

Caracterização da paisagem do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs)

Landscape characterization of the municipal district of
Arvorezinha, RS, with emphasis in the forest fragments dynamics,
by the use of geographical information systems (GIS)

Eduardo Périco¹ e Gisele Cemin²

Resumo

As pressões antrópicas sobre o ambiente natural vêm ocasionando a fragmentação de áreas com vegetação florestal contínua, contribuindo para o decréscimo da diversidade biológica. Neste contexto, a análise e o monitoramento ambiental do uso do solo, passaram a representar um aspecto relevante para a compreensão dos padrões de ocupação e organização espacial da paisagem. Visando compreender as mudanças espaciais da paisagem no município de Arvorezinha, RS, este trabalho teve como objetivo delimitar, analisar e diagnosticar as alterações ocorridas, durante os períodos de 1985 e 2002, com base em material cartográfico, imagens de satélite e informações complementares, utilizando para isso, os sistemas de informações geográficas e índices de ecologia de paisagem. Os resultados indicam que a área de lavoura representou o principal tipo de uso do solo no ano de 1985, sendo que em 2002, o tipo de uso do solo predominante foi mata. Neste período ocorreu uma diminuição da área de lavoura que foi sendo substituída principalmente por vegetação secundária. Além disso, houve um aumento da cobertura vegetal (mata e vegetação secundária), nas áreas legalmente protegidas (APPs). Os dados referentes à erosão do solo indicam que a maior parte do município se encontra inserido em relevo ondulado a escarpado (68,78%), apresentando, no ano de 1985, predomínio de áreas de uso antrópico e, em 2002, áreas com cobertura vegetal. O restante da área (31,22%) encontra-se em relevo plano a moderadamente ondulado, com predomínio, em ambos os anos, de uso antrópico, principalmente lavoura. Os índices de ecologia de paisagens demonstraram um aumento no número de fragmentos e uma redução do número de fragmentos com área de interior, indicando uma perda de qualidade ambiental.

Palavras-Chave: Dinâmica da paisagem, Sistemas de Informação Geográfica, Fragmentação Florestal, Fragstats

Abstract

The human pressures on the natural environment are causing the substitution of areas with continuous forest vegetation, contributing to the decrease of the biological diversity. In this context, the analysis and the environmental monitoring of the soil's use, represent an important aspect for understanding the landscape occupation patterns and spatial organization. In order to understand the landscape spatial changes in the municipal district of Arvorezinha, RS, this paper aims to delimit, analyze and diagnose the alterations, during the period of 1985 and 2002, based in cartographic material, satellite images and complementary information, using for that, geographical information systems and indexes of landscape ecology. The results indicate that farming area represented the principal type of soil use in 1985, while in 2002, the predominant soil use was forest. In this period occurred a decrease of the farming area substituted mainly by secondary vegetation. Besides, there was an increase of the vegetable covering (forest and secondary vegetation) in the legally protected areas (APPs). The data from the soil erosion indicate that most of the municipal district is inserted in wavy and scarped relief (68,78%), showing in 1985 prevalence of areas with human use and, in 2002, areas with vegetable covering. The remaining area (31,22%) has plane to moderately wavy relief, with prevalence, in both years, of human use, mainly farming. The landscape ecology indexes show an increase in the number of fragments and a reduction of the number of fragments with interior area, indicating a loss of environmental quality.

Keywords: Landscape dynamics, Geographical information systems, Fragstats, Forest fragmentation

¹Doutor em Ecologia, professor e pesquisador do Centro Universitário UNIVATES e da Universidade Luterana do Brasil – ULBRA - Rua Avelino Tallini, 171 - Lajeado, RS - 95900-000 - E-mail: edperico@terra.com.br

²Graduanda do Curso de Ciências Biológicas do Centro Universitário UNIVATES e Bolsista de Iniciação Científica da FAPERGS - Rua Avelino Tallini, 171 - Lajeado, RS - 95900-000 - E-mail: kcemin@univates.br

INTRODUÇÃO

Conforme as teorias da ecologia da paisagem apresentadas por Forman e Godron (1986), as paisagens apresentam três características principais: estrutura, função e mudança. A estrutura consiste na relação espacial entre ecossistemas distintos ou entre elementos presentes, mais especificamente, a distribuição de energia, materiais e espécies em relação ao tamanho, forma, números, tipos e configurações dos ecossistemas; a função está relacionada com as interações entre elementos no espaço, representados pelos fluxos de energia, matéria e de espécies nos ecossistemas, e a mudança consiste nas alterações na estrutura e função dos mosaicos ecológicos no tempo.

Cada paisagem é o resultado de uma evolução específica, condicionada por fatores geológicos, processos fisiográficos, história climática e variação temporal. Assim, a composição da paisagem é uma soma de influências naturais e de ações humanas num determinado tempo. O estudo dessas mudanças ao longo do tempo fornece subsídios para a localização e identificação de riscos ambientais, áreas com perda de fertilidade, crescimento urbano, expansão de atividades agrícolas, degradação de florestas, assoreamento de bacias hidrográficas, perda de recursos naturais etc. A avaliação da paisagem torna-se importante para diagnosticar os problemas atuais, estimar influências futuras e apontar as mudanças necessárias para manter o equilíbrio natural.

A intensificação do uso do solo, em termos da conversão de habitats naturais em áreas agrícolas, pastagens ou áreas urbanas, tem sido considerada a principal forma de impacto ambiental decorrente das atividades humanas. A forma de uso da terra está relacionada com alterações nas interações bióticas e com a disponibilidade dos recursos nos ecossistemas, determinando uma série de problemas ambientais em âmbito local e regional (MATSON *et al.*, 1997).

A vegetação pode ser considerada um importante indicador das condições ambientais de uma região, pois protege o solo, reduz o transporte de sedimentos e o assoreamento dos recursos hídricos, além de servir de habitat para animais silvestres, contribuindo para a manutenção da diversidade biológica. Entretanto, nos últimos anos, a redução de áreas naturais tem levado à fragmentação florestal em que a vegetação natural é interrompida por barreiras antró-

picas capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen ou sementes entre áreas próximas, comprometendo as funções ecológicas básicas dos ecossistemas.

A matriz pode ser definida como o elemento presente na paisagem mais extensivo e conectado, que exerce o papel dominante no funcionamento desta. Já um fragmento pode ser considerado uma área não linear diferindo em aparência de seu entorno e variando em tamanho, forma, heterogeneidade e limites (Forman e Godron, 1986). No entorno destes fragmentos, alguns processos podem influenciar a redução gradual da biodiversidade local, tais como, a caça ilegal, a destruição das bordas pela ação do fogo, colonizações, ressecamento pelo vento, invasão de gado doméstico, propagação de plantas invasoras e pesticidas (CULLEN, 1997). Em longo prazo, estes processos serão responsáveis pela modificação da estrutura da floresta, afetando negativamente os processos ecológicos e causando a perda de algumas espécies da fauna e flora.

A ecologia de paisagens visa estudar a estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos (Forman e Godron 1986), constituindo-se uma ciência básica para o desenvolvimento, manejo, conservação e planejamento da paisagem. Ela possibilita que a paisagem seja avaliada sob diversos pontos de vista, permitindo que seus processos ecológicos possam ser estudados em diferentes escalas temporais e espaciais (TURNER, 1987).

Para a análise e quantificação da estrutura da paisagem são utilizados índices que podem ser distribuídos em diversas categorias. Esses índices permitem descrever o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem, essenciais para avaliação dos mecanismos ecológicos responsáveis pelas distribuições populacionais. Segundo Volotão (1998), o Fragstats (MCGARRIGAL e MARKS, 1995) pode ser definido como um conjunto de ferramentas auxiliares da análise espacial da paisagem, através de índices que se dividem em três níveis: fragmentos, classes e paisagem. As diversas métricas podem ser classificadas em oito grupos de categorias: métricas de área, de fragmentos, de bordas, de forma, de área central, de contágio e mistura, de vizinho mais próximo e de diversidade.

Este trabalho é uma continuação do trabalho publicado por Cemin, Périco e Rempel (2005) que realizaram uma análise da configuração e composição da paisagem do município de Ar-

vorezinha nos anos de 1985 e 2002. Neste contexto, o objetivo foi delimitar, analisar e diagnosticar as mudanças na paisagem, durante os períodos de 1985 e 2002, para o município, com ênfase na avaliação da qualidade e dos riscos ambientais em relação às áreas com suscetibilidade à erosão do solo e as áreas de conflitos ambientais em relação às APPs. Para tanto foi utilizado como base material cartográfico, imagens de satélite e informações complementares, utilizando para isso, os sistemas de informações geográficas e índices de ecologia de paisagem presentes no software Fragstats 3.3.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O município de Arvorezinha localiza-se entre as coordenadas $28^{\circ}47'41''$ e $28^{\circ}58'46''$ de latitude sul e $51^{\circ}49'16''$ e $52^{\circ}19'55''$ de longitude oeste, com uma área de aproximadamente 277,49 Km² (Figura 1). Encontra-se em uma região de ecótono entre as formações vegetais do tipo Floresta Estacional Decidual, Floresta Ombrófila Mista - Mata de Araucária e os Campos Nativos. Entretanto, nas últimas décadas, as pressões antrópicas têm ocasionado a substituição da paisagem natural por outros tipos de uso do solo, principalmente pelas culturas de erva-

mate e fumo, reduzindo as áreas de vegetação natural contínua em fragmentos florestais.

Materiais

Foi utilizada uma base de informações envolvendo as cartas topográficas da Diretoria de Serviço Geográfico do Exército Brasileiro (DSG) (BRASIL. MINISTÉRIO DO EXÉRCITO, 1979), em escala 1:50.000, com curvas de nível equidistantes 20 metros, referente às folhas SH. 22-V-B-IV-4 de Arvorezinha e SH. 22-V-B-IV-3 de Soledade-E, imagens do satélite TM/Landsat 5 e ETM+/Landsat 7, bandas 3 (vermelho) 4 (infravermelho próximo) e 5 (infravermelho médio), da órbita-ponto 222-080, referente às passagens de 04/05/1985 e 04/02/2002, respectivamente, software de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) Idrisi, versão 3.2 (EASTMAN, 1998), software Fragstats, versão 3.3 (MCGARIGAL *et al.*, 2002) e receptor de dados cartográficos GPS-Garmin 12 (*Global Positioning System*).

Metodologia

Caracterização física

Para a caracterização física da área de estudo, foram digitalizadas manualmente partes das cartas da DSG para a extração da base cartográfica vetorial referente às curvas de nível e rede hidrográfica, sendo que estas inicialmente foram

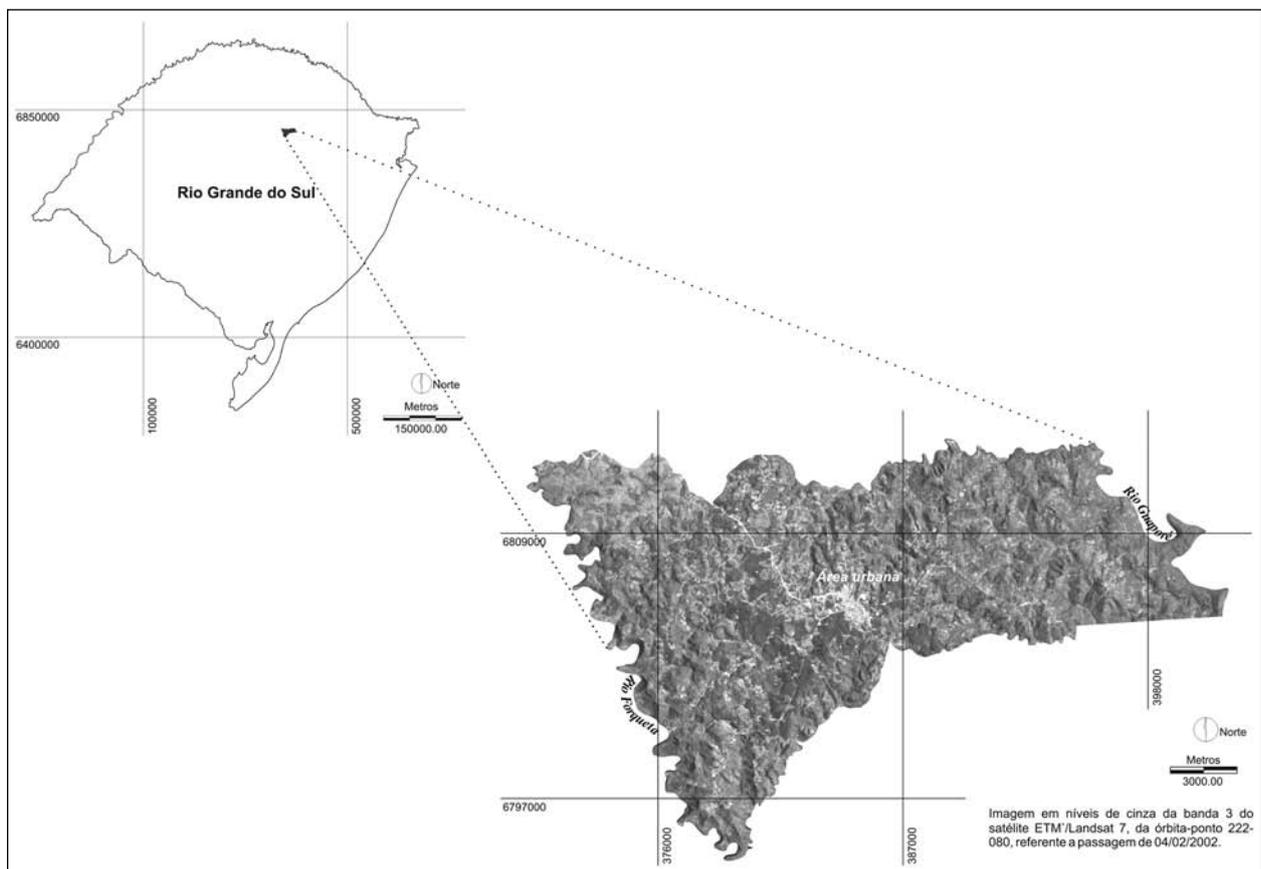


Figura 1. Localização do município de Arvorezinha, RS. (Arvorezinha, RS municipal district location)

escaneadas e georreferenciadas. Estas cartas também foram utilizadas para o georreferenciamento das imagens orbitais, visando à elaboração do mapa das diferentes classes de uso e cobertura do solo.

A interpolação das curvas de nível foi realizada utilizando o módulo TIN (*Triangular Irregular Network*), o que gerou o Modelo Digital de Elevação (DEM). Pela função *Reclass*, o DEM foi fatiado em intervalos iguais de 50 metros, gerando o mapa hipsométrico. Para a elaboração do mapa de declividade, o DEM foi submetido à função *Slope*.

O mapa relativo das Áreas de Preservação Permanente (APPs) de entorno de recursos hídricos e nascentes, bem como de declividade superior a 45°, foi delimitado com base no Artigo 2° da Lei Federal n° 4.771/65 que instituiu o Novo Código Florestal Brasileiro e a resolução do CONAMA número 303/2002.

Os arquivos vetoriais de hidrografia e das nascentes foram *rasterizados* pelas funções *Lineras* e *Pointras* presentes no Idrisi, respectivamente, gerando os respectivos mapas temáticos. Estes dois arquivos *rasterizados* foram submetidos à função de mapeamento de distâncias (*buffers*) de 30 metros para os recursos hídricos com menos de 10 metros de largura e de 50 metros para o rio Guaporé e Forqueta, que apresentam largura variando entre 10 e 50 metros. Para as nascentes foram geradas distâncias de 50 metros sobre um ponto que foi digitalizado na extremidade dos tributários de primeira ordem.

Para a elaboração da APP em relação à declividade superior a 45°, o mapa de declividade novamente foi reclassificado através da função *Reclass*, obtendo-se assim, todas as áreas com inclinação superior a 45°.

Dinâmica de uso e ocupação do solo

Para que fosse possível analisar as modificações ocorridas no município entre os anos de 1985 e 2002, foi necessária a elaboração dos mapas temáticos de uso e ocupação do solo da área de estudo. Este processo iniciou-se a partir do registro, seguido pela interpretação visual das imagens de satélite, sendo que nesta etapa foram definidos os elementos da paisagem (classes de uso e ocupação do solo).

Para o registro das imagens de satélite foram selecionados 12 pontos de controle para a imagem de 1985 e 16 pontos de controle para a imagem de 2002, gerando um erro médio quadrado (RMS) de 0,98 pixels e 1,03 pixels respec-

tivamente. Este processo consiste na transformação geométrica que relaciona as coordenadas de imagem (linha e coluna) com coordenadas de um sistema de referência, sendo que no presente estudo foi utilizado o sistema de projeção *Universal Transversa de Mercator* (UTM), Datum Córrego Alegre, fuso 22 Sul.

A classificação das imagens de satélite para a geração dos mapas de uso e cobertura do solo foram realizadas através da combinação dos treinamentos supervisionado e não supervisionado, segundo Schowengerdt (1997). As bandas 3, 4 e 5 das imagens de satélite foram submetidas à função não supervisionada *Isoclust*, gerando *clusters* não legendados, os quais foram identificados e associados à sua classe de uso e cobertura do solo. Devido à similaridade espectral de alguns *pixels*, houve confusão entre classes de uso e cobertura do solo de alguns *clusters*, os quais tiveram que ser isolados em uma imagem *booleana* para a aplicação da função *Group*. Esta função atribuiu identificadores para cada grupamento de *pixels* do *cluster*, o que permitiu a separação dos grupos de *pixels* conforme sua classe correspondente, através das funções *Edit* e *Assign*. Estes *clusters* foram empregados como amostras de treinamento para a classificação supervisionada de máxima verossimilhança (*Maxver*). Foram selecionadas seis classes de uso e cobertura do solo para a imagem de 2002: mata, capoeira, lavoura, área urbana, campo/pastagem e água. Para a imagem de 1985, foram selecionadas oito classes de uso e cobertura do solo: mata, capoeira, lavoura, área urbana, campo/pastagem, água, sombra e nuvens.

Para verificar a exatidão da classificação das imagens de satélite foi utilizado o coeficiente Kappa, obtido através da função *Errmat*, utilizando como referência as informações coletadas em campo com auxílio do receptor GPS e as próprias imagens de satélite. Este coeficiente é utilizado para testar a concordância entre os resultados observados e os classificados em uma matriz de erro ou matriz de contingência. Para a imagem datada de 1985, o acerto foi de 0,91 e, para a imagem datada de 2002, o acerto foi de 0,93, sendo considerado, segundo Landis e Koch (1977), um resultado excelente.

Avaliação da qualidade e riscos ambientais

Visando delimitar as áreas conforme a suscetibilidade a processos erosivos do solo, o mapa de declividade foi reclassificado segundo os critérios estabelecidos por Ramalho Filho e Beek

(1995), que sugerem o fatiamento nas seguintes classes clinográficas: 0° |— 3° , 3° |— 7° , 7° |— 17° , 17° |— 25° e $> 25^\circ$. Além disso, foi analisado o uso e ocupação do solo nos anos de 1985 e 2002, em cada uma das cinco classes clinográficas, sendo necessário à criação de imagens *booleanas*, através das funções *Edit* e *Assign*, de cada uma das classes, para que então fosse possível o cruzamento e quantificação (função Área) do uso da terra nas duas datas, em cada uma das classes clinográficas.

Para a obtenção das áreas de conflitos ambientais em relação às APPs, foi necessário o cruzamento do mapa das APPs com o mapa dos usos e ocupação da terra referentes aos anos de 1985 e 2002, através da função *Overlay*. As APPs foram classificadas em duas categorias, as áreas condizentes e as áreas não condizentes com o Código Florestal Brasileiro, sendo que as áreas não condizentes são aquelas que estão em desacordo com a legislação ambiental vigente. Como algumas áreas podem pertencer a mais de uma classe de APP, foi considerado um critério de prioridade: 1º nascentes, 2º margens de rios e 3º áreas com inclinação superior a 45° . Através da função Área, foi possível quantificar, em km^2 , a área ocupada por cada categoria.

Para a análise da composição e configuração da paisagem, os mapas de uso e ocupação do solo dos anos de 1985 e 2002, foram submetidos à função *Convert*, convertendo o arquivo de formato raster binário para o formato de arquivo raster ASCII. Os arquivos raster ASCII foram submetidos ao *software* Fragstats gerando os dados relativos aos índices que quantificam a classe de uso e ocupação da terra referente à mata, para análise e caracterização do grau de fragmentação da paisagem. A seleção dos índices foi baseada no significado ecológico, na simplicidade para a interpretação dos mesmos e na consagração de seu uso em bibliografia especializada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta as 11 classes hipsométricas observadas no município de Arvorezinha, de 50 em 50 metros. A variação hipsométrica encontrada foi de 600 metros, sendo que a classe mais baixa está situada a 200 metros e a classe mais alta está situada a 800 metros. A maior porcentagem da paisagem está situada no intervalo de 600 a 750 metros de altitude, com 58,11% da área do município. A área urbana está localizada em altitudes que variam de 700 a 800 metros.

Tabela 1. Classes hipsométricas do município de Arvorezinha. (Hipsometric classes of Arvorezinha municipal district)

Classes	Área (Km^2)	%
250 — 300 m	1,97	0,72
300 — 350 m	7,12	2,58
350 — 400 m	8,77	3,18
400 — 450 m	16,68	6,06
450 — 500 m	20,86	7,35
500 — 550 m	21,04	7,60
550 — 600 m	27,47	9,91
600 — 650 m	37,72	13,61
650 — 700 m	56,72	20,46
700 — 750 m	66,67	24,04
750 — 800 m	12,43	4,49
Total	277,49	100,00

Os dados relativos às classes clinográficas encontram-se na Tabela 2. A partir da análise desta tabela, pode-se observar que a maior parte do município de Arvorezinha está localizada em relevo ondulado a forte ondulado (7° |— 17°), com 34,93% de sua área total. A inclinação de 13° , de acordo com o artigo 3º da Lei Federal nº 6.766/79 é o limite máximo para urbanização sem restrições, a partir desta, toda e qualquer forma de parcelamento do solo deve atender a exigências específicas. Além disso, estas terras são íngremes para o cultivo, necessitando cuidados especiais, sendo suscetíveis a instalações urbanas, exigindo infra-estrutura de alto custo (ROCHA, 1997). Cerca de 17,36% da área do município está inserida em relevo fortemente ondulado (17° |— 25°), onde o uso agrícola é restrito e o custo de controle da erosão do solo é alto. As áreas de relevo suave a moderadamente ondulado, com declividade entre 3° |— 7° , somam cerca de 14,02%, são terras que apresentam pouca a moderada suscetibilidade à erosão, necessitando de práticas de controle desde o início de sua utilização agrícola. Segundo Rampazzo (2003), estas áreas correspondem à faixa que define o limite máximo do emprego da mecanização na agricultura.

Os declives acima de 25° correspondem a 16,49%, sendo que o Código Florestal Brasileiro, Lei nº 4771/65 proíbe a derrubada de florestas nestas áreas, só sendo tolerada a extração de toros, quando em regime de utilização racional, que vise rendimentos permanentes. Além disso, o limite de 45° é considerado perante à legislação ambiental como uma APP, não sendo permitido qualquer tipo de uso. As terras planas a suave onduladas (0° |— 3°), correspondem a 17,20% da área do município, onde existe pouco ou quase nulo risco de erosão, quando utilizadas práticas conservacionistas simples.

Tabela 2. Classes clinográficas da área de estudo. (Study area's clinographic classes)

Classes	Área (Km ²)	%	Característica
0° — 3°	47,75	17,20	Plano a suave ondulado
3° — 7°	38,90	14,02	Suave a moderadamente ondulado
7° — 17°	96,90	34,93	Ondulado a forte ondulado
17° — 25°	48,16	17,36	Fortemente ondulado
> 25°	45,78	16,49	Escarpada
Total	277,49	100,00	

As Tabelas 3 e 4 apresentam a relação entre o uso e cobertura do solo dos anos de 1985 e 2002, respectivamente, em cada uma das cinco classes clinográficas do município.

As classes clinográficas de 0° |— 3° e 3° |— 7° apresentam a predominância de lavoura,

sendo que houve uma pequena diminuição da área ocupada por essa classe de uso e cobertura da terra entre os anos de 1985 (13,1%) e 2002 (12,33%). Estas áreas são consideradas, segundo Ramalho Filho e Beek (1995), as terras mais indicadas para agricultura.

Tabela 3. Uso e cobertura da terra nas cinco classes clinográficas do ano de 1985. (Land's use and coverage in the five clinographic classes of 1985)

Tipo de cobertura		Classes clinográficas					Total
		0° — 3°	3° — 7°	7° — 17°	17° — 25°	> 25°	
Mata	Km ²	15,58	11,60	32,98	20,88	23,87	104,91
	%	5,61	4,18	11,89	7,52	8,60	37,80
Capoeira	Km ²	3,35	2,30	5,58	2,27	1,71	15,21
	%	1,20	0,83	2,01	0,82	0,62	5,48
Lavoura	Km ²	18,84	17,51	42,60	18,70	14,93	112,58
	%	6,79	6,31	15,35	6,74	5,38	40,57
Campo/ pastagem	Km ²	6,54	5,37	10,86	2,96	1,51	27,24
	%	2,36	1,94	3,91	1,07	0,54	9,82
Área Urbana	Km ²	0,61	0,25	0,15	0,00	0,00	1,01
	%	0,22	0,09	0,06	0,00	0,00	0,37
Água	Km ²	1,64	1,17	1,12	1,02	1,01	5,96
	%	0,59	0,42	0,41	0,37	0,36	2,15
Sombra	Km ²	0,15	0,05	0,52	0,44	0,60	1,76
	%	0,05	0,02	0,19	0,16	0,22	0,64
Nuvens	Km ²	1,04	0,65	3,09	1,89	2,15	8,82
	%	0,38	0,23	1,11	0,68	0,77	3,17
Total	Km²	47,75	38,90	96,90	48,16	45,78	277,49
	%	17,20	14,02	34,93	17,36	16,49	100,00

Tabela 4. Uso e cobertura da terra nas cinco classes clinográficas do ano de 2002. (Land's use and coverage in the five clinographic classes of 2002)

Tipo de cobertura		Classes clinográficas					Total
		0° — 3°	3° — 7°	7° — 17°	17° — 25°	> 25°	
Mata	Km ²	14,92	10,33	35,22	23,81	30,00	114,28
	%	5,37	3,72	12,69	8,59	10,81	41,18
Capoeira	Km ²	8,30	6,62	15,58	6,62	4,13	41,25
	%	3,00	2,38	5,61	2,38	1,49	14,86
Lavoura	Km ²	18,32	15,87	37,13	14,73	9,96	96,01
	%	6,60	5,73	13,38	5,30	3,59	34,60
Campo/pastagem	Km ²	3,49	3,89	7,44	1,93	0,68	17,43
	%	1,25	1,40	2,69	0,70	0,24	6,28
Área Urbana	Km ²	1,04	0,83	0,34	0,00	0,00	2,21
	%	0,38	0,30	0,13	0,00	0,00	0,81
Água	Km ²	1,67	1,36	1,19	1,08	1,01	6,31
	%	0,60	0,49	0,43	0,39	0,36	2,27
Total	Km²	47,75	38,90	96,90	48,16	45,78	277,49
	%	17,20	14,02	34,93	17,36	16,49	100,00

A classe clinográfica entre 7° |— 17° é caracterizada por encostas de morros e pode apresentar movimentos de massa, escoamento laminar, escorregamentos, sulcos e ravinas. Neste caso, o processo agrícola exige conservação moderada a intensiva, não apresentando condições de mecanização e pouco apta para a urbanização e infra-estrutura (GRANELL-PEREZ, 2001). Esta área apresentou aumento na cobertura vegetal, passando de 13,9% em 1985 para 18,3% em 2002. Mesmo não sendo indicada para a ocupação urbana, apresentou um pequeno aumento de 0,7%, passando de 0,6% em 1985 para 0,13% em 2002.

A classe clinográfica de 17° |— 25° apresentou um pequeno aumento na cobertura vegetal de 1985 (7,52%) para 2002 (8,59%). Como consequência, houve uma diminuição nas áreas ocupadas por lavoura e campo/pastagem, que no ano de 1985 ocupavam 6,74% e 1,07%, respectivamente e no ano de 2002 passaram a ocupar 5,30% e 0,70%, respectivamente. Segundo Granell-Perez (2001) a partir de 15° de declividade, a morfologia do relevo configura-se como encostas serranas, escarpas de falha e de terraços, apresentando um processo de erosão linear muito forte, destruição de solos, escorregamentos e quedas de blocos. As atividades sugeridas nestas áreas são pecuária e uso florestal, sendo que os solos são considerados não aptos para urbanização e infra-estruturas. A classe água não apresentou uma variação significativa, passando de 0,37% em 1985 para 0,39% em 2002.

Nas áreas de declividade superior a 25°, pode-se observar que a cobertura vegetal predominante é a mata, tanto para o ano de 1985 (8,60%) quanto para o ano de 2002 (10,81%). Esta classe clinográfica apresenta ainda uma pequena área com capoeira, água, campo/pastagem e lavoura. É importante ressaltar que essa classe não deveria apresentar lavoura e água (açudes), visto que os artigos 2° e 10° do Código Florestal Brasileiro (1965), não permitem a derrubada de mata para este fim. Além disso, Ramalho Filho e Beek (1995), destacam que estas terras não são recomendáveis para o uso agrícola, sob pena de serem totalmente erodidas em poucos anos, tratando-se de terras onde deve ser estabelecida uma cobertura vegetal de preservação ambiental.

A Tabela 5 apresenta os dados de uso e cobertura do solo nos anos de 1985 e 2002. Pode-se verificar uma diminuição na classe de lavoura, que no ano de 1985 ocupava 40,57% da área e no

ano de 2002 passou a ocupar 34,60%. Também ocorreu diminuição na classe de campo/pastagem que passou de 9,82% para 6,28%. Observa-se que houve um aumento na área ocupada por capoeira, passando de 5,48% para 14,86% e também um incremento nas áreas cobertas por mata, passando de 37,80% para 41,18%. A redução na área de lavoura e campo/pastagem, provavelmente foi o que acarretou o aumento da classe de capoeira. Essa redução possivelmente foi ocasionada pelo abandono das áreas mais difíceis de serem cultivadas, como locais de maior aclave, redução da mão-de-obra no meio rural e pelo maior rigor na aplicação da legislação ambiental vigente. A área urbana teve um pequeno incremento de 0,44% e as áreas ocupadas por água também, passando de 2,15 para 2,27%, este último resultado devido à construção de reservatórios artificiais (açudes).

Em 1985, observa-se ainda (Tabela 5) a presença de sombra (0,64%) e nuvens (3,17%). As áreas com sombra distribuem-se nas encostas ao longo da imagem e as áreas ocupadas por nuvens distribuem-se na porção leste do município, onde está inserido o rio Guaporé.

Tabela 5. Dados de uso e cobertura do solo do município de Arvorezinha dos anos de 1985 e 2002. (Data from the soil's use and coverage of Arvorezinha municipal district in the years of 1985 and 2002).

Tipo de Cobertura	Área (km ²)		%	
	1985	2002	1985	2002
Mata	104,91	114,28	37,80	41,18
Capoeira	15,21	41,25	5,48	14,86
Lavoura	112,58	96,01	40,57	34,60
Campo/pastagem	27,24	17,43	9,82	6,28
Área Urbana	1,01	2,21	0,37	0,81
Água	5,96	6,31	2,15	2,27
Sombra	1,76	-	0,64	-
Nuvens	8,82	-	3,17	-
Total	277,49	277,49	100,00	100,00

Fonte: Cemin, Périgo e Rempel (2005)

A Tabela 6 apresenta os dados de uso e ocupação do solo nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) nos anos de 1985 e 2002.

O município de estudo apresenta 26,12Km² de APPs referente a nascentes, margens de cursos d'água e declividade superior a 45°, o que corresponde a aproximadamente 9,41% da área do município. Nota-se que houve um incremento das áreas condizentes com a legislação ambiental, passando de 45,14% (11,79Km²) no ano de 1985 para 65,70% (17,16Km²) no ano de 2002. Paralelamente, houve uma diminuição da área não condizente, que em 1985 ocupava uma

área de 12,95Km² (49,58%) e em 2002, passou a ocupar uma área de 8,96Km² (34,30%).

A maior parte da APP está concentrada em APP de cursos d'água, com 87,98% da área total. Observa-se que ocorreu um aumento do ano de 1985 para o ano de 2002 das áreas condizentes com o Código Florestal Brasileiro, passando de 10,15Km² (38,87%) para 14,82Km² (56,75%), respectivamente. Com relação às áreas não condizentes ocorreu uma diminuição de 3,46Km², o que representa uma variação de 13,25%. É pertinente salientar a importância da preservação deste sistema ciliar, visto que aumenta as áreas de refúgio e servem como fonte de alimentação para a fauna. Além disso, podem servir de corredores de passagem de espécies da fauna e flora da região, promovendo o intercâmbio genético de áreas geograficamente distantes. Este sistema ciliar também pode auxiliar na manutenção da qualidade de água, retendo o transporte de materiais poluentes como defensivos, corretivos e fertilizantes vindos das áreas de lavoura, que normalmente margeiam esta região.

A APP de nascente ocupa a menor área, com cerca de 1,14Km² (4,36%). Nesta APP observa-se também um aumento das áreas condizentes, passando de 0,46Km² (1,76%) para 0,58km² (2,21%) e uma diminuição das áreas não condizentes, que em 1985 ocupavam cerca de 0,68Km² (2,6%) e em 2002, passaram a ocupar 0,56Km² (2,15%), uma redução de 0,45%.

A APP referente à declividade superior a 45° ocupa uma área em torno de 2Km² (7,66%). Nesta classe de APP também houve incremento das áreas condizentes, passando de 1,18Km² (4,51%) para 1,76Km² (6,74%). Provavelmente essa redução das áreas não condizentes (2,5% no ano de 1985 e 0,92% no ano de 2002) é devido ao difícil acesso causado pela declividade acentuada, o que acaba impedindo a retirada da vegetação para fins comerciais, como corte seletivo ou utilização destas áreas como lavoura. É importante ressaltar que na escala de 1:50.000, utilizada neste trabalho, as curvas de nível estão equidistante de 20 em 20 metros, não representando de forma precisa a topografia da paisagem, quando se visa obter a declividade igual ou superior a 45°. Neste sentido, para a elaboração desta APP, seria ideal utilizar uma escala de trabalho maior que 1:50.000.

No ano de 1985 apenas as APPs de margens de cursos d'água e declividade superior a 45° apresentam as classes de sombra e nuvens, somando 1,38Km² (5,28%).

As Figuras 2 e 3 apresentam uma compilação dos dados da Tabela 6, ilustrando, em porcentagem, as áreas condizentes e não condizentes com o Código Florestal Brasileiro para ambos os anos. Com relação às APPs curso d'água fica evidente a diminuição das áreas não condizentes e o aumento das condizentes do ano de 1985 para 2002. Com relação a nascentes e declividade maior que 45° a alteração não foi significativa.

Na Tabela 7 estão expressos os valores de área de cada um dos fragmentos da classe mata dos anos de 1985 e 2002.

Pode-se observar a presença de 1217 fragmentos de mata na paisagem de 1985, sendo que 67,79% apresentam área menor que 1 ha, e apenas 10,76% apresentam área maior que 5 ha. No ano de 2002, o percentual de fragmentos menores que 1 ha aumentou para 78,42% e o de fragmentos com mais de 5 ha baixou para 6,40%.

A Tabela 8 expressa os valores dos índices referentes à classe mata de uso e cobertura do solo. Pode ser observado que embora tenha ocorrido um aumento percentual da classe mata (PLAND), que ocupava 37,80% da área em 1985 e passou para 41,18% em 2002, o número de fragmentos desta classe aumentou de 1217 (em 1985) para 1733 (em 2002), ou seja, esse aumento também foi seguido de uma diminuição no tamanho médio dos fragmentos, passando de 8,5640 ha em 1985 para 6,7308 ha em 2002 (AREA-MN). Esses resultados indicam que a fragmentação diminuiu consideravelmente o tamanho dos fragmentos. Segundo Mcgarigal e Marks (1995) quanto menor for o tamanho médio dos fragmentos, mais fragmentada é a mata. Conforme Bender *et al.* (1998), em situações nas quais a fragmentação cria um grande número de fragmentos a partir de um sistema contínuo, as espécies que ocupam o interior do fragmento tendem a sofrer um declínio em suas populações, pois estarão atuando em conjunto os efeitos do tamanho do fragmento e da perda de habitat. À medida que o fragmento diminui continuamente de tamanho pode ocorrer a situação em que todo o fragmento seja constituído por habitats com características de borda. Outras características que corroboram essa diminuição no tamanho dos fragmentos são a porcentagem de área ocupada pelo maior fragmento (LPI), que passou de 15,9269% para 8,6659% e o número de fragmentos por 100 ha de paisagem (PD), que passou de 4,4223 para 6,2516.

Tabela 6. Áreas de Preservação Permanente do município de Arvorezinha, referente aos anos de 1985 e 2002, respectivamente, condizentes e não condizentes com o Código Florestal Brasileiro. (Permanent Protected Areas of Arvorezinha municipal district from the years of 1985 and 2002, that are in accord and disaccord with the Brazilian Forest Code)

Classes		APP nascentes		APP margens cursos d'água		APP declividade >45°		Total	
		1985	2002	1985	2002	1985	2002	1985	2002
Condizente	Km ²	0,46	0,58	10,15	14,82	1,18	1,76	11,79	17,16
	%	1,76	2,21	38,87	56,75	4,51	6,74	45,14	65,70
Não condizente	Km ²	0,68	0,56	11,62	8,16	0,65	0,24	12,95	8,96
	%	2,6	2,15	44,48	31,23	2,5	0,92	49,58	34,3
Sombra e nuvens	Km ²	0	-	1,21	-	0,17	-	1,38	-
	%	0	-	4,63	-	0,65	-	5,28	-
Total	Km²	1,14	1,14	22,98	22,98	2,00	2,00	26,12	26,12
	%	4,36	4,36	87,98	87,98	7,66	7,66	100,00	100,00

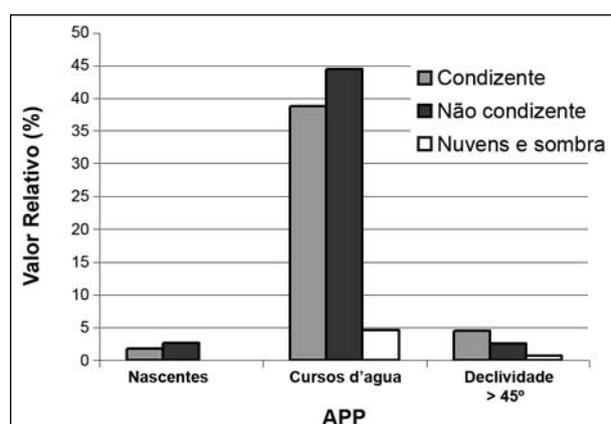


Figura 2. Áreas de Preservação Permanente condizentes e não condizentes com o Código Florestal Brasileiro referente ao ano de 1985. (Permanent Protected Areas of Arvorezinha municipal district from the year of 1985 that were in accord and disaccord with the Brazilian Forest Code)

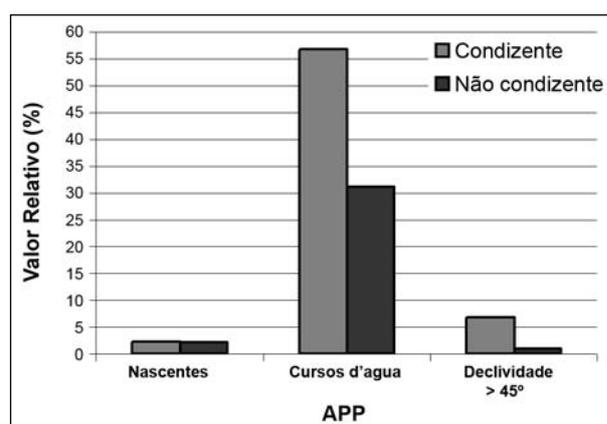


Figura 3. Áreas de Preservação Permanente condizentes e não condizentes com o Código Florestal Brasileiro referente ao ano de 2002. (Permanent Protected Areas of Arvorezinha municipal district from the year of 2002, that were in accord and disaccord with the Brazilian Forest Code)

Tabela 7. Valores relativos à área de cada fragmento de mata. (Area values of each forest fragment).

Parâmetro	Descrição da métrica da classe mata	Área (ha)	Anos			
			1985		2002	
			Nº frag.	%	Nº frag.	%
ÁREA	Tamanho dos fragmentos	< 1	825	67,79	1359	78,42
		1 a 5	261	21,45	263	15,18
		>5	131	10,76	111	6,40
Total			1217	100	1733	100

Fonte: Cemin, Périco e Rempel (2005)

Tabela 8. Valores dos índices selecionados para a classe mata. (Selected indexes values for the forest class)

Parâmetro	Descrição das métricas da classe mata	Anos	
		1985	2002
PLAND	Porcentagem da paisagem ocupada por mata (%)	37,80	41,18
PD	Número de fragmentos da classe em 100 ha da paisagem (%)	4,4223	6,2516
LPI	Porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento (%)	15,9269	8,6659
AREA-MN	Tamanho médio dos fragmentos (ha)	8,5640	6,7308
SHAPE-MN	Índice de forma médio (≥1, sem limite)	1,3735	1,3935
TCA	Total de área de interior (ha)	7286,0975	7138,0350
NDCA	Número de fragmentos com área nuclear	1168	1268
ENN-MN	Distância média do fragmento mais próximo (m)	88,6748	66,0934
IJI	Grau de dispersão justaposição (0 < IJI ≤ 100)	91,4370	96,3390
SHDI	Índice de diversidade de Shannon	1,1741	1,2518
MSIDI	Índice de diversidade de Simpsonn modificado	1,0326	1,1141
SHEI	Índices de equabilidade de Shannon	0,6553	0,6987

Fonte: modificado de Cemin, Périco e Rempel (2005)

A forma média dos fragmentos (SHAPE-MN) foi praticamente mantida, passando de 1,3735 em 1985 para 1,3935 em 2002, que, pelo índice obtido, indica uma forma semelhante a um retângulo alongado. É importante ressaltar que para mapas no formato matricial, esta métrica indica que a forma do padrão do fragmento é um quadrado (SHAPE=1). Quanto mais distante o fragmento estiver desta forma padrão, mais irregular se torna, e portanto mais suscetível com relação ao efeito de borda, principalmente os que apresentam uma área menor. O efeito de borda é inversamente proporcional à área de interior, ou seja, à medida que ocorre o aumento do efeito de borda, ocorre à redução da área de interior, fazendo com que ocorra uma maior interação com a matriz, o que, com o tempo, irá influenciar na qualidade da estrutura desses ecossistemas.

Neste trabalho foi utilizado um limite de 30 metros como zona de efeito de borda sobre todos os fragmentos de mata na paisagem. Segundo Pires (1995), quanto maior a distância entre as extremidades (bordas) e o centro do fragmento, maior a proteção das espécies do interior destas áreas em relação às ameaças externas. Diversas conseqüências biológicas têm sido relatadas como resultado da criação de bordas. São mudanças que afetam as condições microclimáticas da floresta até certa distância a partir da borda (KAPOS, 1989). Estas mudanças, no entanto, não são permanentes e evoluem com o tempo à medida que a borda se fecha devido ao crescimento da vegetação. Pode-se observar na Tabela 8 que o número de fragmentos com área de interior (NDCA) em 1985, era de 1168, e em 2002, passou para 1268 fragmentos. Essa variação pode ser considerada alta quando avaliado o número de fragmentos presentes na paisagem em cada um dos períodos estudados (Tabela 7), ou seja, apenas 49 fragmentos não apresentavam área de interior em 1985, e em 2002, esse número se elevou para 465 (o total de fragmentos encontrados foi de 1217, em 1985 e 1733, em 2002). Vale salientar que a área nuclear de um fragmento de mata é um melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total, sendo afetada diretamente pela forma e borda dos mesmos (MCGARIGAL e MARKS, 1995)

Em relação à distância média do fragmento mais próximo, nota-se que no ano de 1985 a distância era de 88,6748m, diminuindo para 66,0934m no ano de 2002. Provavelmente, essa redução deve-se ao aumento do número de frag-

mentos existentes na paisagem o que diminuiu a distância entre eles.

O índice de dispersão e justaposição (IJI) foi avaliado para as classes mata, capoeira e lavoura. A lavoura pode ser considerada o elemento matriz na paisagem no ano de 1985 e a mata no ano de 2002. A classe capoeira provavelmente é resultante da lavoura abandonada. Ocorreu um aumento do IJI de 1985 (91,4370) para 2002 (96,3390). Isto significa que na paisagem de 2002 os fragmentos de mata estão mais distribuídos entre os fragmentos de lavoura e capoeira. No caso da região de estudo, essa distribuição dos elementos da paisagem constituiu-se, naturalmente, em sistemas agroflorestais. Esses sistemas são de conhecida aplicabilidade em áreas com atividades agrícola e pecuária.

A substituição da vegetação florestal nativa por agricultura ou pecuária tem resultado quase sempre em um acentuado processo de erosão hídrica ou eólica e, conseqüentemente, na degradação do solo, contaminação e assoreamento dos aquíferos, na redução da flora e fauna, em alterações de microclimas e de ciclos biogeoquímicos. Os sistemas agroflorestais apresentam-se como eficientes reservatórios de gás carbônico, prestam-se à recuperação de solos marginais e/ou degradados, auxiliam no controle da temperatura e da umidade relativa do ar (BAGGIO, 1992). A modificação do microclima, na presença do componente arbóreo, repercute sobre o balanço hídrico do solo, contribuindo para a elevação da umidade disponível para as plantas sob a copa das árvores (OVALLE e AVENDAÑO, 1994).

A relação entre diversidade de paisagens e diversidade de espécies ainda é pouco conhecida. Ambientes heterogêneos podem indicar possibilidades de nichos abertos e conseqüentemente o estabelecimento de uma maior diversidade de espécies, principalmente espécies especialistas e invasoras. Por outro lado, ambientes homogêneos tendem a apresentar espécies mais sensíveis à fragmentação, que podem necessitar de habitats maiores e mais estáveis.

A utilização direta de índices de diversidade, como os de Shannon (SHID), Simpson (MSIDI) e de índices de equabilidade (SHEI) fornecem uma idéia da riqueza e da igualdade na distribuição das áreas ocupadas pelos diferentes elementos que compõem a paisagem ao longo do tempo.

Segundo Mcgarigal e Marks (1995), grandes áreas geralmente apresentam maior heterogeneidade espacial comparadas com pequenas áreas.

Isso pode ser correto para matas fragmentadas, mas nem sempre é um indicativo, pois grandes áreas de um mesmo tipo de formação florestal tendem a ser homogêneas.

Ao comparar a paisagem de 1985 com a de 2002, pode ser observado que a riqueza e distribuição da abundância dos elementos que compõem a paisagem, medidas pelos Índices de Shannon (SHDI), Simpson modificado (MSIDI) e de equabilidade de Shannon (SHEI) indicam sempre valores mais altos para o ano de 2002 (Tabela 8). Esses valores são um indicativo de uma maior fragmentação e de uma maior igualdade na distribuição de abundância desses elementos. Os valores corroboram o aumento de fragmentos encontrado na paisagem de 2002 e a diminuição média de seu tamanho (Tabelas 7 e 8), ou seja, a paisagem de 2002 apresenta maiores índices de diversidade e uniformidade porque a mata está mais fragmentada e estes fragmentos estão distribuídos de forma mais uniforme (a grande maioria compreende áreas menores que 1 ha). Do ponto de vista ecológico, áreas menores tendem a suportar uma menor diversidade específica, porém podem servir de pontos de conexão dentro da paisagem aumentando o grau de percolação das mesmas.

CONCLUSÕES

A utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) permitiu obter um conjunto de informações georreferenciadas, o que possibilitou a caracterização da área de estudo, facilitando a análise e compreensão dos elementos que compõem a paisagem.

A classificação das imagens orbitais do satélite Landsat, pelos modos não supervisionado (Isoclust) e supervisionado (Maxver), mostrou-se eficiente na distinção das diferentes classes de uso e cobertura do solo existentes na área de estudo. Com base neste mapa também foi possível analisar de forma fidedigna a composição e a configuração da paisagem através da utilização de índices de ecologia de paisagem presentes no software Fragstats. Este software apresenta uma interface com o usuário de fácil compreensão, entretanto os índices calculados por ele necessitam de uma base teórica consistente para que possam ser interpretados de forma correta. Os índices selecionados para descrever a classe de uso e cobertura do solo referente à mata se mostraram eficientes para avaliar a evolução do comprometimento ambiental em relação à frag-

mentação florestal. Como pode ser observado através dos índices calculados, a paisagem apresentou mudanças na sua estrutura ao longo dos dois períodos avaliados. Observa-se que houve um aumento nas áreas de mata e que está contida em pequenos fragmentos, o que ocasionou a diminuição da distância entre eles. Além disso, pode-se observar que houve redução na área ocupada pelo maior fragmento e uma redução significativa de fragmentos que apresentam área de interior. Esse dado demonstra que a paisagem está mais suscetível, e que o aumento de mata não resultou em áreas de qualidade para manutenção de espécies de fauna e flora, pois está relacionado a um maior número de fragmentos de menor tamanho.

A partir desta caracterização foi possível evidenciar um estágio de regeneração da vegetação nativa, visto que houve diminuição nas áreas de uso antrópico e um aumento nas áreas com vegetação. Observou-se também que as áreas legalmente protegidas (APPs) apresentam algum tipo de uso, entretanto, no decorrer desses dezessete anos, houve um incremento da área ocupada por capoeira e mata, sendo que estes dois tipos de cobertura vegetal predominaram nas APPs de recursos hídricos e declividade superior a 45°. Na APP nascente ocorre um predomínio, em ambos os anos de estudo, da classe de uso e cobertura do solo referente à lavoura.

Analisando os dados referentes à erosão do solo, pode-se observar que o município de estudo encontra-se inserido, em sua grande parte (68,78%), em um tipo de relevo que necessita desde cuidados moderados de manejo até o emprego de técnicas intensivas de conservação. Pode-se observar que nestas áreas, no ano de 1985, ocorre o predomínio de uso antrópico, e em 2002, predominam as áreas com cobertura vegetal. Cerca de 31,22% da área do município está localizada em relevo plano a moderadamente ondulado, necessitando práticas de controle de erosão simples, apresentando baixa a moderada suscetibilidade a erosão. Nestas áreas, observa-se o predomínio, em ambos os anos, de uso antrópico, principalmente lavoura.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pela concessão de uma bolsa de iniciação científica e ao Centro Universitário UNIVATES pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAGGIO, A.J. Alternativas agroflorestais para recuperação de solos degradados na região Sul do País. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1992, Curitiba. **Anais...** Colombo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1992. v.1, p.126-131.
- BENDER, D.J.; CONTRERAS, T.A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a meta analysis of patch size effect. **Ecology**, v.79, n.2, p. 517-533, 1998.
- BRASIL. Lei Federal n.4.771, de 15 de setembro de 1965: novo Código Florestal Brasileiro. Disponível em: <<http://www2.ibama.gov.br>> Acesso em: 07 nov.2004.
- BRASIL. Lei Federal n.6.766, de 19 de dezembro de 1979: estipula as normas para o parcelamento do solo urbano e das outras providências. Disponível em: <http://www2.ibama.gov.br>>. Acesso em: 06 nov.2004.
- BRASIL. Ministério do Exército. Departamento de Engenharia e Comunicações. Diretoria do Serviço Geográfico do Exército - DSG. **Folhas SH. 22-V-B-IV-4 de Arvorezinha e SH. 22-V-B-IV-3 de Soledade-E: cartas topográficas.** Porto Alegre, 1979. Escala 1:50.000.
- CEMIN, G.; PÉRICO, E.; REMPEL, C. Uso de sistemas de informação geográfica para análise da estrutura da paisagem do município de Arvorezinha, RS. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. **Anais.** 2005. p.2113-2120.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente.** Resolução nº 303 de 20 de março de 2002. Brasília, 2002.
- CULLEN, L. **Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil.** 1997. 144p. Tese (Mestrado) – College of Forestry, University of Florida, Gainesville, 1997.
- EASTMAN, J.R. **Idrisi for Windows: introdução e exercícios tutoriais.** Trad. Henrich Hasenack e Eli-seu Weber. Porto Alegre: UFRGS. Centro de Recursos IDRISI, 1998. 224p.
- FORMAN, R.T.T; GODRON, M. **Landscape ecology.** New York: John Wiley, 1986. 619p.
- GRANELL PÉREZ, M.D.C. **Trabalhando com cartas topográficas.** Ijuí: Editora UNIJUI, 2001. 128p.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v.5, p.173-185, 1989.
- LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, p.159-174, 1977.
- MATSON, P.A; PARTON, W.J; POWER, A.G; SWIFT, M.J. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, v. 277, p. 504-509, 1997.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS: spatial patterns analysis program for quantifying landscape structure.** Portland: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122p.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. **Fragstats: spatial pattern analysis program for categorical maps: computer software program.** Amherst: University of Massachusetts, 2002. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>
- OVALLE, C.; AVENDAÑO, J. Silvograzing use of the chaparral influence of the *Acacia caven* (Mol) Hook et Arn. on the productivity of the natural prairie. **Technical Agriculture**, v.44, n.4, p.339-345, 1994.
- PIRES, J.S.R. **Análise ambiental voltada ao planejamento e gerenciamento do ambiente rural: abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antonio, SP.** 1995. 232p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.
- RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K.J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras.** 3.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1995. 65p.
- RAMPAZZO, S.E. **Proposta conceitual para zoneamento ambiental para o município de Erechim (RS).** 2003. 177p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

ROCHA, J.S.M. **Manual de projetos ambientais.** Santa Maria: Imprensa Universitária, 1997. 446p.

SCHOWENGERDT, R.A. **Remote sensing: model and methods for image processing.** London: Academic Press, 1997. 522p.

TURNER, M.G. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of transition models. *Landscape ecology*, v.1, p.27-39, 1987.

VOLOTÃO, C.F.S. **Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats.** São José dos Campos: INPE, 1998. 45p. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/geopro/papers.html>>. Acesso em: 04 nov. 2004

Recebido em 01/06/2005

Aceito para publicação em 16/12/2005

