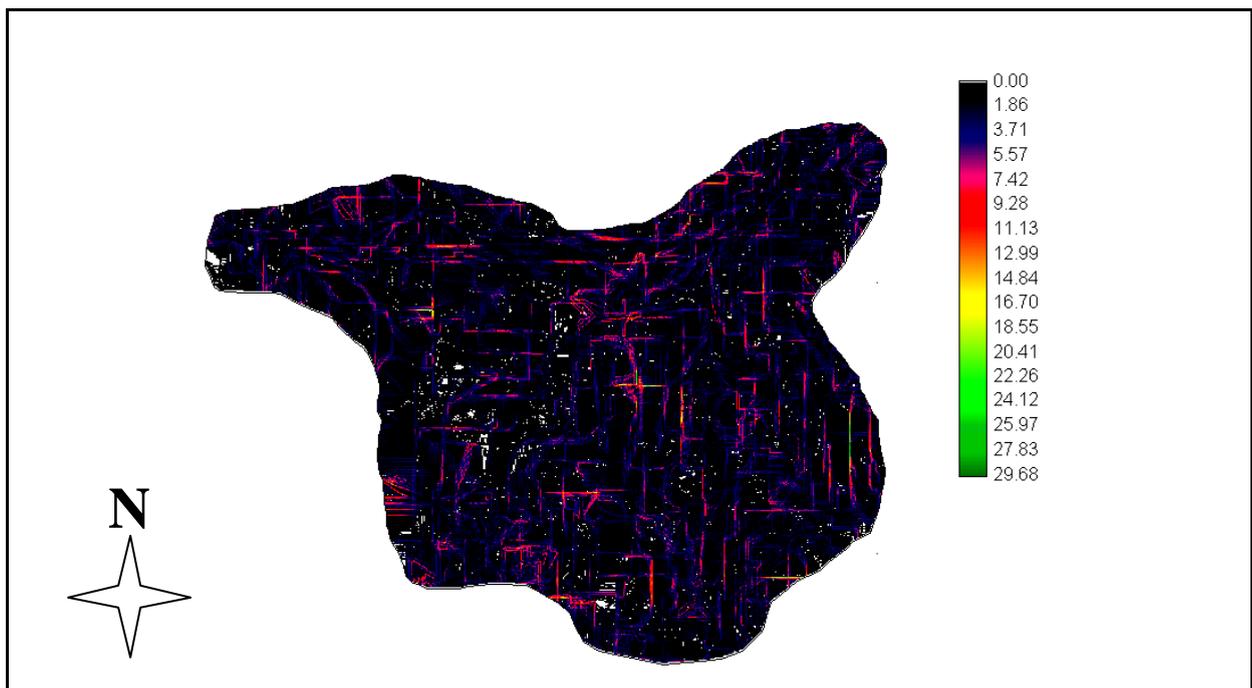


Figura 44 Declividades para a bacia do Arroio Guariroba

O próximo passo para a preparação dos dados para a aplicação do modelo de regressão logística consiste na geração da representação de permanência/não permanência de uma classe de uso nos períodos 1973-1984 e 1984-1997. Isto pode ser obtido primeiramente isolando estas classes em cada cenário (figuras 45 a 53) e depois cruzando as classes correspondentes. Assim, para avaliar as transições ocorridas na classe cerrados no período 1973-1984 por exemplo, deve-se isolar esta classe nas imagens correspondentes aos dois cenários (1973 e

1984) e depois cruzar os resultados. A nova imagem produzida representará às transições ocorridas para a classe cerrados naquele período. As transições observadas são as seguintes:

Tabela 9 Transições observadas.

Categoria	Transição ocorrida na área (do ano A para o ano B)
0(A) – 1(B)	Áreas onde ocorreu transição - surgimento da classe no ano B
1(A) – 0(B)	Áreas onde ocorreu transição - extinção da classe no ano B
1(A) – 1(B)	Ausência de transição no período

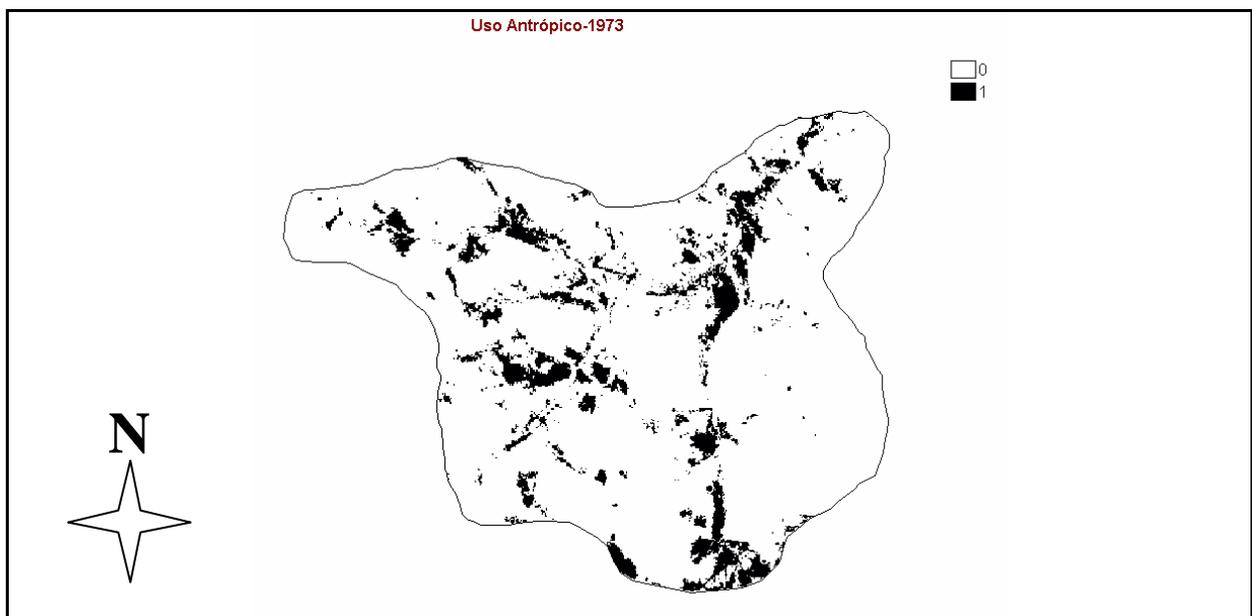


Figura 45 antrópico – 1973.

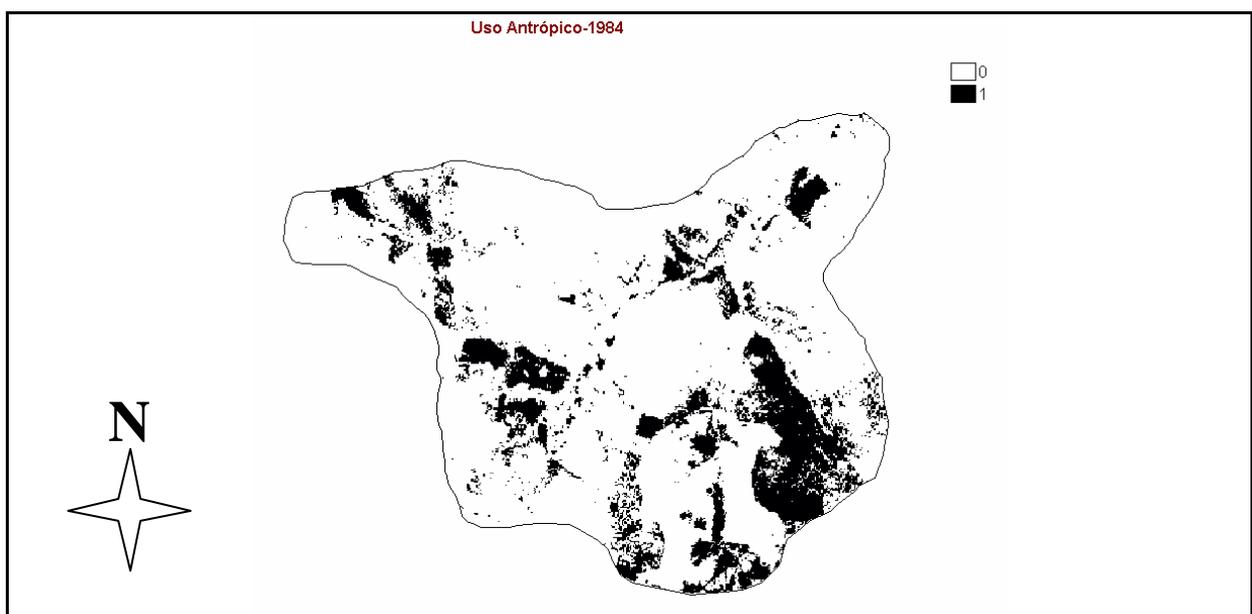


Figura 46 antrópico – 1984.

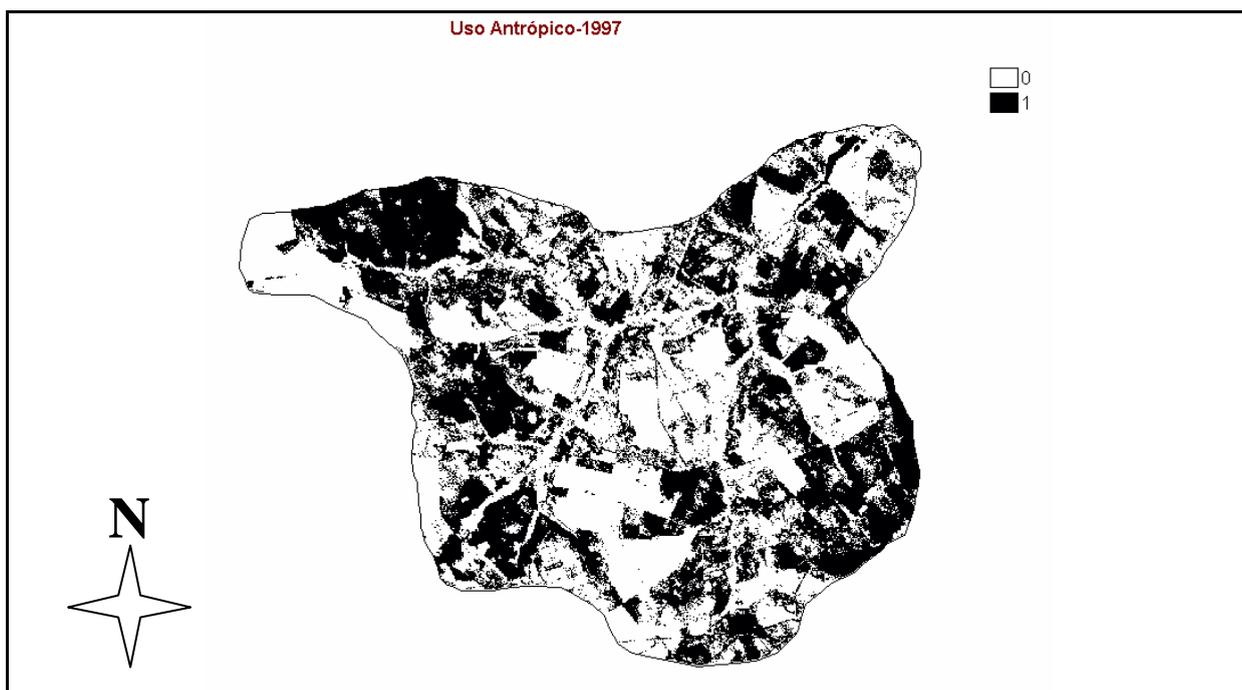


Figura 47 antrópico – 1997.

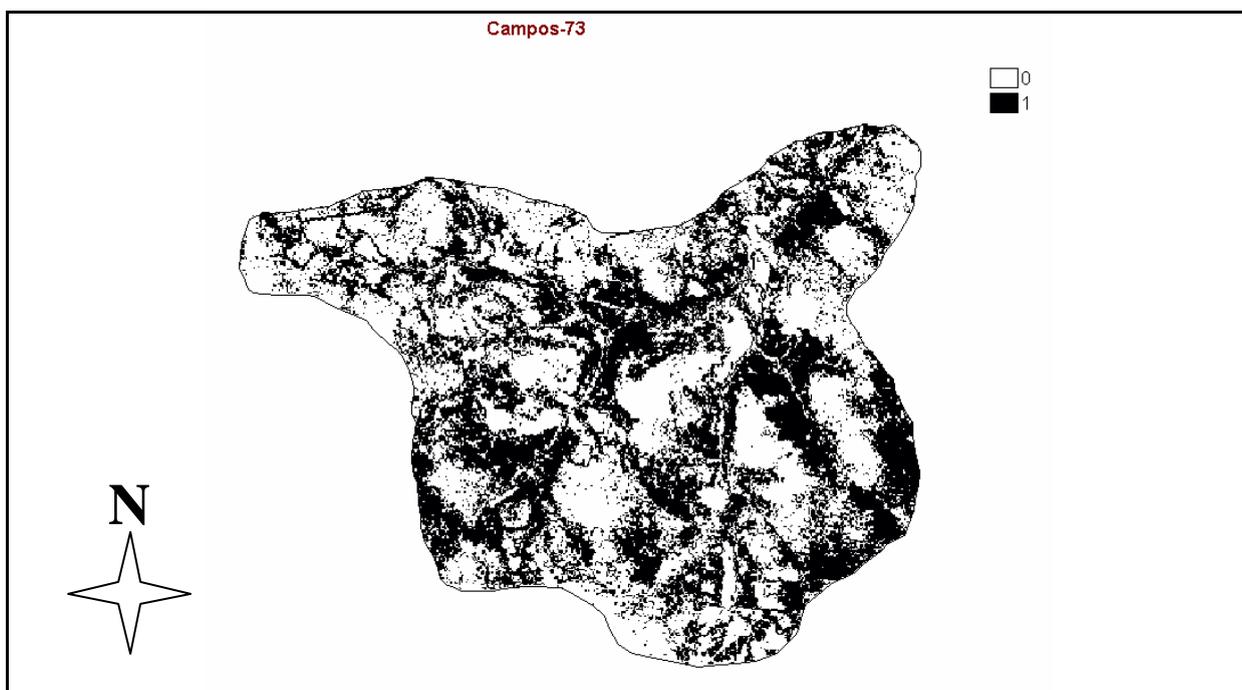


Figura 48 campos 1973.

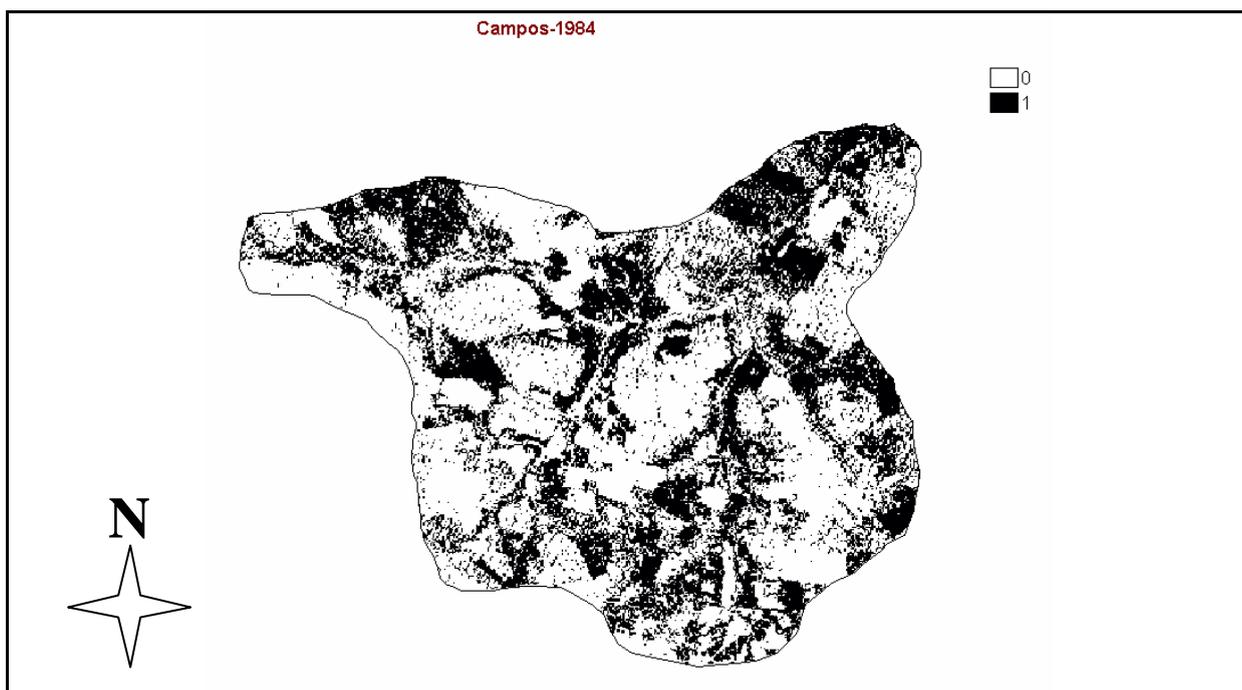


Figura 49 campos 1984.

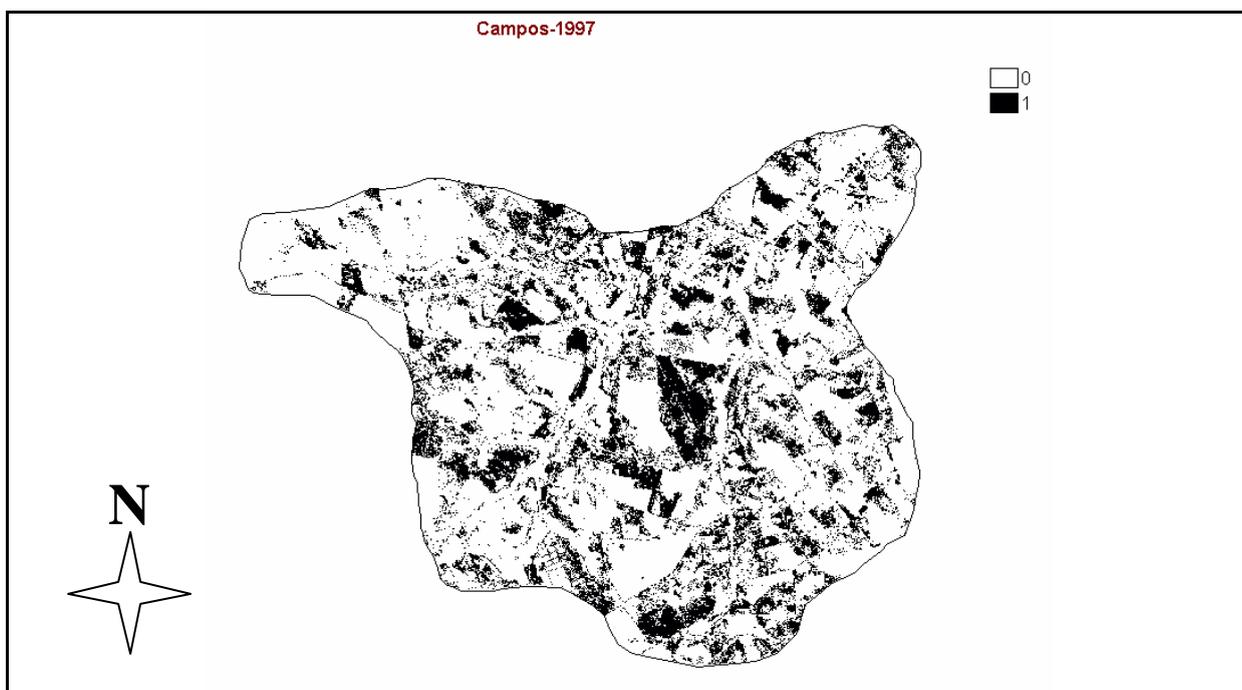


Figura 50 campos 1997.

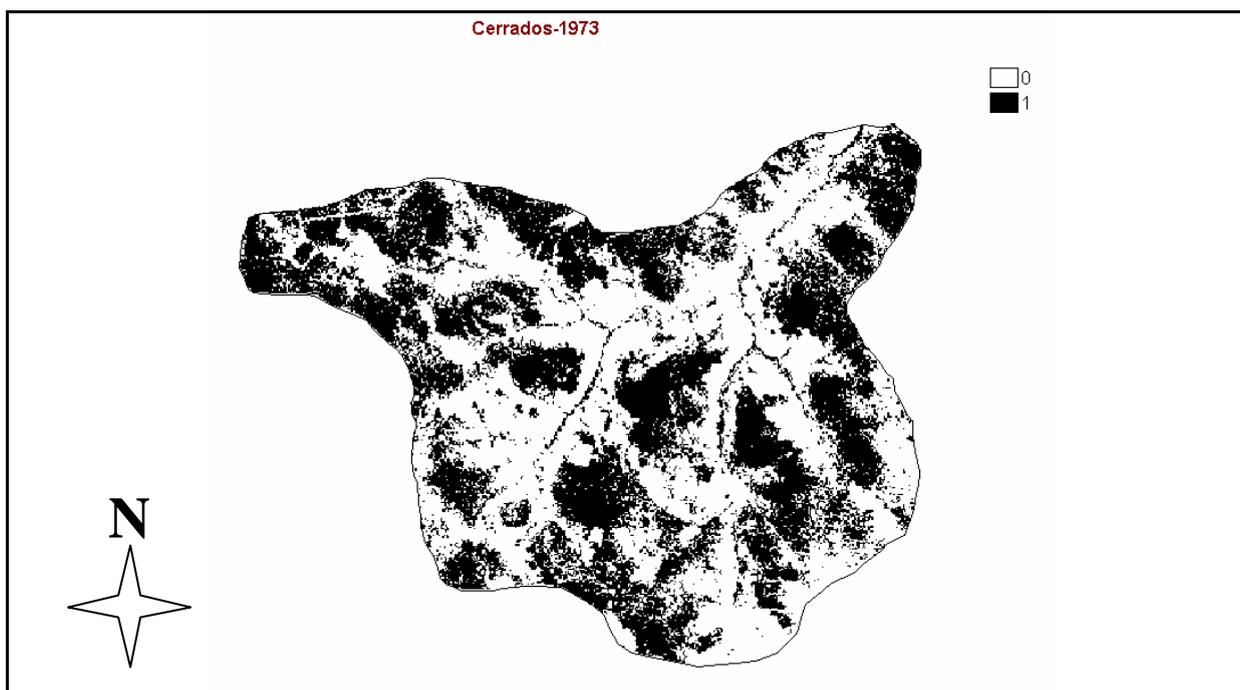


Figura 51 cerrados 1973.

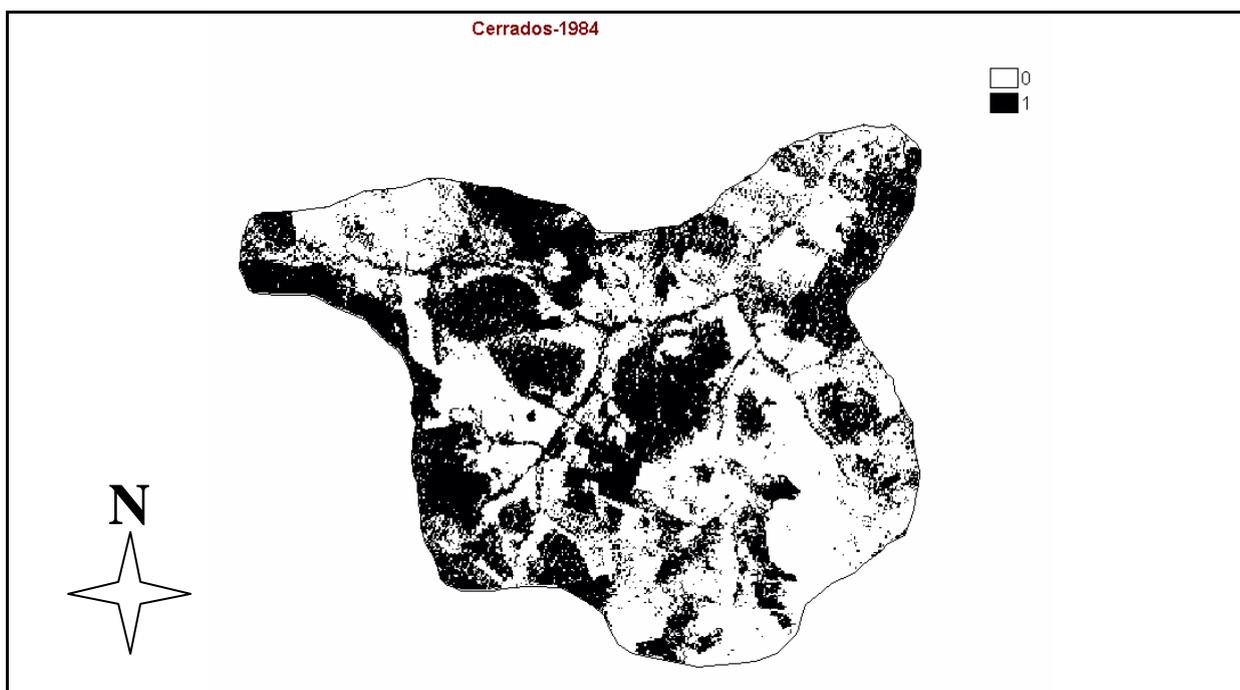


Figura 52 cerrados 1984.

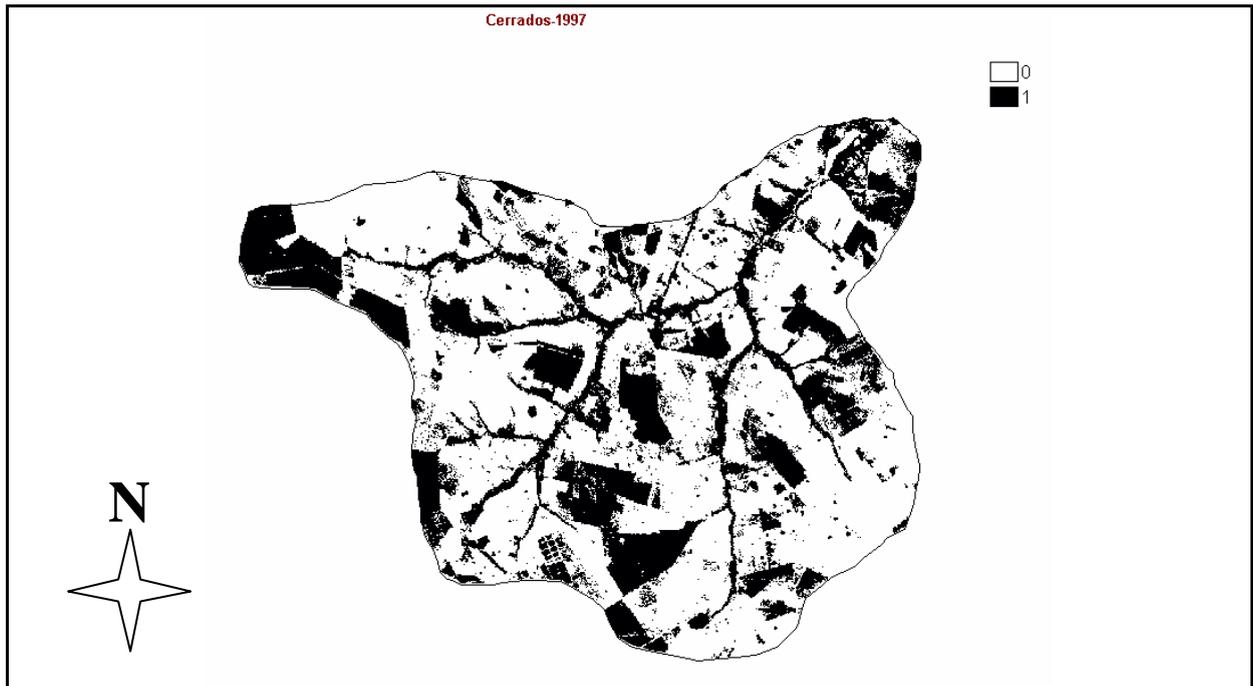


Figura 53 cerrados 1997.

Das três categorias geradas a partir do cruzamento (figuras 54 a 59), apenas a primeira (1-0) e a última (1-1) são significativas e, particularmente, são de interesse especial, pois servirão de base para a criação das variáveis dependentes no modelo.

O procedimento seguinte ao cruzamento das classes consiste na reclassificação das representações geradas de forma a isolar as categorias e gerar duas imagens evento 1-0 (não permanência) e 1-1(permanência). Estas duas categorias, conforme já mencionado, são importantes pois é a partir delas que serão geradas, as variáveis dependentes. As imagens evento nada mais são que imagens que assumem apenas dois estados, 0 ou 1 indicando a não ocorrência ou a ocorrência de um evento, respectivamente.

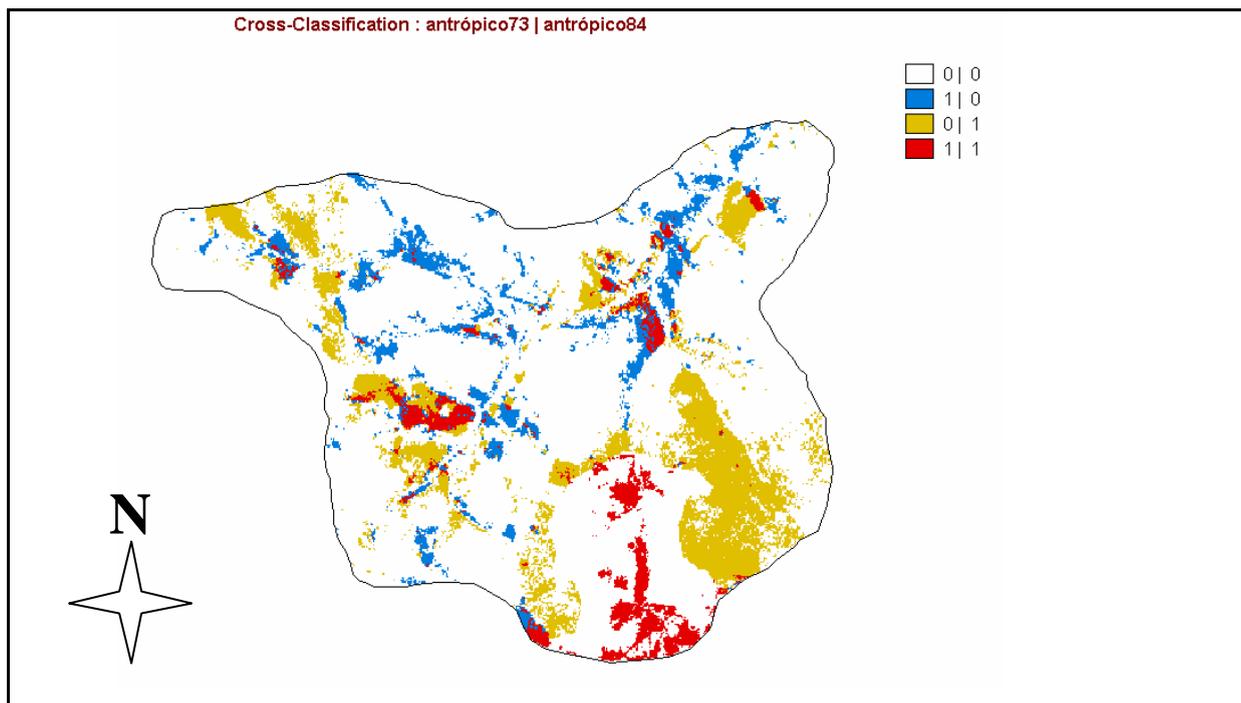


Figura 54 cruzamento da classe antrópica 1973-1984.

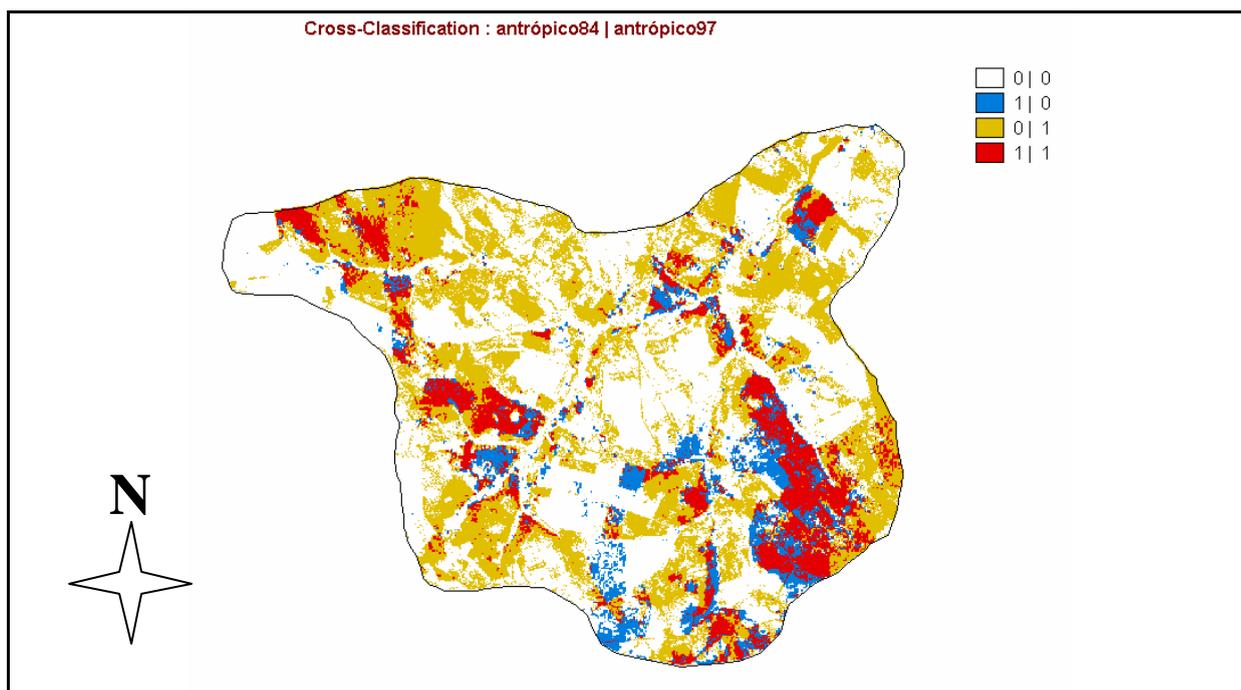


Figura 55 cruzamento da classe antrópica 1984-1997.

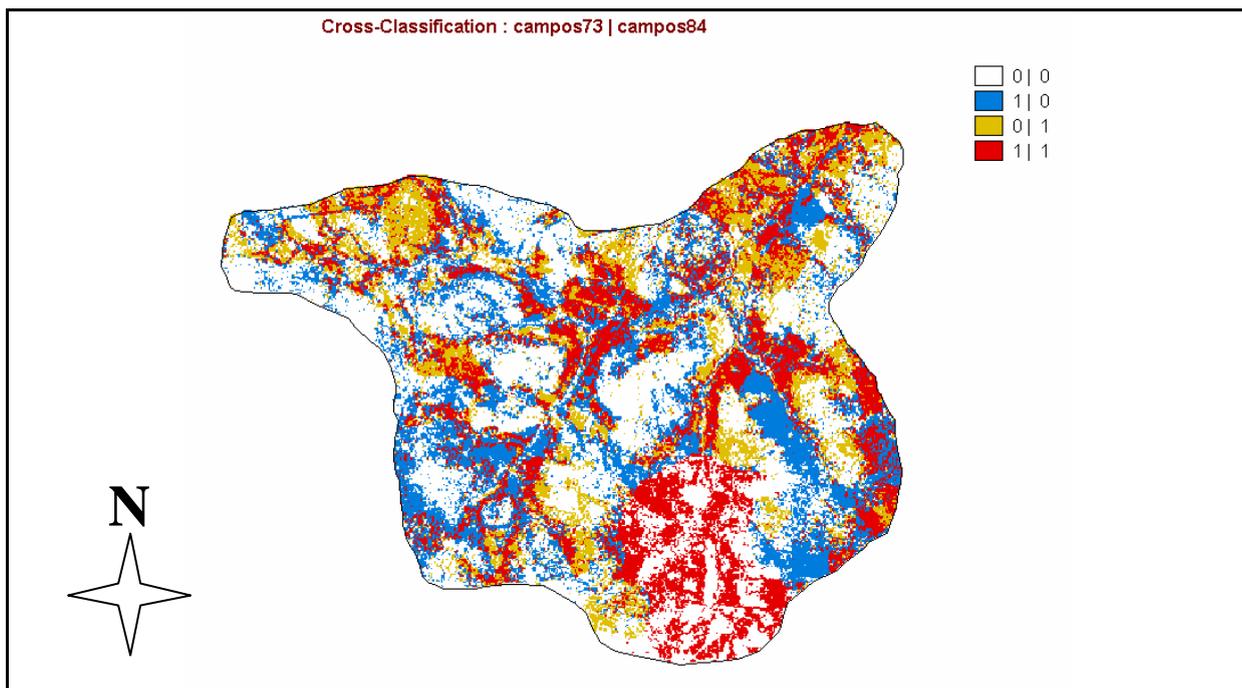


Figura 56 cruzamento da classe campos 1973-1984.

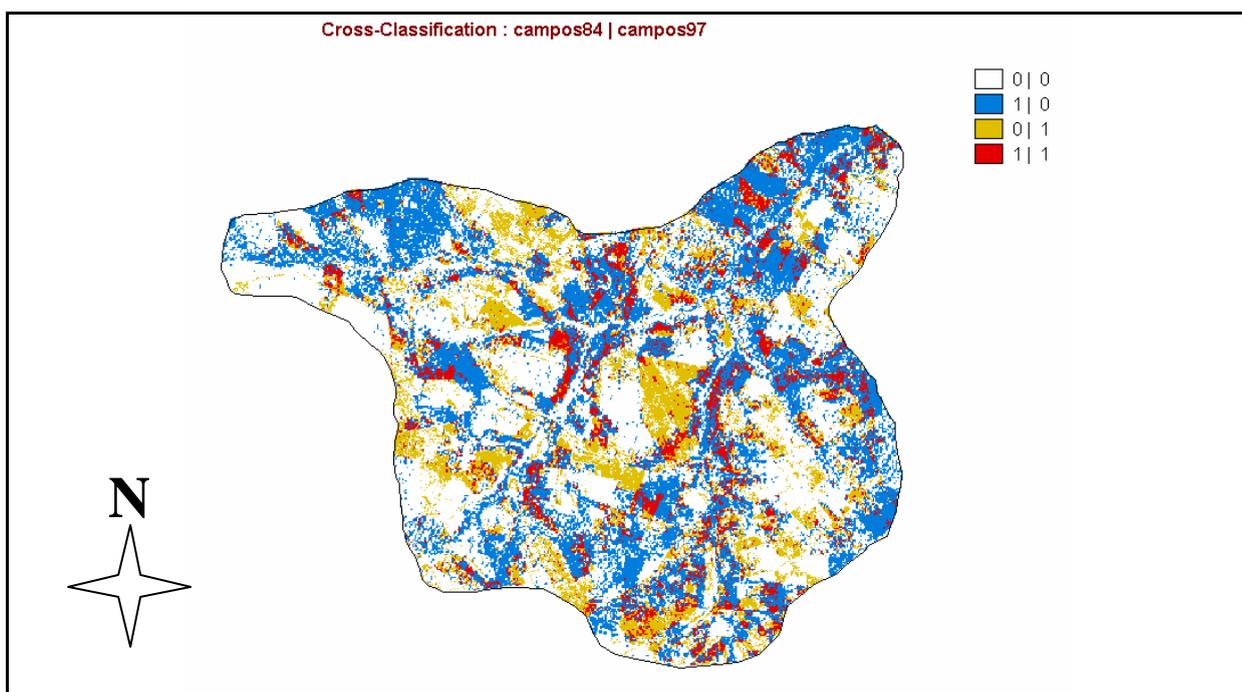


Figura 57 cruzamento da classe campos 1984-1997.

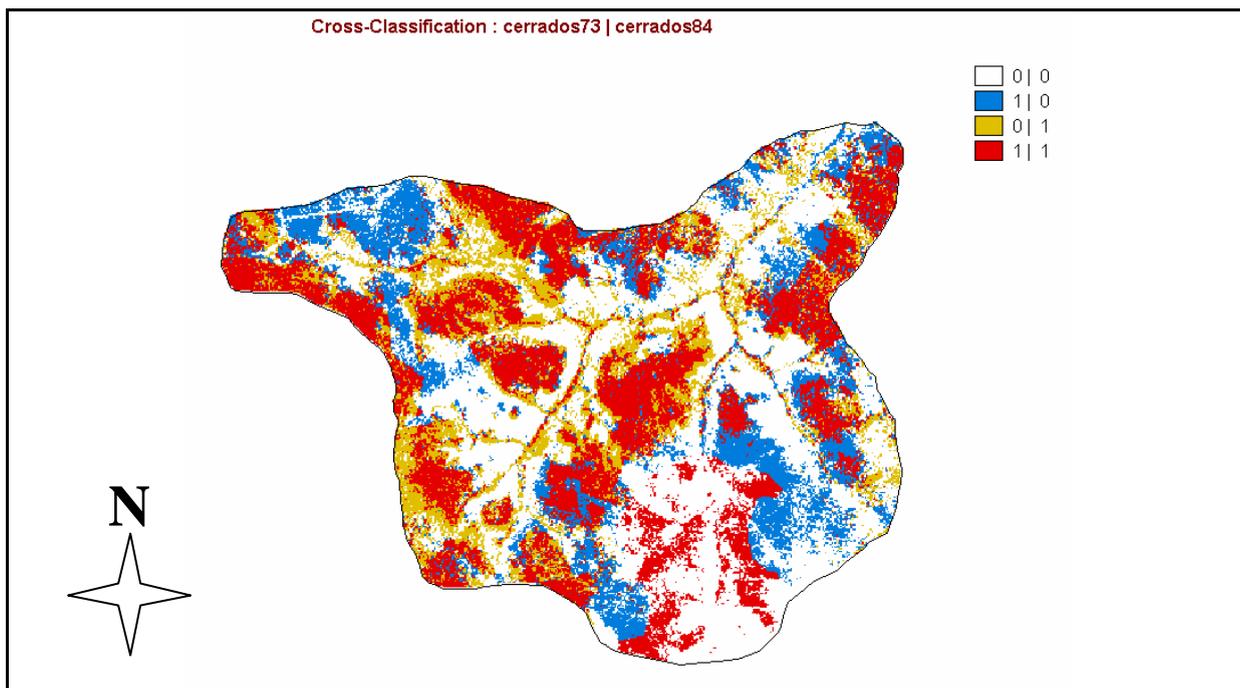


Figura 58 cruzamento da classe cerrados 1973-1984.

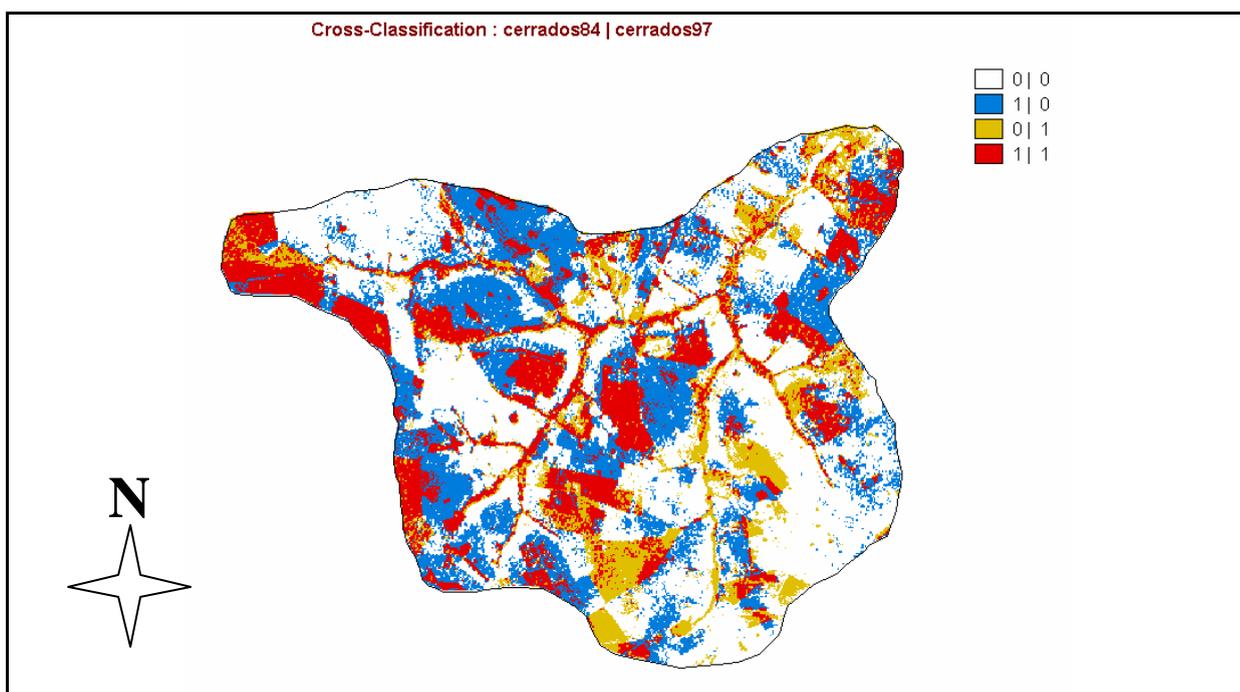


Figura 59 cruzamento da classe cerrados 1984-1997.

Preparação das Variáveis Dependentes

As variáveis dependentes neste modelo são imagens, ou representações espaciais de probabilidades de permanência ou não permanência de uma classe em seu estado original. A permanência e a não permanência podem ser entendidas como eventos que ocorreram na bacia ao longo dos anos e, como tal, são passíveis de serem modelados de forma a se obter um padrão de evolução que, evidentemente, tende a se alterar conforme a orientação das decisões para o gerenciamento da área ou à ocorrência de fatores extraordinários (climáticos, por exemplo).

Para gerar a imagem de probabilidades para os eventos de permanência ou não permanência de cada classe utiliza-se uma janela amostral de tamanho conhecido. Esta janela, ou filtro, é uma matriz de células com valor unitário que percorre as imagens evento executando uma contagem dos pixels onde o evento em questão ocorreu. O somatório dos pixels é então estandarizado (para assumir apenas valores entre 0 e 1) e associado ao pixel central correspondente na nova imagem de probabilidades, representando assim a probabilidade de ocorrência do evento naquele local. O processo se repete deslocando-se a matriz filtro sobre toda a imagem evento (figura 60).

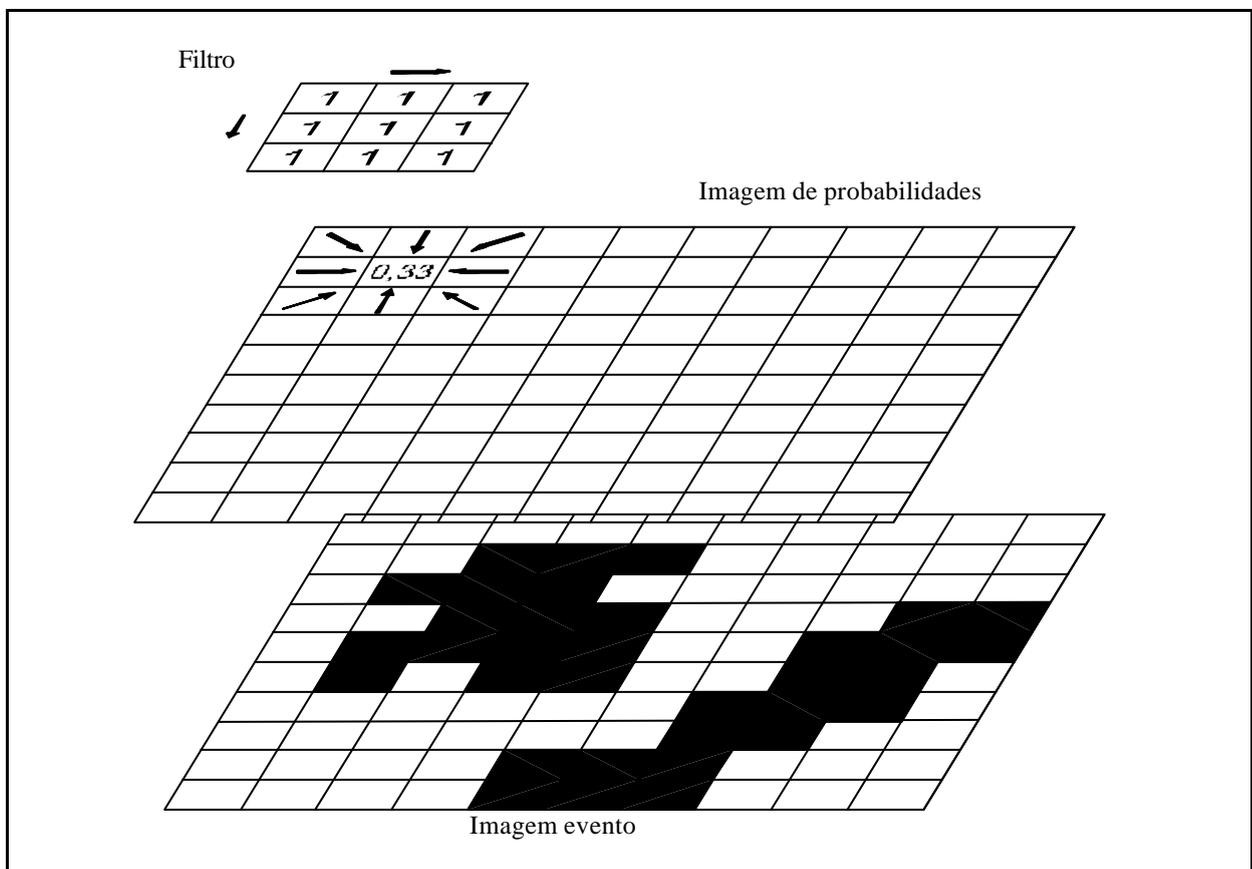


Figura 60 aplicação do filtro para a geração da imagem de probabilidades.

A aplicação do filtro estandarizado permite considerar que cada pixel desta matriz contribua com uma probabilidade $p=1/N$, sendo N o número de células da matriz. O somatório dos pixels no entorno estabelece uma relação de caráter espacial uma vez que este será tanto maior quanto maior for o número de pixels da vizinhança onde se observou a ocorrência do evento. O cálculo da imagem de probabilidades finaliza a preparação dos dados para aplicação do modelo.

Cálculo dos coeficientes da Regressão Logística

O modelo foi empregado no cálculo dos dois conjuntos de coeficientes relativos aos eventos permanência e não permanência para cada classe de uso do solo. Foi utilizado um nível de confiança igual a 0,9 para as imagens de probabilidade. A matriz filtro foi definida com nove linhas e nove colunas, totalizando uma amostra de 81 pixels, $N=81$.

O modelo executará ainda a geração de novas predições, que serão calculadas a partir dos coeficientes gerados no ajuste inicial. Será utilizada também uma imagem máscara para seleccionar os pixels válidos para o cálculo, ou seja, os pixels da classe em estudo no momento.

O procedimento consiste em, inicialmente, transformar a imagem de probabilidades de forma a produzir uma nova imagem dependente.

Assim, $L_i = \log it(p_i) = \ln\left(\frac{p_i}{(1-p_i)}\right)$, sendo p_i o valor de cada pixel da imagem de

probabilidades. A seguir é calculado para cada pixel o ponderador W_i , $W_i = \sqrt{N_i \cdot p_i \cdot (1-p_i)}$, dado N_i igual ao tamanho da amostra considerada determinada pela matriz filtro.

A regressão é calculada aplicando-se o método do mínimos quadrados à seguinte equação, $W_i L_i = \sum (W_i b_k x_{ik})$, onde b_k representa o coeficiente da variável k e x_{ik} o valor do pixel i correspondente à variável k . A imagem de probabilidade de ocorrência resultante da aplicação do modelo para cada evento (permanência e não permanência) é calculada retransformando a variável L_i segundo $P_i = \frac{\exp(L_i)}{(1 + \exp(L_i))}$.

Estas imagens resultantes (permanência e não permanência) devem ser complementares, assim, após a aplicação do modelo estas imagens são estandarizadas. Este

procedimento garante que a soma das probabilidades de ocorrência de ambos eventos seja sempre igual a 1 (um).

As tabelas a seguir mostram os coeficientes obtidos para cada classe nos eventos permanência/não permanência referentes aos dois intervalos de tempo utilizados no modelo.

Tabela 10 Coeficientes para a classe antrópica (1973-1984).

	Antrópico (1973 – 1984)			
	Permanência		Não Permanência	
	Apparent R = 0.576416	Apparent R square = 0.332255	Apparent R = 0.307177	Apparent R square = 0.094358
	Adjusted R = 0.576378	Adjusted R square = 0.332212	Adjusted R = 0.307082	Adjusted R square = 0.094300
	F (4, 46817) =	5823.77002	F (4, 46817) =	1219.448242
	Coefficient	t_test (46817)	Coefficient	t_test (46817)
Intercept	-7.463707	-174.782959	-4.522158	-62.559647
d-rodo	0.000074	62.056396	-0.000018	-14.974987
d-urb73f	0.000032	45.241501	0.000041	60.166653
d-rios-73_84	-0.000159	-17.890448	-0.000217	-21.076162
dec	-0.008957	-2.688298	0.041383	12.761304

Tabela 11 Coeficientes para a classe campos (1973-1984).

	Campos (1973 – 1984)			
	Permanência		Não Permanência	
	Apparent R = 0.409484	Apparent R square = 0.167677	Apparent R = 0.376258	Apparent R square = 0.141570
	Adjusted R = 0.409469	Adjusted R square = 0.167665	Adjusted R = 0.376241	Adjusted R square = 0.141557
	F (4, 196208) =	9881.870117	F (4, 196208) =	8089.553223
	Coefficient	t_test (196208)	Coefficient	t_test (196208)
Intercept	-6.557873	-245.753372	-6.474597	-236.277588
d-rodo	0.00002	43.262985	0.000043	89.925438
d-urb73f	0.000042	155.590607	0.000024	88.444138
d-rios-73_84	-0.000136	-37.656116	0.000011	3.248195
Dec	0.004883	3.793859	0.022065	18.006392

Tabela 12 - Coeficientes para a classe cerrados (1973-1984).

	Cerrados (1973 – 1984)			
	Permanência		Não Permanência	
	Apparent R = 0.200012	Apparent R square = 0.040005	Apparent R = 0.370953	Apparent R square = 0.137606
	Adjusted R = 0.199974	Adjusted R square = 0.039990	Adjusted R = 0.370935	Adjusted R square = 0.137593
	F (4, 189492) =	1974.131592	F (4, 189492) =	7558.983887
	Coefficient	t_test (189492)	Coefficient	t_test (189492)
Intercept	-2.038718	-65.558136	-6.585186	-277.450317
d-rodo	0.000009	14.579749	0.000022	38.129147
d-urb73f	0.000007	19.517532	0.000029	107.306808
d-rios-73_84	0.000321	60.626266	0.000073	15.58036
dec	0.01106	6.687483	0.039576	27.073153

Tabela 13 Coeficientes para a classe antrópica (1984-1997).

Antrópico (1984 – 1997)				
Permanência			Não Permanência	
Apparent R = 0.034275	Apparent R square = 0.001175	Apparent R = 0.496870	Apparent R square = 0.246880	
Adjusted R = 0.033708	Adjusted R square = 0.001136	Adjusted R = 0.496841	Adjusted R square = 0.246851	
F (4, 77620) =	22.823927	F (4, 77620) =	6361.146484	
Coefficient	t_test (77620)	Coefficient	t_test (77620)	
Intercept	-0.334239	-6.769277	-7.668327	-240.586258
d-rodo	-0.000009	-8.785985	0.000031	37.737839
d-rios-73_84	0.000028	4.574569	-0.000058	-12.672202
d-urb84f	0.000004	6.29451	0.000034	76.209213
dec	-0.004076	-1.667229	0.021449	11.266427

Tabela 14 Coeficientes para a classe campos (1984-1997).

Campos (1984 – 1997)				
Permanência			Não Permanência	
Apparent R = 0.566075	Apparent R square = 0.320441	Apparent R = 0.170258	Apparent R square = 0.028988	
Adjusted R = 0.566064	Adjusted R square = 0.320429	Adjusted R = 0.170207	Adjusted R square = 0.028971	
F (4, 167316) =	19724.16602	F (4, 167316) =	1248.734497	
Coefficient	t_test (167316)	Coefficient	t_test (167316)	
Intercept	-7.877351	-593.736023	2.399391	75.501907
d-rodo	0.00001	32.183502	-0.000018	-38.870335
d-rios-73_84	-0.000053	-20.317791	0.000017	4.634179
d-urb84f	0.000036	200.303146	-0.000011	-34.864868
dec	0.025164	29.491068	-0.003418	-2.682621

Tabela 15 Coeficientes para a classe cerrados (1984-1997).

Cerrados (1984 – 1997)				
Permanência			Não Permanência	
Apparent R = 0.241611	Apparent R square = 0.058376	Apparent R = 0.236008	Apparent R square = 0.055700	
Adjusted R = 0.241580	Adjusted R square = 0.058361	Adjusted R = 0.235976	Adjusted R square = 0.055685	
F (4, 187581) =	2907.262939	F (4, 187581) =	2766.121094	
Coefficient	t_test (187581)	Coefficient	t_test (187581)	
Intercept	-4.038406	-140.547775	-3.789444	-130.858017
d-rodo	0.000011	17.219349	0.000023	36.414459
d-rios-73_84	0.000339	66.914055	0.000076	15.061388
d-urb84f	0.00001	28.584843	0.000019	53.579639
dec	0.032894	19.721399	0.009048	5.544076

Os testes F e t , respectivamente para verificação da significância do conjunto de coeficientes e verificação individual de cada coeficiente, foram calculados para a equação de regressão transformada e não para a equação de regressão logística. Além disso, como o método de regressão empregado é o dos mínimos quadrados ponderados não é possível, a partir dos dois testes citados, obter um bom indicativo da qualidade do ajuste apesar de ambos serem aceitos de uma forma geral. Outra questão que merece destaque diz respeito ao sinal dos coeficientes. Uma vez estando as observações ponderadas e a probabilidade (da variável dependente) transformada, não é possível afirmar, apenas com base no sinal dos coeficientes, se existe uma relação positiva ou negativa entre as variáveis independentes e a variável probabilidade. Da mesma forma os valores calculados de R^2 são questionáveis pelas mesmas razões, apesar de que em linhas gerais valores maiores são melhores indicadores de qualidade de ajuste (Eastman, 1999).

Aldrich e Nelson (1984), afirmam que não há em regressão logística um teste estatístico formal com interpretação comparável ao R^2 , isto se deve ao fato de que, ao contrário dos modelos de regressão tradicional, os modelos com variáveis qualitativas não apresentam os parâmetros média e variância isoladamente. Uma variável aleatória de Bernoulli, por exemplo, possui média P e variância $P(1-P)$, o que faz com que a minimização da variância, necessária para um melhor ajuste da regressão, aconteça para dois valores de P ($P=1$ ou $P=0$).

No caso dos modelos logísticos, McKelvey e Zavoina, apud Aldrich e Nelson (1984) propõem uma outra medida denominada pseudo- R^2 (R^2 aparente) = $\frac{ExSS}{(ExSS + 3.29N)}$, sendo

$ExSS = \sum_{i=1}^N (\hat{Y}_i^* - \bar{Y})^2$, $\hat{Y}_i^* = \sum \hat{b}_k \cdot X_{ik}$, $\bar{Y} = (\sum Y_i^*) / N$, Y^* a variável transformada pelo modelo *logit* e N o tamanho da amostra.

Esta estimativa possui a vantagem de ser facilmente implementada computacionalmente e variar em um intervalo entre 0 e 1, no entanto apresenta a desvantagem de não incorporar uma penalidade para o aumento do número de variáveis, além de não ser universalmente aceita (Aldrich e Nelson, 1984).

A medida de R^2 aparente apresentada se justifica pois no modelo algumas variáveis independentes podem estar interpoladas ou autocorrelacionadas, o que causa um mascaramento do número de graus de liberdade verdadeiro para o cálculo das estatísticas.

Os mesmo autores sugerem ainda que para capturar evidências sobre a qualidade do ajuste e validação do modelo deve-se proceder uma análise comparativa entre os valores previstos e os reais. Isto pode ser executado aplicando-se à imagem de probabilidade obtida pela regressão um critério de decisão definido por um patamar representando uma probabilidade, a partir do qual valores inferiores são considerados como 0 (não ocorrência do evento) e valores superiores considerados como 1 (ocorrência do evento). Este método entretanto têm a desvantagem de não considerar os erros provenientes de decisões baseadas nesse critério. Supondo que um pixel pertença na imagem real à categoria 0 (não ocorrência do evento) e que o patamar adotado na imagem de probabilidade seja igual a 0,5; então, se valor do pixel na imagem de probabilidades calculada for igual a 0,51 a ele será atribuída a categoria 1 (ocorrência do evento), o que representa portanto um erro mais significativo do que se o mesmo pixel possuísse uma probabilidade igual a 0,99.

O processo de verificação da validade o modelo será então aplicado através da seleção do patamar de probabilidade que apresente uma maior semelhança entre a imagem gerada pelo modelo e a imagem original. Neste contexto o índice Kappa será utilizado como uma medida para avaliação da concordância entre imagens que possuam as mesmas categorias de dados. Este índice considera no entanto a concordância apenas sob o ponto de vista espacial.

4.4. Índice Kappa

Conforme apresentado anteriormente a estrutura de dados matricial é a que melhor se adapta para a representação da informação espacializada, pois possibilita uma maior facilidade de operação e manipulação da informação, além da simplicidade na implementação computacional.

Na análise da evolução do uso do solo, onde a informação disponível é essencialmente categórica, esta estrutura é amplamente utilizada e eventualmente surge a necessidade de se efetuar comparações entre os mapas simulados e os mapas temáticos observados (referência), visando a calibração dos parâmetros do modelo em pauta.

Neste sentido, embora técnicas estatísticas como o índice de correlação forneçam medidas numéricas para comparação de dados, não é garantido que uma alta correlação entre dois conjuntos de informações traduzam a percepção de similaridade entre mapas celulares. Esta constatação levou Cohen, em 1960, a propor o índice Kappa (Carstensen, 1987).

O índice Kappa (ou Khat) foi inicialmente desenvolvido no contexto da psicologia e do diagnóstico psiquiátrico, sendo posteriormente adotado pela comunidade geográfica. É uma medida de *concordância* para dados categóricos (Rosenfield e Lins, 1986), e não uma medida de correlação, e está intimamente relacionado à percepção humana de similaridade entre mapas com estrutura celular. Encontra grande aplicação em fotointerpretação e sensoriamento remoto como uma medida de concordância entre esquemas de classificação de imagens (Carstensen, 1987).

Os mapas a serem comparados devem possuir as mesmas categorias de dados, de forma que estes possam ser interpretados em nível nominal (classe igual/classe distinta). A partir daí desenvolve-se uma matriz de erro, onde as colunas representam as categorias no primeiro mapa e as linhas as categorias no segundo mapa. Assim, cada ponto no espaço de análise estará representado ocupando a categoria correspondente em ambos os mapas. Este arranjo permite mostrar quantos pontos ocupam a mesma categoria (diagonal da matriz erro) e quantos apresentam discrepâncias com relação ao mapa de referência (demais células da matriz erro).

Na tabela a seguir está a representação de uma matriz de erro para mapas com três categorias. Para o cálculo do índice Kappa é necessário a definição de duas medidas extraídas da própria matriz; a concordância observada (P_o), obtida a partir dos elementos da diagonal, e a concordância esperada (P_e), submetida à aleatoriedade do processo.

Tabela 16 Matriz de erro 3x3, adaptado de Carstensen (1987).

		MAPA 1			
		Categoria 1	Categoria 2	Categoria 3	TOTAL
MAPA 2	Categoria 1	A	B	C	D
	Categoria 2	E	F	G	H
	Categoria 3	J	K	L	M
	TOTAL	P	Q	R	S

$$P_o = \left(\frac{A + F + L}{S} \right) \quad (4.1)$$

$$P_e = \left(\left(\frac{P}{S} \right) * \left(\frac{D}{S} \right) + \left(\frac{Q}{S} \right) * \left(\frac{H}{S} \right) + \left(\frac{R}{S} \right) * \left(\frac{M}{S} \right) \right) \quad (4.2)$$

$$KAPPA = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e} \quad (4.3)$$

O elemento mais significativo na formulação do índice Kappa consiste no cálculo e remoção da concordância esperada (P_e) do resultado (Carstensen,1987), e que representa a aleatoriedade do processo. Uma vez eliminada, tem-se que o valor final é uma proporção entre a concordância efetiva ($P_o - P_e$) e a concordância potencial além da esperada pelo acaso ($1 - P_e$).

Os valores assim calculados podem variar no intervalo [-1,1] conforme segue (Carstensen,1987):

- ✓ +1,0 – ocorre concordância perfeita, todas as frequências recaem apenas na diagonal;
- ✓ 0,0 – a concordância é devido apenas à aleatoriedade;
- ✓ <0,0 – concordância inferior ao acaso do processo. -1,0 é o valor mínimo absoluto, apesar do limite inferior variar em cada caso.

No contexto deste trabalho o índice Kappa será utilizado para comparação entre os mapas gerados pelo modelo de regressão logística e os mapas de uso do solo observados. A maximização do índice possibilitará a escolha do patamar correspondente.

4.5. Validação do Modelo e discussão dos resultados

Neste estágio de validação do processo interessa verificar quais classes permaneceram no seu estado original no intervalo de tempo considerado. Assim serão utilizadas apenas as imagens de probabilidades calculadas para a categoria correspondente ao evento permanência (1-1). Desta forma se torna possível avaliar quanto de retração ocorreu em cada classe a partir do ajuste do modelo logístico. A validação será executada para os dois períodos, 1973-1984 e 1984-1997 para a obtenção dos patamares que maximizam o índice Kappa. Este procedimento de maximização do índice Kappa implica uma comparação entre as imagens geradas para o final de cada período e as imagens reais disponíveis. Estas no entanto não apresentam apenas áreas de retração mas contém também áreas onde houve expansão da classe, ainda que pequena.

Para avaliar exclusivamente a retração ocorrida no período deve-se excluir as áreas de expansão das imagens reais e então proceder novamente o cálculo do índice Kappa, adotando agora um patamar fixado na mediana das probabilidades da imagem calculada pelo modelo. Feitas estas considerações, serão agora apresentados os resultados obtidos para cada classe nos dois períodos.

Classe Antrópica

Aplicando o modelo para a classe de uso antrópico ajustou-se os coeficientes para o intervalo entre 1973 e 1984 e procedeu-se a validação comparando a imagem gerada com a imagem referente a 1984. O valor de kappa calculado indicou uma baixa concordância entre as duas imagens, apresentando um valor igual a 21,92% para um patamar de 30% no período 1973-1984. Analisando de outra forma, assumiu-se que todo o pixel da imagem gerada que possua probabilidade de permanência igual ou superior a 30% deva permanecer na classe de uso (antrópico) em 1984.

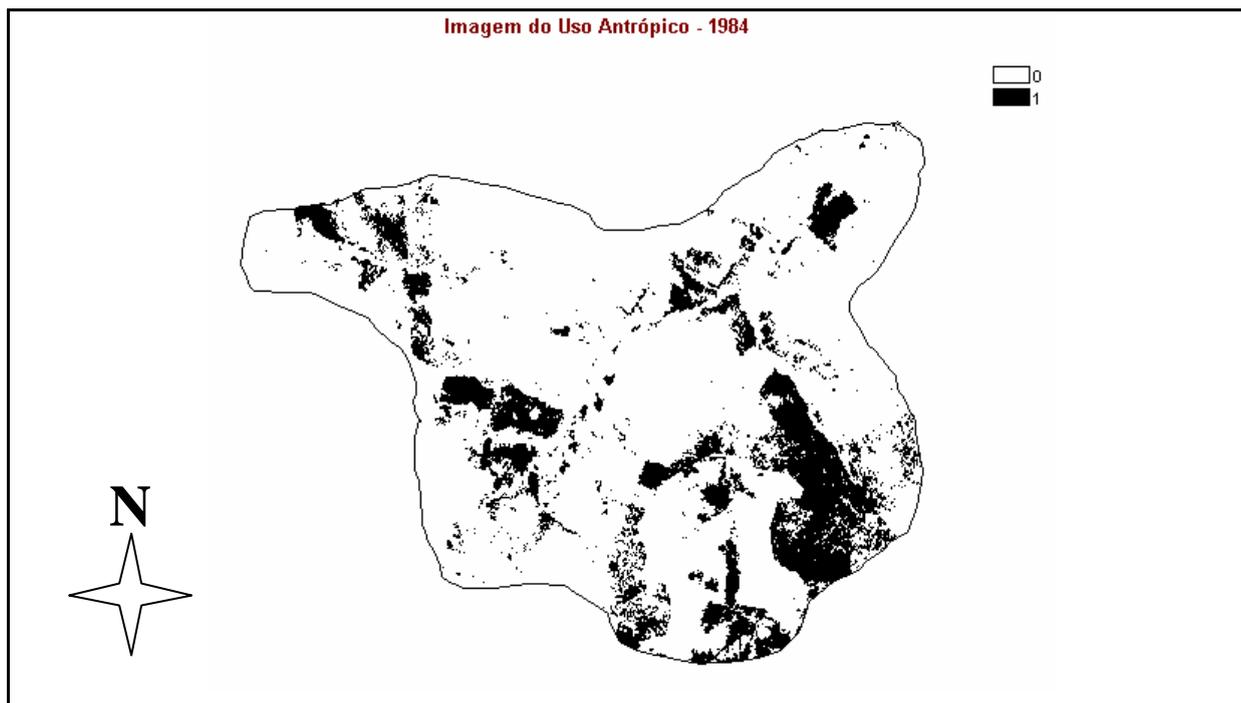


Figura 61 uso Antrópico em 1984.

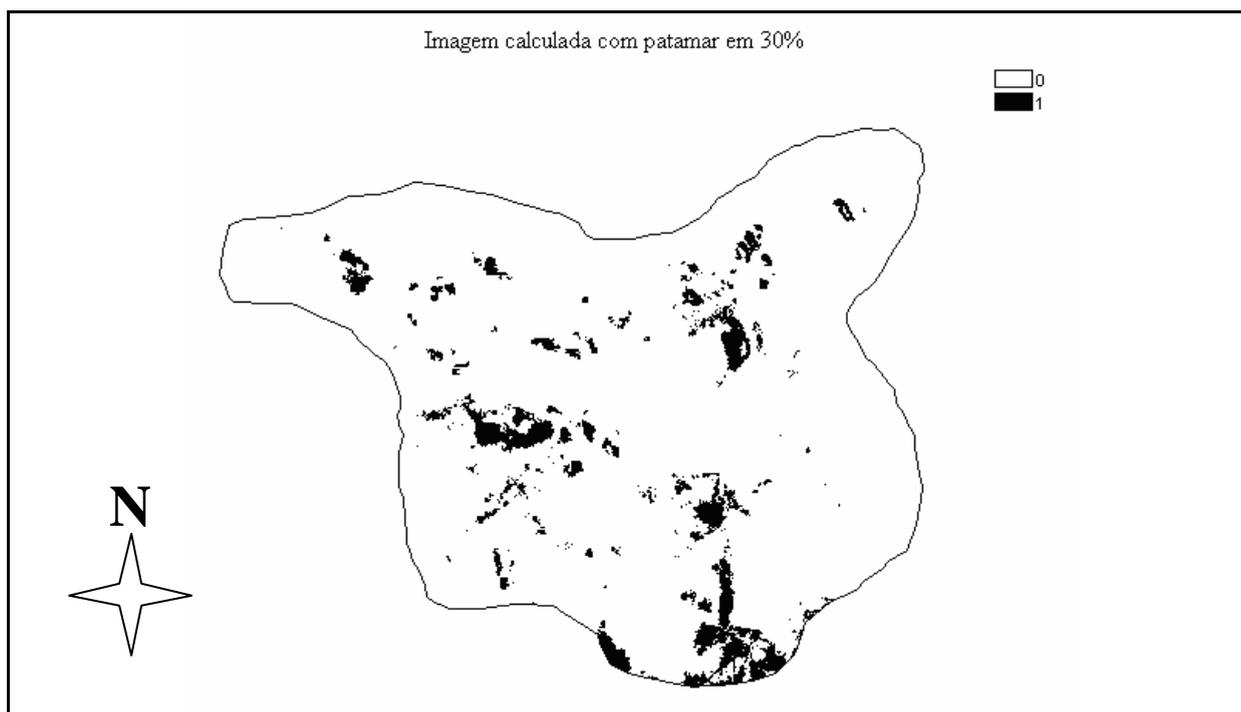


Figura 62 imagem calculada para 1984.

Espera-se neste caso que as áreas que em 1973 já estavam antropizadas permaneçam nesta classe em 1984 e em 1997, o que é coerente com a maximização do índice Kappa para patamares relativamente baixos. Por outro lado há uma baixa concordância (21,92%) entre a imagem de uso antrópico em 1984 e a imagem calculada (figura 62) com patamar em 30%, evidenciando a deficiência do modelo em avaliar a expansão espacial que ocorreu no período.

Conforme se pode observar pela figura 61 há um forte incremento do uso antrópico na região nas décadas de 70/80. Incremento este que se intensificou na década de 90 em função do aumento do número de propriedades rurais, 47 ao todo, e do incentivo de governo, com políticas públicas que favoreceram a ocupação da região a partir de meados da década de 70. Cabe destacar que o processo de incremento de uso antrópico na região está diretamente associado à novas formas de exploração do cerrado, e ao incremento tecnológico nos campos. O processo transição destes dois tipos de uso para o antrópico no período de 1973-1984 envolveu um área correspondente a 5.272,2 ha. A transição 1973-1997 apresentou uma concordância ainda menor, com um índice Kappa calculado em 8,02% sem patamar, mostrando novamente a incapacidade do modelo em tratar a expansão do uso antrópico na região. Em 1997 a área do uso antrópico da bacia do arroio Guariroba ocupava 17.124,39 ha, um acréscimo em área de 306,37% com relação a 1973.

O ajuste do modelo para o período 1984-1997 também mostrou uma concordância baixa entre a imagem prevista para 1997 e a própria imagem daquele ano (figuras 63 e 64), o índice Kappa calculado foi da ordem de 18%, com patamar em 40%. O aumento das áreas de uso antrópico deve-se ao crescimento dos latifúndios na região, caracterizado pelo modelo de incorporação de terras e cujas conseqüências foram os desmatamentos, a erosão dos solos, e a contaminação de cursos d'água. O acréscimo em área foi da ordem de 145,11% com relação a 1984.

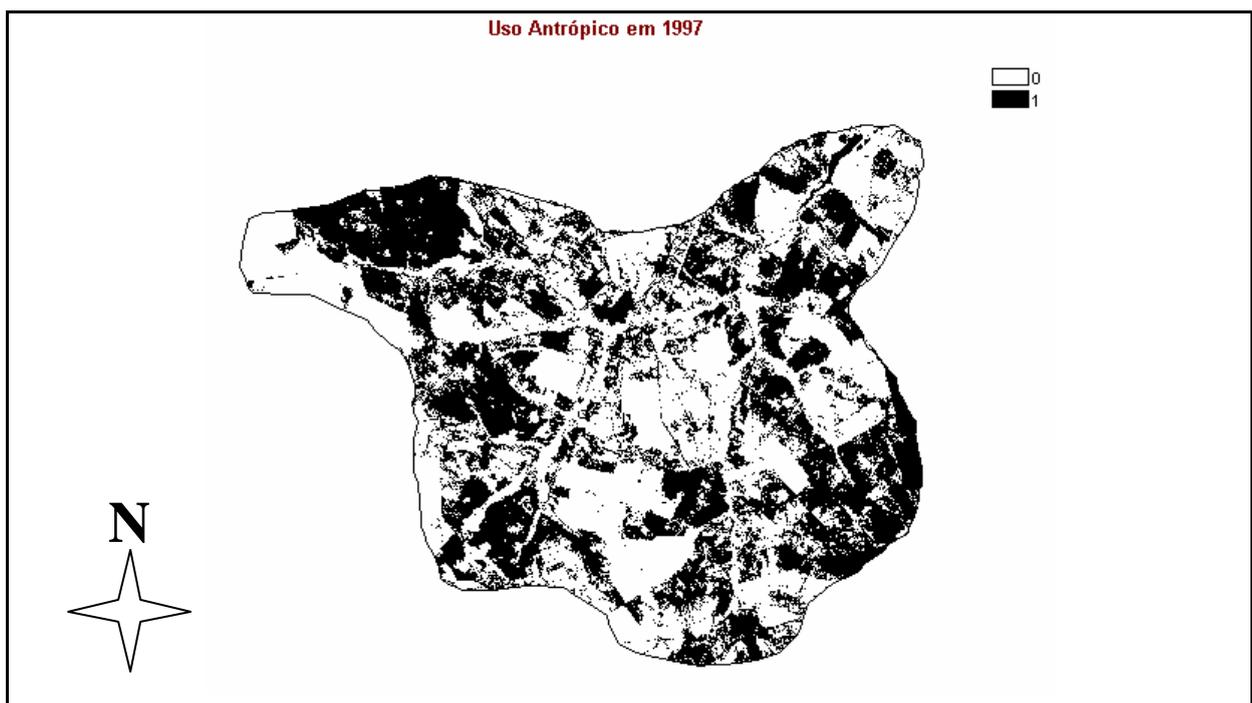


Figura 63 uso antrópico em 1997.

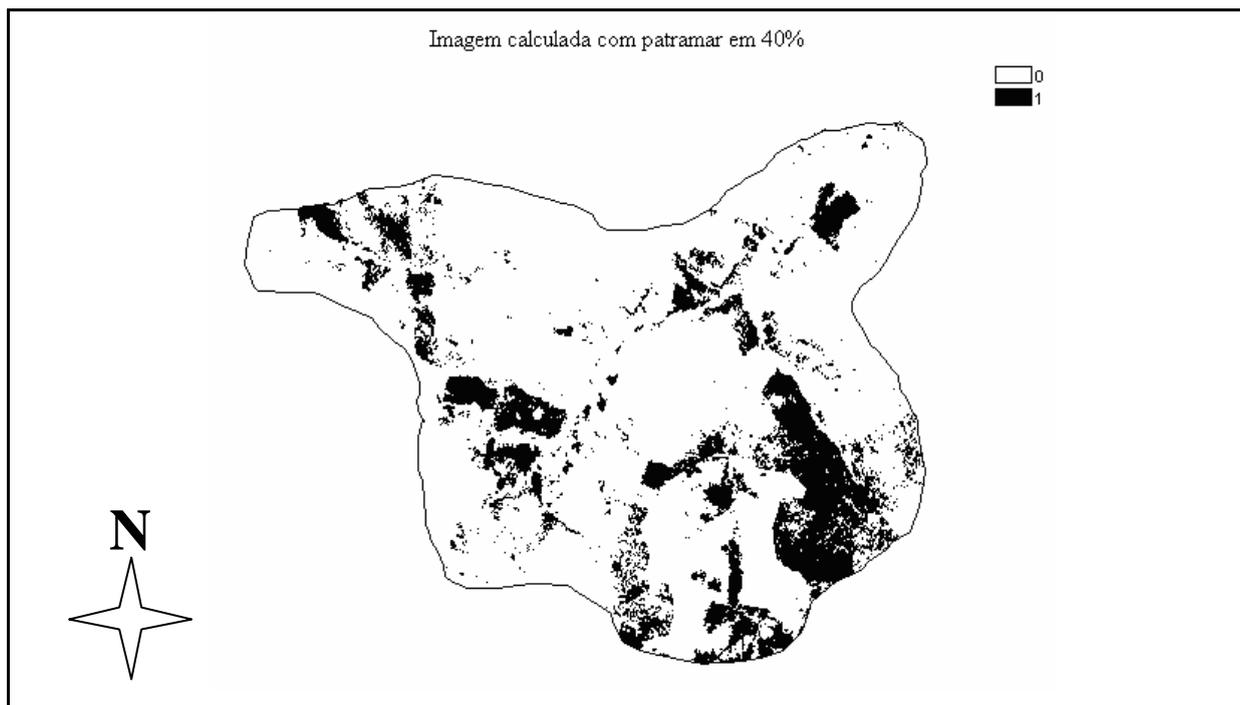


Figura 64 imagem calculada para 1997.

Face esta carência do modelo em avaliar apropriadamente a expansão de classes de uso não há como tratar de tendências com relação ao futuro da bacia a partir deste método. O modelo possui capacidade apenas para estimar probabilidades de permanência ou não permanência de cada classe, baseando-se no uso passado. Pode-se tentar interpretar a expansão do uso antrópico a partir das retrações observadas em outras classes e considerar que nas áreas onde não houve permanência ocorreu uma transição para áreas antropizadas, isto ainda assim não é o mais adequado pois não há informação suficiente que garanta que de fato ocorreu transição para este tipo de uso. Modelos de regressão logística politômicos dão conta da transição entre classes de forma mais apropriada e devem ser objeto de pesquisa futura.

Classe Campos

No período 1973-1984 a classe campos sofreu uma redução de 14,7% em área e no período 1984-1997 esta redução foi equivalente a 38,7%, ou seja, superior ao dobro da retração no período anterior para um intervalo um pouco maior de tempo.

O modelo ajustado para o primeiro período apresentou uma imagem prevista para 1984 com 50,14% de concordância com relação a imagem real daquele mesmo ano segundo o índice Kappa para um patamar de 39%.

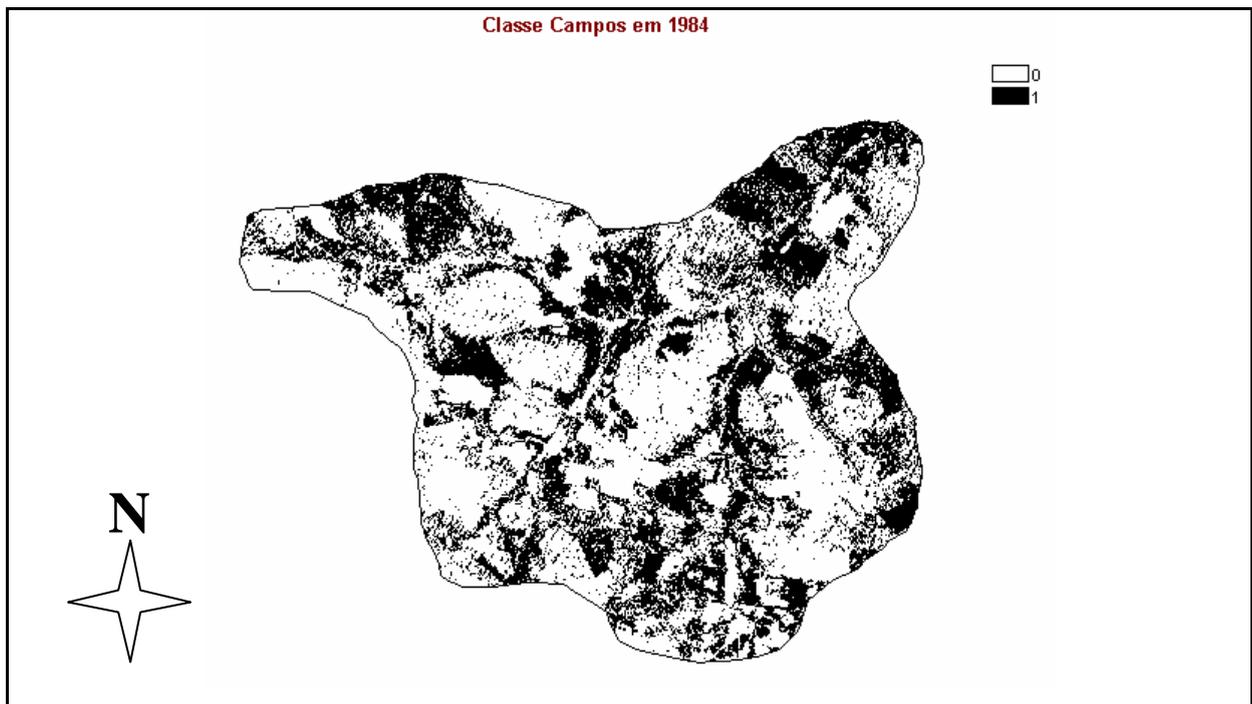


Figura 65 classe campos em 1984.

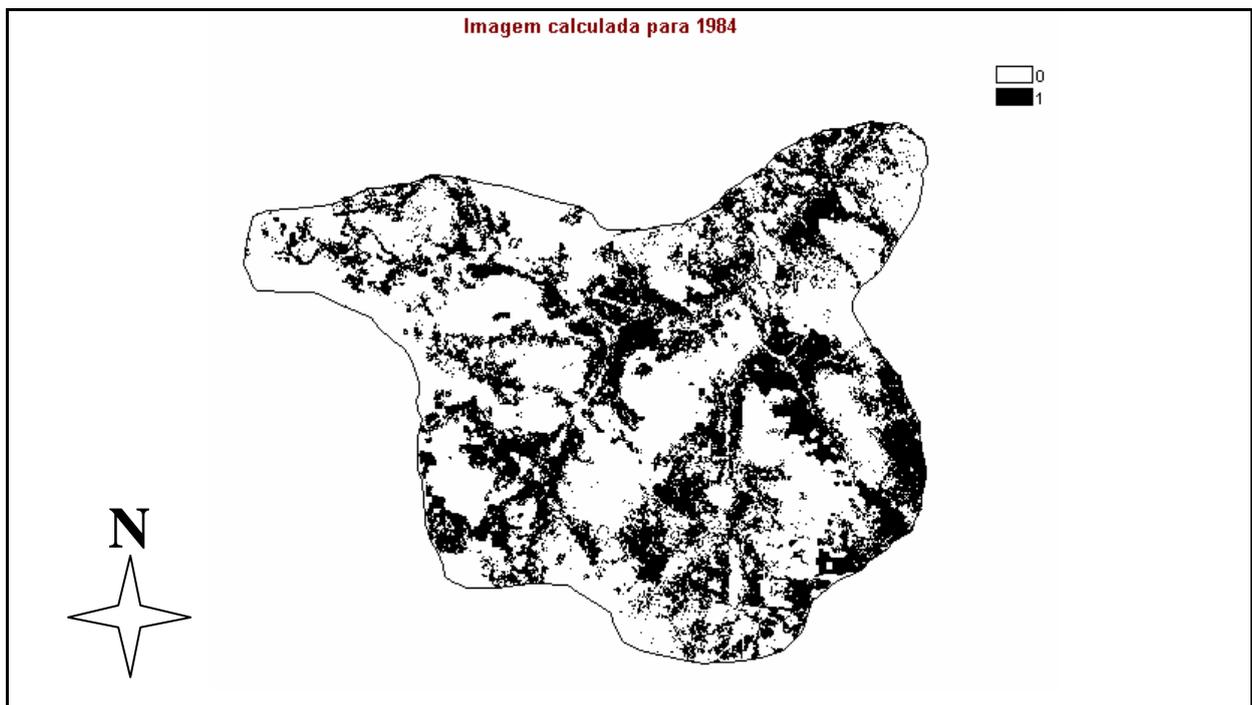


Figura 66 imagem calculada para 1984.

Analisando as duas imagens percebe-se o surgimento de manchas isoladas da classe em vários pontos da bacia e que não foram capturadas pelo modelo. Este fenômeno corresponde à pequena expansão da classe no período, resultando em um acréscimo em área de 6.144,3 ha, aproximadamente 15,8% da bacia (categoria 0-1 da figura 67).

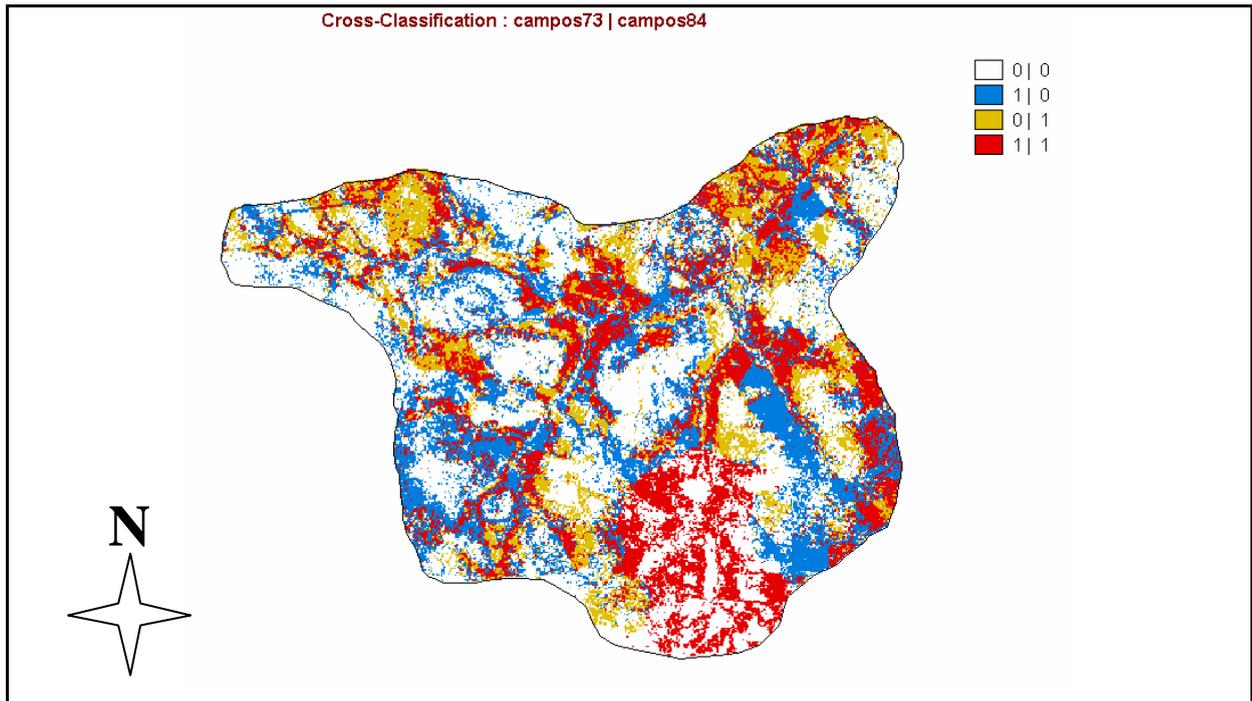


Figura 67 cruzamento das imagens de 1973 e 1984.

A diferença observada entre as imagens das figuras 65 e 66 pode ser parcialmente explicada em função da desconsideração das áreas de expansão no modelo logístico. Por outro lado, excluindo as áreas de expansão da imagem de 1984 e comparando a imagem resultante com a imagem calculada obteve-se uma concordância de 83,14% para um patamar de 50% (figuras 68 e 69).

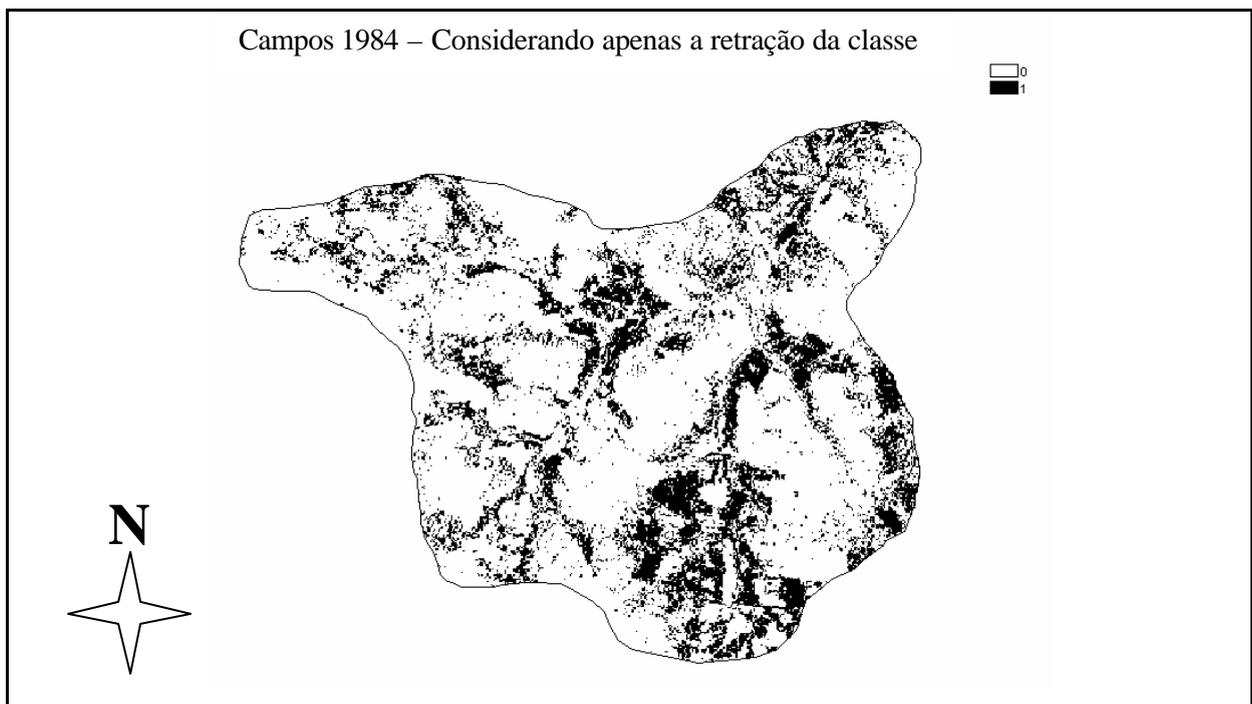


Figura 68 classe campos em 1984 (real) excluindo áreas de expansão.

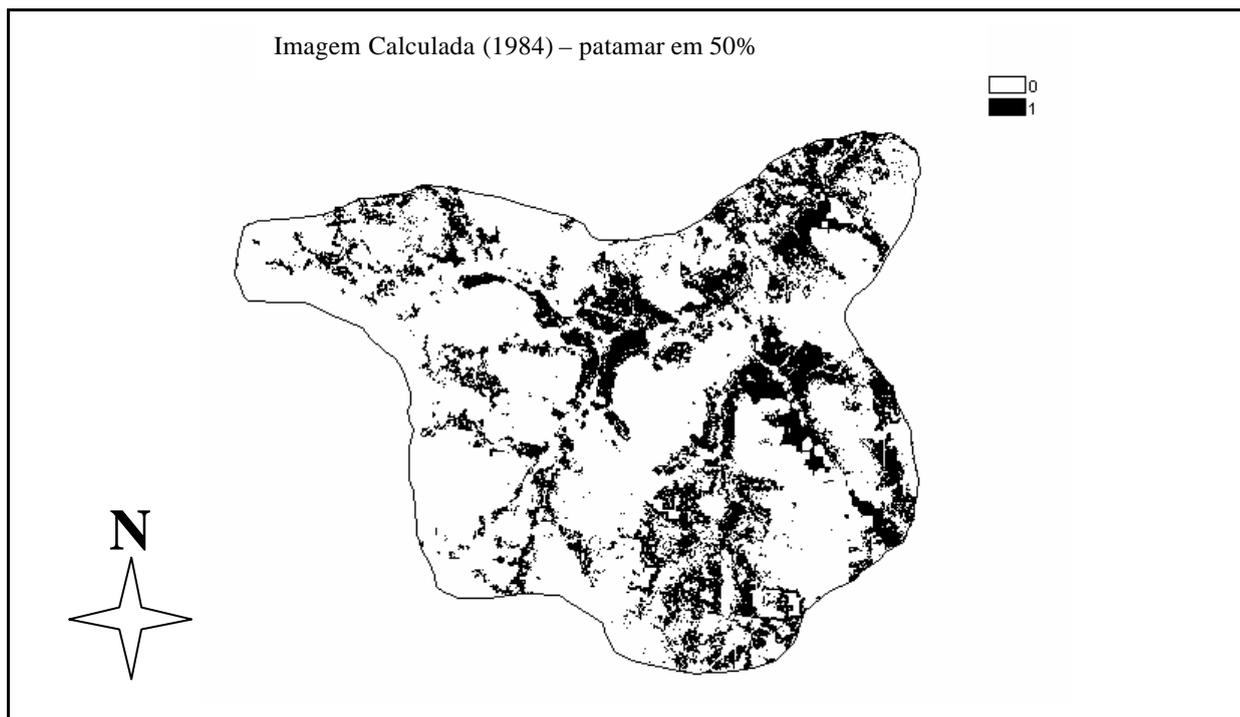


Figura 69 imagem calculada pelo modelo.

Há uma melhor resposta do modelo neste caso. A área real da classe campos em 1984, desconsiderando a expansão, foi de 8.914,59 ha e a área obtida pelo modelo foi de 9.982.62 ha.

Esta redução das áreas da classe campo pode estar relacionado a um processo que se desencadeou na cidade de Campo Grande ao longo dos últimos 100 (cem) anos, e que, como nos demais municípios brasileiros passou de sua condição rural para urbana, ou seja, houve uma migração maciça da população do campo para a cidade. Este fenômeno causou um processo rápido e desordenado de ocupação do solo urbano que se desenvolveu a luz de uma legislação de loteamento que não lhes garantia condição futura de criar espaços comunitários e sociais que lhes desse condição e a garantia de cidade. Este abandono de áreas rurais ao mesmo tempo favoreceu o crescimento de grandes propriedades na área da bacia uma vez que a terra estava em oferta a baixo custo. Na década de 60/70 o índice de crescimento populacional extrapolava aos 8% (oito por cento) ao ano e na década de 70/80 esse índice cai para 6% (seis por cento) ao ano, que mesmo assim, ainda representava um alto índice de crescimento.

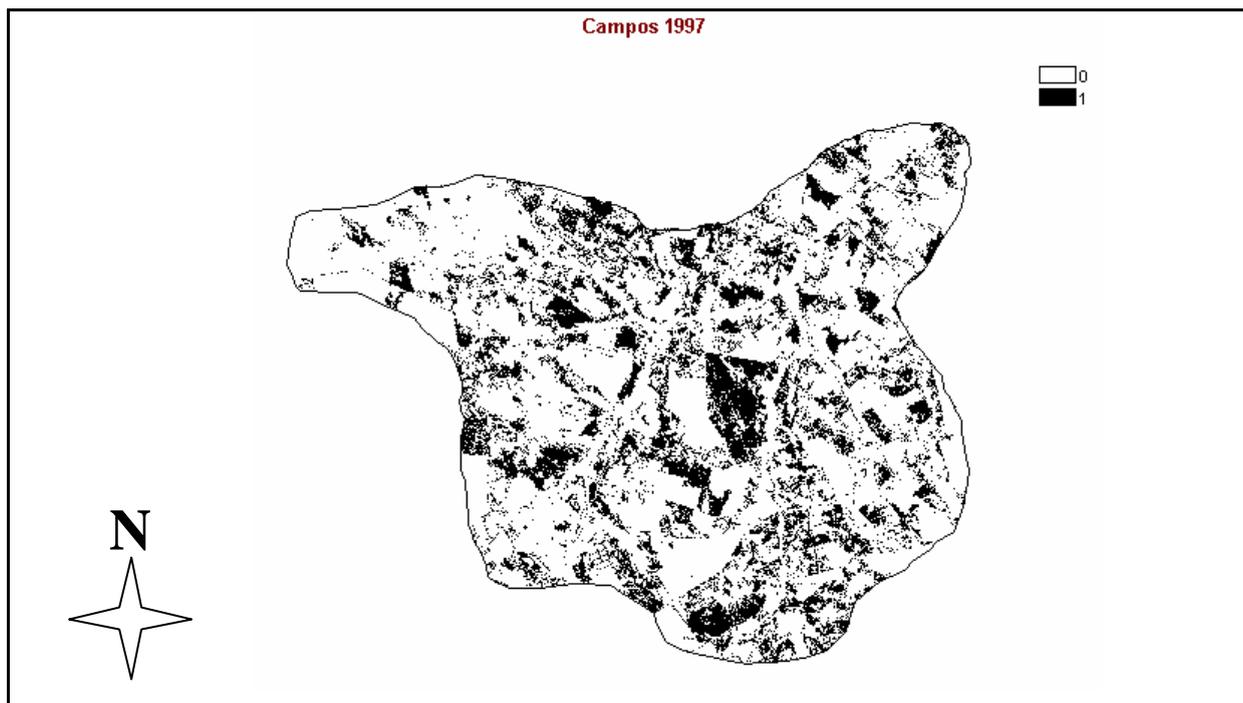


Figura 70 imagem campos 1997.

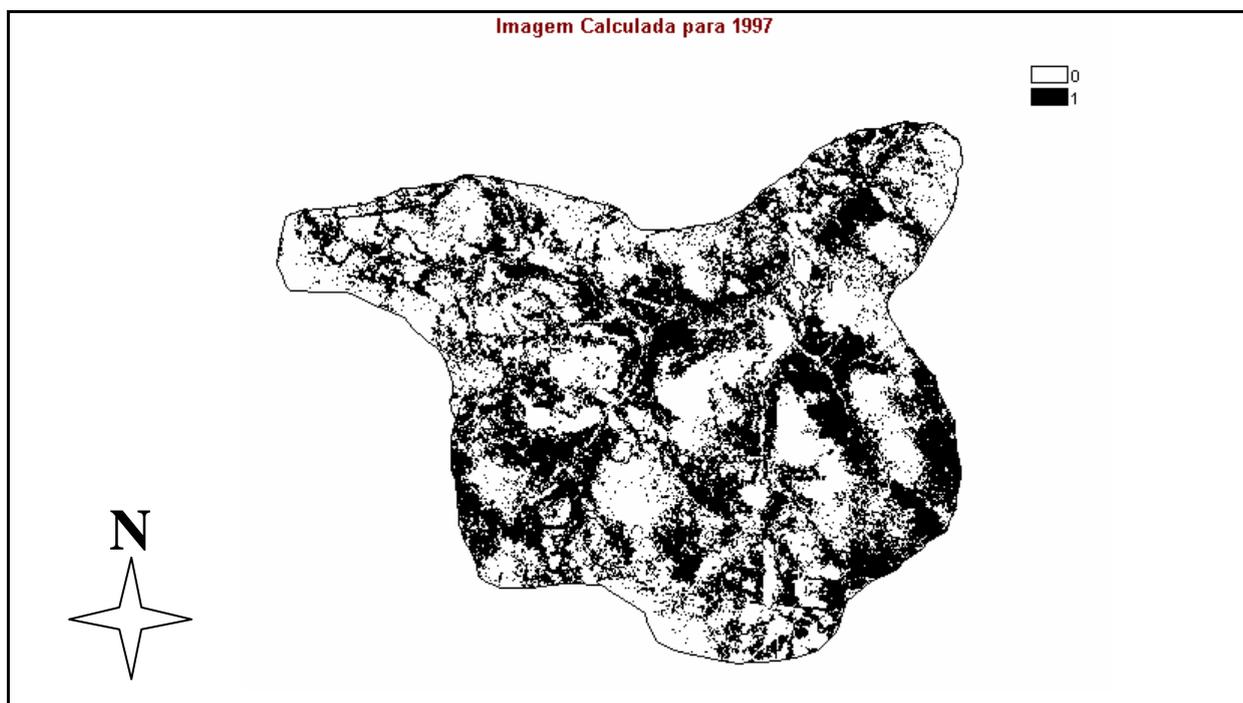


Figura 71 Imagem calculada para o período 1973-1997.

Na simulação para o período 1973-1997 o modelo apresentou uma concordância igual a 31,24% segundo o índice Kappa para um patamar em 20% (figuras 70 e 71).

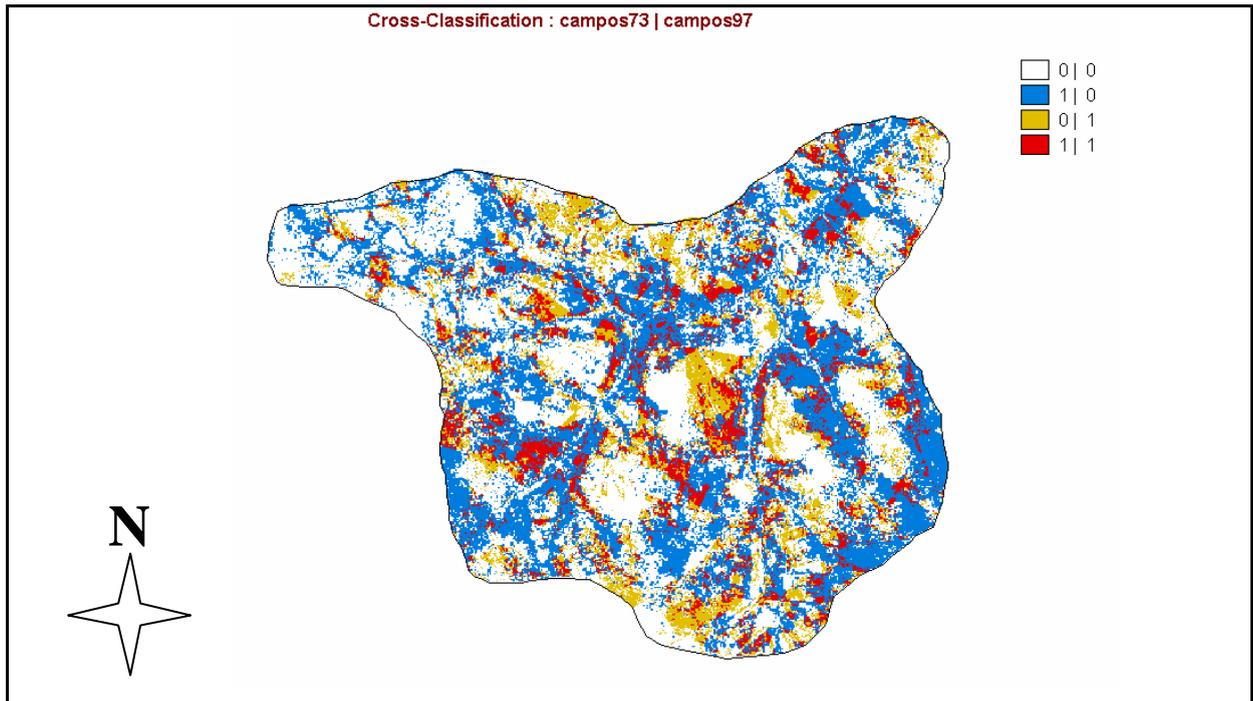


Figura 72 imagem cruzada (1971-1997).

Para verificar a validade do modelo desconsiderando as áreas de expansão executou-se um cruzamento entre as imagens da classe campos de 1973 e 1997 e retirou-se apenas a categoria correspondente (categoria 0-1, figura 72). O resultado mostrou que para a avaliação apenas das áreas onde houve retração no período 1973-1997 a concordância foi um pouco superior; 50,18% segundo o índice Kappa.

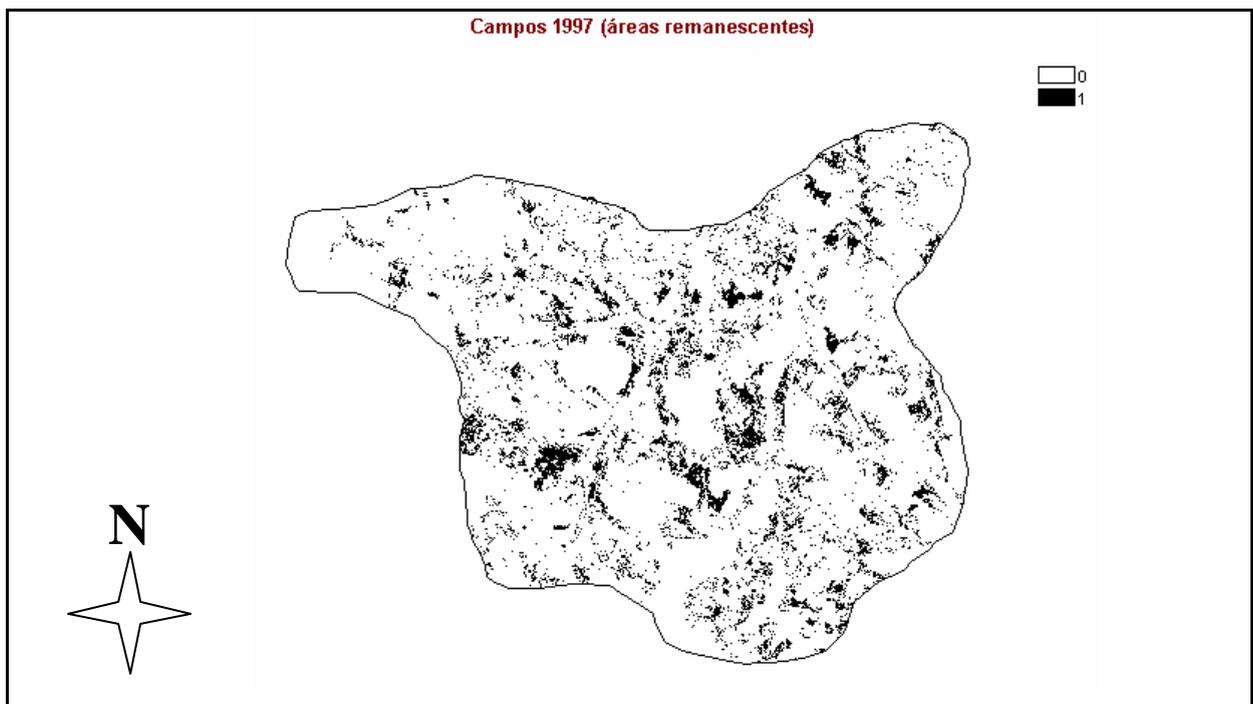


Figura 73 campos em 1997 remanescentes de 1973.

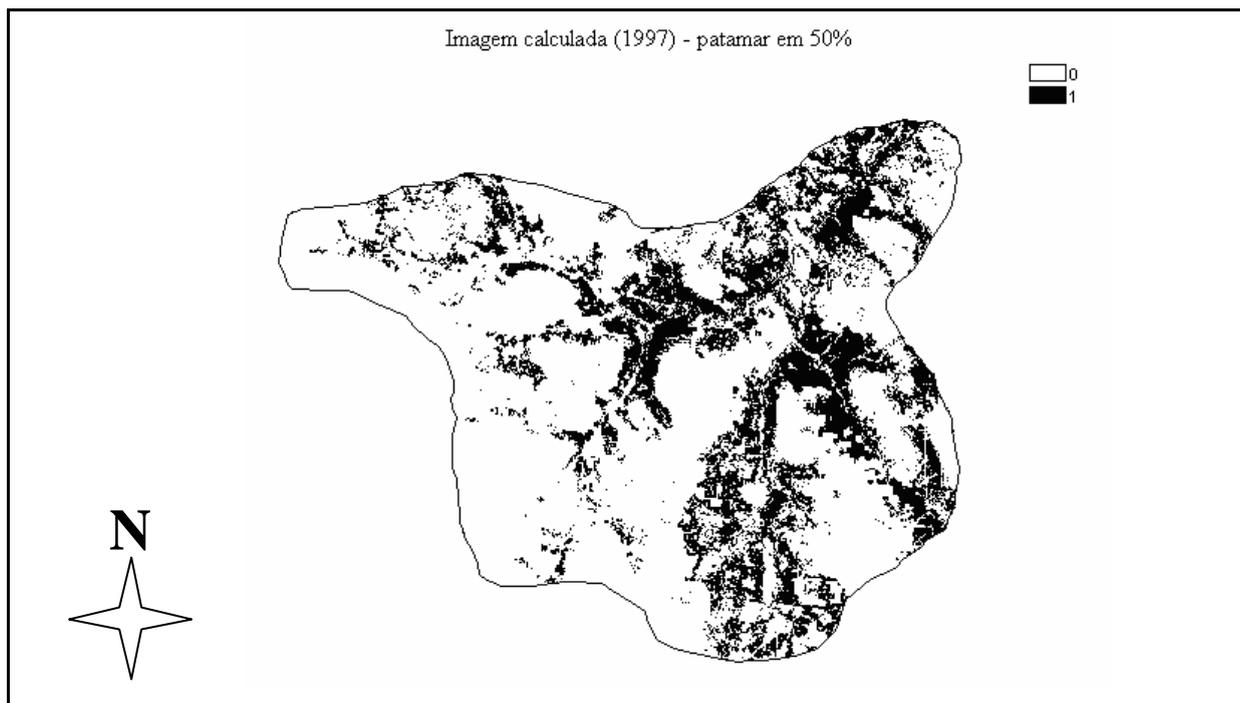


Figura 74 simulação da classe campos para 1997.

As imagens das duas situações mostram que o modelo simulou uma retração maior na parte sul e sudoeste da bacia, próximo à cidade de Campo Grande e à BR262. O modelo calculou também probabilidades altas de permanência para as regiões central, leste e norte da bacia, próximo ao reservatório de captação. Segundo a imagem da classe campos 1997 (áreas remanescentes – figura 73) houve justamente nestas regiões as maiores retrações.

O modelo considerou áreas ao longo dos cursos d'água com altas probabilidades de permanência (figura 74), o que de fato não se verificou de acordo com as imagens. Esta discrepância se deve ao fato de que ocorreram mudanças estruturais no período 1973-1997, como a construção do reservatório de abastecimento em 1986, e que alteraram o padrão de alteração do uso do solo que vinha ocorrendo na bacia.

A imagem calculada para 1997 (figura 76) considerando o ajuste do modelo para o período 1984-1997 apresentou uma concordância igual a 28,37%, segundo o índice Kappa, com relação a imagem real (figura 75) daquele ano.

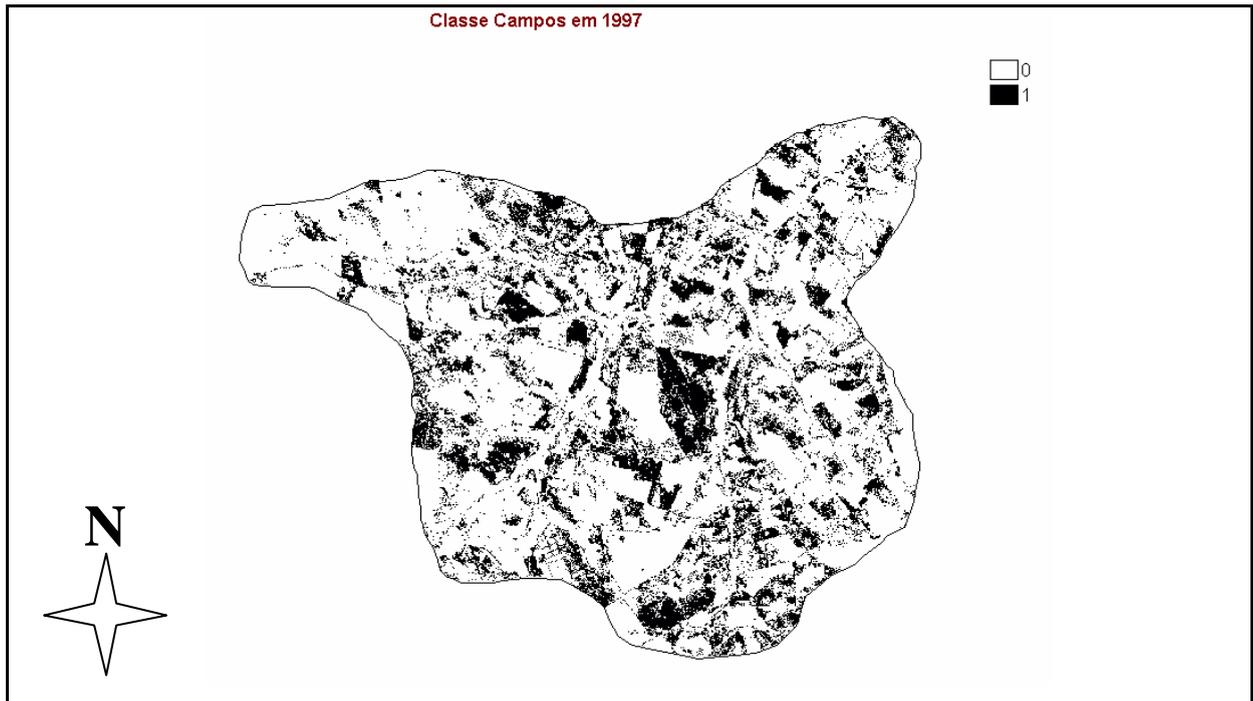


Figura 75 imagem da classe campos em 1997.

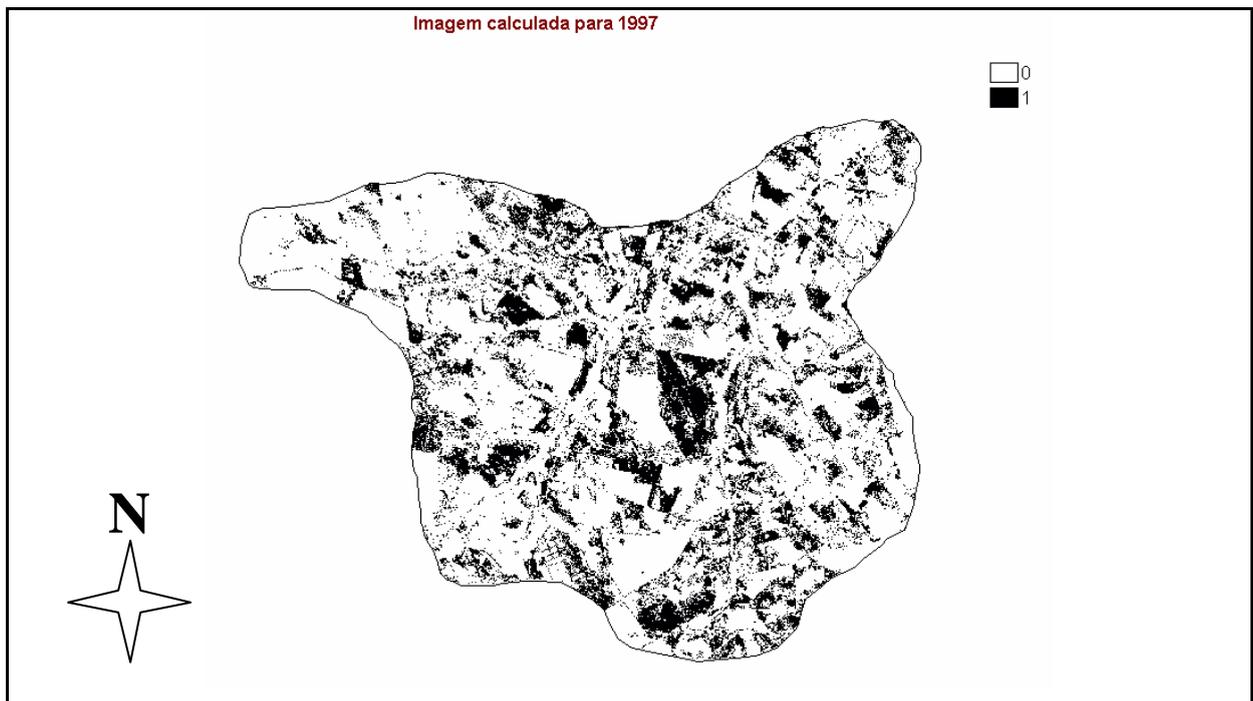


Figura 76 imagem calculada para 1997.

No período 1984-1997 houve uma redução de 11.591,55 ha da área da classe campos, um incremento de 5.763,87 ha e a área remanescente da classe foi de apenas 3.467,34 ha. Excluindo a expansão (categoria 0-1 da figura 77) e trabalhando apenas com as áreas remanescentes verificou-se uma concordância do modelo em 88,36% para um patamar de 25%.

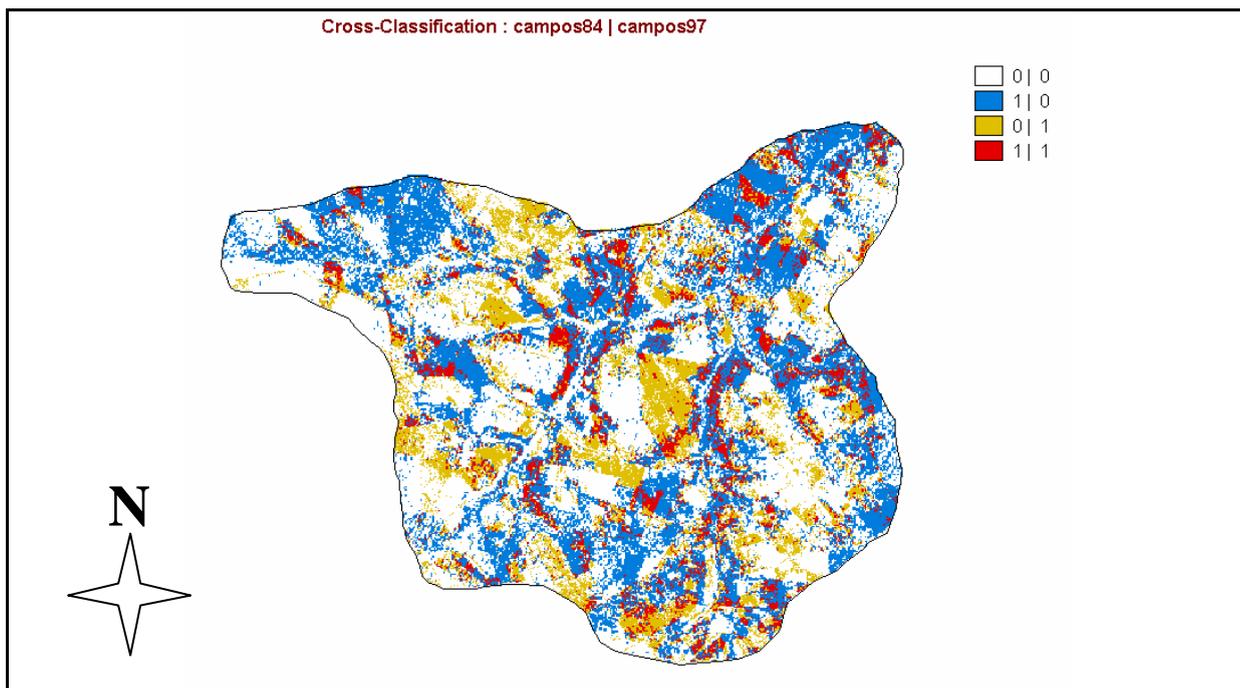


Figura 77 classificação cruzada entre as imagens de 1984 e 1997.

Esta concordância ocorre entre uma imagem calculada para 1997, baseado em um modelo ajustado para um período que compreende este mesmo ano. O esperado é que de fato, em se tratando apenas de retração, o valor do índice Kappa seja maior, no entanto variando o patamar é possível tornar a imagem calculada mais próxima da imagem real. A escolha do patamar é portanto um fator importante a considerar pois definirá as prováveis imagens que deverão representar as tendências no futuro para a classe em questão.

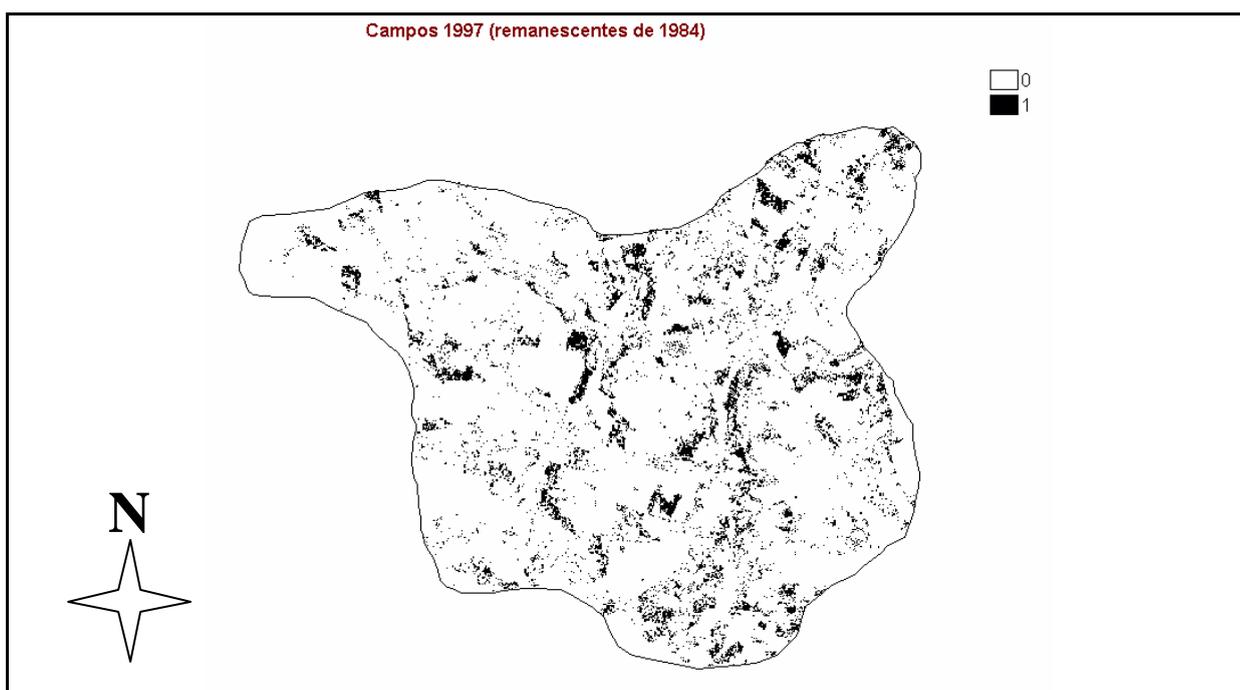


Figura 78 imagem campos em 1997, campos remanescentes de 1984.

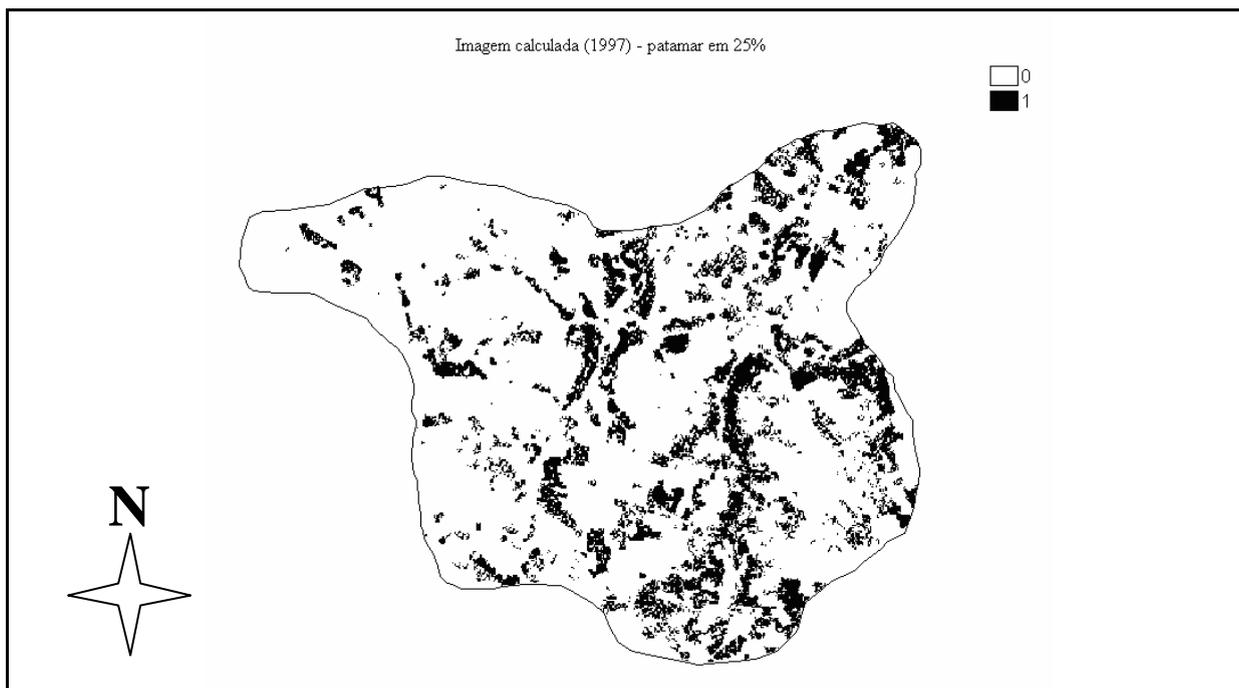


Figura 79 Nova imagem calculada para 1997.

Analisando ambas imagens (figuras 78 e 79) verifica-se que há uma maior densidade da classe campos na imagem calculada. A área de campos remanescentes segundo a simulação foi de 7.437,6 ha, mostrando que, apesar do índice Kappa ter apresentado um valor elevado indicando uma boa concordância sob o ponto de vista espacial, existe no aspecto quantitativo divergências ainda muito grandes. O propósito do trabalho no entanto é estabelecer tendências futuras de retração das classes e apontar possíveis configurações do uso do solo que venham a se estabelecer na bacia em função da evolução do uso atual.

Verifica-se ainda que no contexto espacial está embutido no modelo a forte retração que ocorreu na classe campo no segundo período de análise, e que caracterizou uma mudança da tendência de retração com relação ao período anterior. Esta retração ocorreu em toda a bacia, mas principalmente ao norte, nas regiões próximas do reservatório de captação e da BR163.

A partir do ajuste para o segundo período procedeu-se a análise da tendência projetada da retração da classe campos para um período futuro (figura 80). O patamar adotado foi a mediana da imagem calculada pelo modelo; 26%.

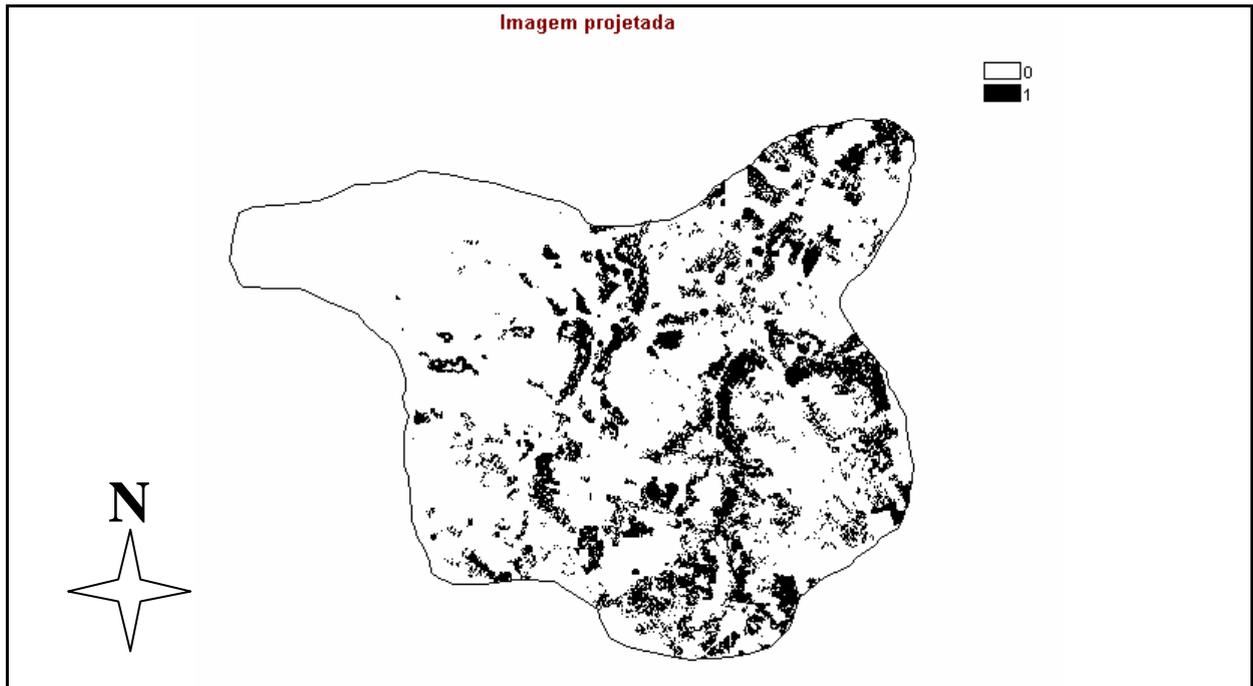


Figura 80 imagem projetada

A imagem projetada aponta uma retração ainda maior da classe a oeste da bacia mostrando uma tendência de, caso o padrão atual de retração se mantenha, extinção completa dos campos naquela região.

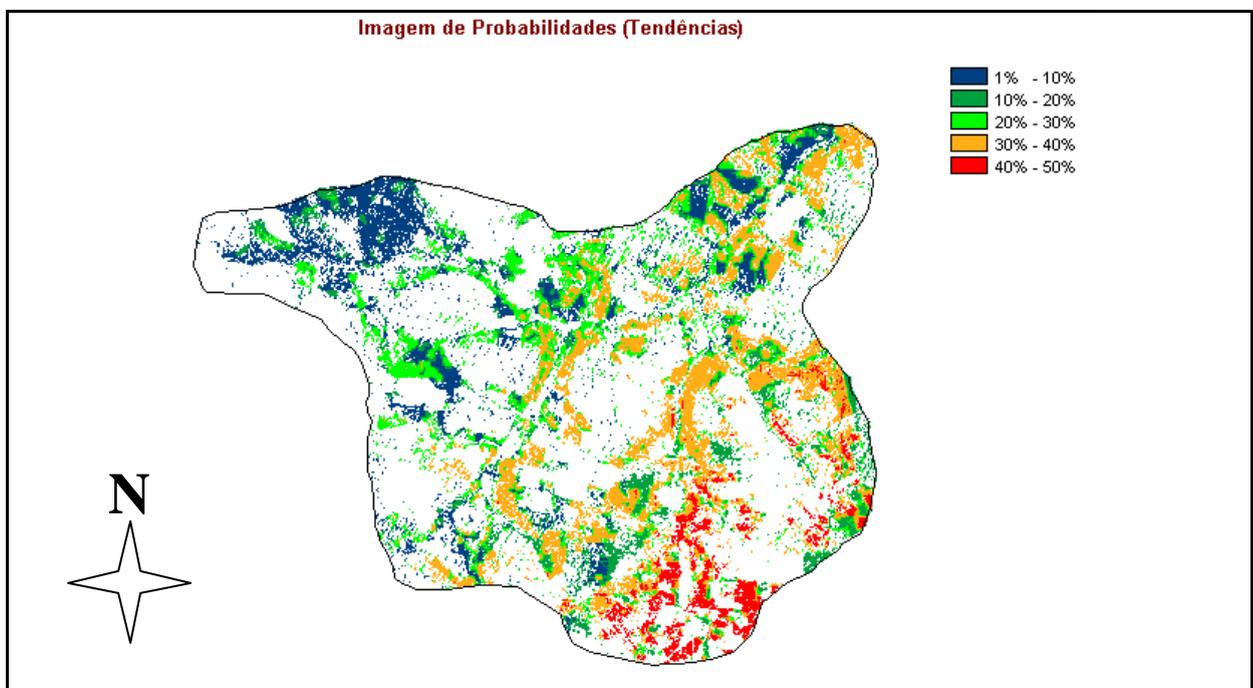


Figura 81 categorias de probabilidades de permanência da classe campos

A figura 81 mostra a tendência projetada de retração da classe campos para toda a bacia, discretizada através de intervalos de probabilidades. Pode-se observar que a classe

campos tende a sofrer perdas em área muito grandes, a julgar pelas baixas probabilidades de permanência estimadas pelo modelo. A retração prevista tenderá, segundo a simulação, a ocorrer no sentido oeste-leste, afastando-se do centro urbano de Campo Grande.

Há também uma baixa probabilidade de permanência no lado esquerdo do reservatório de captação. A região ao lado direito do arroio Guariroba, e especialmente próximo ao reservatório, apresenta uma probabilidade um pouco maior de permanência, porém igualmente preocupante. Esta tendência projetada condiz com projetos de recomposição da vegetação na margem direita do córrego e nas áreas de empréstimo próximas, utilizadas para a construção da barragem. Estes projetos visam restaurar a mata ciliar que outrora protegia as margens do arroio e seus afluentes e que foi retirada de forma indiscriminada, facilitando o processo erosivo na bacia e propiciando o surgimento de voçorocas.

Classe Cerrados

O cerrado, conforme já citado é a vegetação típica da região. Este tipo de vegetação possui características de ambiente árido, o que levou os pesquisadores a formularem hipóteses a respeito de sua origem. A mais aceita atualmente considera que a combinação da estacionalidade climática, o baixo nível nutricional dos solos, e a ocorrência de fogo sejam os fatores determinantes primários da vegetação do cerrado (Sanesul, 1999). A variação destes fatores no espaço e no tempo seria o principal agente responsável pela diferenciação de tipos de vegetação no cerrado.

Os impactos negativos do processo de ocupação do Cerrado, embora claramente perceptíveis, são pouco conhecidos com profundidade científica. Contudo, existe um conjunto de dados suficientemente amplo para que seja traçado um diagnóstico do processo de ocupação humana e econômica deste bioma.

Até meados da década de 70 predominava a idéia de que o Cerrado não possuía capacidade de produção agrícola que atendesse aos interesses comerciais, prestando-se tão somente para a pecuária extensiva de baixa intensidade e ao extrativismo, em especial de madeira para produzir carvão. A partir dos anos 70, foram implementadas políticas públicas de incentivo ao setor agropecuário e ocorreram avanços tecnológicos que possibilitaram novas formas de exploração do Cerrado. Gramíneas exóticas de alto valor nutritivo e de boa palatabilidade foram implantadas na região, que passou a deter o maior rebanho bovino no país.

Esta ação institucional sobre algumas áreas da bacia, aliada ao intenso processo de êxodo das áreas rurais, que contribuiu para a queda do preço da terra e favoreceu a expansão das propriedades rurais, estabeleceu uma relação de troca entre as áreas das classes campos e cerrados. O impulso no sentido de ocupação do cerrado em algumas áreas foi marcado pela substituição pela classe campos, motivada pela implantação da pecuária. De uma maneira geral, no entanto, no período 1973-1984 a classe cerrados sofreu pouca redução em área final ($\approx 1\%$).

O modelo ajustado para o primeiro período de análise (figura 83) apresentou uma concordância com a imagem de 1984 (figura 82) equivalente a 54,01%, segundo o índice Kappa maximizado com patamar em 50%.

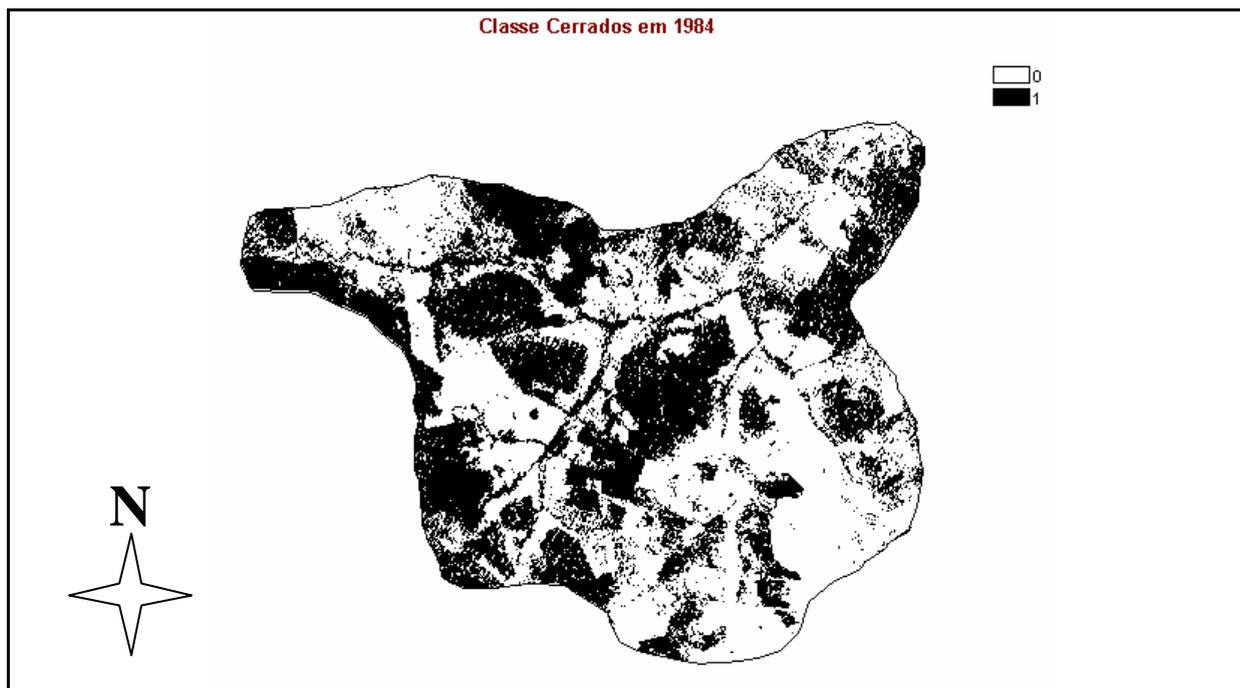


Figura 82 imagem da classe cerrados em 1984.

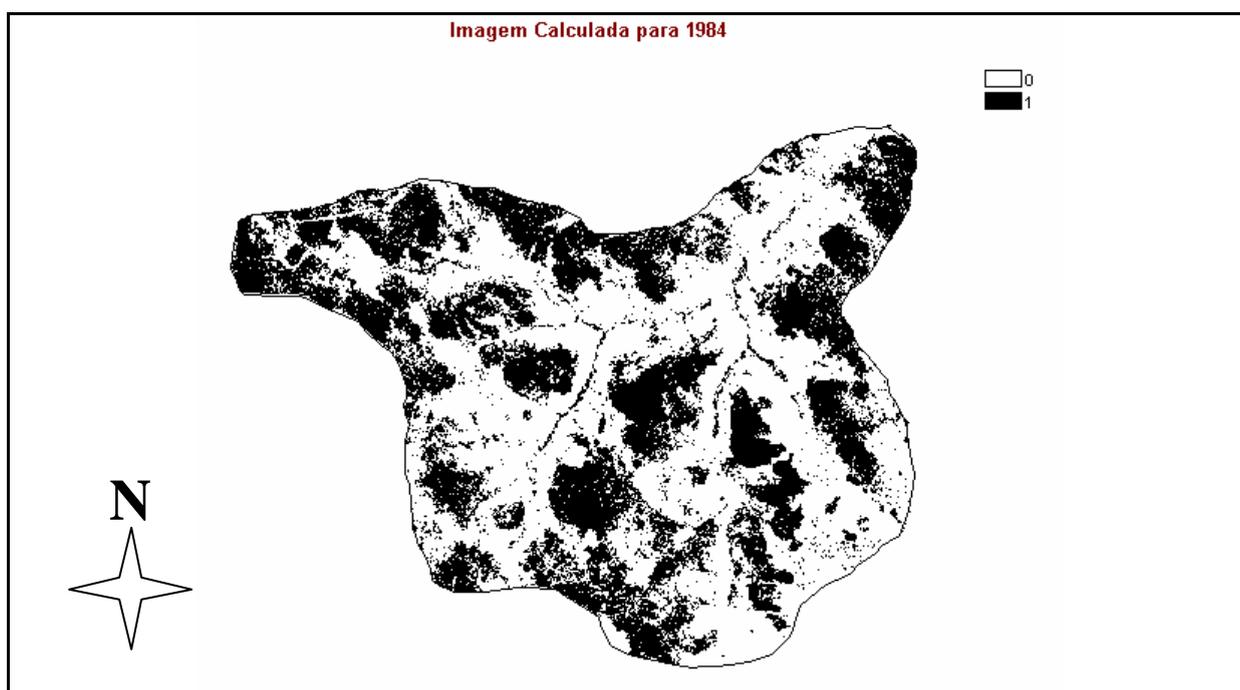


Figura 83 Imagem projetada pelo modelo para 1984.

Assim como no caso da classe campos devem ser desconsideradas para efeitos de validação as áreas de expansão que ocorreram no período (categoria 0-1 da figura 84).

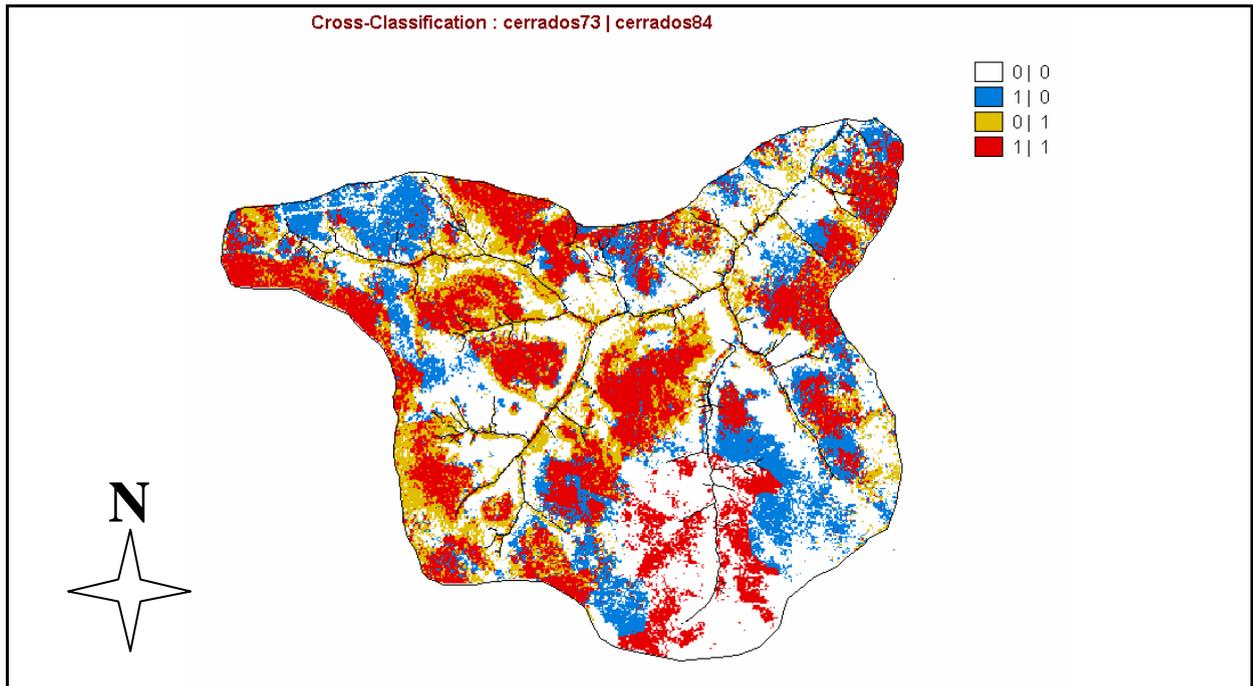


Figura 84 classificação cruzada das imagens 1973-1984.

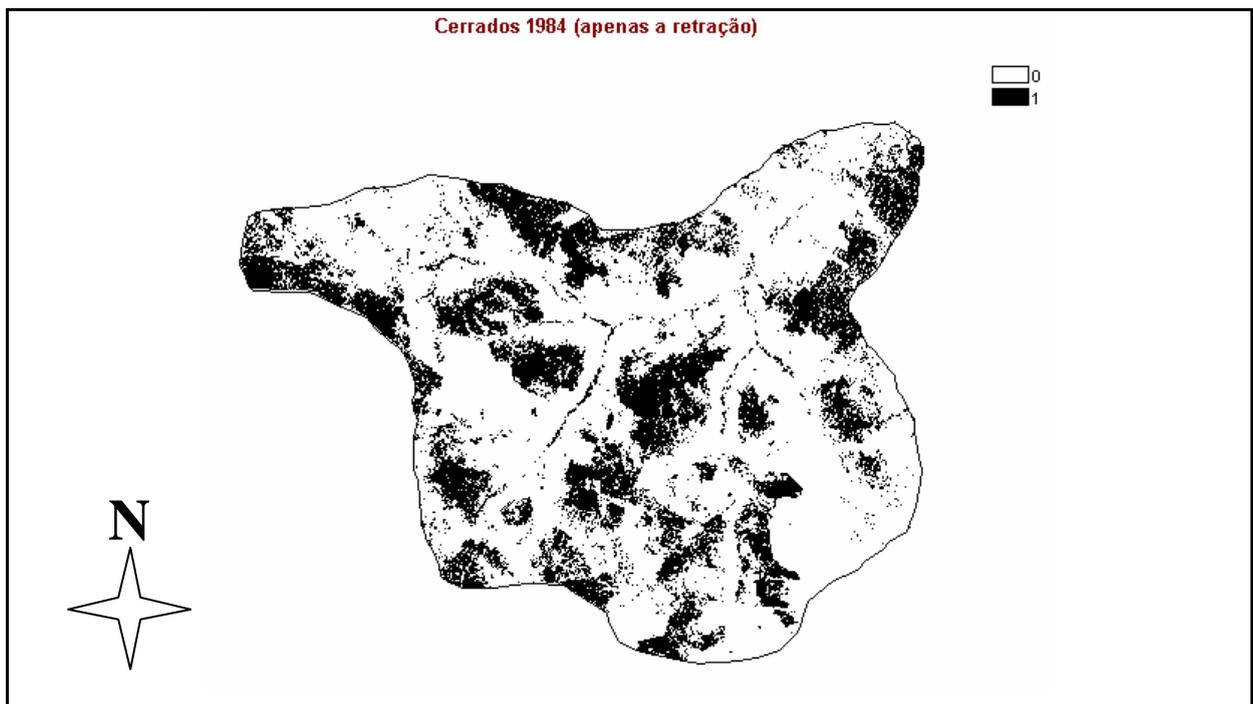


Figura 85 remanescentes da classe cerrados em 1984.

A imagem cruzada de 1973-1984 permite observar que ocorreu expansão para a classe cerrados ao longo de alguns trechos das margens do arroio Guariroba e de seus afluentes, o que indica que ocorreu um processo de recuperação de matas de galeria no período. Esta atividade foi observada em menor escala nas áreas mais a jusante da bacia, próximas a área de instalação do futuro reservatório de abastecimento. A importância da classe cerrados neste

contexto de proteção dos cursos d'água deve-se a sua capacidade de obstaculizar o aporte de sedimentos e com isso conter o efeito erosivo e o assoreamento além de reduzir também o arraste de materiais agrotóxicos e orgânicos para a drenagem da bacia.

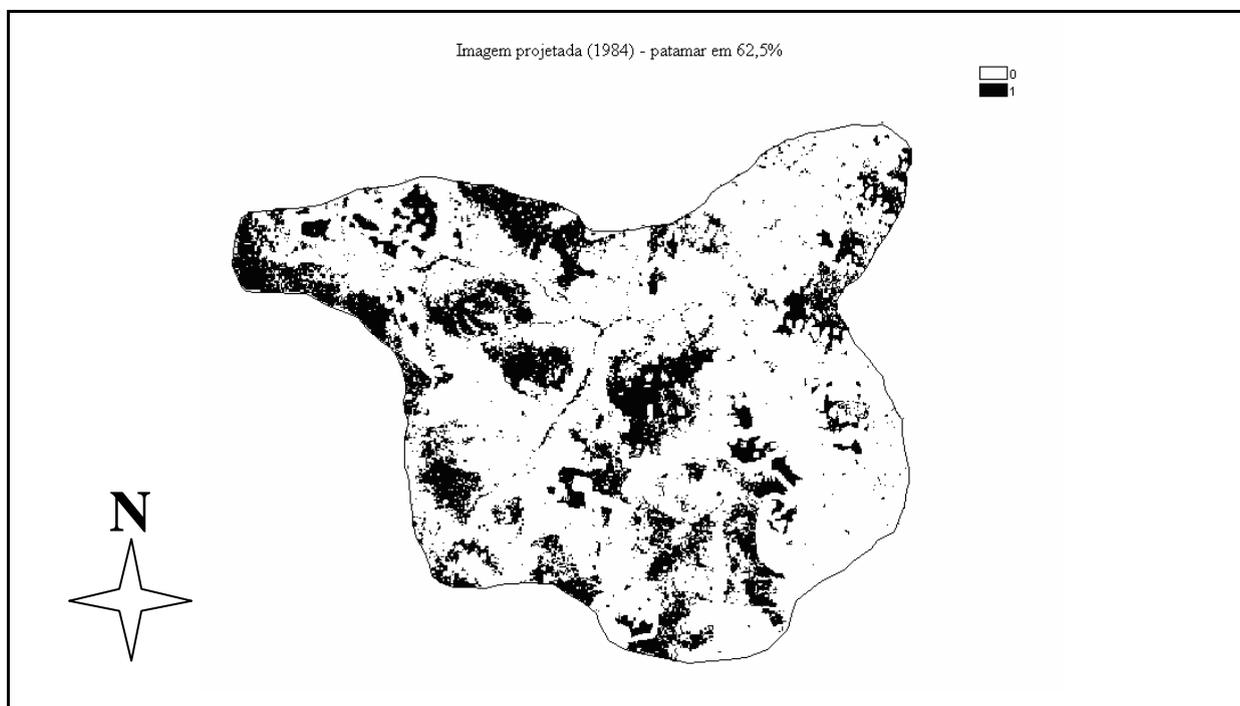


Figura 86 imagem projetada para o ano 1984.

A concordância da imagem calculada com a imagem de 1984, considerando apenas a retração ocorrida foi de 73,15% segundo o índice Kappa para um patamar em 62,5%, o que indica que o modelo se comportou bem sob o aspecto da configuração espacial. A área remanescente estimada foi inferior em 12,2% à área remanescente observada, o que pode ser considerado um resultado aceitável dado que o modelo não coteja simulações sob o ponto de vista quantitativo.

Observando as imagens das figuras 85 e 86 percebe-se que a simulação não foi satisfatória nas áreas a sudeste da bacia e também ao longo do curso principal do arroio Guariroba, próximo ao exutório da bacia. O modelo projetou uma retração maior nestas áreas, que são as mais afastadas das rodovias e do centro urbano de Campo Grande mas estão próximas de cursos d'água.

Esta tendência deve se manter, segundo o modelo, ao se estender a estimativa para o ano de 1997. A imagem projetada (figura 87) para este ano indica que as probabilidades de permanência para a classe cerrados crescem no sentido leste-oeste.

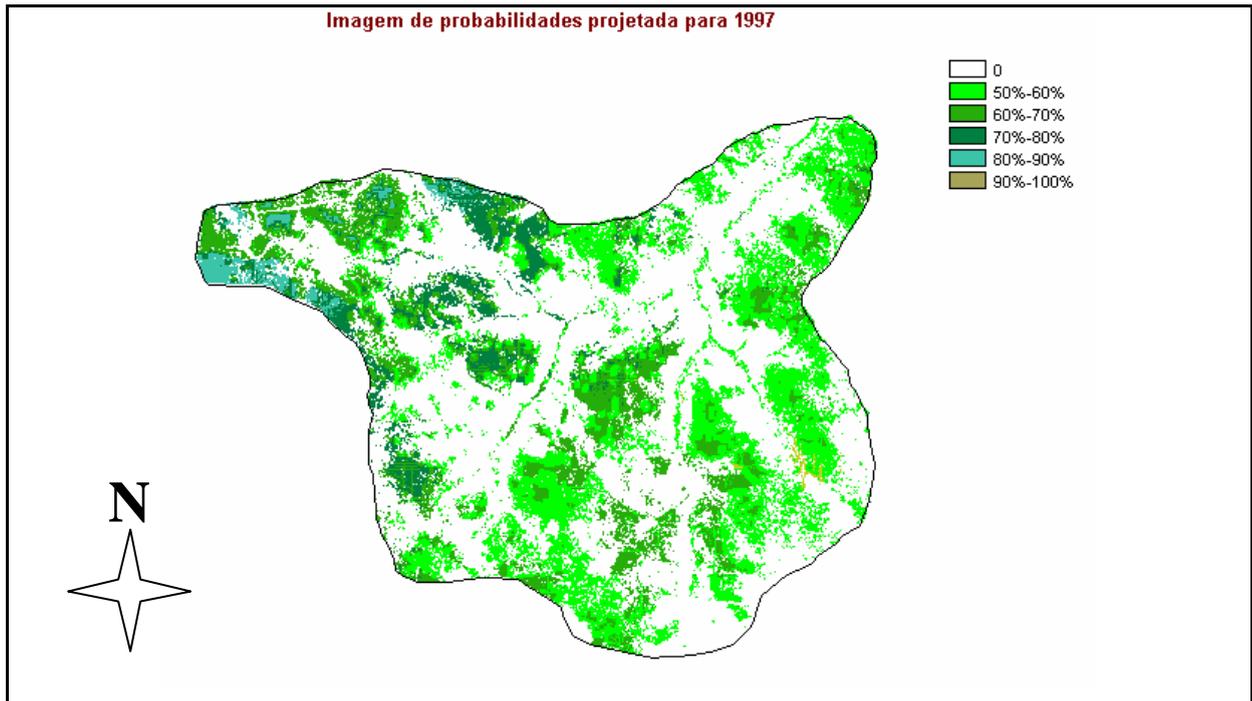


Figura 87 imagem projetada para 1997.

A imagem real do ano 1997 está apresentada na figura 88, e as transições no período 1973-1997 estão apresentadas na figura 89. Excluindo as expansões (categoria 0-1) gerou-se uma nova imagem das áreas remanescentes do cerrado, e que deve então ser comparada com a imagem projetada, adotando-se neste caso um patamar inferior a mediana pois esta desconsideraria uma importante faixa de valores de probabilidade da imagem projetada. Logo, adotando-se um patamar em 60% obteve-se uma concordância de apenas 44,6% segundo o índice Kappa (figura 91).

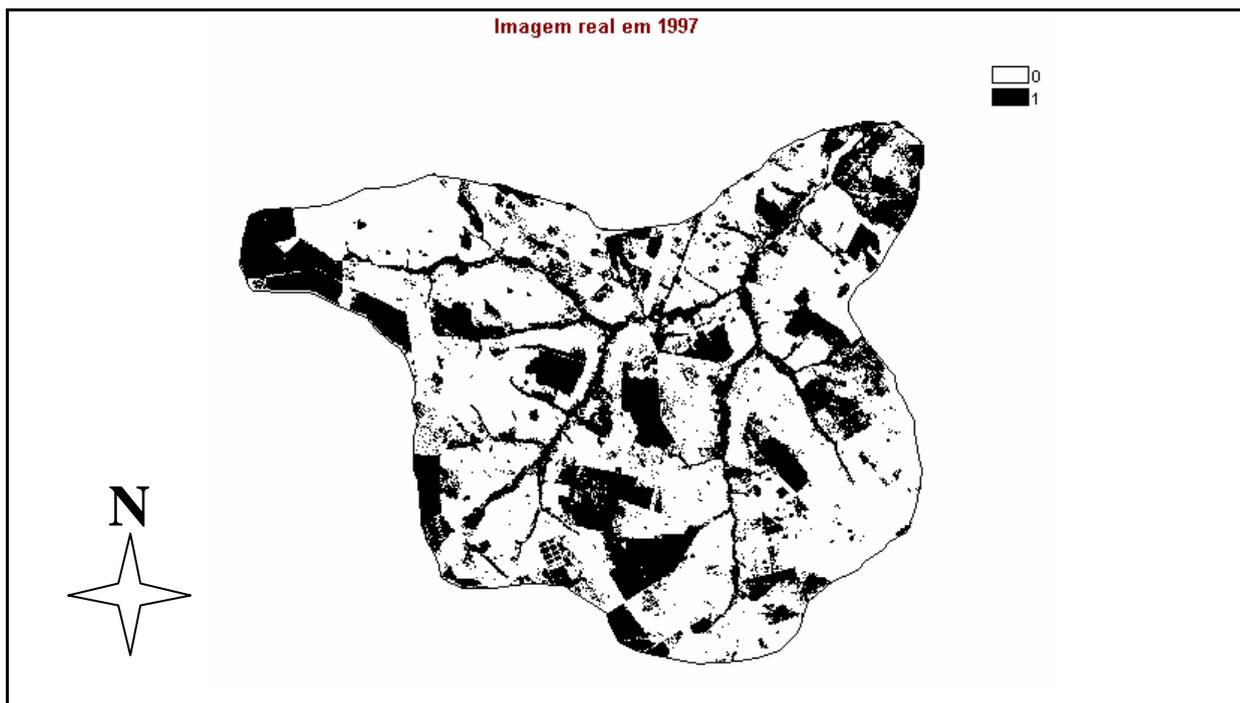


Figura 88 imagem da classe cerrados em 1997.

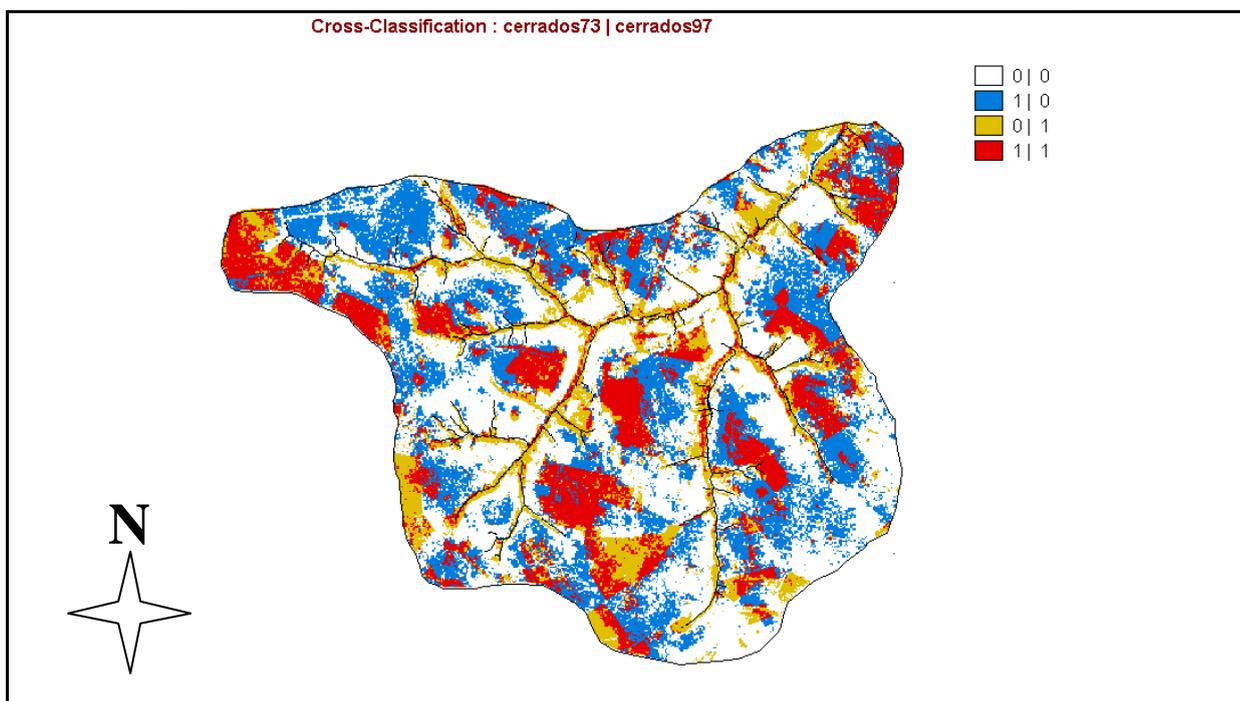


Figura 89 imagem cruzada 1973-1997.

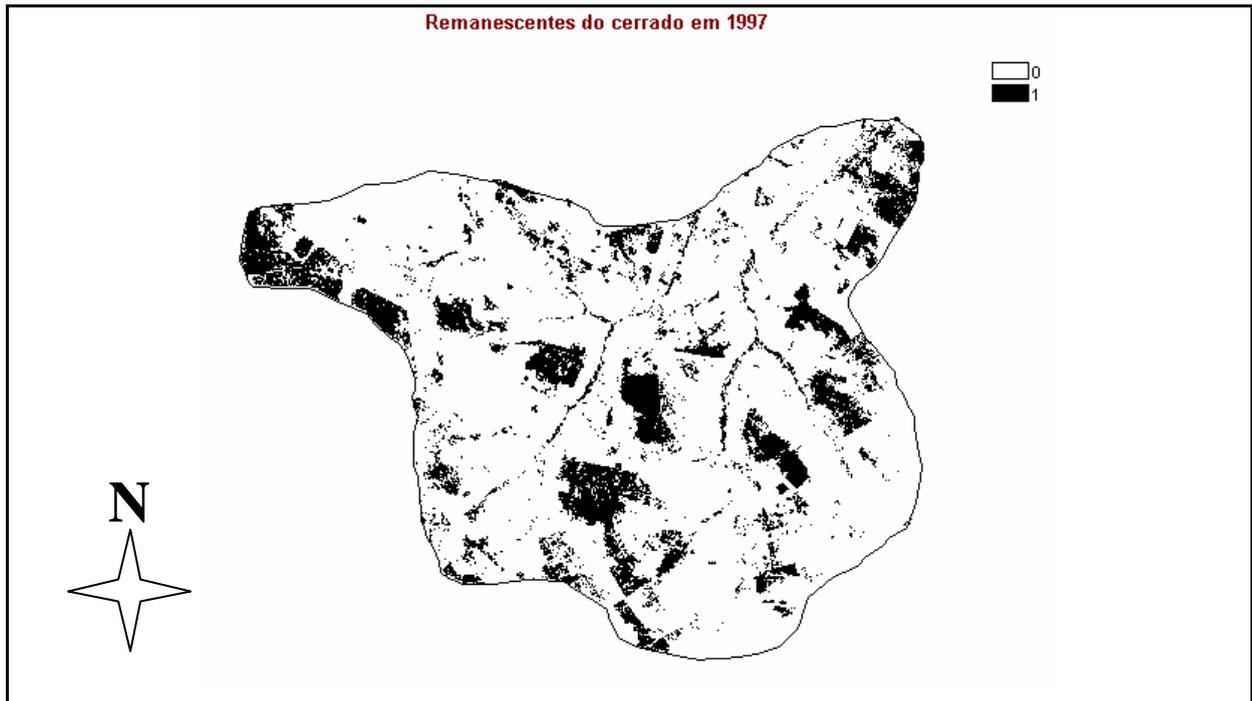


Figura 90 imagem remanescente em 1997.

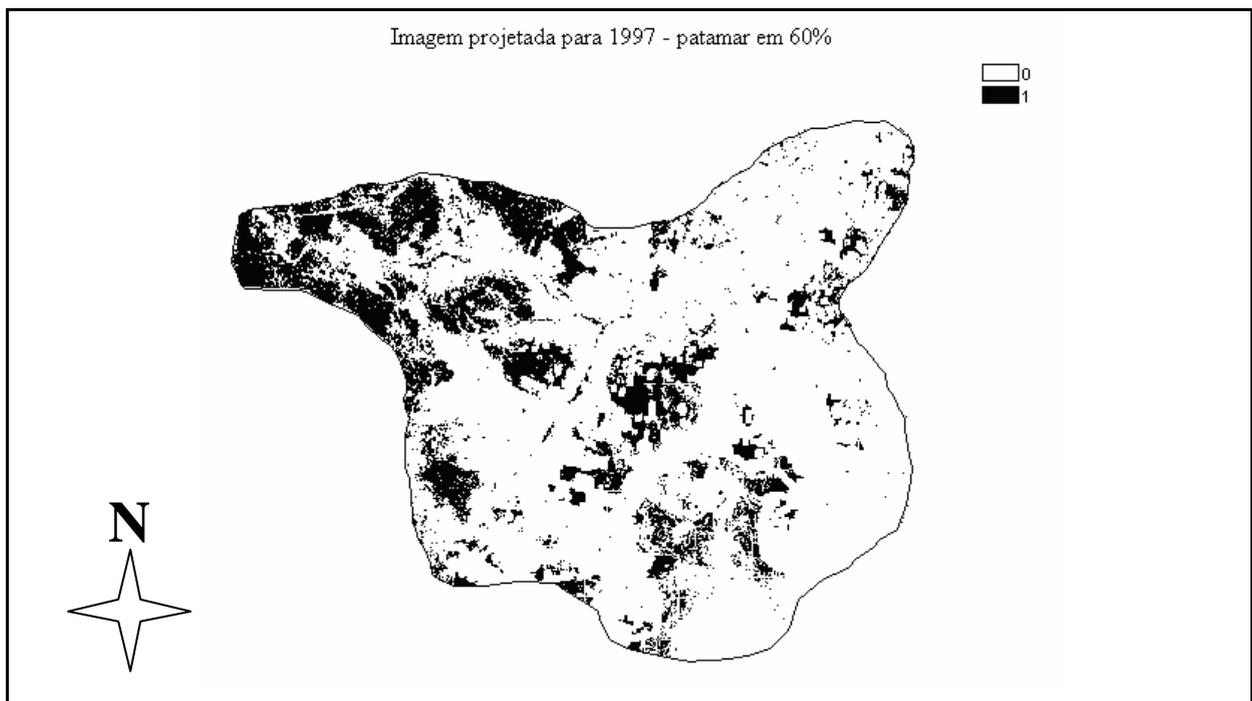


Figura 91 imagem projetada para 1997 com patamar em 60%.

Pela análise das figuras 90 e 91 verifica-se que o modelo não conseguiu capturar a mudança de tendência de retração que se intensificou a partir de 1984. Assim, mesmo com a possibilidade de melhora dos resultados em função da escolha do patamar é relevante destacar neste caso que o modelo calculou elevadas probabilidades de permanência em áreas onde

ocorreram retrações da classe. Isto pode ser observado nas regiões a nordeste da bacia, que estão próximas à BR163 e ao centro urbano de Campo Grande.

Enquanto no primeiro período de análise ocorreu pouca variação em área para a classe cerrados, tendo sido verificado que houve compensação de áreas de retração e expansão, o período 1984-1997 é caracterizado por uma maior redução efetiva da classe. As transições ocorridas na bacia (figura 92) mostram que, dos 16.882,74 ha em 1984, restaram em 1997 12.571,92 ha, o que corresponde a uma redução de 25,5% neste intervalo de tempo. Observou-se que desta redução 29,5% representou a conversão para área de uso antrópico e 25% para a classe campos.

Estas transformações demonstram que foi neste período que as atividades de exploração, desmatamento e ocupação dos cerrados foi mais intensa. Conforme citado anteriormente, as políticas de incentivo ao setor agropecuário na região foram importantes para que tais transformações ocorressem, porém não se pode associar unicamente o processo de ocupação dos cerrados a estes incentivos governamentais. Práticas de uso do solo na bacia, atrativas sob o ponto de vista econômico, como pecuária, horticultura, áreas de lazer, exploração e retirada de areia e cascalho, entre outras foram igualmente determinantes e incentivaram sobremaneira as alterações promovidas.

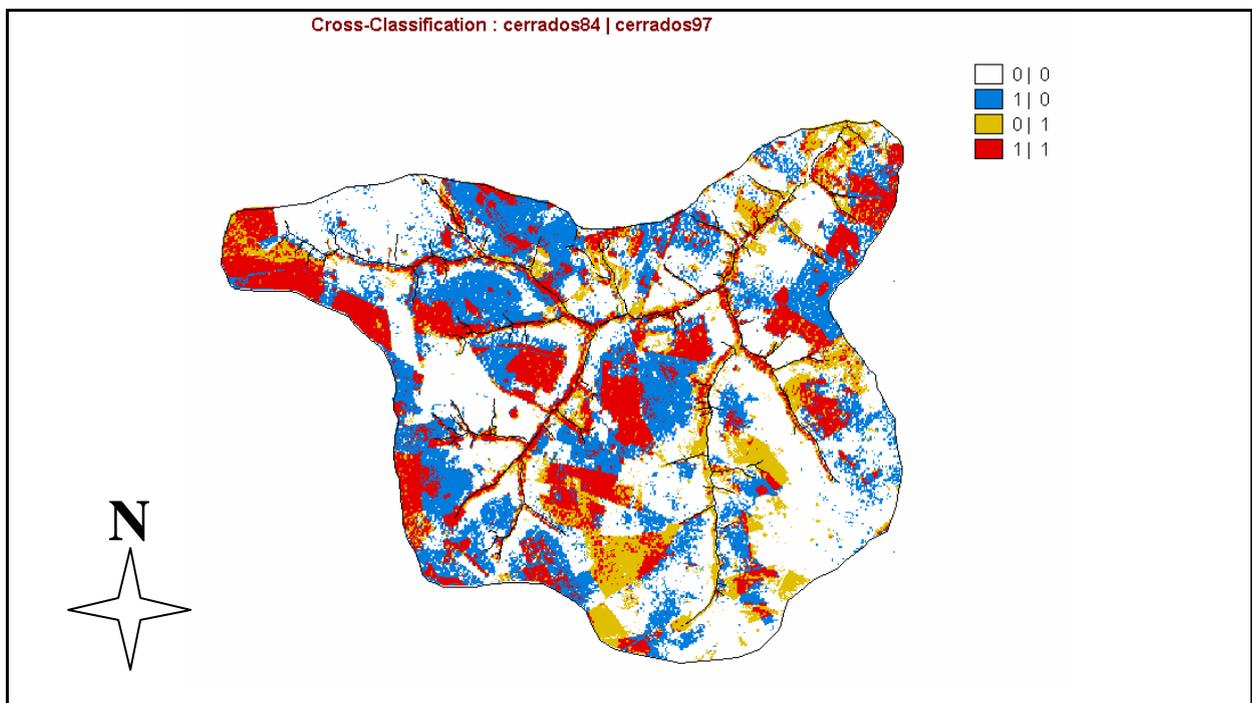


Figura 92 transições ocorridas no período 1984-1997 para a classe cerrados.

O modelo ajustado para o intervalo 1984-1997 (figura 94) apresentou uma concordância de 53,48% com a imagem observada (figura 93) segundo o índice Kappa, para um patamar de 41%.

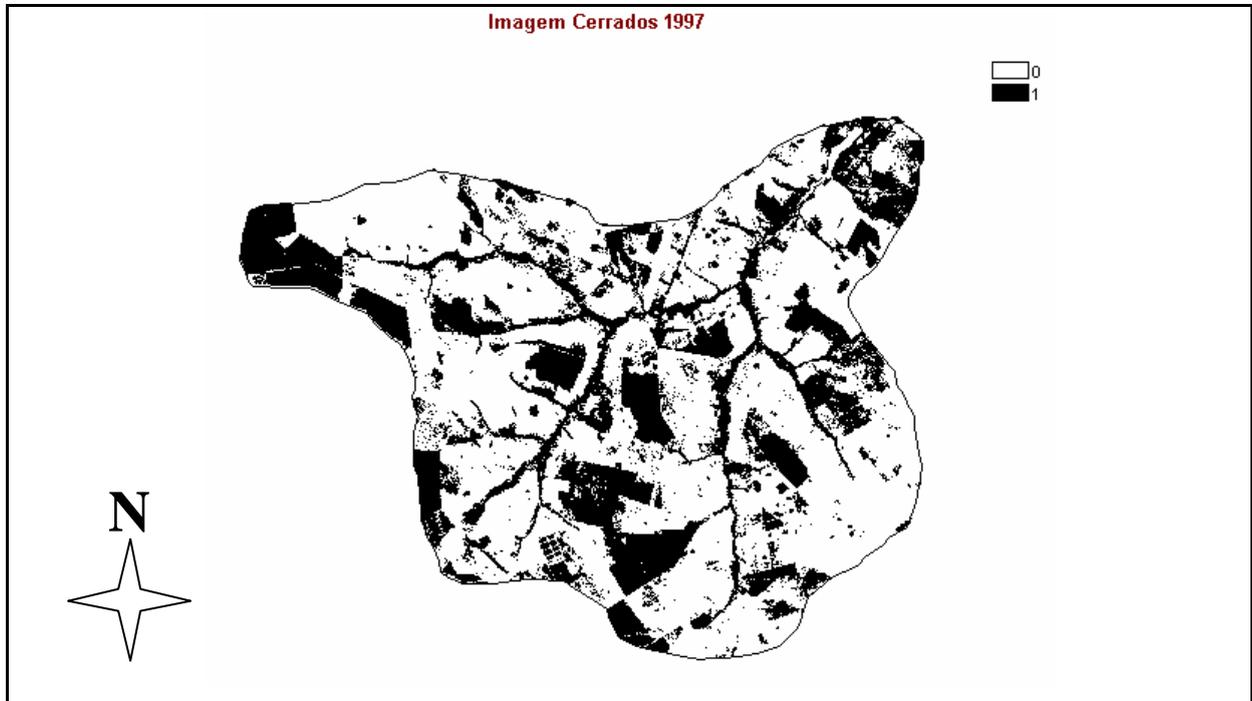


Figura 93 imagem cerrados 1997

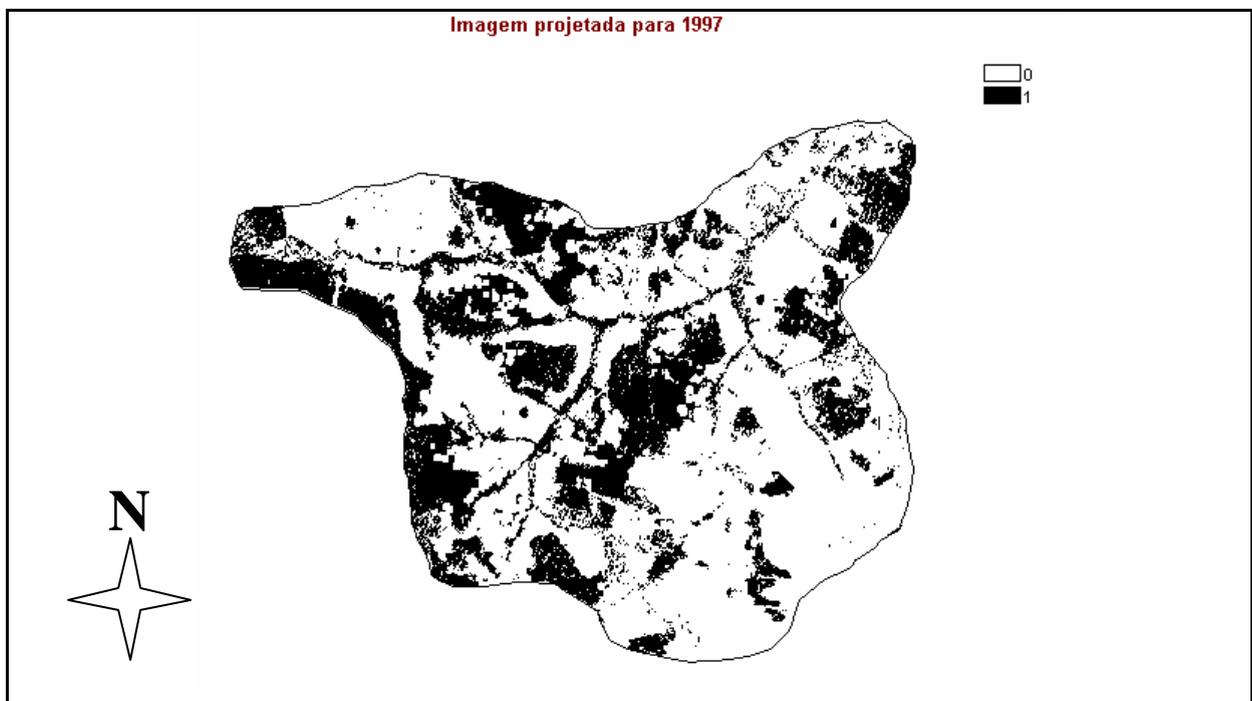


Figura 94 imagem projetada para 1997.

Retirando as áreas que sofreram expansão (categoria 0-1, figura 92) verificou-se que ocorreu uma concordância de 72,65%, para um patamar em 48%. A área representada pelo

modelo, para o patamar considerado foi de 7.434,09 ha (figura 96) sendo que a área remanescente real em 1997 foi de 7.672,14 há (figura 95); uma diferença de apenas 3%. Novamente é importante destacar que apesar do valor da área calculada estar coerente com o valor real, não é propósito do modelo apresentar resultados de ordem quantitativa, e sim mostrar as tendências de retração para cenários futuros.

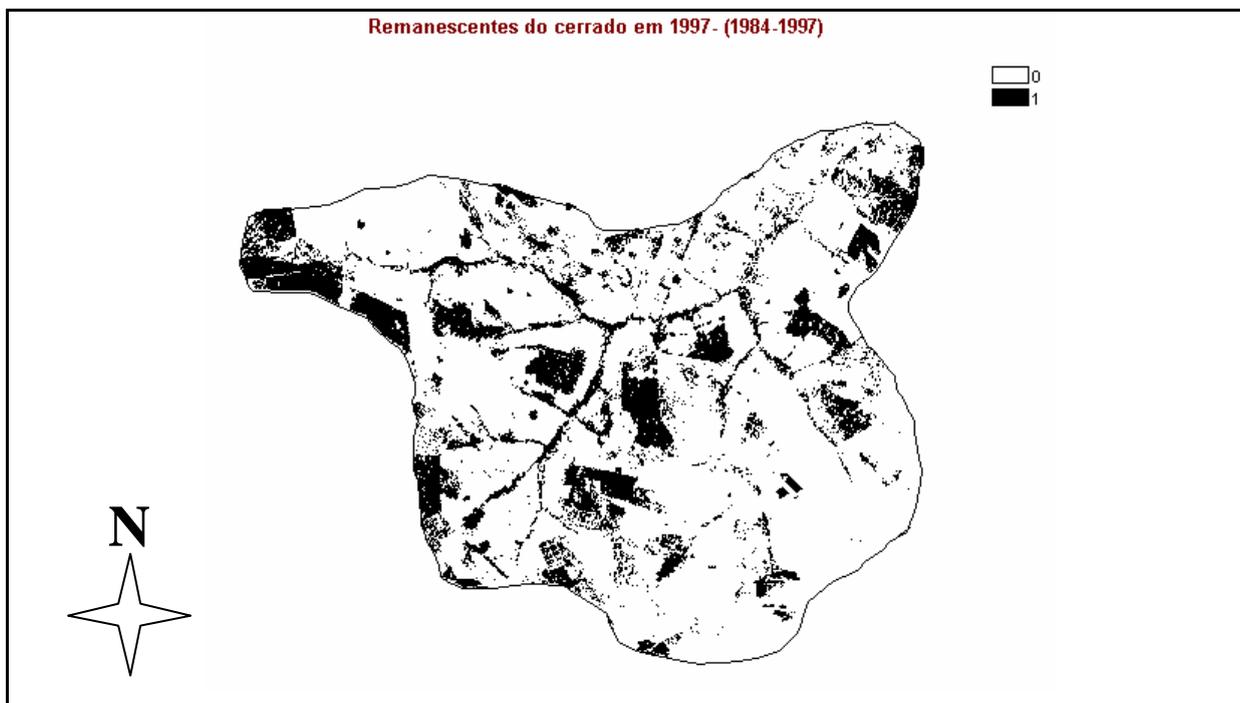


Figura 95 imagem das áreas remanescentes dos cerrados em 1997

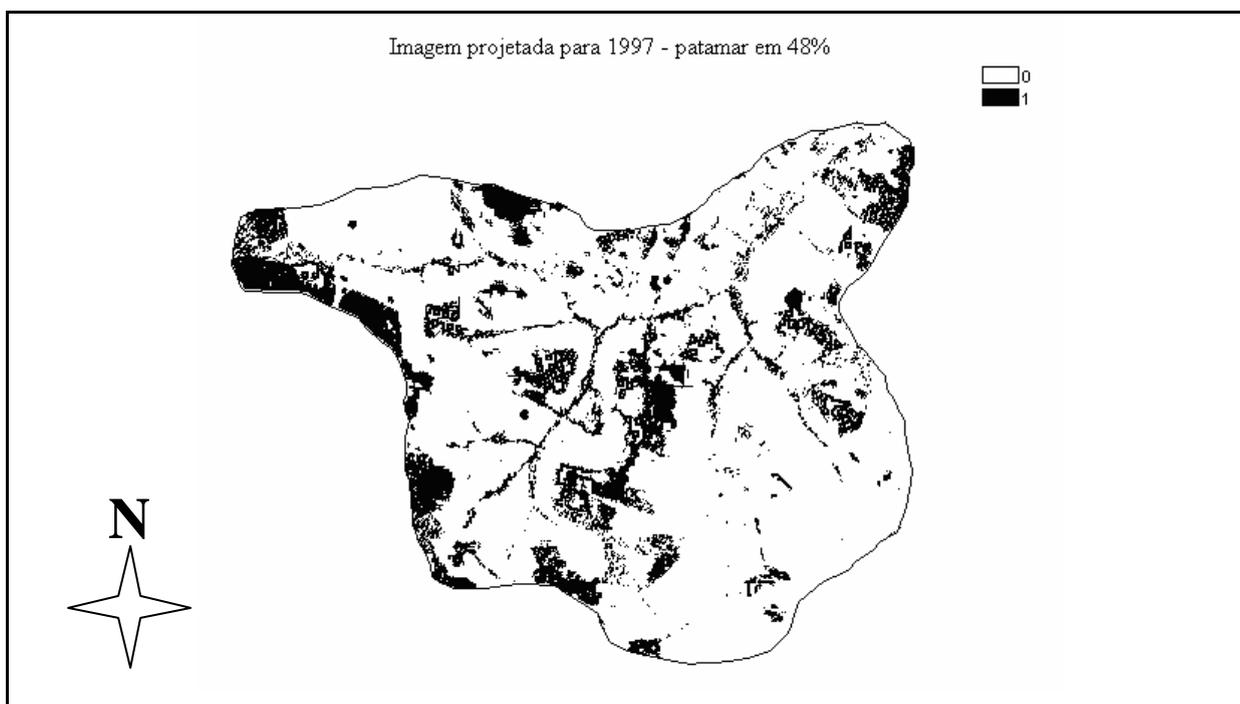


Figura 96 imagem projetada para 1997.

A partir do modelo ajustado pode-se estimar as tendências de retração da classe cerrados para um cenário futuro, o que pode ser constatado segundo a figura 97.

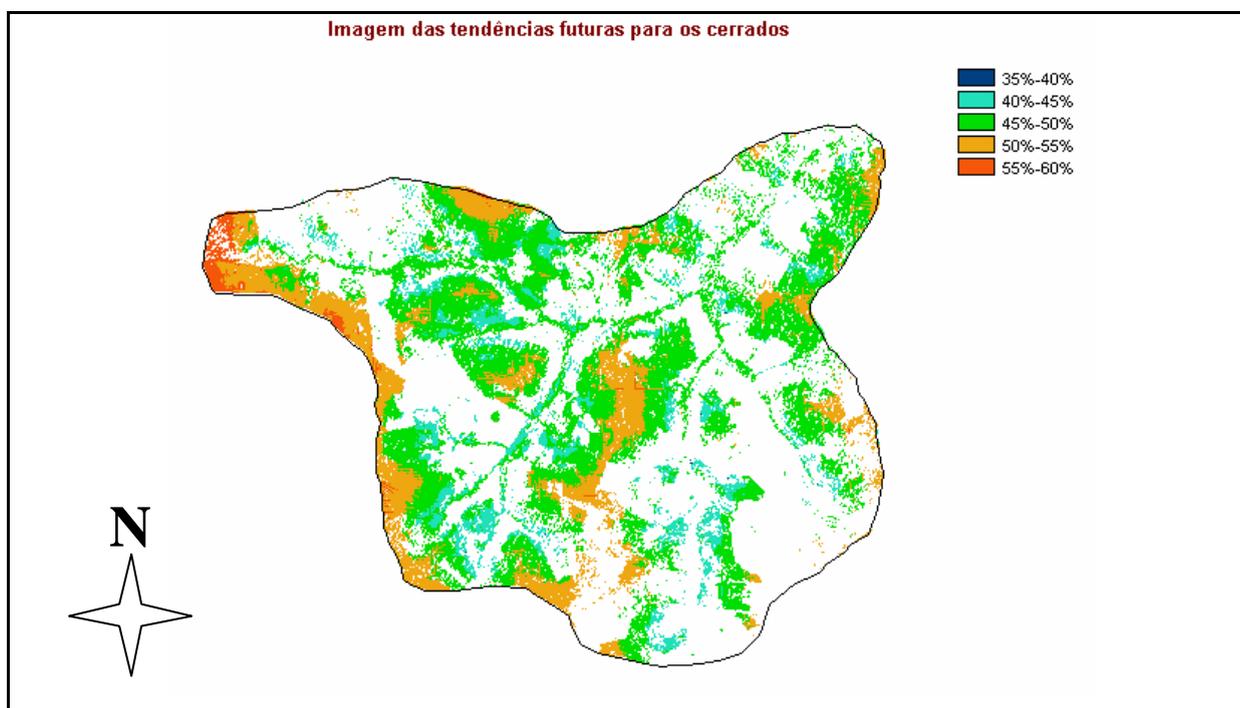


Figura 97 imagens das tendências projetadas para a classe cerrados.

De acordo com o modelo, há um cenário incerto no que tange à classe cerrados. A figura 97 ilustra claramente que a probabilidade de permanência da classe em cenários futuros, dado o estágio atual do processo de retração, está em torno de 50%, ou seja, configura uma situação delicada e crítica a partir do qual se exige a tomada de decisões no sentido da proteção dos recursos naturais, em especial da vegetação nativa dos cerrados. Deste modo não é possível afirmar qual a tendência da vegetação ao longo dos cursos d'água por exemplo, porém constata-se que em alguns trechos a probabilidade de permanência é inferior a 50%. A simulação é um pouco mais otimista para as áreas periféricas, na fronteira da bacia, onde se verifica uma probabilidade maior de permanência da classe.

Este padrão de alteração segue o modelo de ocupação agropecuária que se deu nas terras do Cerrado e que se caracteriza principalmente pelo aumento da produção obtida graças a incorporação de novas terras, e não por meio de ganhos de produtividade. Este modelo como era de se esperar, também foi adotado na maioria das propriedades existentes na área. Conseqüentemente, extensas áreas da bacia do Córrego Guariroba foram e têm sido desmatadas. A situação atual é de intensa erosão dos solos, além da contaminação dos cursos d'água, conduzindo a uma redução da biodiversidade.

4.6. Estimativa de Escoamento Superficial

A seguir será apresentado um método prático para estimativa do escoamento superficial a partir do uso do solo em bacias hidrográficas. Esta rotina está descrita em Harbor (1994) e baseia-se no uso do Número de Curva (do inglês, Curve Number - CN) proposto pelo modelo do Serviço de Conservação do Solo (SCS), do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos.

O Método do Número de Curva do SCS consiste em estimar o quanto de escoamento superficial é gerado a partir de um evento de precipitação para determinadas condições do terreno da área de estudo. Estas condições compreendem o tipo, o uso do solo no local e também as condições de umidade antecedente ao evento de precipitação. A identificação dos valores de CN correspondentes aos tipos e usos do solo, combinada com a quantificação das áreas respectivas fornecem um valor médio ponderado deste parâmetro, o que indica o estado de cobertura da bacia em questão. Este valor de CN é posteriormente utilizado nas relações empíricas definidas no SCS entre precipitação e escoamento, para fornecer uma estimativa geral do volume de água precipitado que efetivamente escoou para os cursos d'água.

Esta metodologia é de fácil aplicação, porém, apresenta simplificações que não permitem um maior detalhamento do ponto de vista do ciclo hidrológico, ao considerar *parcialmente* importantes parcelas do balanço hídrico como por exemplo evapotranspiração, interceptação e armazenamento de água no solo. Há que se considerar também a própria simplificação na estimativa do valor de CN, adotado como um valor médio ponderado pela área de cada tipo e uso do solo, um contraponto ao somatório do escoamento produzido em cada área isoladamente.

Outra limitação se refere ao fato do método não ter sido concebido para prever os níveis em rios e cursos d'água, o que exigiria considerar o fluxo de base (escoamento subterrâneo), e o fluxo subsuperficial.

Apesar das restrições apontadas, o método produz resultados satisfatórios para planejamento de uso do solo em nível local e avaliação preliminar de impactos hidrológicos produzidos em uma bacia, auxiliando, por exemplo, no desenvolvimento de planos de

controle de pluviosidade (dimensionamento de estruturas pluviais, bacias de detenção/retenção, etc.) (Harbor, 1994).

Materiais e Métodos

As informações básicas necessárias para utilização do método são, segundo Harbor (1994):

- ✓ mapas da área de estudo mostrando os usos atuais/planejados do solo. Fotos aéreas geralmente fornecem informações bastante precisas para avaliação das evolução temporal do uso do solo, e, mais recentemente, o uso de imagens de satélite também tem sido requisitado para este tipo de diagnóstico;
- ✓ mapas pedológicos, indicando o tipo de solo da área de estudo;
- ✓ série histórica de dados pluviométricos com número de registros superior a dez anos, extraídos da estação mais próxima da área considerada;

As etapas para aplicação do método são as seguintes:

- ✓ De posse do mapa de uso do solo (real ou previsto) subdivide-se a área segundo as classes de uso existentes, e classifica-se o mapa pedológico de acordo com os grupos hidrológicos a que pertencem cada um dos tipos de solo identificados na bacia (grupos A, B, C ou D segundo o SCS).
- ✓ mapa com a informação do grupo hidrológico é então sobreposto ao mapa de classes de uso, resultando numa nova divisão espacial da bacia em regiões contendo as duas informações.
- ✓ Para cada região determinada nesta última etapa, é calculada a área correspondente e atribuído o respectivo valor do número de curva (CN) segundo tabelas de tipo e uso do solo propostas pelo SCS e disponíveis em Tucci, (1993).
- ✓ valor do CN médio da bacia de estudo é calculado ponderando-se os valores individuais dos CN intermediários pelas áreas das regiões determinadas anteriormente. Este valor é o indicador médio do estado de cobertura da bacia hidrográfica, e será utilizado posteriormente para o cálculo da lâmina de escoamento superficial.

- ✓ Calcular a lâmina de escoamento (mm) produzida para cada evento de precipitação segundo a seguinte condição:

se

$$P > 0,2 \left(\frac{25400}{CN} - 254 \right), \quad (4.4)$$

então

$$Q = \frac{\left[P - 0,2 \left(\frac{25400}{CN} - 254 \right) \right]^2}{\left[P + 0,8 \left(\frac{25400}{CN} - 254 \right) \right]}, \quad (4.5)$$

senão

$$Q = 0, \quad (4.6)$$

onde P corresponde à precipitação (mm) e Q corresponde à lâmina de escoamento superficial (mm). A quantidade $\left(\frac{25400}{CN} - 254 \right)$ é uma estimativa

das perdas iniciais devidas à interceptação e retenção em depressões e corresponde à precipitação efetiva, ou seja, à parcela de precipitação que gera escoamento.

O procedimento de cálculo descrito acima é apropriado para aplicação em planilhas eletrônicas. Os dados de precipitação correspondem aos totais diários e devem ser lançados de forma que ocupem uma única coluna para cada registro. Os cálculos de escoamento devem ser acomodados em colunas adjacentes, uma para cada cenário de utilização do solo (CN), e corresponderão aos totais anuais de escoamento para o período da série histórica. Os resultados finais serão apresentados em valores médios de escoamento anual, fornecendo um indicativo geral do impacto produzido pela alteração do uso do solo para o período da série de precipitações.

Aplicação do Método à Bacia do Guariroba

Conforme explicado no item 4.3.3 (página 85), para a bacia do arroio Guariroba foram identificadas, a partir de imagens de satélite, três classes de uso do solo (cerrados, campos e antrópica) para análise das transformações espaciais ocorridas ao longo do período de análise (1973-1984-1997).

Os solos da bacia do Guariroba são constituídos de areias quartzosas álicas e latossolo vermelho-amarelo. Os primeiros apresentam textura arenosa, pouco desenvolvidos, com baixa fertilidade natural, baixa capacidade de retenção de umidade e grande suscetibilidade à erosão. O segundo tipo consiste em solos minerais profundos e bem drenados, com uma variedade de classes texturais e localizado em terras planas e suavemente onduladas. Apresenta grande capacidade de infiltração d'água superficial com pouca suscetibilidade à erosão, mas que sob condições de uso intenso desenvolve grandes processos de degradação.

Do ponto de vista hidrológico, o solo da bacia será classificado como *tipo A* segundo o SCS, que caracteriza solos que produzem baixo escoamento superficial e elevada infiltração. São solos arenosos e profundos, com pouco silte e argila (Tucci,1993).

Definido o tipo de solo o próximo passo é atribuir um valor de CN de acordo com a classe de uso do solo:

Classe Cerrados; apresenta características de ambiente árido, com plantas com folhas largas, espessas e pilosas. Será classificado como florestas muito esparsas, com baixa transpiração CN=56.

Classe Campos; em função da intensa atividade pecuária na região será classificada como pastagem normal, CN=25.

Classe Antrópica; usos variados na região, agricultura, horticultura, agricultura de subsistência, estradas asfaltadas, estradas de terra, etc. Será atribuído CN=80.

O CN ponderado para cada ano é calculado considerando-se as áreas de cada classe de uso do solo e os CNs correspondentes (tabela 18). Os resultados são apresentados a seguir:

Tabela 17 Áreas correspondentes às classes da bacia e CN adotado.

	Áreas (Ha)			CN
	1973	1984	1997	
Classe cerrados	17054,73	16882,74	12571,92	56
Classe campos	17659,17	15058,89	9231,21	25
Classe antrópica	4213,98	6986,25	17124,75	80
Total	38927,88	38927,88	38927,88	

Tabela 18 CN ponderado para cada cenário.

CN - 1973	44,5
CN - 1984	48,3
CN - 1997	59,2

Tabela 19 Médias anuais de precipitação para o período 1974-2002.

ANO	P _{ac} (mm)
1976	1698,60
1978	1076,80
1979	1572,80
1980	1516,40
1981	1348,10
1982	1837,60
1983	1593,10
1986	1276,50
1987	1730,80
1989	1702,40
1990	1784,70
1993	1082,90
1996	1354,50
1997	1790,50
2000	1310,00
2001	1446,90
2002	997,90
média	1477,676

Tabela 20 Escoamento médio para Pac média no período 1974-2002.

P_{ac}média (mm)	Qmed-1973 (mm)	Qmed-1984 (mm)	Qmed-1997 (mm)
1477,676	3,51	6,69	26,86
Acréscimo – base 1973		90,39%	664,28%
Acréscimo – base 1984			301,42%

Os resultados da aplicação do modelo à bacia do arroio Guariroba estão apresentados na tabela 20. Foram utilizados dados de precipitação correspondentes aos totais diários dos anos que possuem dados completos no período 1974-2002 da estação pluviométrica VAU DO BALSAMO, localizada no município de Campo Grande (código 02154002, pela Agência Nacional da Águas). O escoamento foi calculado para cada valor diário de precipitação. Posteriormente estes valores foram acumulados para obter-se o volume de escoamento total no período e a seguir calculou-se a média anual do volume de escoamento gerado para cada cenário de uso do solo no período de dados disponível. A precipitação diária foi igualmente acumulada para cada ano e posteriormente se calculou a média anual do volume de precipitação para o mesmo período. Por último calculou-se o percentual de escoamento excedente gerado em função o incremento do CN para os intervalos 1973-1984, 1973-1997 e 1984-1997.

Pela metodologia proposta ficou bastante claro o incremento no escoamento promovido pela evolução da classe antrópica, que apresenta o maior índice de cobertura. Observou-se um aumento no volume médio de escoamento superficial de 90,39% no período de 1973-1984, acompanhado de um decréscimo em 1,01% na área de cerrados, 14,72% na área de campos e um acréscimo considerável de 65,79% na área antrópica. O período 1973-1997 gerou um aumento médio em volume escoado muito maior, atingindo 664,28%. A redução nas áreas de cerrados e campos foi de 26,28% e 47,73% respectivamente, e a área antrópica evoluiu, no mesmo período, em 306,38%. Já o período 1984-1997 mostrou um aumento no escoamento médio de 301,42%, com redução de 25,53% na área de cerrados e 38,70% da área de campos. O incremento em área antrópica no período foi de 145,12%.

Os resultados apresentados são estimativas médias de longo prazo do escoamento, e não devem se constituir em valores absolutos em função das simplificações do modelo

discutidas anteriormente. No entanto, podem se tomados como indicativos do impacto hidrológico esperado a ser produzido pela alteração do uso do solo na bacia. Estes resultados também ilustram, de forma indireta, o impacto potencial da alteração do uso do solo para a recarga subterrânea, uma vez que qualquer acréscimo no escoamento superficial total deverá causar um correspondente decréscimo em outras parcelas do balanço hídrico na bacia. Assim, supondo que a parcela de evapotranspiração não se altere, o acréscimo de escoamento superficial previsto pelo método fornecerá a estimativa máxima de decréscimo na recarga subterrânea (Harbor,1994). Estes valores podem também ser comparados às taxas naturais de recarga da área para com isso se avaliar a precisão do modelo.

5. Discussões Finais e Recomendações

A Bacia Hidrográfica do Arroio Guariroba experimentou nas últimas décadas um processo de intensa ocupação antrópica, caracterizada pela transformação dos espaços naturais que se refletiu negativamente na qualidade e na quantidade dos recursos hídricos. Este processo de degradação acompanhou uma tendência observada em todo o estado do Mato Grosso do Sul, especialmente nos períodos de estiagem e nos períodos de plantio, quando o consumo de agrotóxicos é mais intenso.

Análises da água executados na bacia no biênio 1997/1998 mostraram que no período de chuvas há um incremento de coliformes fecais, provavelmente em função do arraste de material fecal bovino para o leito do manancial. O aumento da turbidez é devido ao incremento do volume de sedimentos carregados pelas águas pluviais.

Dentre as razões que contribuem, aceleram e provocam este tipo de deterioração da qualidade das águas nos mananciais estão a extinção das matas ciliares; o uso inadequado dos solos, provocando a erosão das camadas férteis e o assoreamento dos leitos; o uso indiscriminado de produtos químicos inseridos nos fertilizantes, agrotóxicos e a devastação das matas, que provoca o constante aprofundamento dos lençóis freáticos.

Para fazer frente a este conjunto de ações foi criada, em 1965, a Lei Federal N° 4.771 (15/09/1965), que instituiu o Novo Código Florestal e tornou obrigatório investimentos que visem a recuperação da vegetação ciliar. Uma ação governamental deste tipo, por outro lado, somente atingirá seus objetivos se envolver a participação de produtores rurais, municípios e sociedade, os quais serão diretamente atingidos por ações corretivas que devam vir a ser implementadas. Ações estas que consistem em planejamento, normatização e educação sanitária e ambiental.

Instrumentos legais desta natureza são, sem sombra de dúvida importantes para a garantia da preservação de áreas consideradas frágeis sob o ponto de vista ambiental. Tais mecanismos porém se limitam apenas a atuação em uma parte do problema, geralmente a de mais fácil discernimento e, não raro, considerada como a real causa do processo de degradação. Neste sentido são deixadas de lado considerações em uma escala mais ampla, que tratam a questão de forma integrada com todos os interesses e agentes que atuam no âmbito

da bacia hidrográfica estabelecendo relações de dominância sobre o meio natural e em especial sobre os recursos hídricos.

No caso da bacia de estudo verificou-se que a água era originalmente usada principalmente para dessedentação, usos domésticos, criação de animais e para usos agrícolas, e que, com passar do tempo, em função das crescentes demandas quanto aos usos dos recursos hídricos, gerou disputas e estabeleceu conflitos entre usuários.

Segundo esta óptica a análise da ocupação do espaço é essencial sob o aspecto do seu padrão de alteração, que se processa entre as classes de uso do solo e que geram uma nova configuração espacial, reflexo do atual processo de desenvolvimento.

Baseado nesta premissa, esta dissertação se propôs a analisar como se dá o processo de alteração de classes de uso do solo segundo um critério essencialmente estatístico, utilizando para este fim variáveis espacializadas.

O modelo aplicado baseia-se em um método de regressão logística dicotômico, que contempla apenas a análise de dados cuja variável dependente apresenta dois estados possíveis. Neste contexto os dois estados apresentados nas simulações referem-se à permanência ou não permanência de uma determinada classe em seu estado atual.

Esta proposta gerou resultados que, do ponto de vista da concordância do arranjo espacial entre as imagens calculadas e observadas foram, para algumas classes, satisfatórios quando eram retiradas as áreas correspondentes à expansão (acrécimo de área) ao longo do tempo para a referida classe. Isto evidenciou a capacidade do modelo dicotômico de representar a retração de classes. No entanto, em se tratando de bacias hidrográficas, a presença de várias classes de uso do solo dividindo o espaço sugere que estas possam, em um determinado período de tempo, sofrer modificações (transições) que alterem a configuração espacial dos uso do solo na bacia.

Estas transições podem ocorrer livremente de um estado para outro em função das forças motivadoras que privilegiam algumas classes de uso do solo em detrimento de outras. Esta ação gera ao mesmo tempo expansões e retrações de classes de uso para um cenário futuro, representando, no âmbito da regressão logística, diferentes estados ou categorias de saída.

O modelo apresentou também resultados que concordaram mesmo em aspectos quantitativos, como, por exemplo, as áreas estimadas da categoria cerrados em 1997 apresentou uma diferença de apenas 3% com relação à imagem real observada para o mesmo ano, considerando apenas a retração da classe.

A principal desvantagem no método adotado reside, conforme mencionado, na deficiência em estimar as expansões das classes de uso. Os resultados das estimativas para cada classe mostraram índices de concordância baixos quando comparados com as imagens reais. Este tipo de análise, que contemple múltiplas categorias, remete ao uso de modelos logísticos politômicos. Desta forma seria possível submeter ao estudo as expansões das classes de uso, de forma a se um panorama mais amplo no que diz respeito a captura dos padrões de alteração do uso do solo. O modelo estudado concentrou-se portanto, essencialmente na retração de cada classe.

A aplicação do modelo logístico politômico tornaria possível estimar de forma mais segura as perspectivas de modificações para situações futuras da classe antrópica, que apresentou ao longo do tempo somente uma tendência de espalhamento, ocupando áreas de retração de outras classes. O mesmo modelo exigiria apenas dois ajustes de coeficientes, um para cada período de tempo e apresentaria como resultado uma matriz de probabilidades, cotejando todas as possíveis combinações de transição, e tornando desnecessária a reclassificação e agrupamento das classes de uso originais. Esta é uma abordagem sugerida para pesquisas futuras.

Outro aspecto importante a destacar diz respeito a escolha dos patamares para a geração das imagens finais para cada classe de uso. Esta escolha se reveste de um caráter subjetivo na medida que deverá seguir os critérios do operador, que, baseado em seu conhecimento da área da bacia poderá optar por um valor que melhor represente as tendências esperadas para a respectiva classe no futuro.

Neste contexto o próprio índice Kappa, calculado a partir do patamar, é apenas um indicador matemático da concordância entre imagens, sendo que valores elevados não necessariamente apresentam uma concordância fiel entre as imagens reais e as imagens geradas pelo modelo, pois ocorrem inconsistências com relação às áreas calculadas e as áreas reais. O índice Kappa portanto deve ser considerado como um valor, uma nota atribuída de

acordo com a semelhança espacial entre as imagens, ou seja leva em consideração apenas o arranjo espacial.

O modelo ajustado mostrou que a bacia do arroio Guariroba avança no sentido de uma ação de degradação cada vez mais intensa em algumas regiões, caracterizada pela ocupação de áreas nativas e pela provável remoção da mata ciliar ao longo dos cursos d'água. Observa-se também que existe uma inércia maior com relação às modificações nas regiões ao sul da bacia, que são justamente as mais afastadas do centro urbano de Campo Grande e das rodovias federais.

As áreas antropizadas tendem a crescer e ocupar espaços onde antes existiam campos ou áreas de cerrados (vegetação nativa). Pela figura 98 verifica-se um estado de alerta com relação a expansão das ações de degradação da bacia, com remoção intensa de mata ciliar nas cabeceiras dos cursos d'água, o que deve aumentar ainda mais o aporte de sedimentos e de compostos orgânicos e não orgânicos para o arroio. Se tal prognóstico efetivamente se confirmar há sérios riscos de comprometimento do reservatório e conseqüentemente do abastecimento de água, em função da intensificação do assoreamento e da degeneração da qualidade da água.

Esta tendência, a se confirmar o estado atual de ocupação da região, configura um cenário ao mesmo tempo incerto e preocupante uma vez que não há garantias de que os recursos hídricos mantenham sua capacidade de utilização.

Esta preocupação vem despertando a atenção de entidades públicas e da sociedade no sentido da preservação e conservação da bacia. Prova disso foi a criação em 1995 da Associação para a Proteção Conservação e Recuperação da Bacia do Arroio Guariroba, constituída pelos próprios proprietários rurais.

Esta entidade, em conjunto com o órgão público responsável pelo suprimento de água (Sanesul), vêm desenvolvendo atividades de preservação do manancial de abastecimento público. Há no entanto um longo caminho a ser percorrido no sentido da organização das forças produtivas no espaço da bacia.

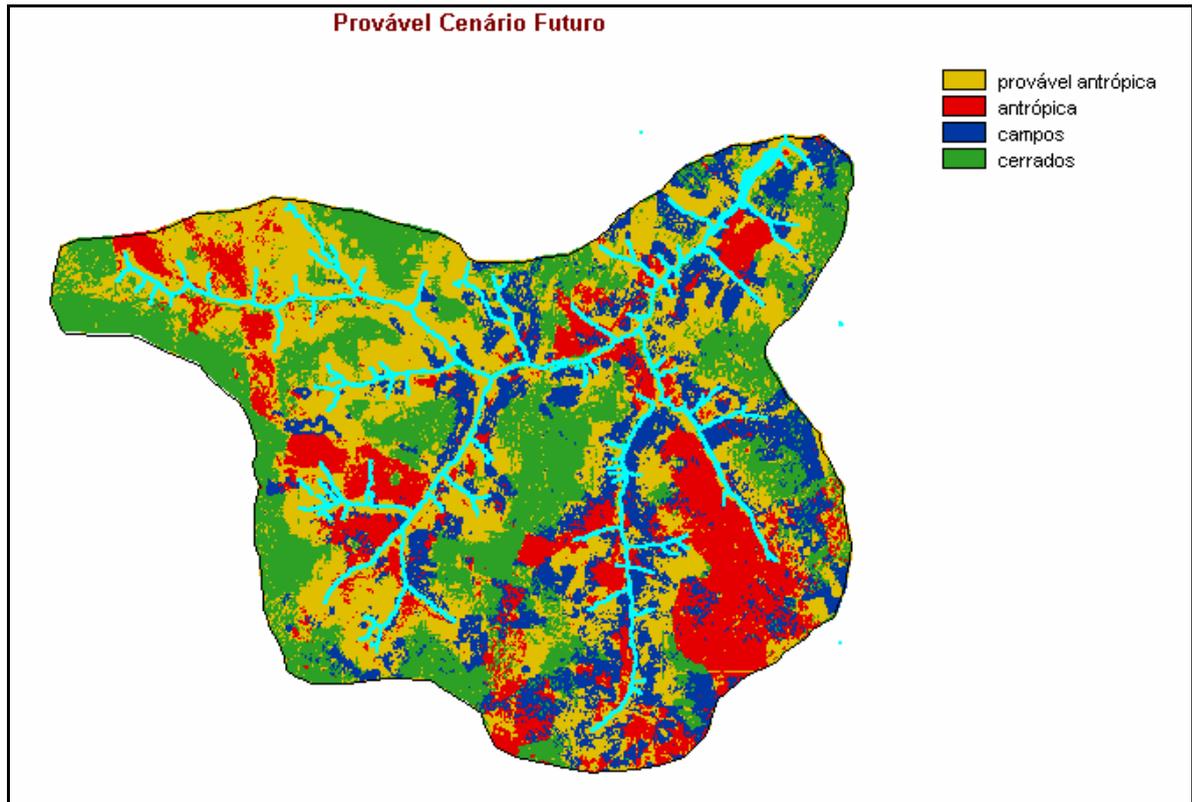


Figura 98 simulação de um provável cenário futuro para a bacia do arroio Guariroba.

Esta forma de agir sobre o meio, com a remoção da vegetação original para práticas de usos do solo questionáveis e que demandam um uso maior dos recursos hídricos gerando conflitos entre os usuários, segue um padrão observado em muitas outras áreas do território brasileiro. Desta forma, a aplicação de um programa de ordenamento do território naquela região surge como uma alternativa para vincular as várias formas de uso antrópico com os interesses relativos aos recursos hídricos.

Neste trabalho mostrou-se a profunda relação existente entre o uso do solo (com suas dinâmicas) e os processos hidrológicos (neste caso o escoamento). Os resultados apresentados podem contribuir para boas práticas ambientais de utilização racional, induzindo dinâmicas de alteração de uso sustentáveis.

Espera-se com este estudo ter contribuído com uma metodologia relativamente simples e de fácil implementação para a estimativa das tendências de modificação do uso do solo em bacias de pequeno e médio porte. Este modelo pode ser aplicado em estudos preliminares de planejamento e utilização dos recursos hídricos, fornecendo ao planejador uma perspectiva mais consistente, baseada em critérios estatísticos, do provável cenário futuro no que concerne à ocupação de uma bacia hidrográfica. O próximo passo no que tange à continuidade do estudo deverá ser a agregação de um modelo desta natureza, que contemple

modificações do uso do solo, com modelos de simulação hídrológica, de forma a gerar um cenário mais completo com relação ao comportamento e modificação de determinados usos do solo e seus impactos nos recursos hídricos.

Referências

- AGRESTI, A. 1990. **Categorical Data Analysis**. New York: John Wiley & Sons.
- ALDRICH, J. H., NELSON, F. D. 1984. **Linear Probability, Logit, and Probit Models**. Newbury Park: Sage University Publication. 101p.
- BARBER, C., OTTO, C. J., BATES, L. E. 1996. Evaluation of the relationship between land-use changes and groundwater quality in a water-supply catchment, using GIS technology: The Gwelup Wellfield, Western Australia. **Hidrogeology Journal**. v. 4, n.1, p.6-19.
- BARRA, T. L. 1989. **Integrated Land Use and Transport Modelling Decisions, Chains and Hierarchies**. Cambridge: Cambridge University Press. 177p.
- BAKER, W. L. 1989. A review of models of landscape change. **Landscape Ecology**. v.2, n.2, p.111-133.
- BERRY, J. K. 1993. Cartographic modelling: the analytical capabilities of GIS. In: GOODCHILD, M., PARKS, B. O., STEYAERT, L. T. **Environmental Modelling with GIS**. New York: Oxford University Press. cap.7. p.59-73.
- BERRY, M. W., FLAMM, R. O., et al. 1996. The Land-Use Change Analysis System (LUCAS) for evaluating landscape management decisions. **IEEE Computational Science and Engineering**. Disponível em: <<http://www.cs.utk.edu/~lucas>>. Acesso em 10 out. 1999.
- BHADURI, B., GROVE, M., et al. 1997. Assessing long-term hydrologic effects of land-use change. **Journal of American Water Works Association**. v. 89, p.94-106.
- BRIASSOULIS, H. 1999. Analysis of Land Use Change: Theoretical and Modeling Approaches. **The Web Book of Regional Science**. Disponível em: <<http://www.rri.wvu.edu>>. Acesso em: 21 mai. 2001.
- BURROUGH, P. A. 1986. **Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment**. Oxford: Clarendon Press. 185p.
- CÂMARA, G., MONTEIRO, A. M., DAVIS, C. 1999. **Geoprocessamento: Teoria e Aplicações**. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/>>. Acesso em: 20 nov. 2000.
- CALDER, I. R., HALL, R. L., et al. 1995. The Impact of land use change on water resources in sub-Saharan Africa: a modelling study of Lake Malawi. **Journal of Hydrology**. v. 170, p.123-135.
- CARSTENSEN JR., L. W. 1987. A measure of Similarity for Cellular Maps. **The American Cartographer**. v. 14. n. 4. p.345-358.
- DOPPELT, B. 2000. Emerging Approaches to Watershed Governance. New Approaches to Guide Sustainable Ecological, Economic, and Organizational Performance within the

- Watershed Context. **Center for Watershed and Community Health Mark O. Hatfield.** School of Government. Portland State University. Disponível em <<http://www.upa.pdx.edu/CWCH/>>. Acesso em: 19 nov. 2000.
- DUNN, S. M., MACKAY, R. 1995. Spatial variation in evapotranspiration and the influence of land use on catchment hydrology. **Journal of Hydrology.** v.171, p.49-73.
- EASTMAN, J. R. 1998. **Idrisi – Tutorial.** Worcester: Clark Labs. Disponível em: <<http://delmonio.ecologia.ufrgs.br/labgeo/cridrisi/manual.htm>>. Acesso em: 10 abr. 2002.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION FOR THE UNITED NATIONS. 1999. **Sistema de Información Geográfica en el desarrollo sostenible.** Disponível em <<http://www.fao.org/sd/spdirect/gis/>>. Acesso em: 10 abr. 2001.
- FRANK, B. 1995. **Uma abordagem para o gerenciamento ambiental da bacia hidrográfica do Rio Itajaí, com ênfase no problema das enchentes.** Tese (Doutorado). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Disponível em <<http://www.eps.ufsc.br/teses/beate/indice/index.htm>>. Acesso em: 20 nov. 2000.
- FREITAS. M. A. 1998. **Avaliação do potencial hidrogeológico de terrenos cristalinos através de técnicas de geoprocessamento.** Dissertação (Mestrado). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Instituto de Pesquisas Hidráulicas. 130p.
- FOTHERINGHAM, A. S., CHARLTON, M. E; BRUNSDON, C. 1998. Geographically weighted regression: a natural evolution of the expansion method for the spatial data analysis. **Environmental and Planning A.** v.30, p.1905-1927.
- GUSTARD, A., WESSELINK, A. J. 1993. Impact of land-use change on water resources: Balquhider catchments. **Journal of Hydrology.** v.145. p.389-401.
- HAITH, D. A. 1976. Land use and water quality in New York rivers. **Journal of the Environmental Engineering Division.** ASCE. New York. v.102. n.EE1. p.01-15.
- HANINK, D. M. 1997. **Principles and Applications of Economic Geography: Economy, Policy, Environment.** New York: John Wiley & Sons. 495p.
- HARBOR, J. M. 1994. A Practical Method for Estimating the Impact of Land-Use Change on Surface Runoff, Groundwater Recharge and Wetland Hydrology. **Journal of the American Planning Association.** v.160. n.1. p.95-108.
- HART, S. L. 1997, Beyond Greening: Strategies for a Sustainable World. **Harvard Business Review.** 11p. jan.1997.
- HOOVER, E. M., GIARRATANI, F. 1999. An Introduction to Regional Economics. **The Web Book of Regional Science.** Disponível em: <<http://www.rrj.wvu.edu>>. Acesso em: 21 mai. 2001.
- HOSMER, D., LEMESHOW, S. 1989. **Applied Logistic Regression.** New York: John Wiley & Sons.

- JONES, P. J. 1996. Evaluation and Management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. **Journal of Hidrology**. v.183. p.323-349.
- LANNA, A. E 1999. **Gestão das Águas**. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Curso de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 234p.
- LANNA, A. E. 2000. **Economia de Recursos Hídricos - Parte 2**. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Curso de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 289p.
- LEE, R. G., FLAMM, R., et al. 1992. Integrating Sustainable Development and Environmental Vitality: A Landscape Approach. In: Naiman, R. J. (ed.). **Watershed Management**. New York: Springer Verlag. p.499-591.
- LUCC. 1999. Land Use and Land Cover Change (LUCC) Implementation Strategy. Stockholm: IGBP Report 48. Bonn: IHDP Report 10. 121p.
- MENDES. C. A. B., CIRILLO, J. A. 2001. **Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, integração e aplicação**. Porto Alegre: ABRH. 536p.
- MENDES, C. A. B., GREHS, S., JOHNSON, J. 1999. Uso eficiente dos recursos hídricos através de instrumentos econômicos com apoio de técnicas de geoprocessamento. In: GISBRASIL, 5., 1999, Salvador. **Anais**. Salvador: Gisbrasil.
- PIJANOWSKI, B. C., LONG, D. T., et al. 1997. A Land Transformation Model: Conceptual Elements, Spatial Object Class Hierarchies, GIS Command Syntax and Application for Michigan's Saginaw Bay Watershed. **Land Use Modeling Workshop EROS Data Center Sioux Falls**. Disponível em <<http://www.ncgia.ucsb.edu/conf/landuse97/>>. Acesso em:30/03/2001.
- ROSENFELD, G. H., LINS, K. F. 1986. A Coefficient of Agreement as a Measure of Thematic Classification Accuracy. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**. v.52. n.2. p.223-227.
- SANESUL. 1999. **Propostas para o manejo e a gestão dos mananciais de abastecimento público bacias dos Córregos Guariroba, Lageado e Rio Dourados**. Campo Grande. 100p.
- SCHUBART, H. O. R. 2000. O zoneamento ecológico-econômico e a gestão dos recursos hídricos. In: **Interfaces da gestão dos recursos hídricos:desafios da lei das águas de 1997**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos. 421p.
- SIVAPALAN, M., VINEY, N. R., RUPRECHT, J. K. 1996. Water and salt balance modelling to predict the effects of land-use changes in forested catchments. 2. Coupled model of water and salt balances. **Hydrological Processes**. v.10. p.413-428.

-
- SOARES FILHO, B. S. 1998. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. Tese (Doutorado). São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – Departamento de Engenharia de Transportes. 299p.
- TREXLER, J. C., TRAVIS, J. 1993. Nontraditional Regression Analyses. **Ecology**. v.74. n°6. p.1629-1637.
- TUCCI, C. E. M. 1993. Escoamento Superficial. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: Editora da Universidade UFRGS: ABRH: EDUSP. cap 11, p. 391-441.
- VERBURG, P. H., DE KONING, G. H. J., et al. 1999. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. **Ecological Modelling**. Elsevier Science B. V.. v.116. p.45-61.
- WOOD, E. C., LEWIS, J. E., et al. 1997. The Development of a Land Cover Change Model for Southern Senegal. **Land Use Modeling Workshop EROS Data Center Sioux Falls**. Disponível em <<http://www.ncgia.ucsb.edu/conf/landuse97/>>. Acesso em:30/03/2001.
- WU, R. S., HAITH, D. A. 1993. Land Use, Climate, and Water Supply. **Journal of Water Resources Planning and Management**. ASCE. New York. v.119. n.6. p.685-704.