

CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO
(PPGAD)

**ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO FORQUETA ENTRE OS ANOS DE 1989 E
2008 E SIMULAÇÃO DINÂMICA DA PAISAGEM PARA 2018.**

Alexandre Ducatti

Lajeado, julho de 2010

**CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
MESTRADO EM AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO**

**ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO FORQUETA ENTRE OS ANOS DE 1989 E
2008 E SIMULAÇÃO DINÂMICA DA PAISAGEM PARA 2018.**

Alexandre Ducatti

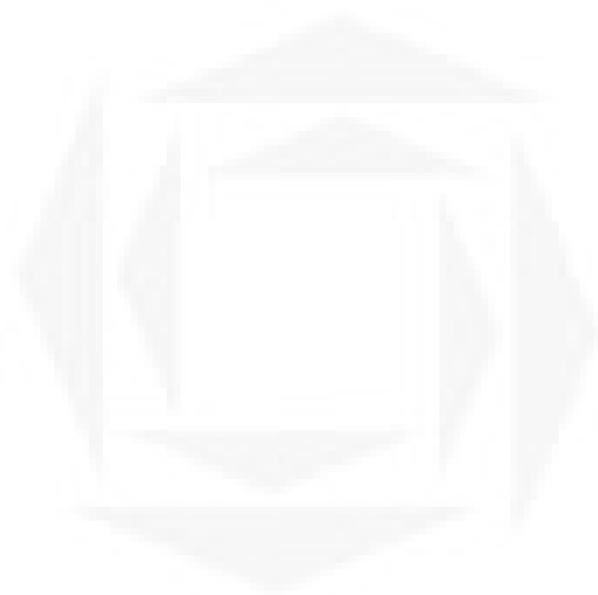
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Desenvolvimento.

Área de concentração: Ecologia

Orientador: Dr. Eduardo Périco

Co-Orientador: Dr. Claus Haetinger

Lajeado, julho de 2010



UNIVATES

Dedicatória

Ao meu pai e a minha mãe pelo constante incentivo aos meus aprimoramentos.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	V
LISTA DE TABELAS	VI
LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	X
GLOSSÁRIO	XII
RESUMO	XVI
ABSTRACT	XVII
1. INTRODUÇÃO	1
2. REFERENCIAL TEÓRICO	3
2.1 Ecologia de Paisagem	3
2.2 Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento	10
2.3 Métricas da paisagem	12
2.4 Modelagem dinâmica	13
2.5 A Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta	16
2.5.1. Indicadores demográficos e econômicos	19
3. MATERIAIS E MÉTODOS	20
3.1 Imagens de satélite	20
3.1.1 Pré-Processamento das Imagens de Satélite	20
3.2 Mapeamento das Áreas Florestais	22
3.3 Mapeamento das Áreas Não Florestais	22
3.4 Modelagem Dinâmica Espacial	20
3.4.1. Variáveis	21
3.4.2 Implementação do Modelo Dinâmico Espacial	21

3.4.3	Operação do Modelo	25
3.4.4	Validação dos Resultados	25
3.4.5	Projeção de Cenários	26
3.5.	Análise da Fragmentação Florestal.....	27
3.5.1	Métricas de Paisagem	30
4.	RESULTADOS	32
4.1	Situação das áreas florestais na Bacia Hidrográfica do rio Forqueta em 1989 e 2008	32
4.2	Simulação da Dinâmica da Paisagem entre 1989 e 2008.....	34
4.3	Simulação da Paisagem para 2018	39
4.4	Análise da fragmentação Florestal.....	41
4.4.1.	Métricas para a classe Área Florestada.....	41
4.4.2	Métricas dos Fragmentos	41
4.4.3	Tamanho dos Fragmentos.....	45
4.4.4	Métricas das áreas centrais dos fragmentos	50
5.	DISCUSSÃO E CONCLUSÕES.....	50
5.1	Fragmentação florestal em 1989.....	50
5.2	Fragmentação florestal em 2008.....	51
5.3	Fragmentação Florestal em 2018	52
6.	REFERÊNCIAS BIBLIORGRÁFICAS	55

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Eduardo Périco pela orientação, confiança e que com muita paciência, não mediu esforços para a conclusão desse trabalho.

Ao Professor Claus Haetinger pelo apoio e orientação.

Ao Professor Mestre Rafael Rodrigo Eckhardt que, com muita disposição, me introduziu na modelagem dinâmica espacial.

A Professora Mestre Gisele Cemin pelas inúmeras vezes que me auxiliou nos cálculos das métricas de paisagem.

A Úrsula Arend pelas ajudas em geral e sugestões na confecção dos mapas.

Ao Programa de Pós Graduação em Ambiente e Desenvolvimento da UNIVATES pela Bolsa de Apoio Técnico.

Aos colégios Cenecista São Roque e Sagrado Coração de Jesus pela compreensão de minha ausência em diversas de suas atividades.

A amiga e Professora Especialista Gerusa Bondan pelo carinho e iniciativa em realizar a correção ortográfica da dissertação.

A amiga e Professora Especialista Marlisete Alessi pela Luz.

Em especial a minha família, pelas privações, suporte e incentivo que demonstraram, ao longo desses dois anos, para que esse trabalho fosse concluído.

A Deus, que me oportunizou mais esse avanço na minha jornada.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Relação das imagens de satélite utilizadas para análise da bacia hidrográfica do rio Forqueta	18
Tabela 2 - Cartas planialtimétricas utilizadas no Georreferenciamento.	19
Tabela 3 - Matriz de transição Global de 1989 a 2008 entre as área florestadas e não florestadas na bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS.	22
Tabela 4 - Matriz de transição anual decomposta de 1989 a 2008 entre as áreas florestadas e não florestadas na bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS.	22
Tabela 5 . Valores das funções de transição para a simulação (Sim) 1, 2 e 3.....	24
Tabela 6 - Índices de similaridade Ajuste por Múltiplas Resoluções (F) e Medida de Similaridade Fuzzy Modificado (S) para a simulação 3.....	26
Tabela 7 - Propriedades de Classe para os mapas de uso e cobertura da terra de 1989, 2008 e 2018 para a bacia hidrográfica do rio Forqueta.....	27
Tabela 8 - Área total de floresta e áreas não florestadas.	33
Tabela 9 - Índices de similaridade para mapas do uso e ocupação da terra real em 2008 e uso simulado em 2008.	35

Tabela 10 - Pesos de Evidências para a Variável Declividade.	35
Tabela 11 - Pesos de Evidências para a Variável Distância de áreas florestadas no cenário inicial (1989).	36
Tabela 12 - Diferenças entre o mapa e uso da cobertura da terra de 2008 (real) e 2008 (simulação).....	36
Tabela 13 - Valores das funções de transição para a simulação da paisagem em 2018.....	39
Tabela 14 -. Valores relativos à métrica Área da classe Área Florestada.....	41
Tabela 15 - Métricas dos fragmentos de mata nos anos de 1989, 2008 e 2018. Para a Distância média entre os fragmentos e Forma dos fragmentos é indicado o desvio padrão (\pm DP).	42
Tabela 16 - Valores relativos a forma dos fragmentos florestais.	45
Tabela 17 - Valores relativos ao tamanho dos fragmentos florestais.....	46
Tabela 18 - Percentual de fragmentos em relação a área da bacia.....	47
Tabela 19 - Valores relativos a Densidade e a Área Média dos fragmentos.	47
Tabela 20 - Valores relativos as áreas centrais dos fragmentos.....	48
Tabela 21 - Relação da quantidade de fragmentos e área central	49

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Efeito da relação borda/interior em diversas características ecológicas. ...6	6
Figura 2 - Relação entre as áreas interiores e as margens de acordo com diferentes forma e tamanhos de fragmentos.7	7
Figura 3 - Fragmentos Florestais (cinza claro) e rios (cinza escuro) inseridos em matriz (branco) na bacia hidrográfica do rio Forqueta.9	9
Figura 4 - Etapas envolvidas na obtenção de dados por Sensoriamento Remoto. ..11	11
Figura 5 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta, RS..... 16	16
Figura 6 - Uso e ocupação da terra da bacia hidrográfica do rio Forqueta em 2007. 18	18
Figura 7 - Mapa do uso e cobertura da terra da Bacia hidrográfica do Rio Forqueta nos anos de 1989 e 2008.32	32
Figura 8 - Regeneração florestal entre 1989 e 2008.33	33
Figura 9 - Uso e ocupação da terra em 2008, real e simulado, da bacia hidrográfica do rio Forqueta.34	34

Figura 10 - Áreas que permaneceram não florestadas (a) e áreas que permaneceram florestadas (b) entre o ano de 2008 e a simulação de 2008.	37
Figura 11 - Áreas que o modelo dinâmico não simulou a transição - Erros por omissão (a) e áreas que o modelo errou por exagero de simulação - Erros por comissão (b) entre o ano de 2008 e a simulação de 2008.	38
Figura 12 - Configuração da Paisagem a cada passo de tempo gerado pelo modelo dinâmico na bacia hidrográfica do rio Forqueta.	40
Figura 13 - Fusão de fragmentos florestais entre os anos de 1989 e 2008, na bacia hidrográfica do rio Forqueta.	42
Figura 14 – Fusão de fragmentos para cenário simulado para 2018, na bacia hidrográfica do rio Forqueta.	43
Figura 15 - União de fragmentos florestais, na bacia hidrográfica do rio Forqueta. .	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A - área total da paisagem (m²).

a_{ij} - área do fragmento_{ij}.

a_{ij}^c - área central do fragmento (m²) baseada na metragem da borda (m)

AREA_MN – Área média, sendo igual à soma de todas as áreas, dividida pelo número de fragmentos.

ASCII – Código Padrão Americano para o Intercâmbio de Informação (*American Standard Code for Information Interchange*)

CORE - Área Central do fragmento considerando a profundidade da área de borda (*Core area*)

CPLAND - Percentual de área central na paisagem (*Core Area Percentage of Landscape*)

DP – Desvio Padrão é a raiz da média dos quadrados dos desvios em relação à mediado conjunto. Medida do desvio dos valores individuais em relação ao valor central do conjunto de dados ou a raiz quadrada da variância (Diniz, 2000).

DSG - Diretoria do Serviço Geográfico do Exército

ENN_MN - Distância média euclidiana entre fragmentos vizinhos (*Euclidean Nearest-Neighbor Distance*)

h_{ij} -Distância (m) do fragmento ij para um vizinho mais próximo da mesma classe com base na menor distância de borda a borda

LPI – Índice do maior fragment (*Largest Patch Indic*).

min P_{ij} = perímetro mínimo do fragmento ij em termos de número de superfícies celulares (pixel).

n_i -Número de fragmentos da classe na paisagem.

NP - Número de Fragmentos (*Number of patches*) .

PD - Densidade de fragmentos (*Patch density*).

p_{ij} = perímetro do fragmento ij em termos de número de superfícies celulares (pixel).

SHAPE – Índice da forma do fragmento (*Shape Index*).

SHPAE_MN – média do índice da forma do fragmento

SIG – Sistema de Informação Geográfica

TCA – Área central total (*Total Core Area*)

GLOSSÁRIO

Agroflorestais - Povoamentos permanentes, de aspecto florestal, biodiversificados, manejados pelo homem de forma sustentada e intensiva, constituídas de espécies perenes (madeiráveis, frutíferas, condimentares, medicinais etc.), para gerar um conjunto de produtos úteis para fins de subsistência e/ou comercialização (IBGE, 2004).

Agropastoris - agropecuário

Ajuste por Múltiplas Resoluções (F) - teste estatístico de validação espacial para modelos de dinâmicas de uso que pode ser aplicado a uma variedade de resoluções espaciais através da mudança de tamanho de uma janela de amostragem. Esta janela de amostragem varre as imagens analisadas e o ajuste médio entre as duas cenas (real e simulada) para um tamanho de janela em particular é calculado. Índices de similaridade **F** aceitáveis apresentam valor acima de 0,8 (ALMEIDA, 2004).

Análise Heurística – análise visual

ASCII – Formato de arquivo com valores de atributos (chamado de arquivo de valores) que liste os novos atributos para valores de dados pré-existent (EASTMAN, 2006).

ASSIGN – Função para reclassificar ou atribuir novos valores aos dados de uma determinada imagem (EASTMAN, 2006).

Bioma - Conjunto de vida (vegetal e animal) definida pelo agrupamento de tipos de vegetação contíguos e identificáveis em escala regional, com condições geoclimáticas similares e história compartilhada de mudanças, resultando em uma diversidade biológica própria (IBGE, 2004).

Cartas planialtimétricas – mapas com a medição de distâncias e ângulos horizontais e verticais simultaneamente (tamanho e forma com relevo).

Chi-Quadrado (χ^2) – teste estatístico que avalia se as frequências obtidas empiricamente diferem significativamente daquelas esperadas em suposições teóricas. Testa a relação entre duas variáveis nominais com base em uma tabela de contingências. (DINIZ, 2000).

Coefficiente Cramers (V) – Medida de grau de associação entre variáveis nominais, configurando-se como um coeficiente de correlação que oscila entre 0, indicando ausência de correlação, e 1 indicando uma correlação perfeita (DINIZ, 2000).

Correção Radiométrica - Termo genérico, que designa as técnicas que modificam os números digitais (ND) originais, para torná-los mais próximos dos valores que deveriam estar presentes na imagem. Esta correção engloba as distorções provocadas pela atmosfera e os problemas derivados do mau funcionamento dos sensores (RICHARDS, 1993).

Crosstab - Cruzamento de imagens no *software* IDRISI ANDES 15 na qual as categorias de uma imagem são comparadas às categorias de uma segunda imagem em forma de tabela (DINIZ, 2000).

Determinístico – Referente ao resultado de um processo que não está sujeito à variação estocástica – aleatória (RICKLEFS, 1996).

Erro médio quadrático - raiz quadrada da média dos quadrados dos erros verdadeiros (PESTANA, 2002).

Estocásticos – Referente aos padrões resultantes de efeitos aleatórios – randômicos (RICKLEFS, 1996).

Expandir - Processo do *software* DINAMICA que modela a regeneração florestal por expansão de fragmentos já existentes.

Floresta Estacional Decidual - tipo de vegetação é caracterizado por duas estações climáticas bem demarcadas (IBGE, 2006).

Floresta Ombrófila Mista - caracterizada por apresentar o estrato superior dominado pela Araucária angustifolia, que dá a paisagem uma fisionomia própria. O estrato inferior é constituído por árvores mais baixas ou arbustos arborescentes (IBGE, 2006).

Fluxos biológicos – Movimento (de energia ou matéria) e intercâmbio de atributos genéticos entre populações por movimentos de indivíduos, gametas ou esporos (RICKLEFS, 1996).

Georreferenciamento - Dados espaciais em que a dimensão espacial está associada à sua localização na superfície da terra, num determinado instante ou período de tempo (CÂMARA, et al. 1996)

Índice Kappa – Permite confirmar a relação entre duas variáveis categóricas que possuem classes similares, variando de 0 a 1 com interpretação similar à de Cramer (DINIZ, 2000).

Máxima Verossimilhança Gaussiana – método utilizado em sensoriamento remoto dentro da abordagem estatística que considera a ponderação das distâncias entre médias dos níveis digitais das classes, utilizando parâmetros estatísticos. A distribuição de valores de reflectância em uma área de treinamento é descrita por uma função de densidade de probabilidade, desenvolvida com base na estatística Bayesana. Este classificador avalia a probabilidade de um determinado pixel pertencer a uma categoria a qual ele tem maior probabilidade de associação (INPE, 2002)

Multilayer ou cubo de dados – Arquivo do Er mapper 7.1 que une congrega as variáveis que serão simuladas no modelo dinâmico.

Normalização radiométrica – procedimento utilizado para amenizar as distorções radiométricas das imagens temporais, inclusive as causadas pelas atenuações atmosféricas, garantindo a compatibilidade radiométrica entre as imagens (ROSATTI et al., 2006).

Patcher - Processo do *software* DINAMICA que modela a regeneração florestal por formação de novos fragmentos (anucleação).

Pixel – Célula de uma matriz que compõem a representação dos dados em um sistema de informação geográfica (BOTELHO, 1995)

Riqueza (de espécies) – uma simples contagem do número de espécies (RICKLEFS, 1996).

Resolução espacial – aproximadamente igual ao tamanho do pixel x 2,5 (MAILLARD, 2000).

Sensoriamento Remoto Orbital - técnica para obter informações sobre objetos através de dados coletados por instrumentos que não estejam em contato físico como os objetos investigados (AVERY; BERLIN, 1992).

Campo - Terras planas ou quase planas, em regiões temperadas, tropicais ou subtropicais, de clima semi-árido ou subúmido, cobertas de vegetação em que predominam as gramíneas, às vezes com a presença de arbustos e de espécies arbóreas esparsas, habitadas por animais corredores e pássaros de visão apurada e coloração protetora (IBGE, 2004).

RESUMO

A agricultura, pastagem e a expansão dos centros urbanos propiciam o aparecimento de paisagens florestais fragmentadas. Essas ilhas de vegetação florestal sofrem alterações nas suas características ecológicas devido a mudança dos fatores abióticos alterando os habitats locais. O trabalho visou analisar o processo de evolução das áreas florestadas da Bacia Hidrográfica do rio Forqueta, RS, entre os anos de 1989 e 2008, com a finalidade de reconhecer que modelo dinâmico se operou nesse intervalo de tempo, para posteriormente produzir um cenário probabilístico da paisagem no ano de 2018. Após a criação de mapas de uso e cobertura da terra para as áreas florestadas dos três anos, realizou-se o cálculo de métricas da paisagem. Os Resultados mostraram a regeneração da floresta em 79,9% entre 1989 e 2008. Nesse processo de incremento florestal, observou-se a diminuição do número de fragmentos florestais em 31,1% e um aumento de 120% nas áreas centrais dos fragmentos. Os fragmentos que contribuíram significativamente para esse aumento foram os que possuem área central com menos de 1 ha e de 1 a 10 ha.. A simulação da paisagem para o ano de 2018 demonstra um aumento de 19,31% de floresta a partir de 2008. O número de fragmentos florestais diminuiu 69,4% e a quantidade de áreas centrais sofreu um incremento de 19,53% sendo os fragmentos com área variando de 1 a 10ha. Dessa forma verifica-se que a reorganização das áreas florestadas na bacia está ocorrendo a partir de pequenos fragmentos, provavelmente devido a regeneração de áreas de lavoura ou de pastagem.

Palavras-chaves: Paisagem, Fragmentação Florestal, Modelagem Dinâmica.

ABSTRACT

Agriculture, grazing and the expansion of urban centers provide the appearance of fragmented forest landscapes. These islands of forest vegetation are altered in their ecological characteristics due to change of abiotic factors altering local habitats. The study aimed to analyze the process of development of forested areas of the Fork River Basin, Brazil, between 1989 and 2008 with the purpose of recognizing the dynamic model that has operated in the interval, later to produce a scenario of probabilistic landscape in 2018. After the creation of maps of land cover and use forested areas for the three years, held the calculation of landscape metrics. The results showed the regeneration of the forest in 79.9% between 1989 and 2008. In this process of growth forest, there was a decrease in the number of forest fragments in 31.1% and an increase of 120% in the central areas of the fragments. The fragments that have contributed significantly to this increase were those with central area of less than 1 ha and 1-10 ha .. The simulation of the landscape for the year 2018 shows an increase of 19.31% of forest from 2008. The number of forest fragments decreased 69.4% and the number of core areas suffer an increase of 19.53% and the fragments with an area ranging from 1 to 10ha. Thus it appears that the reorganization of forested areas in the basin is going from small fragments, probably due to regeneration of areas of tillage or pasture.

Keywords: Landscape, Forest Fragmentation, Dynamic Modeling.

1. INTRODUÇÃO

O crescente aumento populacional e a necessidade de novas áreas agriculturáveis, assim como de pastagem, são os responsáveis pelo desaparecimento de grandes áreas florestais pelo mundo. O que se percebe é uma paisagem em forma de mosaico composta de aglomerados urbanos, terras cultivadas e fragmentos florestais.

No Rio Grande do Sul esse processo também ocorreu uma vez que, até 1983, segundo estudo realizado pela FATEC – Fundação de Apoio à Tecnologia e à Ciência, da UFSM, e citado por Caporal (2008), o desmatamento contabilizava uma redução da cobertura florestal nativa, a qual passava dos 40% originais para apenas 5,62%.

Atualmente esse cenário apresenta-se diferente. Os dados do Inventário Florestal Contínuo (UFSM/SEMA-RS, 2001) apontam que a área do estado coberta por florestas naturais aumentou, passando para 17,53% em 2000. A área atual é composta por 13,5% de florestas nativas em estágios médio e avançado e 4,03% em estágios iniciais de sucessão.

Apesar desse incremento no percentual da cobertura vegetal, o estado se apresenta ainda muito fragmentado. A paisagem natural da Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta foi fragmentada principalmente para o cultivo de erva mate, fumo e pastagem (PÉRICO; CEMIN 2006).

A substituição das áreas florestais pelas atividades rurais e pela expansão dos centros urbanos favoreceu, na bacia em estudo, a formação de inúmeros fragmentos florestais sobre os tipos vegetacionais (campos, formação pioneira, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidua) típicos da Mata Atlântica. Esse Bioma é detentor de grande biodiversidade e também de endemismos, como é o caso de *Melanophryniscus admirabilis*, anuro encontrado em estreita margem do rio Forqueta no município de Arvorezinha (DI-BERNARDO; MANEYRO; GRILLO, 2006).

Considerando a complexidade hidrográfica do Vale do Taquari, onde está inserida a Bacia do Rio Forqueta, e a forte influência antrópica, o estudo dos mecanismos de alteração da paisagem natural e evolução da sua heterogeneidade podem contribuir para programas de políticas públicas que visam o planejamento ambiental da área.

Nesse sentido, realizou-se o presente trabalho com o objetivo geral de verificar e analisar a fragmentação florestal da paisagem da Bacia Hidrográfica do rio Forqueta nos anos de 1989 e 2008 e produzir um cenário probabilístico da paisagem no ano de 2018.

Os Objetivos específicos foram:

- a) Caracterizar e quantificar as mudanças nas áreas florestadas e não florestadas da bacia hidrográfica do rio Forqueta nos anos de 1989, 2008 e 2018.
- b) Gerar através de modelagem dinâmica simulação futura sobre a evolução da paisagem.
- c) Analisar qualitativamente a paisagem da bacia nos anos de 1989 e 2008 e prever um cenário para 2018.
- d) Contribuir com informações para subsidiar estratégias de conservação e manejo para a área estudada

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Ecologia de Paisagem

A primeira definição de paisagem natural foi sugerida por Alexander Von Humbolt, considerado como o grande pioneiro da Geografia Física e Geobotânica, que a definiu como o caráter total de uma área geográfica, ou seja, as inter-relações entre os fatores bióticos e abióticos de uma área, porém não incluindo os aspectos humanos (NAVEH; LIEBERMAN, 1990).

Com estudos posteriores de vários autores, percebe-se que outros elementos estão presentes e interferindo na constituição da paisagem. Assim sendo, ela poderia ser definida como uma entidade espacial total e visual (TROLL, 1971) com interações entre os processos bióticos e abióticos (VINK, 1983) e as atividades antrópicas formando um conjunto único e indissociável em perpétua evolução (BERTRAND, 1968).

O estudo da paisagem, portanto, não se concentra apenas nos fatores biológicos e físicos de um ambiente, mas também nos processos culturais, sócio-econômicos e históricos da presença humana em determinada área que se encontra vinculada aos diversos usos da terra (SOARES FILHO, 1998).

Metzger (2001) propõe uma visão mais integradora da paisagem definindo-a como um mosaico heterogêneo formado por um conjunto de unidades que interagem entre si em uma determinada escala de observação. Esse mosaico é essencialmente visto pelos olhos do homem, na abordagem geográfica, e pelo olhar

das espécies ou comunidades estudadas na abordagem ecológica (VIDOLIN, 2008).

A paisagem é constituída, conforme Forman e Godron (1986), como um mosaico heterogêneo composto de relevos e de diferentes tipos de vegetação e formatos de ocupação, apresentando três características básicas: (a) estrutura e forma – que se referem às relações espaciais entre ecossistemas e elementos distintos tais como, a distribuição de energia, distribuição de espécies, em relação a tamanhos, formas e configurações dos ecossistemas. (b) função e processo - que se destinam às interações existentes entre os elementos espaciais, como os fluxos de energia e das espécies; e (c) mudança - que se refere à alteração na estrutura e na função do mosaico ecológico ao longo do tempo. Dessa forma, os autores definem a Ecologia da Paisagem como o estudo da estrutura, função e mudança de uma região heterogênea composta de ecossistemas em interação.

Essa heterogeneidade é caracterizada pela variedade de elementos da paisagem que Soares-Filho (1998) define como sendo áreas com diferentes usos e cobertura da terra tais como lavouras, cidades, banhados, florestas, campos entre outros.

Nesse processo de transformação da terra para uso humano, os ecossistemas nativos foram modificados, comprometendo a integridade dos processos ecológicos através da fragmentação de grandes áreas verdes, a substituição de espécies nativas por exóticas, erosão da terra e perda da qualidade da água (FORMAN; COLLINGE, 1996)

A fragmentação florestal apresenta um caráter negativo, visto que altera as condições ambientais favoráveis às espécies, diminuindo a área de vida, favorecendo o endocruzamento e conseqüentemente a extinção de populações locais (PÉRICO et al. 2005).

Saunders et al. (1991) afirmam que a fragmentação de habitats pode ser entendida como um processo de transformação de uma matriz de vegetação natural em áreas menores, isoladas entre elas por ambientes diferentes do original. Kramer (1997) cita que a fragmentação resulta, geralmente, em remanescentes florestais imersos em matriz de agricultura, vegetação secundária, solo degradado ou área urbanizada.

Esses fragmentos possuem suas margens expostas a intensidades de fatores abióticos que antes não se encontravam naquele lugar como, por exemplo, umidade, aumento da luminosidade, da temperatura e do vento, sendo que algumas destas condições alteradas podem ser fatais a algumas espécies ou favorecer a implantação de outras, principalmente oportunistas, que não ocupavam aquela área e assim acabam competindo com as espécies originais por fatores ambientais.

Os efeitos de borda geram alterações na abundância relativa e composição de espécies de plantas, em grande parte devido ao aumento no recrutamento e densidade de espécies arbóreas pioneiras (WILLIAMS-LINERA, 1990; LAURANCE et al. 1998; SIZER; TANNER, 1999), aumento na densidade de cipós adaptados a áreas degradadas (LAURANCE et al., 2001) e o decréscimo na densidade de plântulas de espécies tardias (BENITEZ-MALVIDO, 1998).

Segundo Dias et al., (2000), o efeito de borda proporciona, também, o estabelecimento de espécies generalistas que migram para as bordas e por possuírem excelente habilidade de dispersão, acabam por penetrar nas áreas centrais dos fragmentos.

A potencialização da invasão dos fragmentos florestais pela flora e fauna, favorecido pelo efeito de borda, é um problema grave causado pela fragmentação, visto que algumas espécies se estabelecem no ambiente alterado, representando séria ameaça à biodiversidade (ALMEIDA, 2008)

Cunha et al., (2005) analisaram a fertilidade do solo de sete fragmentos florestais da região de Londrina- PR, em diferentes distâncias da borda florestal em direção ao interior da floresta (0, 35 e 70m) e verificaram semelhança na química do solo em 0 e a 35m de distância da borda, o que não ocorreu em 70 m, indicando que o efeito de borda ainda é evidenciado em 35m de distância da borda florestal.

A influência da borda também pôde ser observada na avifauna, pois aves adaptadas a ambientes mais abertos do que uma floresta utilizaram a borda dos fragmentos por possuírem alta habilidade de dispersão e serem generalistas em relação à alimentação e à utilização do habitat. Entretanto, em pequenos fragmentos florestais com pequena área de interior em relação à borda, essas aves podem ocupar todo o fragmento e dessa forma, competiram com as que vivem no interior

das florestas, normalmente com baixo potencial de dispersão e bastante especializadas (GOOSEM, 1997; LOVEJOY et al., 1986)

Soares Filho (1998) afirma que o **tamanho** de uma mancha (ou fragmento) é muito relevante, pois a capacidade de conter espécies no seu interior, quantidade de energia armazenada e até mesmo a distribuição da riqueza de espécies presentes na paisagem, dependem da área de borda em relação à área de interior, visto que fragmentos menores são compostos quase que exclusivamente por espécies de borda (Figura 1).

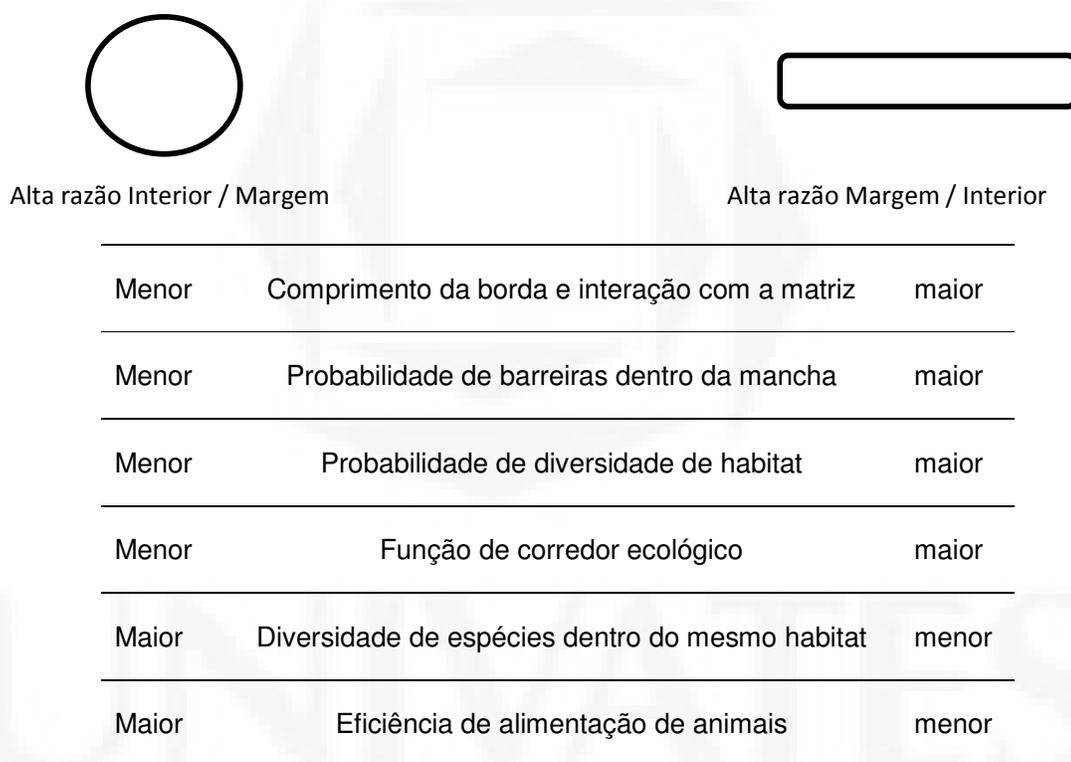


Figura 1. Efeito da relação borda/interior em diversas características ecológicas.

Fonte: Modificado de Forman e Godron (1986).

Pardini et al. (2005) verificaram a abundância e a diversidade de pequenos mamíferos em remanescentes florestais de Mata Atlântica e os resultados mostraram que os dois índices apresentaram-se mais baixos em pequenos e médios fragmentos do que em grandes fragmentos e na floresta contínua.

Para Forman e Godron (1986) os pequenos fragmentos também são importantes para a paisagem podendo funcionar como elementos de ligação, trampolins ecológicos entre grandes áreas, e desta forma promovendo um aumento no nível de heterogeneidade da matriz, atuando também como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas.

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 deverão sofrer um declínio em suas populações, pois estarão atuando em conjunto os efeitos do tamanho do fragmento e da perda de habitat. A 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.

A **forma** de um fragmento tem muita significância na distribuição da borda que apresenta, pois manchas na forma de círculos ou quadrados contêm mais áreas interiores do que borda. Em contrapartida, um fragmento na forma de um retângulo, com mesma área, tem proporcionalmente maior relação borda/interior e, finalmente, um fragmento estreito, também de mesma área, pode ser composto inteiramente pela sua borda como pode ser observado na Figura 2 (SOARES FILHO, 1998).



Figura 2. Relação entre as áreas interiores e as margens de acordo com diferentes forma e tamanhos de fragmentos.

Fonte: modificado de Forman e Godron, (1986)

Os **corredores** são pequenas faixas estreitas de terra que diferem da matriz em ambos os lados, isolados em faixas ou ligados a outros fragmentos (FORMAN; GODRON, 1986). Um corredor sempre liga uma ou mais manchas ou fragmentos de

igual composição. Plantas e animais se movem facilmente através de um corredor, mas a grande variabilidade de espécies encontra-se no interior dos corredores (SCARPATO, 2008). Algumas espécies podem utilizar o corredor como habitat e menos frequentemente como curso, conforme demonstrou trabalho realizado por TIGAS (2002) com Linces e Chacais em Los Angeles.

Para Rantalainen et al., (2004) os corredores ecológicos atenuam os efeitos negativos da fragmentação em populações ou em comunidades realçando a dispersão dos organismos entre os fragmentos do habitat.

Um estudo realizado por Šálek et al., (2009) com diversas espécies de mamíferos carnívoros que habitam áreas vizinhas a áreas agriculturáveis demonstrou que armadilhas de exalavam cheiro de urina de coelho possuíam mais probabilidade de serem visitadas nas estações preparadas em corredores ecológicos do que na matriz. Além disso, os mesmos autores verificaram que a cobertura arbórea e a largura do corredor não influenciaram no seu uso pela fauna.

Sendo assim, a **matriz** é o elemento da paisagem mais conectado e extenso que circunda os fragmentos existentes e se caracteriza, estruturalmente e pela sua composição de forma específica e diferente dos fragmentos nela inseridos (Figura 3) A matriz possui grande importância no funcionamento e sobrevivência do sistema, pois os fluxos de espécies, energia e matéria entre a matriz e seus elementos são dependentes de sua estrutura e composição (BARROS, 2006).

Andreassen et al. (1996) afirma que a matriz de uso agrícola ou urbano resulta no isolamento geográfico de habitats impedindo a mobilidade de certos organismos e desta forma, isolando pequenas populações, favorecendo a consanguinidade. Além disso, populações pequenas são mais sensíveis aos eventos estocásticos, como incêndios ou surtos epidêmicos que poderia conduzir a população local à extinção.

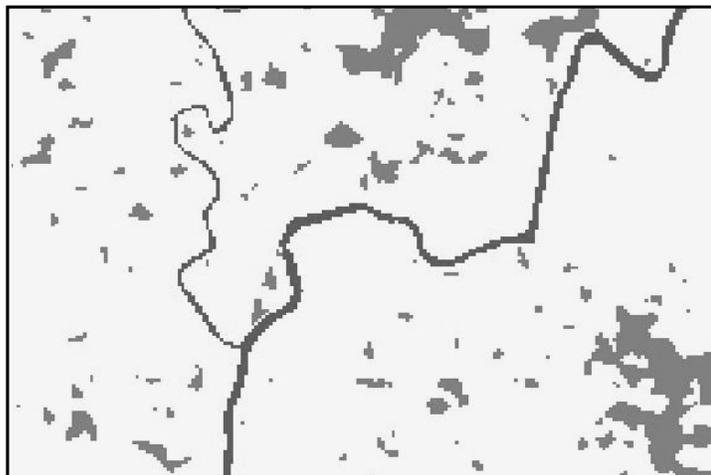


Figura 3 - Fragmentos Florestais (cinza claro) e rios (cinza escuro) inseridos em matriz (branco) na bacia hidrográfica do rio Forqueta.

A composição da matriz pode influenciar não somente entre, mas também a distribuição da fauna dentro dos fragmentos. As taxas de ocupação e densidades elevadas nos fragmentos podem ser promovidas por uma matriz que favorece a conectividade através da recolonização. Alguns tipos da matriz podem inibir a emigração e fazer com que os organismos se agreguem perto da borda (HAYNES; CRONIN, 2003).

Na ecologia de paisagem, a qualidade da matriz é um fator importante na análise do padrão da paisagem. Em modelos de populações, a distância entre duas populações inclui implicitamente a qualidade da matriz e as suas implicações para a dinâmica da população no sistema (REUNANEN, 2001).

De Paula (2006) cita que a matriz inter-habitat inibe, em geral, os deslocamentos dos organismos, sendo que a sua ação é mais ou menos intensa em função de sua permeabilidade que pode ser estimada, segundo Metzger (1999) pela densidade de pontos de ligação, ou seja; pequenas áreas de habitat dispersas na matriz, e pela alta similaridade com o habitat.

Li (2000) cita que a ecologia da paisagem é um modo de pensar sobre a evolução e a dinâmica de paisagens heterogêneas sendo vista igualmente como o

corpo de conhecimento ou de fatos sobre o espaço ecológico, a heterogeneidade espacial e a escala.

Gonçalves (2007) verifica algumas ações possíveis de serem utilizadas com os índices de paisagem, tais como; subsídios para elaboração de programas de conservação; avaliação das consequências ecológicas nas alternativas de diferentes situações de manejo; simulação de cenários alternativos; identificação de locais prioritários à intervenção. A análise estrutural da paisagem é um processo crítico no manejo dos recursos naturais e na conservação de espécies ameaçadas.

Com a crise ambiental, focalizada principalmente na alteração da cobertura da terra, a Ecologia de Paisagem apresenta-se como uma excelente ferramenta no processo de planejamento regional e elaboração de áreas de conservação, da preservação da diversidade biológica e do manejo sustentável (DOBROVOLSKI, 2006; GONÇALVES, 2007).

Recentes avanços nos estudos sobre modelagem, análise espacial, funcionamento de ecossistemas, sensoriamento remoto, geoprocessamento e sistemas de informação geográfica contribuíram muito para o desenvolvimento da ecologia de paisagem. Estes avanços no desenvolvimento de técnicas e conceitos em diferentes áreas do conhecimento propiciam à ecologia da paisagem uma abordagem prática, que a torna aplicável à definição de áreas e ações prioritárias para a conservação da diversidade biológica e para o manejo sustentável (GONÇALVES, 2007).

2.2 Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento

A Figura 4 representa o funcionamento básico do Sensoriamento Remoto, que consiste na transferência de energia eletromagnética de uma fonte artificial ou natural, sendo que a principal fonte natural para a Terra é o Sol (A). Essa energia propaga-se (B) com frequências e comprimentos de ondas específicos os quais, ao colidirem sobre determinada superfície (C) podem ser, de um modo geral, absorvidos ou refletidos conforme a natureza da substância. A energia refletida é então captada por sensores instalados em satélites (D), que os enviam às estações

de recepção na Terra (E) e processam as informações gerando dados tais como imagens ou valores numéricos (F).

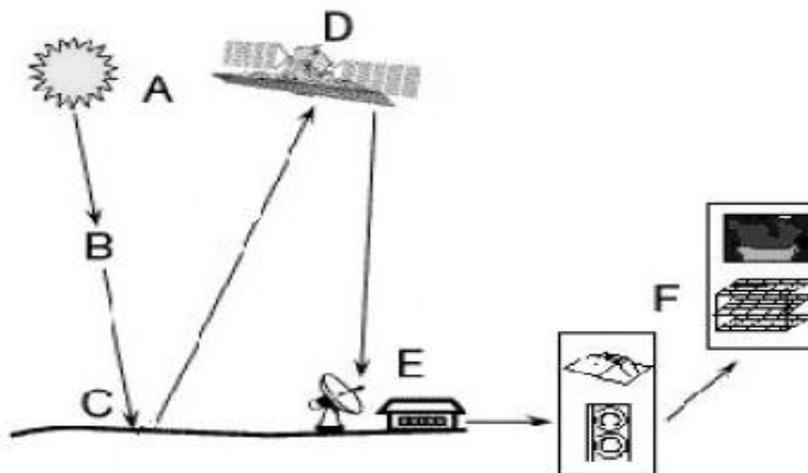


Figura 4 - Etapas envolvidas na obtenção de dados por Sensoriamento Remoto.

Fonte: Canada Center for Remote Sensing – CCRS, 1998.

O conjunto das tecnologias voltadas à coleta e tratamento das informações espaciais é definido como Geoprocessamento, pois utiliza uma série de técnicas matemáticas e computacionais (COUTO, 2007), tais como digitalização, conversão de dados, modelagem digital do terreno, processamento de imagens e Sistemas de Informação Geográfica (APARÍCIO, 2001), sendo a imagem do satélite georreferenciada, ou seja; localizada no espaço e definida por um sistema referencial de coordenadas (latitude/longitude) conhecidas (NOGUEIRA, et. al,1997).

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são ferramentas computacionais que capturam, modelam, recuperam, manipulam, apresentam e analisam dados georreferenciados que representam objetos e fenômenos em que a localização geográfica é uma característica inerente à informação e indispensável para analisá-la (CÂMARA et al. 1996).

Xavier da Silva (2001) afirma que os SIG, por constituírem um conjunto de aplicativos de transformação e representação visual de dados ambientais,

estatísticos ou textuais, são valiosas ferramentas para subsidiar a avaliação, o planejamento e o monitoramento de recursos naturais em uma série de atividades que podem restringir-se a uma região ou até mesmo a um país inteiro.

Vários autores (ZAIDAN; XAVIER–DA-SILVA 2004; COSTA; XAVIER-DA-SILVA, 2004; PEREIRA JUNIOR et. al., 2004; ROCHA et. al., 2004, KOUAKOU e XAVIER-DA-SILVA, 2004) citam diversas aplicações do geoprocessamento para a questão ambiental, destacando-se o planejamento urbano, zoneamento de áreas com necessidade de proteção ambiental, suporte para elaboração de planos de manejo, fiscalização de áreas de proteção legal, avaliação de recursos florestais, mapeamento de fragilidades ambientais, dinâmicas da paisagem, avaliação da qualidade visual da paisagem, entre outras.

Esses *softwares* trabalham com a confecção de diversos tipos de mapas que podem estar representados por planos de informação denominados camadas ou *layers*, as quais carregam determinada feição. Dessa forma um SIG é capaz de realizar operações de manipulação de dados como identificação de formas, identificação de pontos e polígonos, determinação de área e de distância, cálculos de proximidade, procura por dado, por localização, por atributo e por similaridade, entre outros (RICHARDS, 1993).

2.3 Métricas da paisagem

O *software* Fragstats 3.3 (McGARIGAL; MARKS, 1995) é um programa de domínio público que possibilita a análise da estrutura e dos padrões espaciais da paisagem, utilizando para isso um conjunto de métricas. As mesmas métricas podem ser aplicadas aos fragmentos (*Patches*) para cada uma das classes (*Class*) de elementos da paisagem e para a paisagem (*Land*) como um todo.

As diversas métricas podem ser classificadas em oito grupos de categorias: métricas de área, de fragmentos, de bordas, de forma, de área central (*core*), de vizinho mais próximo, de contágio e mistura e de diversidade.

2.4 Modelagem dinâmica

O planejamento e a gestão ambiental de bacias hidrográficas dependem da competência em qualificar e quantificar os padrões de uso e de ocupação da terra, podendo ser realizado através de medidas de campo e da modelagem matemática.

Iritani (1998) define modelagem matemática como uma representação matemática dos processos naturais a partir de um modelo conceitual, idealizado com base no levantamento e na interpretação de dados e observações tendo como objetivo uma melhor compreensão do sistema atual, possibilitando prever situações futuras e compreender processos passados.

Odi (2005) cita que o objetivo principal da modelagem é reproduzir características relevantes para o tratamento de uma determinada questão específica, a qual poderá ser modelada de diferentes maneiras, de acordo com as informações disponíveis e os propósitos do estudo excluindo-se assim de tentar elaborar uma cópia exata do problema em estudo.

Referindo-se ao processo de pesquisa que leva à geração de uma representação de um sistema Soares Filho (1998) afirma que modelagem é a arte de construir modelos. Por possuírem diferentes tipos de linguagens e formatos e cada um deter uma especificidade em aplicações, Meredith et al., (1985) classificam os modelos em físicos, gráficos e matemáticos. O primeiro demonstra as representações físicas atuais e é uma redução análoga ao original.

Os modelos gráficos são produzidos em desenhos esquemáticos, demonstrando as relações entre dois ou mais parâmetros. Os modelos matemáticos simulam o problema em termos matemáticos, valendo-se de representações por meio de símbolos ou linguagem (lógicos matemáticos).

O modelo matemático, por sua vez, pode ser classificado em determinístico ou estocástico-probabilístico e pode ser expresso em uma única expressão matemática ou ser estruturado em complexos sistemas, os quais são viabilizados atualmente por computadores capazes de calcular milhares de equações em pouco tempo (SCARASSATTI, 2007).

Com o advento dos SIGs, que possuem a finalidade de armazenar, organizar, recuperar e modificar informações sobre a distribuição espacial de recursos naturais,

surgiram também sistemas capazes de prover representações realistas de processos espaço-temporais.

A Modelagem Dinâmica procura transcender as limitações atuais da tecnologia de geoprocessamento, fortemente baseada numa visão estática, bidimensional do mundo, tendo como objetivo realizar uma simulação numérica de processos dependentes do tempo (BURROUGH, 1998).

Nesse contexto Soares Filho (1998) salienta a importância dos modelos computacionais de análise e de previsão de mudanças através do espaço geográfico, pois permitem uma melhor compreensão da dinâmica da paisagem como, por exemplo, para discriminar mudanças ambientais que são devidas à variabilidade natural daquelas causadas pela intervenção antrópica.

Este tipo de modelagem observa e quantifica o ritmo das mudanças, explorando as características do fenômeno estudado em tempo real, e projeta cenários futuros que são úteis para um planejamento estratégico (PAIM, 2008).

Couclelis (1999) afirma que, para um SIG modelar processos dinâmicos com o nível necessário de realismo, necessita mais que suposições pré-estabelecidas quanto à homogeneidade, uniformidade e universalidade das propriedades de seus principais componentes (que incluem o espaço e as relações espaciais, o tempo e o modelo) mas também serem capazes de representar o espaço como uma entidade não homogênea tanto nas suas propriedades quanto na sua estrutura; ter as regras de transição como regras não universais; considerar a variação temporal como um processo regular ou irregular; dispor o sistema como um ambiente aberto a influências externas e possuir as vizinhanças como relações não estacionárias.

As relações entre as vizinhanças simulam o processo de mudança ou crescimento em modelos dinâmicos, baseados na premissa de que as transições ocorrem unicamente em função do que acontece na vizinhança imediata à dada célula. Esse modelo é definido por Batty (2000) como autômatos celulares.

Almeida (2008) reconhece quatro elementos básicos que compõem os modelos de autômatos celulares:

a) células – são os objetos da modelagem e podem assumir formatos e dimensões diferentes, os quais manifestam algum tipo de vizinhança e proximidades entre si;

b) estados – atributo único (discreto) apresentado por cada célula em um intervalo de tempo considerado (por exemplo, qualquer valor entre 0 e 1);

c) vizinhanças – podem se apresentar de diferentes formas e seus estados e configurações condicionarão a mudança ou a permanência dos estados atuais das células sob sua influência;

d) regras de transição – determinam quando e por que o estado de uma célula se altera, podendo ser qualitativas ou quantitativas (PEDROSA; CÂMARA, 2001).

Os mesmos autores acima citados incluem um quinto componente básico nos autômatos celulares, que é o conjunto de intervalos de tempo com atualização simultânea das células.

O *software* DINAMICA 2.4 (SOARES FILHO et al., 1999) é um simulador da dinâmica de Paisagens que possui como características a capacidade de incorporar processos de decisão baseados em modelos de uso da terra a partir de abordagem maciça de dados derivados do Sensoriamento Remoto Orbital e a capacidade de incluir processos estocásticos de múltiplos passos de tempo com probabilidades espaciais com característica dinâmica e ainda computar o efeito da vizinhança em um projeto misto de mosaico e manchas (SOARES FILHO et al., 2001).

Soares filho et al. (2003) descreve o DINAMICA 2.4 (*op. cit*) como um modelo de simulação espacial do tipo autômato celular que utiliza como entrada um mapa da paisagem inicial (por exemplo.: uso e cobertura da terra), um mapa do tempo de permanência de cada célula no estado atual e um conjunto de variáveis as quais podem ser estáticas ou dinâmicas, sendo as últimas recalculadas a cada iteração do programa. As variáveis (por exemplo.: solo, vegetação, altitude) são combinadas através de seus pesos de evidência (pesos que favorecem ou desfavorecem uma transição na paisagem em determinada faixa de distância e em determinada variável) para gerar os mapas de probabilidades de transição. Para isso utiliza dois

processos de transição complementares baseando-se na influência da vizinhança mais próxima nas chances de transição e na dinâmica das manchas.

2.5 A Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta

A Bacia Hidrográfica do rio Forqueta está inserida na região geográfica Vale do Taquari (Figura 5), entre as latitudes 29° 30' e 28° 49'S e as longitudes 52°00' e 52° 45' W no nordeste do estado do Rio Grande do Sul (REMPEL, 2000) somando 2.845.989 Km² de área.

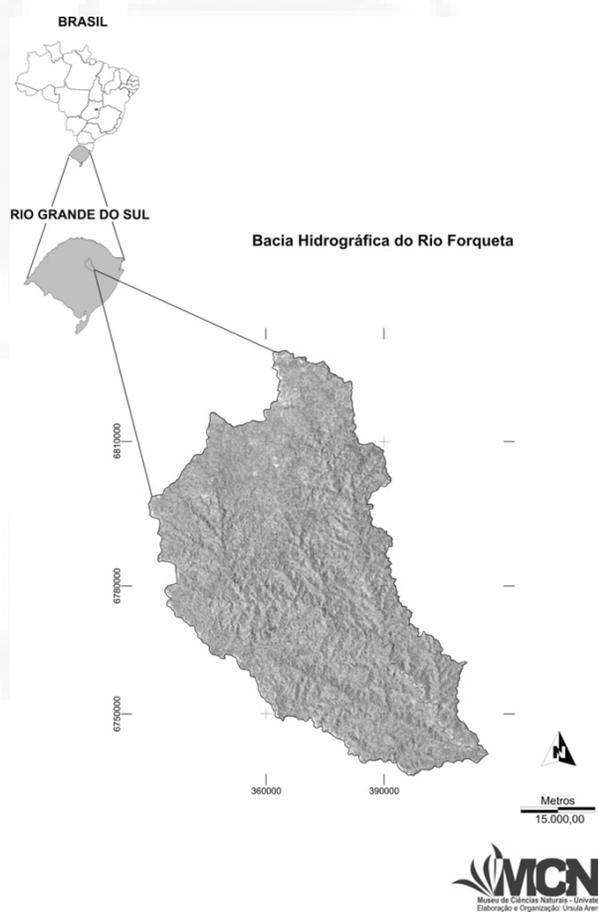


Figura 5- Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta, RS.
Fonte: Périco (2009)

O Vale do Taquari está localizado, em parte, na encosta Inferior do Planalto Meridional, apresentando-se fortemente escarpado pela ação do rio Taquari, e na Depressão Central do estado (REMPEL, 2000).

As áreas de vegetação nativa são constituídas por fragmentos remanescentes de vegetação e pelos campos. Originalmente a região era constituída por duas formações florestais: a Floresta Estacional Decidual e Floresta Ombrófila Mista-Mata de Araucária que, atualmente, encontram-se fragmentadas em diferentes estádios de sucessão ecológica.

Grande parte da cobertura vegetal natural da bacia foi substituída por atividades agropastoris, de maneira que persistem áreas cobertas, porém não pela flora original estratificada, mas sim com um desbastamento acentuado e submata (REMPEL, 2000).

No Cenário de Uso e Ocupação da terra de 2007 são identificadas 9 classes, que são representadas por: Floresta Industrial (5,80%), Floresta Estacional Decidual (19,50%), Floresta Ombrófila Mista (18,34%), Vegetação Pioneira (27,50%), Vegetação Campestre (8,50%), Lavoura (9,80%), Solo Exposto (5,46%), Hidrografia (3,85%) e Área Urbana apresentando 0,39% (PÉRICO, 2009) conforme demonstra a Figura 6.

A rede hidrográfica correspondente à área de estudo apresenta 109.659 Km² de área, o que representa 3,85% da bacia. Os rios Fão e Forqueta, que possuem largura que varia entre 15 e 50 metros, são classificados como sendo de terceira ordem e, juntamente do arroio Forquetinha, que possui largura entre 10 a 15 metros (segunda ordem), correspondem a 16% do total da malha hidrográfica. Os 85% restantes são representados por arroios e sangas secundários.

A Bacia do rio Forqueta apresenta variações de temperatura que estão diretamente relacionadas com as diferentes altitudes encontradas no território da bacia, sendo que nas porções mais elevadas as temperaturas tendem a ser mais baixas que nas porções nas quais o relevo apresenta as menores altitudes (PÉRICO, 2009).

Quanto às chuvas, estas ocorrem de forma bem distribuída durante todos os meses do ano, não evidenciando um mês com deficiência hídrica. Os volumes

médios anuais variam entre 1450 a 1780 mm, sendo que nas porções de altitudes mais elevadas a precipitação pluviométrica é maior (PÉRICO, 2009).

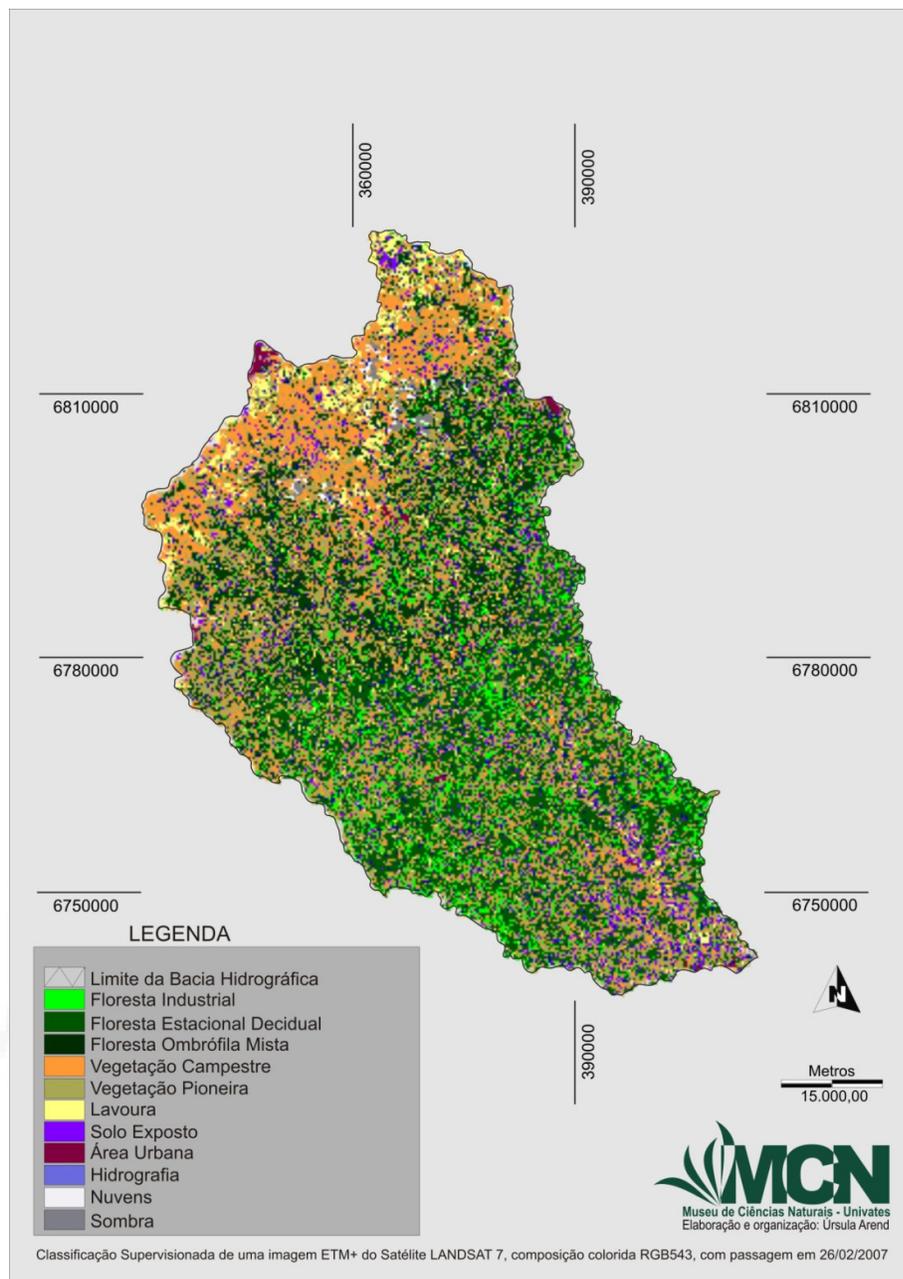


Figura 6. Uso e Ocupação da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta em 2007.

Fonte: Périgo (2009).

A escolha de uma bacia hidrográfica como área de estudo está baseada nos pressupostos das Ciências Ambientais, os quais colocam as bacias hidrográficas como sendo as unidades da paisagem mais adequadas para estudos ambientais, basicamente devido ao seu conceito de integração de fatores ecológicos, sócio-econômicos e culturais. A solução de muitos problemas ambientais está intimamente vinculada com as preocupações que objetivam a manutenção das bacias hidrográficas (O'SULLIVAN, 1981)

2.5.1. Indicadores demográficos e econômicos

A bacia em questão abrange, total ou parcialmente, os municípios de Arroio do Meio, Arvorezinha, Barros Cassal, Coqueiro Baixo, Canudos do Vale, Capitão, Fontoura Xavier, Pouso Novo, Progresso, São José do Herval, Itapuca, Sério, Lajeado, Travesseiro, Santa Clara do Sul, Marques de Souza, Nova Brescia, Relvado, Putinga e Soledade (REMPEL, 2000)

Para a Fundação de Economia e Estatística (FEE, 2010), a região geográfica denominada Vale do Taquari, no qual está inserida a Bacia Hidrográfica em estudo (com exceção dos municípios Barros Cassal, Fontoura Xavier, São José do Herval, Itapuca e Soledade), possui 4.821,1 Km² de área (1,71% da área do estado) e em 2008 apresentou 320.888 habitantes, contabilizando 66,6 hab/km².

Segundo o mesmo autor a estrutura setorial do Valor Adicionado Bruto por setores de atividade econômica em 2007 apresenta-se maior no setor de serviços (52%), seguido por indústria (35%) e agropecuária (13%).

A agropecuária representa uma parte importante da atividade econômica do Vale do Taquari. Organizada no modelo familiar em minifúndios de diversas culturas e criações – sempre em regime confinado – e na maioria das vezes constituídas em sistema integrado com a indústria de alimentos, apresentou em 2006, 25.698 propriedades rurais com tamanho médio de 13,53 ha (CENSO AGROPECUÁRIO, 2006 apud VALE, 2010)

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Imagens de satélite

A análise da fragmentação florestal e a modelagem dinâmica espacial da bacia hidrográfica do rio Forqueta foram realizadas utilizando, como dados de entrada, os cenários de uso e cobertura da terra dos anos de 1989 e de 2008, período que compreende 19 anos. Estes dados de uso e cobertura da terra foram obtidos a partir de um conjunto de imagens do satélite TM Landsat 5, obtidas gratuitamente do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. A Tabela.1 apresenta a relação e as principais características das imagens de satélite utilizadas na análise temporal.

Tabela 1 - Relação das imagens de satélite utilizadas para análise da bacia hidrográfica do rio Forqueta

Data da Imagem	Satélite	Órbita - Ponto	Resolução Espacial	Bandas Utilizadas
20-09-1989	Landsat 5	222-080	30 m	3, 4 e 5
24-09-2008	Landsat 5	222-080	30 m	3, 4 e 5

3.1.1 Pré-Processamento das Imagens de Satélite

Os procedimentos metodológicos relacionados com o pré-processamento das imagens de satélite apresentados na tabela 1, como a correção radiométrica,

normalização radiométrica, o georreferenciamento, o registro e o recorte foram realizados no *software* ENVI 4.5 (ITT, 2008), enquanto que os mapas de uso e cobertura da terra foram gerados no SIG Idrisi Andes 15 (EASTMAN, 2006). Do conjunto de bandas do satélite Landsat disponibilizadas foram utilizadas as bandas 3 (Vermelho), 4 (Infravermelho Próximo) e 5 (Infravermelho Médio) do satélite Landsat 5. Assim sendo, as etapas de registro e recorte foram realizadas somente nestas bandas.

O georreferenciamento consiste em um processo que concede a uma imagem um sistema de coordenadas do mundo real e corrige eventuais deformações decorrentes do processo de aquisição da imagem de satélite. O georreferenciamento realizado nas imagens de 1989 e de 2008 utilizou 15 pontos de controle medidos nas cartas topográficas (tabela 2) que cobrem toda a área de estudo, em escala 1:50.000, elaboradas pela Diretoria do Serviço Geográfico do Exército (DSG, 1980). O erro médio quadrático (RMS) do georreferenciamento foi controlado com valor inferior a 1 pixel, ou seja, inferior a 30 m². A distribuição dos pontos de controle foi realizada de modo que cada quadrante da área de estudo recebesse, pelo menos, 20% do total de pontos. Por último, a disponibilidade do limite da bacia hidrográfica permitiu a criação de uma máscara para realizar o recorte das bandas georreferenciadas do conjunto de imagens.

Tabela 2 - Cartas planialtimétricas utilizadas no Georreferenciamento.

Folhas	Denominação
SH.22-V-D-I-4 MI-2951/4	Marques de Souza
SH.22-V-D-I-3 MI-2951/4	Sério
SH.22-V-D-I-2 MI-2951/2	Nova Bréscia
SH.22-V-D-II-3 MI-2952/3	Lajeado
SH.22-V-C-III-2 MI-2950/2	Barros Cassal
SH.22-V-B-IV-1 MI-2934/1	Nicolau Vergueiro
SH.22-V-B-IV-3 MI-2934/3	Soledade-E
SH.22-V-B-IV-4 MI-2934/4	Arvorezinha
SH.22-V-D-I-1 MI-2951/1	Progresso
SH.22-V-A-VI-4 MI-2933/4	Soledade

Fonte: DSG (1980)

3.2 Mapeamento das Áreas Florestais

As áreas florestadas da bacia hidrográfica do Rio Forqueta foram classificadas pelo método supervisionado da Máxima Verossimilhança Gaussiana. Este classificador utiliza apenas a informação espectral de cada pixel para definir regiões homogêneas e se fundamenta em métodos estatísticos (PONZONI; SHIMABUKURU, 2007). As amostras de treinamento utilizadas para treinar o classificador foram coletadas sobre uma composição colorida procurando compreender toda a variação dos níveis de cinza das áreas florestais. As imagens temáticas resultantes das áreas florestais, para cada ano analisado, foram validadas de forma heurística.

3.3 Mapeamento das Áreas Não Florestais

Em virtude do presente estudo focar a análise dos fragmentos florestais e a dinâmica dessas áreas, os demais usos da terra foram agrupados em uma única classe temática, representada pelas áreas de uso antrópico. Uma vez que a delimitação das áreas florestais foi descrita anteriormente, o restante da paisagem da bacia consiste de usos antrópicos, compostos por áreas agrícolas, áreas urbanas, áreas de pecuária e outras. Assim sendo, com o uso de álgebra de mapas, foram gerados os mapas temáticos do uso e cobertura da terra para o ano de 1989 e 2008. Ao término dessa etapa, a resolução espacial dos dois mapas de uso e cobertura da terra foram reamostradas de 30 para 60 m. A medida visou desenvolver um modelo que pudesse ser desenvolvido mais rapidamente.

3.4 Modelagem Dinâmica Espacial

O *software* DINAMICA 2.4 é um instrumento de investigação de trajetórias da paisagem e de dinâmica de fenômenos espaciais. Por ser um modelo genérico de mudanças possibilita modelar vários fenômenos dinâmicos como desflorestamento e dinâmica urbana.

3.4.1. Variáveis

Para modelar as mudanças ocorridas na paisagem o DINAMICA 2.4 utiliza variáveis que podem ser definidas como os fatores ou evidências que contribuem na magnitude e na localização das mudanças ocorridas na paisagem. Foram utilizadas como variáveis a declividade e a distância das áreas florestadas do cenário inicial (1989). A primeira variável foi categorizada em classe temática, entrando no modelo dinâmico como variável categórica. Esta variável foi exportada no formato do software ER Mapper 7.1 (ER Mapper, 1995), no qual foi composto um arquivo *multilayer* ou “cubo de dados”, compondo o arquivo final da variável. Além disso, foram criados outros dois “cubos de dados”, um para o uso e cobertura da terra inicial e outro para o uso e cobertura da terra final. A segunda variável, que consiste na distância das áreas florestadas do cenário inicial, foi utilizada diretamente no software DINAMICA 2.4 como variável dinâmica, não integrando o “cubo de dados” das variáveis. A cada iteração do modelo, o software calcula uma nova distância para esta variável.

3.4.2 Implementação do Modelo Dinâmico Espacial

A simulação da mudança da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta teve início com a definição do número de classes de uso e cobertura da terra (área florestada e área não florestada) e o número de passos de tempo a serem simulados (19 anos). Na sequência foi inserido no modelo o mapa de uso e cobertura da terra inicial, o mapa de tempo de permanência fictício e as variáveis. Na opção “Mapas Dinâmicos” foi marcada a classe de uso e cobertura da terra que corresponde às áreas florestais usada como variável dinâmica.

Pelo menu *Display* do software DINAMICA 2.4, opção *External Tools*, foram calculadas as matrizes de transição anual e global, pelo período de tempo considerado de 19 anos (1989-2008).

As matrizes de transição consistem em uma taxa de mudança da paisagem em um dado período de tempo. No presente estudo, com base na tabulação cruzada

dos mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 1989 e de 2008, foi calculada a matriz de transição global para os 19 anos considerados e também a matriz de transição anual decomposta. É a matriz de transição anual que é utilizada no modelo dinâmico espacial.

Os valores apresentados na matriz global (tabela 3) indicam a probabilidade de cada pixel, pertencente à classe Área Não Florestada permanecer nessa classe (0.781333415) ou transformar-se em classe Área Florestada (0.218666585) em 19 anos. O valor zero (0) indica que não houve cálculo de transição entre as classes e o valor um (1) é indicativo de permanência, do pixel, na classe no decorrer do tempo em estudo.

Tabela 3 - Matriz de transição Global de 1989 a 2008 entre as área florestadas e não florestadas na bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS.

	Background	Não Floresta	Floresta	Rios
Background	1	0	0	0
Não Floresta	0	0.781333415	0.218666585	0
Floresta	0	0	1	0
Rios	0	0	0	1

Os valores apresentados na matriz decomposta (tabela 4) indicam a probabilidade de cada *pixel*, pertencente a classe Não-Floresta permanecer nessa classe (0.987096951) ou transformar-se em classe Floresta (0.012903049) em um ano. Os valores 0 e 1 possuem os mesmos atributos que na tabela. 4.

Tabela 4 - Matriz de transição anual decomposta de 1989 a 2008 entre as áreas florestadas e não florestadas na bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS.

	Background	Não Floresta	Floresta	Rios
Background	1	0	0	0
Não Floresta	0	0.987096951	0.012903049	0
Floresta	0	0	1	0
Rios	0	0	0	1

Posteriormente foi criado o arquivo “esqueleto” para a categorização dos mapas das variáveis. Neste procedimento é informado o mapa de uso e cobertura da terra inicial, as variáveis e a transição a ser analisada. Por último, ainda é informado a resolução espacial de cada variável, correspondendo a 60 metros para todas. Após a criação do arquivo “esqueleto”, o DINAMICA 2.4 calculou as melhores faixas de distâncias para a variável contínua. Neste procedimento foram informados os mapas de uso e cobertura da terra inicial e final, as variáveis e o arquivo “esqueleto”. Nesta operação, o *software* DINAMICA 2.4 cruza a transição da paisagem com as duas variáveis, expondo as melhores faixas de distâncias que explicam a mudança.

Uma vez calculadas as melhores faixas de distâncias para cada variável o passo seguinte foi calcular os pesos de evidências para cada intervalo de distância em função da presença ou não da transição da paisagem. Como dados de entrada foram informados novamente os mapas de uso e cobertura da terra inicial e final, as variáveis e o arquivo apresentando as melhores faixas de distância para cada variável. Como saída, foram calculados os pesos de evidências pelo DINAMICA 2.4, representados pelos $W+$ (peso que favorece uma transição na paisagem em determinada faixa de distância e em determinada variável) e pelo $W-$ (peso que desfavorece uma transição na paisagem em determinada faixa de distância e em determinada variável).

Após calculados os pesos de evidências e antes de proceder à simulação foi calculada a correlação entre as duas variáveis. Este cálculo utilizou como dados de entrada o mapa de uso e cobertura da terra inicial, o arquivo de variáveis e os pesos de evidências. Esta operação consiste em uma análise exploratória objetivando identificar se duas ou mais variáveis apresentam associação. No caso de ocorrer associação entre duas variáveis, pode-se eliminar uma destas ou combiná-las em uma única variável. Os índices que medem a associação entre pares de dados de mapas de evidências ou variáveis são o **Coefficiente Cramer (V)**, o qual lida com valores absolutos para a sobreposição de áreas entre pares de evidências. Segundo Bonham-Carter (1994), um Coeficiente Cramer abaixo de 0,5 indica que o par de evidências ou par de variáveis em questão não apresenta associação ou

dependência, de modo que podem ser mantidas e utilizadas na modelagem. O valor do Coeficiente Cramer para as duas variáveis analisadas foi de 0,37, indicando que as duas variáveis podem ser utilizadas na modelagem.

A última etapa na implementação do modelo dinâmico é o ajuste das funções de transição, que no *software* DINÂMICA podem ser por *Expander* (expansão) ou *Patcher* (nucleação). Estes operadores, com base no mapa de probabilidade de transição espacial da paisagem, que por sua vez foi calculado a partir dos pesos de evidências de cada variável, simularam quantitativamente e espacialmente as transições na paisagem. Por convenção, o DINÂMICA 2.4 realiza primeiro as transições por expansão ou contração de manchas de certa classe de uso e cobertura da terra existente previamente e depois por *Patcher*, que gera ou forma novas manchas por um mecanismo de nucleação.

O percentual de transições executadas pela função do *Expander* em relação ao *Patcher* precisa ser definido para cada transição. O *software* realiza iterações até que as transições alcancem a taxa de mudança na paisagem, expressa pela matriz de transição anual calculada. Foram realizadas três simulações para calibrar o modelo, sendo que em cada uma delas houve diferentes ajustes nos Percentuais de *Expander/Patcher*. Os valores Tamanho médio dos fragmentos e Variância do tamanho médio dos fragmentos foram calculados no Fragstat 3.3 (*op. cit*) a partir do mapa uso e cobertura da terra de 1989.

A tabela 5 mostra os valores das funções de transição da simulação 3 que apresentou os valores simulados mais semelhantes aos valores reais de uso e cobertura da terra de 2008.

Tabela 5. Valores das funções de transição para a simulação (Sim) 1, 2 e 3.

Função de transição	Valores		
	Sim 1	Sim 2	Sim 3
Percentual de <i>Expander / Patcher</i>	0,7 / 0,3	0,3 / 0,7	0,5 / 0,5
Tamanho médio dos fragmentos	6 ha	6ha	6 ha
Variância do tamanho dos fragmentos	1142 ha	1142ha	1142 ha

3.4.3 Operação do Modelo

Para a operação do modelo o *software* utiliza as variáveis dinâmicas e categóricas para o cálculo das probabilidades espaciais de transição, com base nos pesos de evidências calculados, gerando mapas de probabilidades de cada célula do terreno sofrer uma transição de *i* para *j*. Estes mapas são utilizados posteriormente pelas funções de transição na eleição de células a serem transicionadas. O resultado foi a obtenção de 19 mapas de uso e cobertura da terra simulados, ou seja, um para cada ano. O conjunto desses mapas reconstitui a dinâmica espacial de mudança da paisagem.

3.4.4 Validação dos Resultados

Para fins de validação do modelo implementado, foi realizada inicialmente uma avaliação heurística das simulações. Esta avaliação objetivou, em macroescala, avaliar se a paisagem simulada no último passo de tempo apresenta correspondência com o mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2008. Modelos espaciais requerem uma comparação dentro de um contexto de vizinhança. Mesmo que os mapas não correspondam exatamente pixel a pixel, ainda assim podem apresentar padrões espaciais similares e da mesma forma, correspondência espacial dentro de certa vizinhança de pixels. Para tratar deste assunto, foram desenvolvidos vários métodos de comparação baseados na vizinhança. Dois destes métodos baseados na vizinhança são apresentados na sequência.

O procedimento de **Ajuste por Múltiplas Resoluções (F)**, introduzido por Constanza (1989), compara o ajuste do mapa simulado com o mapa real em função de uma janela de varredura crescente, no presente caso, o mapa de uso da terra de 2008 simulado com o classificado. Esta janela é deslocada através da imagem e o ajuste médio de uma janela de tamanho particular é calculado. Este tamanho representa, portanto, o ajuste da predição para aquela resolução. É um procedimento mais simples, pelo fato de somente considerar o mapa simulado com o mapa real, gerando um índice com valor mais elevado. Índices de similaridade **F** aceitáveis apresentam valor acima de 0,8.

A **Medida de Similaridade Fuzzy** (HAGEN, 2003) e a **Medida de Similaridade Fuzzy Modificado (S)** estão baseadas no conceito de imprecisão da localização, no qual a representação de uma célula é influenciada pela própria célula e, menos, pelas células de sua vizinhança. O cálculo é realizado relacionando os mapas diferença entre o uso e cobertura da terra inicial e final com o mapa diferença entre o uso e cobertura da terra final e simulado. A seguir é calculada a diferença em dois sentidos entre os dois mapas, utilizando uma função de decaimento constante ou exponencial, considerando *pixel-a-pixel* e janelas de varredura com 3, 5, 7 ou mais células. É escolhida a similaridade global de menor valor, medida nos dois sentidos. Índices de similaridade **S** aceitáveis apresentam valor aproximado acima de 0,5. Os Índices de similaridade **F** e **S** para a simulação 3 estão representados na tabela 6.

Tabela 6 - Índices de similaridade Ajuste por Múltiplas Resoluções (F) e Medida de Similaridade Fuzzy Modificado (S) para a simulação 3.

Método de Validação	Janela	Janela	Janela	Janela
	1 pixel	3 pixel	5 pixel	7 pixel
Ajuste por Múltiplas Resoluções (F)	0,90	0,94	0,95	0,95
Medida de Similaridade <i>Fuzzy</i> Modificado (S)	0,37	0,53	0,56	0,57

3.4.5 Projeção de Cenários

Para a obtenção do mapa de uso e cobertura da terra para o ano de 2018 trocou-se a entrada do modelo (uso da terra 1989) pelo mapa de uso e cobertura da terra de 2008 alterando-se também, os passos de tempo para 10 anos, correspondente ao ano de 2018. A projeção de cenários, por métodos de modelagem dinâmica espacial, é uma estimativa do que pode vir a acontecer em determinada paisagem, caso as variáveis que explicam a mudança mantiverem a mesma tendência.

3.5. Análise da Fragmentação Florestal

A borda dos fragmentos ficou estabelecida em 30m (RODRIGUES, 1998; PÉRICO e CEMIN, 2006) e os mapas de uso e cobertura da terra dos dois anos em estudo, tiveram sua resolução espacial ajustada para 60m no *software* Idrisi Andes 15 (*op. cit*) através da função *Contract*. As imagens foram reclassificadas pelas funções *Edit* e *Assign* e posteriormente foram convertidas em formato ASCII pela função *Convert*.

Ainda na função *Edit* criou-se um arquivo de texto contendo as propriedades das classes, conforme mostra a tabela 7.

Tabela 7 - Propriedades de Classe para os mapas de uso e cobertura da terra de 1989, 2008 e 2018 para a bacia hidrográfica do rio Forqueta.

ID da Classe	Nome da Classe	Status	Background
-99	Background	Falso	Verdadeiro
99	Não Floresta	Falso	Falso
1	Floresta	Verdadeiro	Falso
99	Rios	Falso	Falso

Para o cálculo das métricas da classe foi utilizado o programa *Fragstat 3.3*. Foram inseridos alguns parâmetros através da tela *Set Run Parameters* tais como: a) a resolução espacial (cell size) em 60 metros; b) o valor do fundo (Background) em 99, indicando que todas as categorias com esse valor não serão analisadas; c) o número de linhas (Rows) e de colunas (Columns) do mapa fornecidos pelo Idrisi Andes 15; d) o tipo de arquivo de entrada (ASCII), e) o tipo de regra de vizinhança definida com oito células. Para o cálculo das métricas de fragmentos utilizaram-se as mesmas definições. Tanto no cálculo das métricas de classe quanto nas métricas de fragmentos, foram gerados arquivos-texto que posteriormente foram importados para planilhas nas quais foram agrupados e tabulados. Esse procedimento foi realizado nos mapas de uso e cobertura da terra para os dois anos em estudo.

3.5.1 Métricas de Paisagem

A seguir serão descritas as métricas que foram utilizadas no presente trabalho, bem como suas siglas apresentadas no *Fragstats 3.3* e a equação utilizada pelo programa para calculá-la. Todas as informações foram obtidas a partir do arquivo *help content* do próprio *software*.

a) **AREA** – *Area* – Área.

$\text{AREA} = a_{ij} \frac{1}{10000}$		$a_{ij} =$ área (m ²) do fragmento ij.
Unidade	Hectares (10.000 m ²)	
Escala	AREA > 0, sem limite.	
$\text{AREA_MN} = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i}$		MN (média) é igual à soma de todas as áreas, dividida pelo número de fragmentos. AREA_MN é dado na mesma unidade que a métrica AREA.

b) **CA** - *Class area* - Área da Classe.

$\text{CA} = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$		$a_{ij} =$ área (m ²) do fragmento ij.
Unidade	Hectares (10.000 m ²)	
Escala	CA > 0, sem limite.	

c) **LPI** – *Largest Patch Index* – Índice de maior fragmento.

$\text{LPI} = \frac{\max_{j=1}(a_{ij})}{A} (100)$		$a_{ij} =$ área (m ²) do maior fragmento. $A =$ área total da paisagem (m ²).
Unidade	Percentual	
Escala	0 < LPI ≤ 100	

d) **NP** - *Number of patches* – Número de Fragmentos

NP = n_i	n_i = número de fragmentos da classe na paisagem.
Unidade	nenhuma
Escala	$NP \geq 1$, sem limite.

e) **PD** - *Patch density* - densidade de fragmentos.

PD = $\frac{n_i}{A} (10.000)(100)$	n_i = número de fragmentos da classe selecionada da paisagem. A = Área total da paisagem (m^2).
Unidade	Número de fragmentos por 100 hectares
Escala	$PD > 0$, limitado pelo tamanho da célula.

f) **SHAPE** – *Shape Index* – Índice da forma.

SHAPE = $\frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}$	p_{ij} = perímetro do fragmento ij em termos de número de superfícies celulares. $\min p_{ij}$ = perímetro mínimo do fragmento ij em termos de número de superfícies celulares (<i>pixel</i>).
Unidade	Nenhuma
Escala	$SHAPE \geq 1$, sem limite.
SHAPE_MN = $\frac{\sum_{j=1}^n \frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}}{n_i}$	MN (média) é igual à soma de todos os perímetros dos fragmentos ij , dividida pelo número de fragmentos. SHAPE_MN é dado na mesma unidade que a métrica SHAPE.

g) **TCA** – *Total Core Area* - Área central total

$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$		a_{ij}^c = área central (m ²) do fragmento _{ij} com base em profundidades borda especificada (m).
Unidade	Hectares	
Escala	TCA ≥ 0, sem limite.	

h) **CORE** - *Core área* – Área Central

$CORE = a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$		a_{ij}^c = área central do fragmento (m ²) baseada na metragem da borda (m).
Unidade	Hectares	
Escala	CORE ≥ 0, sem limite.	
$CORE_MN = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{n_i}$		MN (média) é igual à soma de todas as áreas centrais dos fragmentos ij, dividida pelo número de fragmentos. CORE_MN é dado na mesma unidade que a métrica CORE.

i) **ENN_MN** - *Euclidean Nearest-Neighbor Distance* – Distância média euclidiana entre fragmentos vizinhos.

$ENN = h_{ij}$		h_{ij} = distância (m) do fragmento ij para um vizinho mais próximo da mesma classe com base na menor distância de borda a borda.
Unidade	Metros	
Escala	ENN > 0, sem limite.	
$ENN_MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n x_{ij}}{N}$		MN (média) é igual à soma, em todos os fragmentos da paisagem, dos valores correspondentes a métrica, dividido pelo número total de fragmentos. ENN_MN é dado na mesma unidade que a métrica ENN.

j) **CPLAND** - *Core Area Percentage of Landscape* - Percentual de área central na paisagem.

$\text{CPLAND} = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A} (100)$	a_{ij}^c = área central (m ²) do fragmento ij com base na borda especificada (m). A = área total da paisagem (m ²).
Unidade	Percentual
Escala	$0 \leq \text{CPLAND} < 100$

UNIVATES

4. RESULTADOS

4.1 Situação das áreas florestais na Bacia Hidrográfica do rio Forqueta em 1989 e 2008

A figura 7 apresenta a situação da cobertura vegetal da bacia entre os anos de 1989 e 2008 e a Figura 8 apresenta a tabulação cruzada entre os mapas de uso e cobertura da terra de 1989 e 2008, ressaltando os locais onde a regeneração florestal ocorreu.

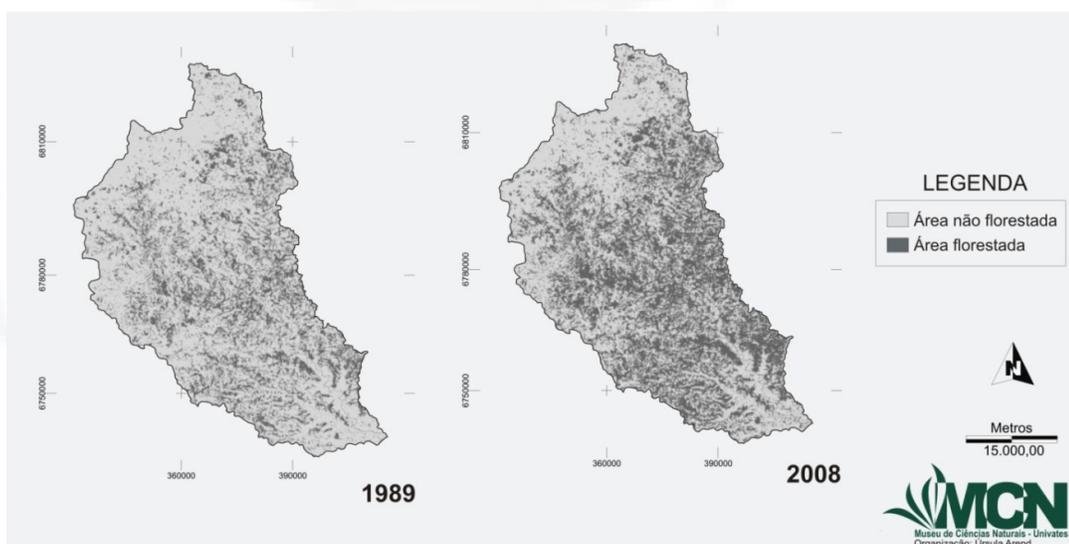


Figura 7 - Mapa do uso e cobertura da terra da Bacia hidrográfica do Rio Forqueta nos anos de 1989 e 2008.

Fonte: Périco (2009)

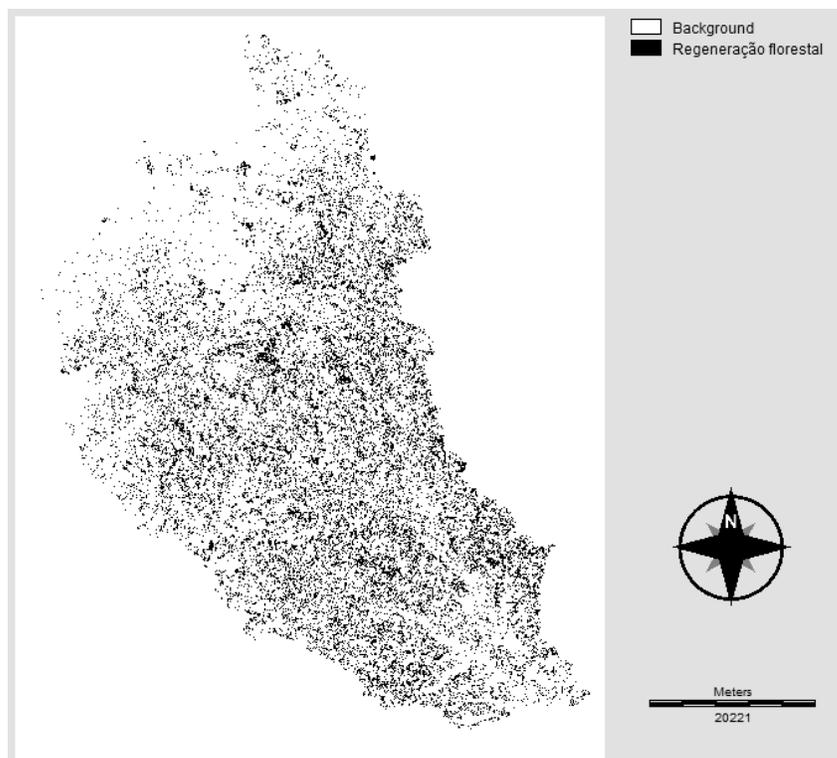


Figura 8 - Regeneração florestal entre 1989 e 2008.

Elaboração: Alexandre Ducatti e Rafael Eckhardt

A análise heurística dos mapas do uso e cobertura da terra, nos dois anos, demonstra o aumento de áreas florestadas em praticamente toda a extensão da bacia, com exceções as regiões noroeste e sudeste da bacia, onde o incremento de floresta não é tão evidente. A maior concentração de machas florestais está na região central, onde se encontram também as maiores declividades.

O cálculo do total de floresta e de áreas não florestadas foram realizadas pelo Idrisi Andes 15 e apresentam-se na Tabela 8.

Tabela 8 - – Área total de floresta e áreas não florestadas.

Classe	Área (ha)	
	1989	2008
Floresta	60.896,61	109.597,86
Não Floresta	222.561,36	173.860.11

Verifica-se um acréscimo de 79,9% sobre o total de área florestada de 1989 para 2008, apresentando um incremento médio de 6,7% de floresta por ano. As áreas não florestadas diminuíram 21,8% em 19 anos, representando um decréscimo de 1,2% ao ano.

4.2 Simulação da Dinâmica da Paisagem entre 1989 e 2008

Para a simulação da paisagem de 2018 foi necessário compreender e definir de que maneira as variáveis influenciaram na alteração da paisagem entre 1989 e 2008. Dessa forma realizou-se no DINAMICA 2.4 uma simulação da transição da cobertura florestal da bacia neste período, procurando obter um mapa que representasse um modelo dinâmico mais próximo do real ocorrido e assim utilizá-lo para realizar a projeção futura para 2018. A simulação realizada foi avaliada heurísticamente (Figura 9) e verificado os índices Similaridade *Fuzzy* Modificado (S), Múltiplas Resoluções (F), Qui-Quadrado, Cramer e Kappa.

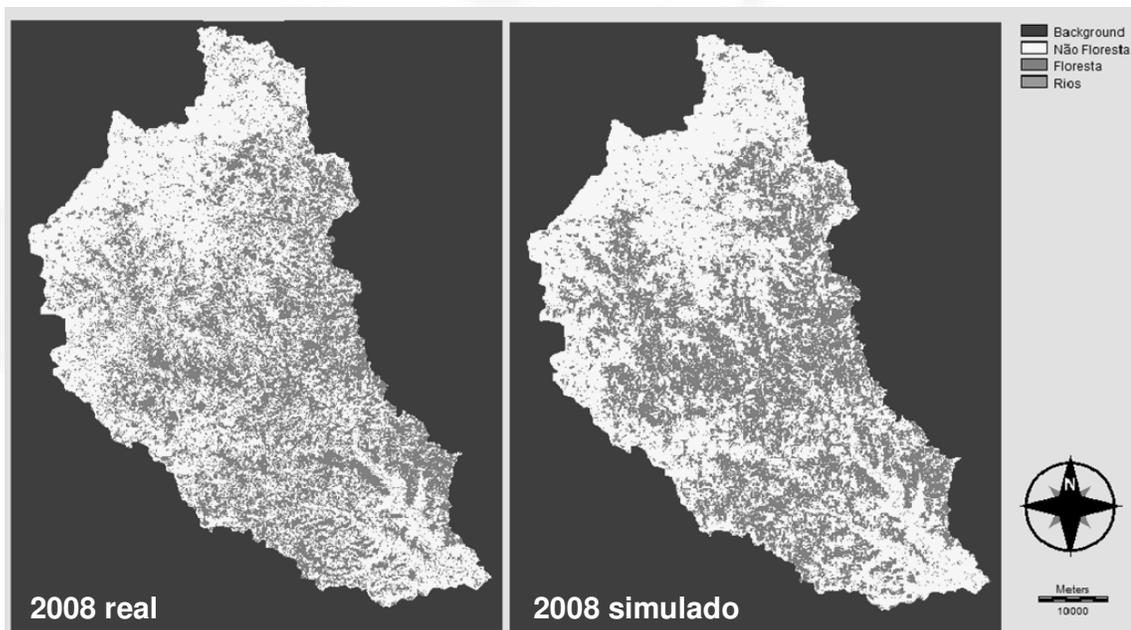


Figura 9 - Uso e ocupação da terra em 2008, real e simulado, da bacia hidrográfica do rio Forqueta.

Elaboração: Alexandre Ducatti e Rafael Eckhardt

A tabela 9 apresenta os índices de similaridade entre os mapas de uso e cobertura da terra (2008) e mapa simulado do uso e cobertura da terra (2008).

Tabela 9 - Índices de similaridade para mapas do uso e ocupação da terra real em 2008 e uso simulado em 2008.

Índices de similaridade	Valor
Qui-quadrado (df=9; p= 0,000)	4.058.655,25
Coefficiente Cramer	0,8754
Kappa	0,8377

O valor de qui-quadrado foi significativo, indicando semelhança entre o uso real e modelo simulado. Para Soares-filho (1998) o coeficiente de Cramer é uma correlação entre coeficientes que varia de 0,0, indicando nenhuma correlação, a 1,0 indicando correlação perfeita. Para Landis e Koch (1977) um índice Kappa variando entre 0,81 e 1,0 é classificado como excelente. Dessa forma verifica-se uma excelente semelhança entre os mapas analisados.

Para os pesos de evidências da variável Declividade foi utilizado o Sistema de Avaliação de Aptidão Agrícola das Terras (RAMALHO-FILHO; BEEK, 1995) estando, esses valores, expressos na tabela 10.

Tabela 10 - Pesos de Evidências para a Variável Declividade.

Classe Clinográfica	Característica	Peso (W^+ / W^-)
0 – 3 %	Plano	- 0,837804549
3 – 8 %	Suave Ondulado	- 0, 712860096
8 – 13%	Moderado Ondulado	- 0, 503712633
13 – 20 %	Ondulado	- 0, 168127405
20 – 45%	Forte Ondulado	0, 302284251
45 – 100%	Montanhoso	0, 569882788
Acima de 100%	Escarpado	0, 666249091

Fonte: Ramalho-Filho e Beek, 1995

Os pesos de evidências para a variável distância das áreas florestadas do cenário inicial (1989) foram elaborados pelo modelo dinâmico e estão expressos na tabela 11.

Tabela 11 - Pesos de Evidências para a Variável Distância de áreas florestadas no cenário inicial (1989).

Distância (m)	Peso (W^+ / W^-)
$0 \leq x < 120$	1.01600085
$120 \leq x < 180$	- 0,236475959
$180 \leq x < 240$	- 0,762872708
$240 \leq x < 300$	- 1,10515579
$300 \leq x < 360$	- 1,50087016
$360 \leq x < 540$	- 1,98143402
$540 \leq x < 2340$	- 2,57232048

Através da tabulação cruzada (*crosstab*) calculou-se, no *software* Idrisi Andes 15, os acertos e os erros entre os mapas do uso e cobertura da terra real (2008) e a simulação 2008, estando os valores apresentados na tabela 12 e os respectivos mapas na Figura 9 e 10.

Tabela 12 - Diferenças entre o mapa e uso da cobertura da terra de 2008 (real) e 2008 (simulação).

Legenda	Hectares
Permanência de Não Floresta	143.874,36
Erro por omissão	30.002,04
Erro por comissão	29.996,64
Permanência de Floresta	79.589,52
Rios	1.146,24

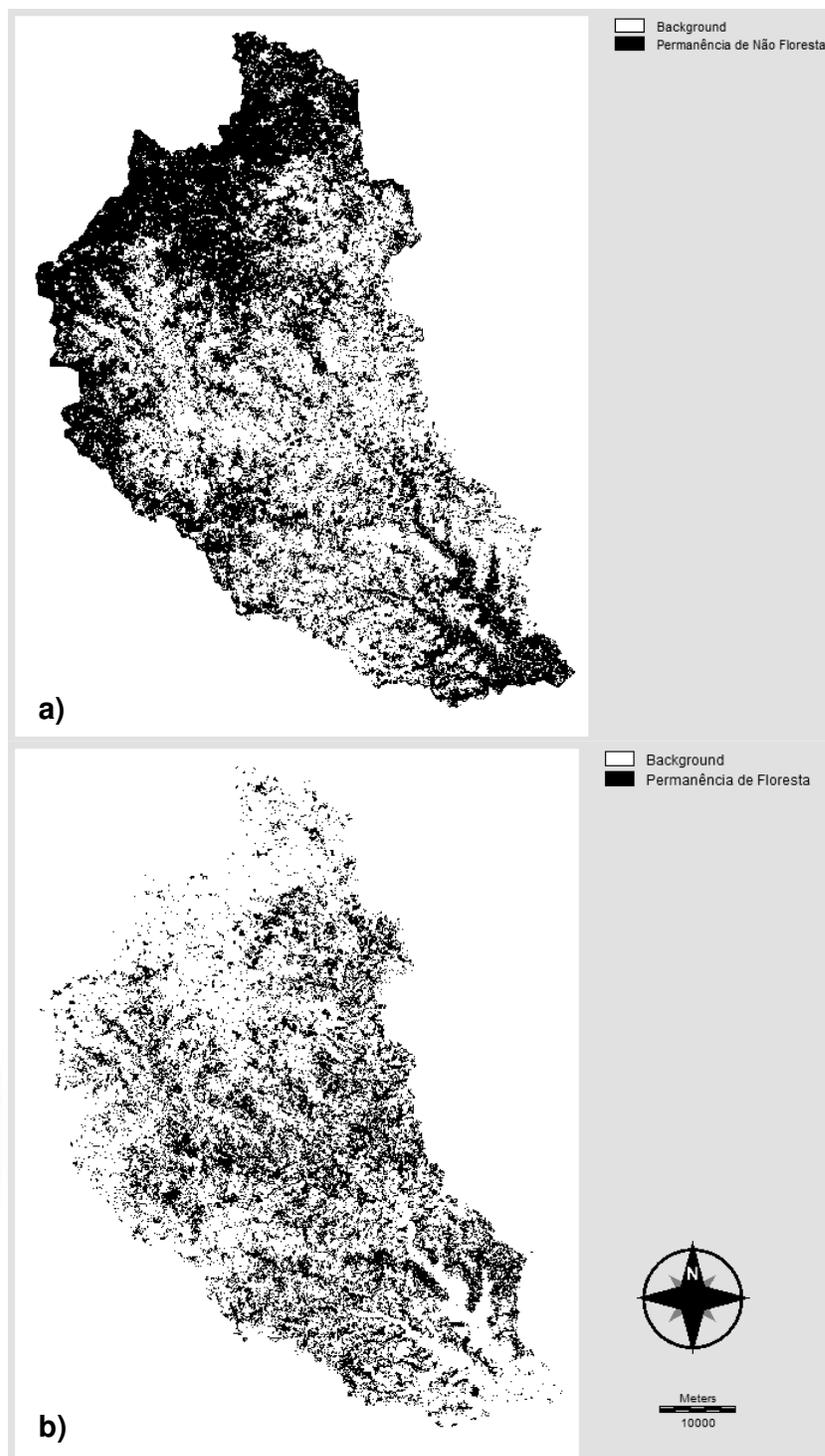


Figura 10 - Áreas que permaneceram não florestadas (a) e áreas que permaneceram florestadas (b) entre o ano de 2008 e a simulação de 2008.

Elaboração: Alexandre Ducatti e Rafael Eckhardt

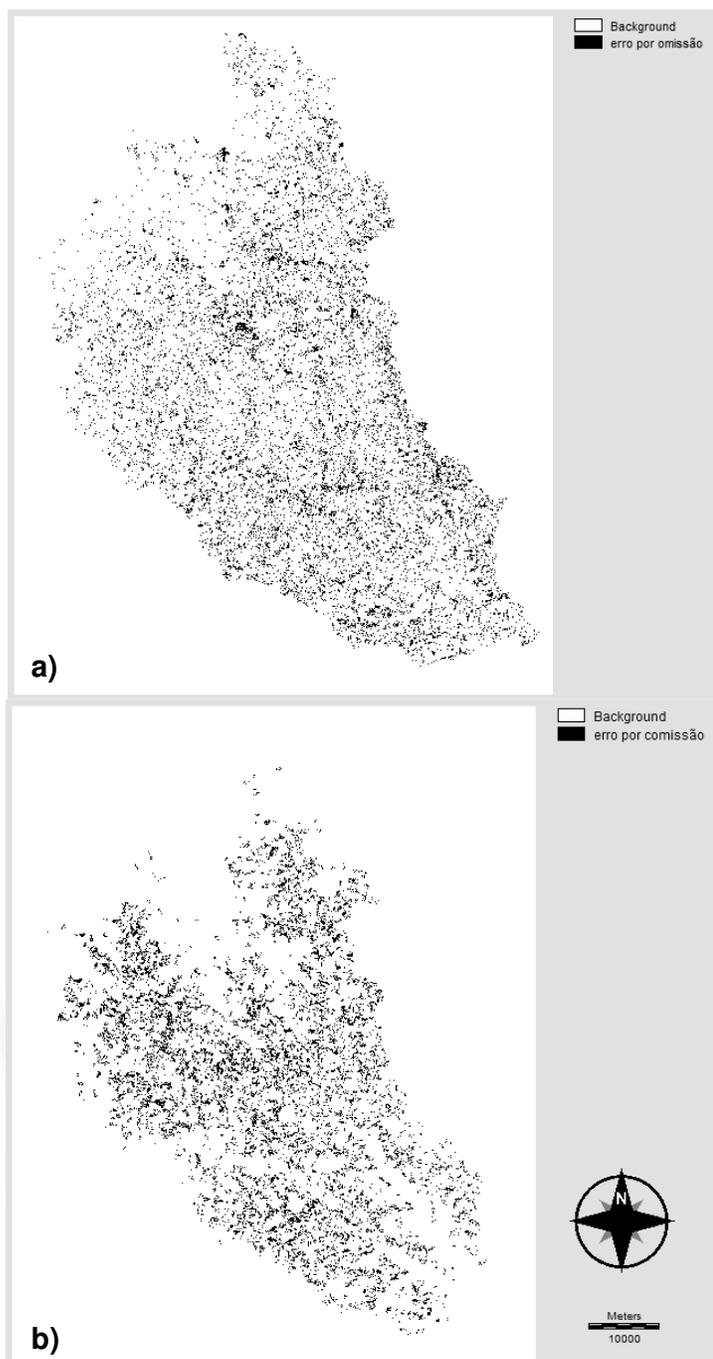


Figura 11 - Áreas que o modelo dinâmico não simulou a transição - Erros por omissão (a) e áreas que o modelo errou por exagero de simulação - Erros por comissão (b) entre o ano de 2008 e a simulação de 2008.

Elaboração: Alexandre Ducatti e Rafael Eckhardt

Analisando a Tabela 12 e as Figuras 10 e 11 se percebe que os valores de erro por omissão e comissão são semelhantes, no entanto a localização deles diferem. Os erros por omissão apresentam-se uniformemente distribuídos pela bacia, enquanto os erros por comissão concentram-se em áreas com declividades avançadas.

4.3 Simulação da Paisagem para 2018

Através do programa Fragstat 3.3 verificou-se o tamanho médio dos fragmentos e a variância dos mesmos que, juntamente com o percentual de *expande/patcher*, da simulação 3 do uso e cobertura da terra de 2008, compuseram as funções de transição para 2018, apresentados na tabela 13.

Tabela 13 - Valores das funções de transição para a simulação da paisagem em 2018

Função de transição	Valores
Percentual de <i>Expander / Patcher</i>	0,5 / 0,5
Tamanho médio dos fragmentos	15 ha
Variância do tamanho dos fragmentos	125713 ha

Mantidos os pesos de evidências para as duas variáveis utilizadas na simulação do uso e cobertura da terra de 2008, substituiu-se, no *software* DINAMICA 2.4, o mapa uso e cobertura da terra inicial de 1989 com o de 2008 real, bem como os passos de tempo de 19 para 10 anos, gerando assim o cenário probabilístico da fragmentação florestal para 2018.

A figura 12 apresenta as modificações na fragmentação florestal a cada passo de tempo realizado pelo DINAMICA 2.4.

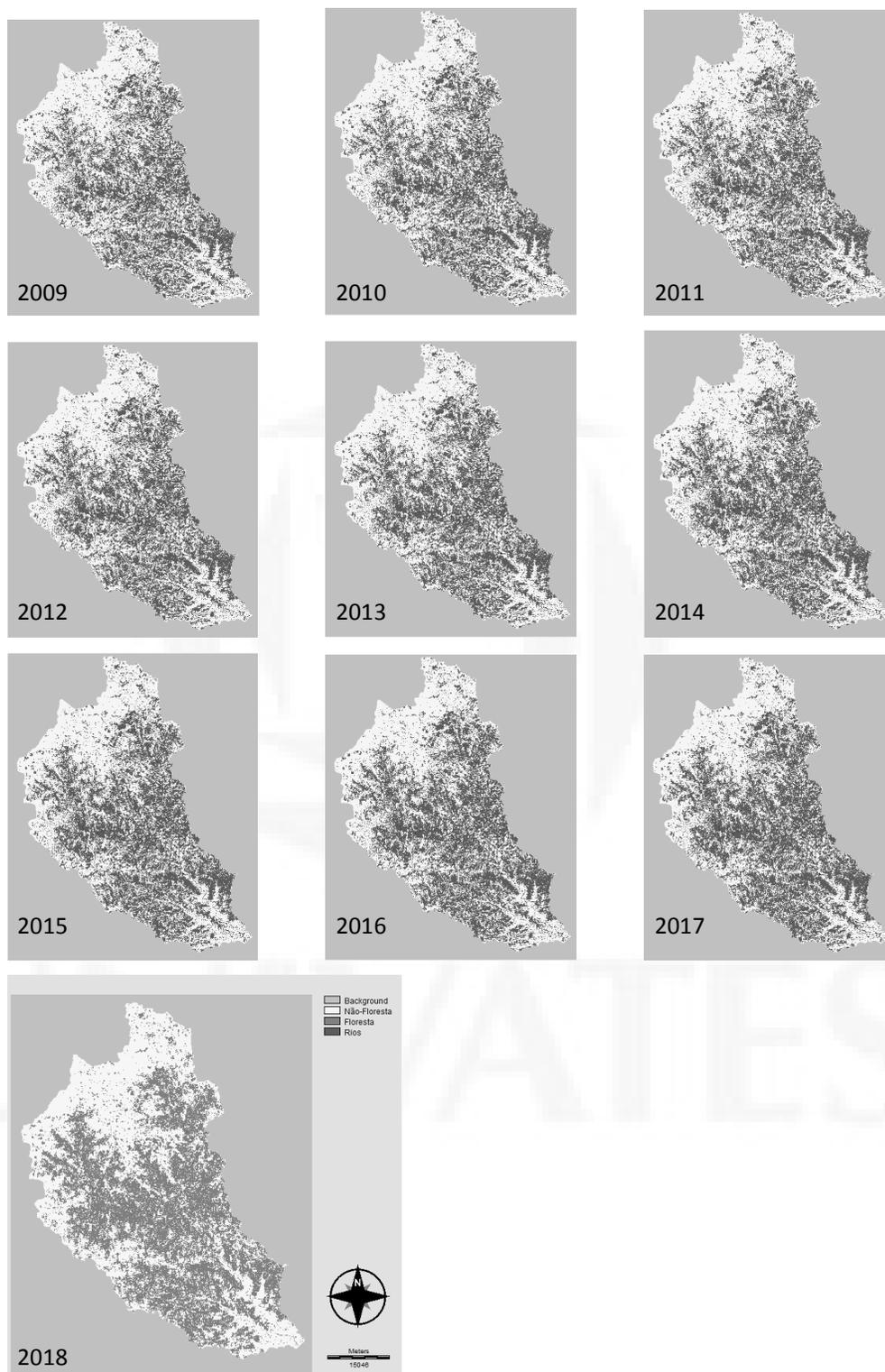


Figura 12 - Configuração da Paisagem a cada passo de tempo gerado pelo modelo dinâmico na bacia hidrográfica do rio Forqueta.
Elaboração: Alexandre Ducatti e Rafael Eckhardt

4.4 Análise da fragmentação Florestal

4.4.1. Métricas para a classe Área Florestada

A tabela 14 apresenta os índices gerados pelo *software* Fragstats 3.3 para a análise do uso e cobertura da terra pela classe Área Florestada referente aos anos de 1989 e 2008 e ao cenário probabilístico de 2018.

Tabela 14 -. Valores relativos à métrica Área da classe Área Florestada.

Parâmetro	Descrição da métrica	Ano	Área da Classe (ha)	% da Paisagem
CLASSE	Área da classe	1989	60.896,61	21,39
		2008	109.597,86	38,51
		2018	130.759,92	45,95

Analisando a Tabela 14 verifica-se que aumentou a área da bacia ocupada pela classe Área Florestada passando de 21,39% em 1989 para 38,51% em 2008. Para o cenário simulado de 2018 verifica-se que a classe ocupa 45,95% da área total da bacia, representando um incremento de 19,31%, tendo um aumento médio anual de 1,9%. A diminuição da taxa de crescimento anual da floresta deve-se provavelmente a indisponibilidade de áreas que possuam potenciais para regeneração florestal tais como os centros urbanos e áreas agriculturáveis próximas a eles.

4.4.2 Métricas dos Fragmentos

A tabela 15 apresenta os índices da fragmentação florestal da bacia hidrográfica do rio forqueta para os anos de 1989, 2008 e 2018.

Tabela 15 - Métricas dos fragmentos de mata nos anos de 1989, 2008 e 2018. Para a Distância média entre os fragmentos e Forma dos fragmentos é indicado o desvio padrão (\pm DP).

Métrica	1989	2008	2018
Número de Fragmentos	10.779	7.432	2275
Índice do maior fragmento (%)	0,49	6,99	41,96
Distância média entre fragmentos (m) (\pmDP)	125,88 (87,21)	119,61 (76,03)	185,02 (93,53)
Média da Forma dos fragmentos (\pmDP)	1,36 (0,70)	1,31 (1,01)	1,37 (1,58)

Observa-se que o número de fragmentos diminuiu nos três anos em estudo. Ocorreu um decréscimo de 31,1% na quantidade de fragmentos de 1989 ($n=10.779$) para 2008 ($n=7.432$) e na projeção para 2018 o decréscimo é de 69,4%, passando de 7432 em 2008 para 2275 em 2018. Essa redução na fragmentação florestal é devido, principalmente, ao processo de fusão de fragmentos vizinhos que origina fragmentos maiores, conforme verificado na Figura 13.

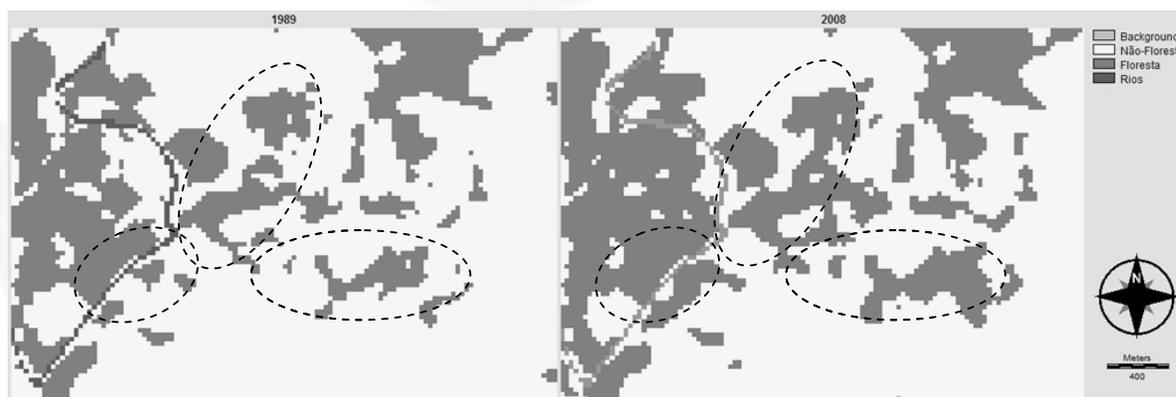


Figura 13 - Fusão de fragmentos florestais entre os anos de 1989 e 2008, na bacia hidrográfica do rio Forqueta.

O índice do maior fragmento quantifica o percentual da área total da paisagem composta pelo maior fragmento, que apresentou aumentos bastante

significativos, tanto para o período entre 1989 e 2008, bem como na projeção para 2018, sendo esse também um índice influenciado pela regeneração da matriz entre os fragmentos.

A distância média entre os fragmentos mais próximos demonstrou declínio de 125,87m em 1989 para 119,61m em 2008. O aumento da distância entre fragmentos vizinhos na projeção para 2018, provavelmente está relacionada à fusão do grande número de fragmentos menores que se apresentavam em maior número. Essa redução na quantidade de fragmentos menores, e o conseqüente aumento do tamanho deles, contribuíram para o acréscimo da distância entre eles, como demonstra a Figura 14.

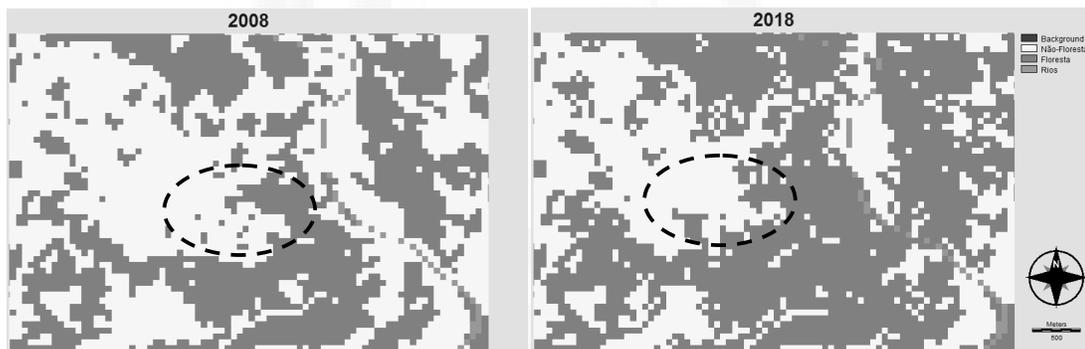


Figura 14 – Fusão de fragmentos para cenário simulado para 2018, na bacia hidrográfica do rio Forqueta.

A métrica distância média entre fragmentos vizinhos possui grande importância na manutenção da biodiversidade, pois quanto menor a distância entre dois fragmentos, maior a taxa de recolonização pela imigração de indivíduos de outras populações e também maior mobilidade de dispersores e polinizadores (BARROS, 2006).

Segundo a Teoria da Biogeografia de Ilhas (McARTHUR; WILSON, 1967), fragmentos mais próximos de áreas que podem fornecer migrantes, apresentam maior diversidade. Na teoria das Metapopulações fragmentos pequenos e algumas vezes mais distantes podem apresentar mais diversidade, dependendo da espécie

estudada, bem como do tamanho da área, fatores como a presença de bordas e a configuração geral da paisagem (HANSKY et al., 1996).

Constata-se que o isolamento dos fragmentos é relativamente elevado (>100m). Essa distância é pouco expressiva para alguns grupos de plantas que têm a dispersão feita por mamíferos de pequeno e médio porte. Porém, para grupos mais sensíveis, pode ser considerada uma distância limitante para a movimentação de algumas espécies. Awade e Metzger (2008) observaram que algumas espécies de aves de sub-bosque evitam cruzar áreas abertas com distâncias superiores a 40 metros. Segundo Janzen (1988) a distância de 180 metros entre os fragmentos pode ser considerado, em determinadas situações, o limite de dispersão de sementes pelo vento.

A composição da matriz também interfere nos processos de dispersão, tornando por vezes pequenas distâncias, entre fragmentos, totalmente intransponível a fauna ou a anemocoria. Ricketts (2001) verificou que a qualidade (tipo) de matriz interfere no fluxo de borboletas entre fragmentos de pradaria, influenciando significativamente no isolamento efetivo das manchas de habitat, tornando-as mais ou menos isoladas sem considerar a distância entre elas.

Antongiovanni e Metzger (2005) estudaram a influência da matriz de habitats sobre a ocorrência de sete espécies de aves insetívoras de sub-bosque em fragmentos florestais na Floresta Amazônica. Os resultados indicaram que as distâncias a partir da floresta contínua não influenciaram a frequência de ocorrências das espécies nas áreas de florestas secundárias. As espécies foram mais frequentes em pequenos fragmentos cercados por *Cecropia* spp. que por *Vismia* spp.

A métrica média do índice da forma dos fragmentos foi praticamente mantida (1,36 em 1989, 1,31 em 2008 e 1,37 em 2018) que, pelo índice obtido, indica uma forma semelhante a um retângulo alongado. Quanto mais o fragmento estiver desta da forma padrão SHAPE =1 (quadrado) mais irregular se torna e, portanto mais suscetível aos efeitos da borda, principalmente os menores fragmentos que possuem pequena área central (PÉRICO; CEMIN. 2006).

A tabela 16 relaciona a quantidade de fragmentos com o índice SHAPE nos três anos em estudo.

Tabela 16 - Valores relativos a forma dos fragmentos florestais.

SHAPE	1989		2008		2018	
	Nº frag.	%	Nº frag.	%	Nº frag.	%
1	4563	42,33	3320	44,67	1047	46,02
1 a 2	5230	48,52	3623	48,75	1019	44,79
2 a 3	688	6,38	361	4,86	152	6,68
3 a 4	151	1,4	70	0,94	34	1,49
4 a 5	69	0,64	20	0,27	16	0,7
5 a 100	78	0,72	38	0,51	7	0,31
Total	10779	100	7432	100	2275	100

Com a análise da tabela 16 percebe-se que nos anos de 1989 e 2008, quase metade dos fragmentos (42,33 e 44,67% respectivamente) possuíam a forma de um quadrado. Para formas variando entre SHAPE = 1 e 2 as porcentagens se mantiveram praticamente constantes, no entanto todos índices maiores que 2, que indicam fragmentos com formas complexas, demonstram decaimento em 2008, devido provavelmente ao incremento no número de fragmentos com SHAPE=1.

A projeção do cenário para 2018 indica uma composição dos fragmentos semelhante à paisagem de 1989. Ambos os anos apresentam aproximadamente 90% dos fragmentos com SHAPE variando de 1 a 2; indicando que a maioria das machas florestais se apresentam na forma de quadrados a retângulos alongados.

As formas mais complexas (SHAPE= 2 a 5) também apresentam-se em percentuais semelhantes

4.4.3 Tamanho dos Fragmentos.

Analisando a tabela 17 verifica-se que a grande proporção de fragmentos concentra-se com tamanho entre menor que 1 e 10ha, 92,38% em 1989, 93,16% em 2008 e 91,65% previsto para 2018.

Tabela 17 - Valores relativos ao tamanho dos fragmentos florestais.

Área (ha)	1989		2008		2018	
	nº frag.	%	Nº frag.	%	nº frag.	%
< 1	6718	62,32	4559	61,34	1056	46,42
1 a 10	3240	30,06	2365	31,82	1029	45,23
10 a 20	354	3,28	228	3,07	88	3,87
20 a 30	133	1,23	93	1,25	42	1,85
30 a 40	68	0,63	49	0,66	20	0,88
40 a 50	52	0,48	23	0,31	7	0,31
> 50	214	1,99	115	1,55	33	1,45
TOTAL	10779	100	7432	100	2275	100

Ocorreu diminuição no número total de fragmentos, entre 1989 e 2008, na maioria das faixas de tamanho de fragmentos analisadas, no entanto as reduções significativas ($\chi^2 = 13,706$, $p < 0,0331$) encontram-se nos fragmentos compreendidos entre 1 a 10ha e maiores que 50ha.

No cenário simulado para 2018, verifica-se alterações significativas ($\chi^2 = 165,798$, $p < 0,0001$) na redução da quantidade de fragmentos menores que 1ha, e aumento no número de fragmentos possuindo de 1 a 10ha e de 20 a 30ha.

Ocorreu uma diminuição significativa no número total de fragmentos ($X^2 = 237,055$, $p < 0,0001$), apresentando redução de 31,1% de 1989 a 2008 e 69,4% de 2008 a 2018, mas não um aumento geral no tamanho dos mesmos.

Nos fragmentos compreendidos entre 1 e 10 ha é registrado um decréscimo de 875 fragmentos, no entanto em relação ao total de fragmentos da bacia esse grupo aumentou, passando de 30,06% a 31,82% sugerindo a fusão de fragmentos menores entre 1989 e 2008. Na projeção para 2018, os fragmentos dessa faixa também apresentam uma diminuição de 1336 unidades, e a sua porcentagem em relação ao total de fragmentos aumenta de 31,82% (2008) para 45,23% (2018) representando um aumento significativo em fragmentos com até 10 ha. A mesma significância observa-se com os fragmentos que possuem área compreendida entre 20 e 30 ha.

Se o grupo dos fragmentos maiores que 50 ha (> 50) for analisado também verifica-se um decréscimo no percentual de fragmentos nos três anos em estudo. A distribuição, em porcentagem, está expressa na tabela 18.

Tabela 18 - Percentual de fragmentos em relação a área da bacia.

Área (ha)	1989 (%)	2008 (%)	2018 (%)
50 a 150	1,35	0,93	0,73
150 a 250	0,31	0,2	0,04
250 a 350	0,15	0,09	0,09
350 a 450	0,03	0,09	-
> 450	0,15	0,23	0,13

Conforme aumenta a área dos fragmentos esses se tornam mais raros e assim, representam uma fração menor da cobertura vegetal da bacia. Esses índices indicam há existência de poucas áreas-fontes para a manutenção das populações estabelecidas em fragmentos menores.

Para Forman e Godron (1986) os grandes são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, enquanto que os pequenos fragmentos atuam como elementos de conectividade entre grandes áreas, favorecendo o fluxo de fauna e flora.

A Tabela 19 apresenta valores relativos à área média e a densidade dos fragmentos nos três anos em estudo.

Tabela 19 - Valores relativos a Densidade e a Área Média dos fragmentos.

Ano	Densidade de Fragmentos (nº/100 ha)	Área Média dos Fragmentos (ha) (±DP)
1989	3,78	5,65 (33,88)
2008	2,61	14,75 (354,56)
2018	0,80	57,48 (1887,61)

Entre os três anos estudados houve um aumento considerável na área média dos fragmentos, indicando que unidades menores fusionaram-se originando áreas florestais de maior tamanho. Esse índice é validado pela densidade de fragmentos, que apresenta diminuição também nos três anos, indicando que numa mesma área observada em períodos diferentes, o número de fragmentos diminuiu, devido à união entre eles.

4.4.4 Métricas das áreas centrais dos fragmentos

A quantidade de áreas centrais de fragmentos que uma paisagem apresenta, reflete a qualidade dos diversos habitats no interior dos fragmentos, pois é afetada pelas variações físicas e bióticas proporcionadas pelo efeito de borda.

A Tabela 20 apresenta os valores referentes à métrica Área Central dos Fragmentos, sendo a profundidade da borda de 30m a partir da margem do fragmento.

Tabela 20 - Valores relativos as áreas centrais dos fragmentos.

Ano	1989	2008	2018
Total de áreas centrais (ha)	35.115,30	77.439,51	92.564,01
Média áreas centrais (ha) (±DP)	3,26 (23,52)	10,42 (270,43)	40,69 (1371,67)
Percentual áreas centrais	12,34	27,20	32,52
Percentual de áreas centrais em relação a classe floresta	57,67	70,65	70,78

Analisando a tabela 20 verifica-se um aumento significativo ($\chi^2 = 80,531$, $p < 0,0001$) da área central entre os três anos estudados, sendo o maior incremento entre 1989 a 2008, em que o acréscimo foi de aproximadamente 120%, com uma taxa média de 6,4% por ano.

O cenário simulado para 2018 também apresenta aumento da área central dos fragmentos, no entanto não tão expressiva, sendo o incremento de 19,5% em 10 anos.

A Tabela 21 apresenta o número de fragmentos e a quantidade de área central.

Tabela 21 - Relação da quantidade de fragmentos e área central

Área Central (ha)	1989		2008		2018	
	nº frag.	%	nº frag.	%	nº frag.	%
0	5814	53,94	3631	48,86	1145	50,33
< de 1	2973	27,58	2375	31,96	652	28,66
1 a 10	1496	13,88	1109	14,92	380	16,70
10 a 20	189	1,75	142	1,91	51	2,24
20 a 30	95	0,88	51	0,69	23	1,01
30 a 40	41	0,38	26	0,35	4	0,18
40 a 50	30	0,28	14	0,19	6	0,26
> 50	141	1,31	84	1,13	14	0,62
Total	10779	100	7432	100	2275	100

Verificando a Tabela 21 conclui-se que, entre 1989 e 2008, diminuiu 37,5% a quantidade de fragmentos sem área central. As faixas de fragmentos que demonstraram aumentos significativos de área central ($\chi^2 = 59,32$ $p < 0,0001$) ocorreram entre áreas com menos de 1 ha e de 1 a 10 ha.

A modelagem para 2018 apresenta um aumento, no entanto não significativo, de fragmentos sem área central (50,3%), representando mais a metade de todos os fragmentos existentes.

Com exceção das faixas de fragmentos menores de 1ha e de 30 a 40ha, todas as outras faixas apresentam aumento no número de fragmentos, no entanto o grupo de fragmentos que demonstra aumento significativo ($\chi^2 = 20,574$, $p < 0,0045$) possui áreas centrais compreendidas entre nos de 1 a 10ha.

5. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

5.1 Fragmentação florestal em 1989

Os resultados obtidos mostram que a fragmentação florestal da bacia, em 1989, apresentava-se muito acentuada com apenas 21,39% da área total sendo ocupada por vegetação florestal.

Com um total de 10779 fragmentos, mais de 62 % deles não possuíam 1 ha e aproximadamente 54% do total, não apresentavam área central. Com a média das áreas centrais próximo a 3,3% a qualidade ambiental da bacia demonstrava-se muito baixa, pois conforme cita Pardini et al. (2005) a diversidade e abundância de pequenos mamíferos, em fragmentos pequenos (<5 ha) e médios (10-50 ha), apresentam-se mais baixos quando comparados aos grandes (50 ha). Por possuírem área reduzida e grande representatividade na paisagem, os fragmentos menores poderiam estar funcionando como pequenos refúgios para a fauna em trânsito entre os remanescentes maiores, quando a matriz permitisse.

Périco *et al* (2006) cita que 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.

Sendo os grandes fragmentos importantes como áreas-fonte para a manutenção da biodiversidade, a área em estudo não dispunha, em grande escala, desse recurso, visto que o índice do maior fragmento é bastante baixo, representando 0,49% da área total da bacia, sem contabilizar a profundidade da área de borda.

5.2 Fragmentação florestal em 2008

A cobertura florestal demonstrou um aumento significativo, passando de 21,39% em 1989 a 38,51% em 2008 da área total da bacia. Houve diminuição no número de fragmentos, de 10779 para 7432, no entanto a quantidade com área inferior a 1 ha permaneceu próximo ao ano de 1989 com 61,34%. As faixas de área de fragmentos que aumentaram foram os que possuem de 1 a 10 ha e os de mais de 450 ha.

O que ocorreu foi a união de pequenos fragmentos (< 1ha) e a formação de fragmentos entre 1 e 10ha. Considerando o tamanho médio das propriedades rurais na bacia aproximadamente 13,5 ha essas áreas devem ser de regeneração de lavouras ou de pastagens.

A regeneração ocorreu por toda a bacia, no entanto no norte onde se encontram áreas de vegetação campestre (campos) e no sudeste, onde observa-se grande atividade agrícola, ocorreu pouco incremento de áreas florestadas.

Para a análise do padrão da paisagem, Reunanen (2001) afirma que a qualidade da matriz é fator importante, pois implica na dinâmica das populações do sistema.

Baum et al, (2004) verificaram que em uma matriz que apresenta baixa resistência (facilita a altas taxas de dispersão entre fragmentos), tanto trampolins como corredores promoveram alta conectividade, aumentando o número de colonizações por três vezes em relação ao fragmentos separados apenas pela matriz.

A quantidade de fragmentos sem área central demonstrou queda de 37,5% entre os dois anos e o valor médio das áreas centrais aumentou para 10,42 ha.

Esses valores indicam que a qualidade dos processos ecológicos ocorrentes na bacia demonstrou melhoria entre 1989 e 2008. Os fragmentos maiores dispõem de mais áreas para a manutenção das espécies, bem como maior diversidade de habitats (FORMAN; GODRON, 1986)

A grande diminuição no número de fragmentos e a constância no número de fragmentos com menos de 1 ha indicam que a união de fragmentos ocorreu, principalmente, em áreas com declividades maiores (com matriz de baixa resistência), permanecendo os fragmentos com menos de 1 há pois, provavelmente, estão inseridos em matriz urbana, agricultura ou campo com araucárias (matriz de alta resistência).

O índice do maior fragmento apresentou um aumento, passando de 0,49% em 1989 para 6,99%, da área da bacia, em 2008. Metzger (2003) cita que a substituição de uma matriz pouco permeável (baixa similaridade com o habitat) por uma matriz mais permeável (alta similaridade) pode favorecer a manutenção de espécies, na medida em que exista um fragmento maior onde as populações possam permanecer de forma estável.

A distância entre fragmentos vizinhos também demonstrou declínio, tanto na média (119,61m) quanto no desvio padrão (76.03m). Esse índice aliado ao aumento no valor médio das áreas centrais demonstram favorecimento aos processos de polinização e dispersão, bem como o fluxo da fauna entre as machas florestais.

5.3 Fragmentação Florestal em 2018

A simulação da fragmentação florestal para 2018 demonstra uma diminuição bastante significativa na quantidade de fragmentos (queda de 69,4% entre 2008 a 2018), no entanto eles não apresentam aumentos de área relevantes. Isso se deve, provavelmente, a união de fragmentos menores por pequenas frações de florestas, como pode ser observado na Figura 15.

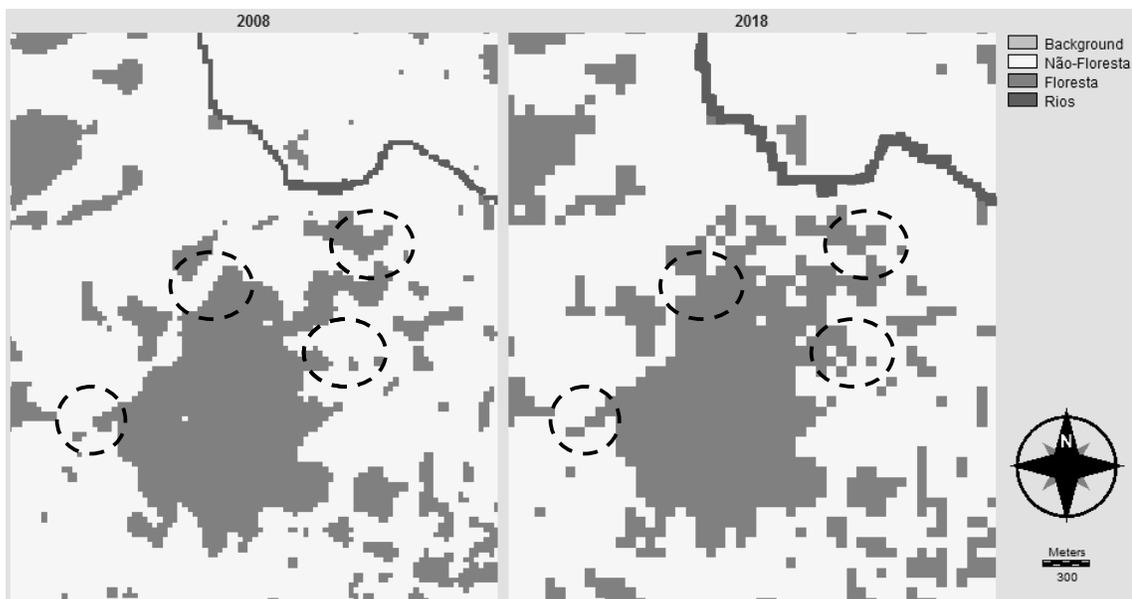


Figura 15 - União de fragmentos florestais, na bacia hidrográfica do rio Forqueta.

Esses estreitos pontos de ligações entre fragmentos de diversos tamanhos podem atuar como corredores ecológicos e dessa forma serem peças importantes para planos de manejo e de conservação da biodiversidade. Damschen et al (2006) comprovaram que manchas conectadas por corredores conservam espécies vegetais nativas mais do que fragmentos isolados, e que esta diferença aumenta com o tempo, além de que os corredores não promovem a invasão por espécies exóticas.

Nos três anos analisados, mais de 90 % dos fragmentos demonstram área compreendida entre menor que 1ha até 10ha, no entanto na projeção para 2018 espera-se uma menor percentagem (91,65%) e a quantidade de fragmentos diminui para fragmentos menores de 1ha e aumenta em de 1 a 10ha. Esse processo se assemelha ao verificado entre 1989 e 2008 indicando que a reorganização florestal da bacia se dá a partir de pequenos fragmentos.

O índice do maior fragmento apresenta grande aumento, passando de 6,99% em 2008 para 41,96% da área da bacia. Esse valor indica que, no cenário probabilístico, há um fragmento ocupando uma área pouco inferior a metade do total da bacia, no entanto esse fragmento apresenta 1879 áreas centrais, e o maior índice SHAPE = 92,34. Esses valores mostram que apesar do fragmento apresentar

grande área florestada, demonstra ser também muito recortado (VOLOTÃO, 1998) e sofrendo influência do efeito de borda por apresentar elevado número de áreas centrais. O mesmo autor cita ainda que certos fragmentos podem possuir área suficiente para possuir uma dada espécie, mas não ter área central capaz de permitir uma manutenção eficiente daquela espécie.

Verifica-se um aumento de área central em relação a bacia (32,52%) mas em relação a Classe Área Florestada os valores se mantêm constantes (2008 - 70,65% e 2018 – 70, 78%). Essa diferença demonstra que o aumento da classe Área Florestada, entre 2008 e 2018, não favoreceu o aumento de áreas centrais, mas sim áreas expostas aos efeitos de borda, possivelmente estreitos corredores ecológicos.

A quantidade de fragmentos sem área central aumentou entre 2008 e 2018 (48,86% e 50,33%, respectivamente) bem como para o índice SHAPE, que apresenta alterações significativas na redução de fragmentos variando entre 1 e 2 (retângulo alongado) e aumento nos fragmentos variando nas classes 2 até 5 (formas complexas), indicando fragmentos bastante recortados e com pouca área (VOLOTÃO, 1998). Dessa forma, os fragmentos apresentam poucas áreas centrais, devido ao grande perímetro e área que possuem.

6. REFERÊNCIAS

ANDREASSEN, Harry.; HALLE Stefan.; IMS Anker R. Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide. **Journal of Applied Ecology** 33: 63-70. 1996

ANTONGIOVANNI, Marina.; METZGER Jean Paul. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**. 122. Elsevier Ltd. 2005

APARÍCIO, Cristina. **Utilização de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto Orbital para análise espacial de paisagem com incidência de Leishmaniose Tegumentar Americana**. Dissertação de Mestrado apresentada no IB – USP, São Paulo, 2001.

AVERY, Thomas E.; BERLIN, Graydon L. **Fundamentals of Remote Sensing and Airphoto Interpretation**. 5 ed. New Jersey. Prentice Hall. 1992.

AWADE, Marcelo.; METZGER, Jean Paul. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest birds. **Austral Ecology**, n.33. 2008.

BATTY, Michael., GeoComputation Using Cellular Automata. In: S. OPENSHAW, R. J. ABRAHART. **GeoComputation**. TayloreFrancis. 2000.

BARROS, Fabiana Abreu de. **Efeito de borda em fragmentos de Floresta Montana, Nova Friburgo – RJ**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Fluminense. Rio de Janeiro. 2006

BAUM, kristen A.; HAYNES, Kyle J.; DILLEMUTH, Forrest P.; CRONIN, James T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, 85(10), 2004.

BENDER, Darren J.; CONTRERAS, Thomas A.; FAHRIG, Lenore. Habitat loss and population decline: a meta analysis of patch size effect. **Ecology**, v.79, n.2, 1998.

BENITEZ-MALVIDO, Julieta. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, 12. 1998.

BERTRAND, Georges. Paysage et Géographie Physique Globale: esquisse méthodologique. **Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest**, v.39, n.3, 1968.

BONHAM-CARTER, Graeme F. **Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS**. Ontario. Pergamon, 1994.

BOTELHO, Márcio de Araújo. **Incorporação de facilidades espaço-temporais em banco de dados orientados a objetos**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Campinas, UNICAMP. Campinas, SP.1995.

BURROUGH, Peter A. Dynamic Modelling And Geocomputation. In: Longley, P. Batty M. e McDonnell R. **Geocomputation: A Primer**. John Wiley & Sons. London. 1998.

CÂMARA, Gilberto.; CASANOVA, Marco A.; HEMERLY, Geovane C.M.; MEDEIROS, Claudia M.B. **Anatomia de Sistemas de Informação Geográfica**. UNICAMP. 10ª Escola de Computação, Instituto de Computação. Campinas. 1996.

CAPORAL Francisco. **Superando a Revolução Verde: a transição agroecológica** Disponível em: <<http://www.nead.org.br/index.php?acao=artigo&id=17>>. Acessado em: 08 de novembro de 2008.

CONSTANZA, Robert. Model goodness of fit: a multiple resolution procedure. **Ecological Modelling**, v. 47. Elsevier B.V. 1989.

COUTO, Odir F. V. **Geração de um índice de sustentabilidade ambiental para bacias hidrográficas em áreas urbanas através de emprego de técnicas integradas de geoprocessamento**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2007.

COUCLERIS, Helen. Space, time, geography. In: Longley P., Goodchild M., Maguire D., Rhind D. **Geographical Information Systems: principles, techniques, management, and applications**. 2 ed., Vol. 1. New York. Wiley. 1999.

COSTA, Nadja M. C. da; XAVIER-DA-SILVA, Jorge. Geoprocessamento aplicado à criação de planos de manejo: O caso do Parque Estadual da Pedra Branca-RJ. In: ZAIDAN, Ricardo Tavares.; XAVIER-DASILVA, Jorge. **Geoprocessamento e análise ambiental: Aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2004.

CCRS (Canada Center Remote Sensig). **Tutorial on the Fundamentals of Remote Sensing**. Disponível em <<http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/>>. Acesso em: 10/11/2009.

CUNHA, Magda Elisa Turini.; RODRIGUES, Efraim.; JÚNIOR, Ciniro Costa.; RIBEIRO, Maria do Carmo da Silva. Identificação do efeito de borda em fragmentos florestais Nativos da região de Londrina-Paraná utilizando como Ferramenta a fertilidade do solo. Trabalho apresentado no **II Encontro de Agroecologia e Desenvolvimento Rural** – Universidade Estadual de Londrina –Pr. De 10 a 13 de agosto. Botucatu. SP. 2005. Disponível em: <http://www.mutuando.org.br/html_atualizacao/down2enc_magda_elisa.pdf> Acessado em: 04 de abril de 2009.

DAMSCHEN, Ellen I.; HADDAD, Nick M.; ORROCK, John L.; TEWKSBURY, JOSHUA J.; LEVEY, Douglas J.; Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. Setembro. Vol 313. **Science**. 2006.

DI-BERNARDO. Marcos.; MANEYRO, Raúl.; GRILLO Hamilton. New Species of *Melanophryniscus* (Anura: Bufonidae) from Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Journal of Herpetology**, Vol. 40, No. 2, pp. 261–266, 2006.

ALMEIDA, Cláudia Maria de. **Modelagem da dinâmica espacial como uma Ferramenta auxiliar ao planejamento: simulação de mudanças de uso da terra em áreas urbanas para as cidades de bauru e piracicaba (SP), Brasil**. Tese de Doutorado do Curso da Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, INPE, São José dos Campos, SP, 2004.

ALMEIDA. Cristina Guilherme de. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do parque nacional dos Campos Gerais, Paraná** . Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa. PR. 2008.

PAULA, Amarildo Souza de. **Caracterização do uso e ocupação do solo nas zonas de expansão urbana norte e sul de Londrina-PR**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Londrina. Londrina. 2006

DIAS, Adriana.; LATRUBESSE Edgardo M.; GALINKIN, Mauricio. **Projeto corredor ecológico Bananal - Araguaia**. Brasília. 2000.

DINIZ, Alexandre. **Estatística Espacial**. Departamento de Cartografia – IGC. Universidade Federal de Minas Gerais. 2000. Disponível em:

<<http://www.csr.ufmg.br/geoprocessamento/publicacoes/estespecial.pdf>> Acesso em: 05 de maio de 2010.

DOBROVOLSKI, Ricardo. **A paisagem do parque estadual de Itapeva, RS, e seu entorno: padrões, processos e fatores direcionadores**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006.

DSG (Diretoria do Serviço Geográfico do Exército Brasileiro) **Cartas Topográficas**. Porto Alegre: Folhas: SH.22-V-D-I-4 de Marques de Souza, SH.22-V-D-I-3 de Sério, SH.22-V-D-I-2 de Nova Bréscia, SH.22-V-D-II-3 de Lajeado, SH.22-V-C-III-2 de Barros Cassal, SH.22-V-B-IV-1 de Nicolau Vergueiro, SH.22-V-B-IV-3 de Soledade-E, SH.22-V-B-IV-4 de Arvorezinha, SH.22-V-D-I-1 de Progresso, SH.22-V-B-IV-2 de Maria, SH.22-V-A-VI-4 de Maria. 1979

EASTMAN, J. Ronald. **Idrisi Andes Tutorial**. Worcester. Clark Labs University. 2006.

ER MAPPER. **ER Mapper 7.1 reference**. Westh Perth, Western Australia. Earth Resource Mapping Pty. 1995.

FORMAN, Richard. T. T.; GODRON, Michel.; **Landscape Ecology**. John Wiley. New York. 1986.

FORMAN, Richard. T. T.; COLLINGE, Sharon. K. The spacial solution to conserving biodiversity in landscapes and regions. In: DEGRAAF, R. M.; MILLER, R. I. **Conservation of Faunal Diversity in Forest Landscapes**. London. Chapman & Hall, 1996.

FEE (FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA). COREDE Vale do Taquari. Disponível em: http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/resumo/pg_coredes_detalhe.php?corede=Vale+do+Taquari>. Acesso em 9 de junho de 2010.

GONÇALVES, Marcello Guerrreiro. **Ecologia da paisagem e geoprocessamento: o exemplo da bacia hidrográfica do rio guandú – RJ**. Monografia. Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, RJ. 2007.

GOOSEM, Miriam. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. In: LAURANCE, William. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.) **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. cap. 16. 1997

HAGEN, Alex. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**. 17(3). 2003.

HANSKY, Ilkka.; MOILANEN, Atte.; GYLLENBERG, Mats. Minimum viable metapopulation size. **American Naturalist** 147. 1996.

HAYNES Kyle J., CRONIN Jim. T. Matrix composition affects the spatial ecology of a prairie planthopper. **Ecology**, 84(11). Ecological Society of America. 2003.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente**. 2ª edição. 2004.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Manual técnico do uso da terra**. Manuais Técnicos em Geociências. Nº 7. 2ª edição. 2006.

INPE. (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) **Tutorial SPRING**. INPE, São José dos Campos. 2002

IRITANI, Mara Akie. **Modelação matemática tridimensional para a proteção das captações de água subterrânea**. Tese de Doutorado. USP, 1998.

ITT VIS. (ITT Visual Informations Solutions). **ENVI 4.5 Help**. Boulder. 2008.

JANZEN, Daniel H. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. **Annales Missouri Botany Gardens**, v. 75. 1988.

KRAMER, Elizabeth. A. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests. In: LAURANCE, William. F.; BIERREGAARD, Richard O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press. Londres. 1997.

KOUAKOU, Remi N.; XAVIER-DA-SILVA, Jorge. Geoprocessamento aplicado à avaliação de geopotencialidade agroterritorial. In: ZAIDAN, Ricardo Tavares; XAVIER-DA-SILVA, Jorge. **Geoprocessamento e análise ambiental: Aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2004.

LANDIS, Richard J.; KOCH, Gary G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**. v.33. 1977.

LAURANCE, William F.; FERREIRA, Leandro V.; RANKIN-de MERONA, Judy M.; LAURANCE, Susan.G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, 1998.

LAURANCE, Willian F.; PEREZ-SALICRUP, Diego; DELAMONICA, Patrícia; FEARNside, Philip M.; D'ANGELO, Sammya.; JEROZOLINSKI, Adriano.; POHL, Luciano; LOVEJOY, Thomas E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, 82. 2001.

LI, Bai-Lian. Why is the holistic approach becoming so important in landscape ecology? **Landscape and Urban Planning**. nº 50. Elsevier Science B.V. 2000.

LOVEJOY, Thomas E.; BIERREGAARD, Richard O.; RYLANDS, Anthony B.; MALCOLM, Jay R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In*: SOULÉ, Michael. E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates, cap. 12. 1986.

MacArthur, Robert. H.; Wilson, Edward. O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.1967.

MAILLARD, Phillipe. **Introdução ao sensoriamento remoto**. Departamento de Cartografia – IGC. Universidade Federal de Minas Gerais. 2000. Disponível em: <<http://www.csr.ufmg.br/geoprocessamento/publicacoes/cursoisr.pdf> > Acesso em: 05 de maio de 2010.

MCGARIGAL, Kevin.; MARKS, Barbara J.; **FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1995.

MEREDITH, Dale D. WONG, Kam W.; WOODHEAD, Ronald W. **Design and Planning of Engineering Systems**. Prentice-Hall. New Jersey. 1985.

METZGER, Jean Paul. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro. v. 71. n. 3-I.1999.

METZGER, Jean Paul. **O que é ecologia de paisagens?** . Biota Neotropica, Campinas. SP. v. 1. nº 1/2. 2001.

METZGER, Jean Paul. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? *In*.: KAGEYAMA, Paulo Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, Flavio. B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, cap.3, 2003.

NAVEH, Zev.; LIEBERMAN, Arthur. **Landscape Ecology: theory and application**. Springer Verlag, New York. 1990.

NOGUEIRA, R.N.; SILVEIRA R.J.; PEREIRA R.S. Georreferenciamento de mapas temáticos e imagens de satélite no aplicativo IDRISI. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.3, no 3, Set.-Dez., 1997. Disponível em: <<http://www.ufpel.tche.br/faem/agrociencia/v3n3/artigo01.pdf>> . Acesso em: 18 de março de 2009.

ODI, Nelson L. G. **Estudos dos Fluxos superficiais de vapor d'água na área da represa do rio manso/MT: modelagem e simulações**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso. Cuiabá, 2005.

O'SULLIVAN, P. E. - The Ecosystem - Watershed Concept in the environmental Sciences– A review. **Journal of Environmental Studies**. Vol. 13, p. 273 – 281.1981

PARDINI, Renata, SOUZA, Sérgio M. de, BRAGA-NETO, Ricardo, METZGER, Jean P. The role of Forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**. 124. 2005.

PAIM, Geovana F. **Modelagem dinâmica da paisagem – o estudo de um pólo de Fruticultura tropical na região semi-árida**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana. 2008

PEDROSA, Biana M. CÂMARA, Gilberto. **Aspectos Conceituais da Modelagem Dinâmica Espacial**. Anais do I WORCAP, INPE, São José dos Campos. 2001.

PEREIRA JUNIOR, E. R.; SILVA, J. X.; GÓES, M. H. B.; OLIVEIRA, W. J.; Geoprocessamento aplicado à fiscalização de áreas de proteção legal: O caso do Município de Linhares-ES. In: ZAIDAN, Ricardo T.; XAVIER-DA SILVA, Jorge. **Geoprocessamento e análise ambiental: Aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2004.

PÉRICO, Eduardo.; CEMIN, Gisele.; LIMA, Daiane Fátima Batista de.; REMPEL, Claudete. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes . **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, Brasil, INPE, 2005.

PERICO, Eduardo.; CEMIN, Gisele. Caracterização do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs), **Scientia Forestalis**, n70, abril. 2006.

PÉRICO, Eduardo. Análise ecológica da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta, RS, através da utilização de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento com vistas ao planejamento ambiental da região. **Relatório técnico PROCOREDES 3- FAPERGS**. 2009.

PESTANA, Antônio. **Sistema de Posicionamento Global**. Gabinete de Topografia. Instituto Superior de Engenharia do Porto. 2002. Disponível em: <http://navstar.idt.ipp.pt/Acetatos/navstar_2002.pdf> Acesso em: 31 de março de 2010.

PONZONI, Flávio. J.; SHIMABUKURU, Yosio. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese. 2007.

PRIMACK, Rodrigues.; RODRIGUES Efraim. **Biologia da conservação**. Londrina. 2001

RAMALHO-FILHO, Antônio; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1995.

RANTALAINEN, Minna-Liisa.; HAIMI, Jari.; SETÄLÄ, Heikki. Testing the usefulness of habitat corridors in mitigating the negative effects of fragmentation: the soil faunal community as a model system. **Applied Soil Ecology**. N° 25. Elsevier B.V. 2004.

REMPEL, Claudete. **Aplicação do sensoriamento remoto para determinação da evolução da mata nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Forqueta – RS, Entre 1985 e 1995**. Dissertação de mestrado. UFRGS. 2000.

REUNANEN Pasi.; Landscape responses of the Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in northern Finland. In: _____ **The effect of scale on habitat patterns and species incidence**. Oulu University Library. 2001 Disponível em: <<http://herkules oulu.fi/isbn9514264967/html/index.html>> Acessado em: 24 de janeiro de 2010.

RICHARDS, John. A. **Remote sensing digital image analysis - an introduction**. 2ª ed. Springer- Verlag. Berlin. 1993.

RICKETTS, Taylor H. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. **The American Naturalist**. vol. 158, no. 1 july. 2001

RICKLEFS, Robert A. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan. Rio de Janeiro. 3 ed. 1996.

ROCHA, C. H. B. et al.; Geoprocessamento aplicado à seleção de locais para a implantação de aterros sanitários: O caso de Mangaratiba. In: ZAIDAN, R. T.; XAVIER-DA-SILVA, J. **Geoprocessamento e análise ambiental: Aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2004.

RODRIGUES, Efraim. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**, Tese de P.h.D. Harvard University. 1998.

ROSATTI, José; et al., **Caracterização espectral de áreas de gramíneas forrageiras infectadas com a doença "mela-das-sementes da braquiária" por meio de imagens CCD/CBERS-2**. Engenharia Agrícola. vol.26, n°3. Jaboticabal. Set./Dez.2006.

ŠÁLEK, Martin.; KREISINGER, Jakub.; SEDLÁČEK, František.; ALBRECHT, Tomáš. Corridor vs. hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural Landscape. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. nº 134. Elsevier B.V. 2009.

SAUNDERS, Denis A.; HOBBS, Richard J.; MARGULES, Chris R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v.5. 1991.

SCARASSATTI, Daniella F., **Modelagem dinâmica na projeção de uso do solo em função de rede viária de transportes**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 2007.

SCARPATO, Patrícia M., **Caracterização ambiental da bacia hidrográfica do rio são Bento com base nos conceitos da ecologia de paisagem**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma. 2008

SEMA/UFMS-RS. Governo do Estado. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Relatório Final do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul**. 706p. v.1, 2. Porto Alegre, 2001.

SIZER, Nigel; TANNER, Edmund V. J.. Response of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. **Biological Conservation**, 91. 1999.

SOARES FILHO Britaldo; **Modelagem da Dinâmica de Paisagem de uma Região de Fronteira de Colonização Amazônica**. Tese de Doutorado, Escola Politécnica da USP, 1998

SOARES FILHO Britaldo, CERQUEIRA, Gustavo C.; ARAÚJO, William L. **Landscape dynamics system – 2.4**. Centro de Sensoriamento Remoto. IGC. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 1999.

SOARES FILHO B., CERQUEIRA, Gustavo C. ARAÚJO, William L., **DINAMICA – Um software para simulação de dinâmica de paisagem**. Anais do II Workshop em Tratamento de Imagens, NPDI/DCC/UFMG. 2001

SOARES FILHO B.; CERQUEIRA, Gustavo C. ARAÚJO, William L.; VOLL, Eliane. **Modelagem dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular**. 2003. Disponível em: <http://www.csr.ufmg.br/dinamica/publications/dinamica_ac.pdf>. Acessado em: 14 de novembro de 2009.

TIGAS, Lourraine A., VAN VUREN, Dirk H., SAUVAJOT, Raymond M. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. **Biological Conservation** 108. Elsevier Science Ltd. 2002.

TROLL, Carl. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. **Geoforum**, 8, 1971.

VALE do Taquari: Banco de Dados Regional. 2010. Disponível em: http://www.univates.br/files/files/univates//bdr/Perfil_VT_Junho_2010.pdf. Acesso em 9 de junho de 2010.

VIDOLIN, Gisley P. Análise da estrutura da paisagem como subsídio para o planejamento estratégico de conservação da anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) e do queixada (*Tayassu pecari* Link, 1795) em remanescentes da floresta com araucária. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2008.

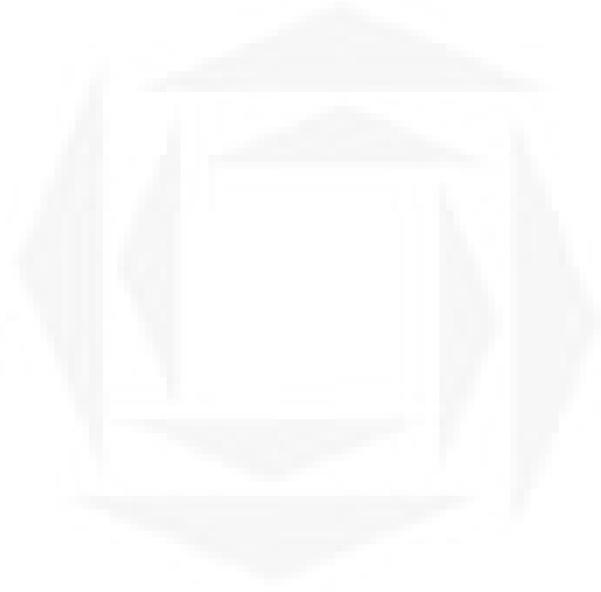
VINK, A.P.A. **Landscape ecology and land use**. Longman. Londres. 1983.

VOLOTÃO, Carlos F.S. **Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats**. São José dos Campos: INPE, 1998. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/geopro/papers.html>>. Acesso em: 04 novembro 2009.

XAVIER-DA-SILVA, Jorge. **Geoprocessamento para análise ambiental**. Rio de Janeiro, 2001.

WILLIAMS-LIMERA, Guadalupe. Vegetative structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, 78. 1990.

ZAIDAN, Ricardo T.; XAVIER-DA-SILVA, Jorge. Geoprocessamento aplicado ao zoneamento de áreas com necessidade de proteção: o caso do Parque Estadual do Ibitipoca-MG. In: _____. **Geoprocessamento e análise ambiental: Aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2004.



UNIVATES