

JOÃO FLÁVIO COSTA DOS SANTOS

**DINÂMICA FLORESTAL E DETECÇÃO DE OCORRÊNCIAS DO FOGO EM  
ÁREA DO DOMÍNIO DE MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2017

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

S237d  
2017 Santos, João Flávio Costa dos, 1991-  
Dinâmica florestal e detecção de ocorrências do fogo em  
área do domínio de Mata Atlântica / João Flávio Costa dos  
Santos. – Viçosa, MG, 2017.  
xi, 99 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Inclui apêndices.

Orientador: José Marinaldo Gleriani.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Incêndios florestais - Mata Atlântica. 2. Sensoriamento remoto. 3. Florestas - Reprodução. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal. II. Título.

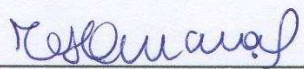
CDO adapt. CDD 22 ed. 634.94313

JOÃO FLÁVIO COSTA DOS SANTOS

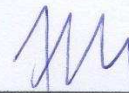
**DINÂMICA FLORESTAL E DETECÇÃO DE OCORRÊNCIAS DO FOGO EM  
ÁREA DO DOMÍNIO DE MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

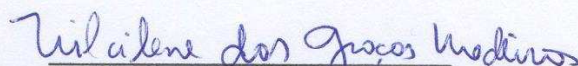
APROVADA: 14 de fevereiro de 2017.



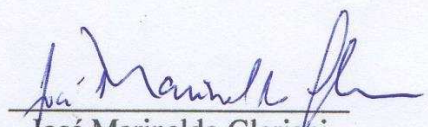
Cibele Hummel do Amaral



Fillipe Tamiozzo Pereira Torres



Nilcilene Das Graças Medeiros



José Marinaldo Gleriani  
(Orientador)

*“A caminhada pode ser longa  
mas a vida sempre será uma flor de cada manhã  
da mesma forma pelo que somos ao levantar.  
Dizendo estou aqui, aqui vou caminhando  
no desejo de ser mais um  
em tudo que se faz a cada dia  
diante das flores ao vento  
e de uma natureza perfeita  
da qual fazemos parte  
somos vitoriosos a cada dia de nossas vidas”*

*(Chiquinho da Floresta)*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente:

a Deus, por sempre guiar minha vida pelas melhores direções;

aos meus pais (Sebastião e Claudinéa) e a toda minha família, por ser minha base em todas as etapas até aqui vividas;

ao meu orientador e amigo (José Marinaldo Gleriani), por todos os ensinamentos de vida, profissionais e acadêmicos e também à sua esposa Shirley;

aos amigos de laboratório (Sidney e Guilherme);

aos professores que compõe a banca desta defesa;

aos amigos da República Rebordosa (Aurélio, Guilherme (Montanha), Michel e Pedro), sem os quais não imagino minha morada em Viçosa;

ao Vicente, pela acolhida em Viçosa e pela amizade;

aos professores e funcionários do Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal de Viçosa (em especial, Chiquinho, Beth, Alexandre e Dilson).

Também não posso esquecer aqueles que me ajudaram chegar até aqui: aos amigos da UFRuralRJ, representados por Gerhard, Gabriel, Caio e Uelison e aos professores Bruno, Emanuel, Paulo Leles e Rogério.

## Sumário

LISTA DE FIGURAS .....	v
LISTA DE TABELAS .....	vii
RESUMO .....	viii
ABSTRACT .....	x
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	3
2.1. Objetivos específicos .....	3
3. REVISÃO DE LITERATURA .....	3
3.1. Regeneração Natural .....	3
3.2. Queimadas e Incêndios Florestais .....	6
3.3. Sensoriamento Remoto aplicado à análise da dinâmica florestal e incêndios florestais. ....	9
3.3.1. Comportamento espectral e detecção de áreas queimadas.....	10
3.3.2. Detecção de focos de calor.....	15
3.4. Modelagem Espacial .....	19
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	23
4.1. Área de estudo .....	23
4.2. Breve Histórico de Ocupação .....	24
4.3. Material .....	25
4.4. Métodos .....	27
4.4.1. Avaliação, modelagem e prognose da dinâmica florestal.....	27
4.4.2. Levantamento dos focos de queimadas e incêndios.....	32
4.4.3. Determinação de área queimada e validação das detecções .....	33
5. RESULTADOS .....	38
5.1. Dinâmica da paisagem.....	38
5.2. Queimadas e Incêndios Florestais .....	49
6. DISCUSSÃO .....	59
6.1. Dinâmica da Paisagem .....	59
6.2. Queimadas e Incêndios Florestais .....	63
7. CONCLUSÕES .....	67
REFERÊNCIAS .....	69
APÊNDICES .....	78
ANEXOS .....	90

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Representação da variação do movimento aparente do Sol ao longo do ano no Hemisfério Sul (Adaptado de GANDOLFI, 2000).....	5
<b>Figura 2.</b> Elementos do Triângulo (A) e do Tetraedro do fogo (B).....	6
<b>Figura 3.</b> Comportamento espectral típico da vegetação sadia e tendências de alteração com a ocorrência de fogo (setas em vermelho). ....	11
<b>Figura 4.</b> Curvas de irradiância espectral para corpos negros em diferentes temperaturas (K).....	16
<b>Figura 5.</b> Localização da área de estudo. ....	23
<b>Figura 6.</b> Diagrama ombrotérmico de Gaussen para a região de estudo. Os dados de precipitação e temperatura foram obtidos de Alvares et al. (2013). ....	24
<b>Figura 7.</b> Etapas para modelagem e prognose da dinâmica florestal. ....	27
<b>Figura 8.</b> Representação das paisagens utilizadas para cálculo da matriz de transição de estados e modelagem da dinâmica florestal. ....	28
<b>Figura 9.</b> Para um sensor com pixel de lado L adotou-se um valor de $L*\sqrt{2}$ para delimitação de um <i>buffer</i> de aceitação. Esse <i>buffer</i> foi utilizado para determinar a sobreposição de focos de calor. Por exemplo, na situação A tem-se um foco de calor equivalente a uma queimada, que pode ter ocorrido em qualquer lugar dentro da área delimitada pelo <i>buffer</i> . Já em B, três focos de calor correspondem a uma queimada/incêndio de grande extensão. ....	33
<b>Figura 10.</b> Etapas para cálculo da área queimada e validação das detecções do Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas). ....	34
<b>Figura 11.</b> Distribuição de fragmentos florestais em: 1966 (A), identificados na carta topográfica 1:50.000; 1985 (B), identificados pela fotointerpretação de uma cena TM/landsat5; e 2016 (C), identificados pela fotointerpretação de uma cena OLI/Landsat 8.....	39
<b>Figura 12.</b> Dinâmica florestal para os períodos de 1966 a 1985 (A), 1985 a 1966 (B) e 1966 a 2016 (C). ....	40
<b>Figura 13.</b> Pesos de Evidência das variáveis ambientais analisadas no processo de Regeneração Natural. ....	43
<b>Figura 14.</b> Pesos de Evidência das variáveis ambientais analisadas no processo de Desmatamento.....	46
<b>Figura 15.</b> Comparação entre as paisagens de Referência (A) e Simulada (B) para o ano de 1985 (Modelo 1966 - 1985). As diferenças (C) foram avaliadas quanto ao grau de similaridade com uma vizinhança de 11x11 pixels. ....	47
<b>Figura 16.</b> Comparação entre as paisagens de Referência (A) e Simulada (B) para o ano de 2016 (Modelo 1985 - 2016). As diferenças (C) foram avaliadas quanto ao grau de similaridade com uma vizinhança de 11x11 pixels. ....	47
<b>Figura 17.</b> Comparação entre as paisagens de Referência (A) e Simulada (B) para o ano de 2016 (Modelo 1966 - 2016). As diferenças (C) foram avaliadas quanto ao grau de similaridade com uma vizinhança de 11x11 pixels. ....	48
<b>Figura 18.</b> Similaridade das diferenças em relação a uma vizinhança de 11x11 pixels. Quanto mais próximo de um (1), maior o grau de similaridade. ....	48
<b>Figura 19.</b> Evolução da fragmentação florestal entre 1966 (A) e 2016 (B) e prognose para o ano de 2066(C).....	49

<b>Figura 20.</b> Distribuição dos focos de calor no período de 01/06/1998 a 31/12/2016. ...	50
<b>Figura 21.</b> Distribuição dos focos de queimadas/incêndios ao longo do ano. O período de avaliação foi de 01/06/1998 a 31/12/2016. ....	50
<b>Figura 22.</b> Distribuição e densidade Kernel das detecções de focos de calor na área de estudo. ....	51
<b>Figura 23.</b> Estatística M e separabilidade entre área queimada e outras classes de cobertura da terra na cena ETM+/Landsat 7 (16-11-2002) em reflectância de superfície. NDVI – <i>Normalized Difference Vegetation Index</i> ; EVI - <i>Enhanced Vegetation Index</i> ; GEMI - <i>Global Environmental Monitoring Index</i> ; SAVI - <i>Soil Adjusted Vegetation Index</i> ; MSAVI - <i>Modified Soil Adjusted Vegetation Index</i> ; BAI - <i>Burned Area Index</i> ; NBR - <i>Normalized Burned Ratio</i> ; CSI - <i>Char Soil Index</i> ; MIRBI - <i>Mid Infrared Burn Index</i> . ....	52
<b>Figura 24.</b> Valores médio de comportamento espectral dos alvos extraídos da cena ETM+/Landsat 7 (16/11/2002) em reflectância de superfície. ....	53
<b>Figura 25.</b> Exemplo do processo de determinação da área queimada. A partir das informações espectrais de refletância planetária TOA (A) (composição 4, 2, 1) calcula-se o índice <i>Normalized Burned Ratio</i> <sub>2</sub> (NBR <sub>2</sub> ) (B) e após análise do histograma e aplicação de limiar (C), determina-se a área queimada (D). ....	54
<b>Figura 26.</b> Cicatrizes de queimadas identificadas ao longo do ano de 2002 com aplicação do índice espectral <i>Normalized Burn Ratio</i> <sub>2</sub> em cenas ETM+/Landsat 7. ....	55
<b>Figura 27.</b> Distribuição das cicatrizes de queimadas identificadas para o ano de 2002 em classes de tamanho. ....	56
<b>Figura 28.</b> Sobreposição dos focos de calor do Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas) nas cicatrizes de queimadas identificadas com imagens ETM+/Landsat 7 no ano de 2002. ....	57
<b>Figura 29.</b> Pesos de evidências na ocorrência das queimadas e incêndios florestais. ....	59
<b>Figura 30.</b> Evolução da população rural e urbana no município de Valença, RJ (Fonte dos dados: IBGE, 2016). ....	60
<b>Figura 31.</b> Evolução da população rural e urbana no município de Rio das Flores, RJ (Fonte dos dados: IBGE, 2016). ....	61
<b>Figura 32.</b> Gráfico de dispersão entre as bandas do sensor <i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i> (ETM <sup>+</sup> ) /Landsat 7 utilizadas para cálculo dos índices espectrais. Foram considerados apenas os pixels utilizados no cálculo da estatística M. ....	64



## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Nomenclatura e siglas de regiões espectrais utilizadas neste trabalho.....	11
<b>Tabela 2.</b> Índices espectrais utilizados para a detecção de áreas queimadas .....	13
<b>Tabela 3.</b> Sensores utilizados pelo INPE para detecção de focos de queimadas e incêndios .....	18
<b>Tabela 4.</b> Lista de materiais e softwares utilizados neste estudo .....	26
<b>Tabela 5.</b> Planos de informação utilizados como entrada para modelagem da dinâmica florestal .....	29
<b>Tabela 6.</b> Cenas utilizadas para estimativa da área queimada e validação de detecções do INPE no ano de 2002. As informações de Elevação Solar e Distância Terra Sol foram utilizadas para a transformação de números digitais à refletância planetária no topo da atmosfera .....	37
<b>Tabela 7.</b> Evolução do número e da área ocupada por fragmentos florestais .....	38
<b>Tabela 8.</b> Dinâmica florestal para os períodos de 1966 a 1985, 1985 a 1996 e 1996 a 2016.....	39
<b>Tabela 9.</b> Matrizes de transição de estados com as taxas de desmatamento (em vermelho) e regeneração natural (em verde) entre 1966 e 1985 (A), 1985 a 2016 (B), 1966 e 2016 (C) e taxas médias anuais entre 1966 a 2016 (D) .....	40
<b>Tabela 10.</b> Localização dos focos de calor do Banco de Dados de Queimadas em relação às áreas queimadas identificadas com dados ETM+/Landsat7 no ano de 2002.....	58
<b>Tabela 11.</b> Correlação entre bandas do sensor <i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i> (ETM <sup>+</sup> ) /Landsat 7 .....	64

## RESUMO

SANTOS, João Flávio Costa dos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2017. **Dinâmica florestal e detecção de ocorrências do fogo em área do domínio de Mata Atlântica**. Orientador: José Marinaldo Gleriani.

Mesmo com a proibição do uso do fogo, as ocorrências de queimadas e incêndios florestais têm sido frequentes na área de domínio da Mata Atlântica brasileira. Por outro lado, após vários ciclos de exploração tem-se observado a regeneração natural em alguns locais desse bioma, processo que está associado ao êxodo rural e descapitalização do produtor. A condução da regeneração natural, apesar do potencial para recuperação florestal e de ser permitida por lei, tem sido pouco estudada em áreas do domínio Mata Atlântica. Da mesma forma, o efeito do fogo nesse processo necessita de mais pesquisas. O objetivo geral deste estudo foi relacionar queimadas e incêndios florestais com a dinâmica florestal em uma área inserida no domínio Mata Atlântica. Também foram objetivos deste estudo: identificar remotamente padrões de ocorrência de regeneração natural, desmatamento e queimadas/incêndios florestais; modelar a dinâmica florestal; avaliar o desempenho de índices espectrais na detecção de cicatrizes de queimadas e validar focos de calor do Banco de Dados de Queimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. A área de estudo está localizada entre os estados do Rio de Janeiro (parte dos municípios de Rio das Flores, Valença e Vassouras) e Minas Gerais (parte dos municípios de Rio Preto, Santa Bárbara do Monte Verde e Belmiro Braga). Para análise da dinâmica florestal foram utilizadas informações extraídas da carta topográfica 1:50.000 referente ao ano de 1966 e dos sensores TM/Landsat 5 para 1985 e OLI/Landsat 8 para 2016. A partir desses dados foram determinadas matrizes de transição de estados e a contribuição de fatores topográficos, ambientais e antrópicos, avaliada por meio de pesos de evidências, nos processos de regeneração natural e desmatamento. Essas informações foram utilizadas para a modelagem espacial e prognose da dinâmica florestal para o ano de 2066, utilizando o software Dinamica-EGO. Foram levantadas as ocorrências de focos de calor de 1998 a 2016 e, nesse período, buscou-se o ano com maior disponibilidade de imagens de sensores orbitais da série Landsat, para realizar uma validação das detecções. A partir das imagens selecionadas foram calculados diferentes índices espectrais a fim de identificar cicatrizes de queimadas. A área queimada também foi relacionada com variáveis ambientais e antrópicas por meio dos pesos de evidência. Os resultados demonstram a capacidade de resiliência da Mata Atlântica na área estudada. Detectou-se, por exemplo, um acréscimo médio 0,44%

ha.ano<sup>-1</sup> na cobertura florestal entre 1966 e 2016, totalizando 11.058 ha de regeneração. No entanto, também observou-se desmatamento (1.780 ha) e, a partir de 1998, registros de queimadas/incêndios florestais. As áreas em regeneração relacionaram-se principalmente à proximidade dos fragmentos remanescentes e às porções da paisagem que recebem menor quantidade de radiação solar global. A proximidade de áreas urbanas, estradas e rodovias, por outro lado, prejudicou a regeneração e favoreceu o desmatamento e a ocorrência de queimadas/incêndios. Os índices espectrais *Normalized Burn Ratio* e *Char Soil Index* foram os mais indicados para a identificação das cicatrizes de queimadas. Essas cicatrizes, além de estarem próximas às áreas urbanas, ocorrem preferencialmente onde há maior exposição solar. Foi observado, dessa forma, um comportamento inverso ao do processo de regeneração natural, o que sugere haver influência negativa das queimadas e incêndios no processo de regeneração natural. Mantidas as tendências observadas para regeneração natural e desmatamento, a área estudada terá 24,57% de cobertura florestal no ano de 2066, o que representa um acréscimo de 9.262 ha em relação ao ano de 2016 e 16.779 ha em relação à paisagem de 1966.

## ABSTRACT

SANTOS, João Flávio Costa dos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2017. **Forest dynamics and detection of fire occurrences in an Atlantic Forest domain area.** Adviser: José Marinaldo Gleriani.

The occurrence of burns and forest fires has been frequent in the domain of the Brazilian Atlantic Rainforest, even with the prohibition of the use of fire in this biome. On the other hand, after several cycles of exploration, it was observed the natural regeneration in some places, this process being associated with the rural exodus and the decapitalization of the farmers. Besides its potential for the forest recovery and being allowed by law the conduction of the natural regeneration has been poorly studied in areas of the Atlantic Rainforest domain. Similarly, the effect of fire in this process needs more researches. The general objective of this study was to relate burns and forest fires with the forest dynamics in an area inserted in the Atlantic Rainforest. Also were objectives of this study: to identify patterns of occurrence of natural regeneration, deforestation and burns/forest fires; to model the forest dynamics; to evaluate the performance of spectral indexes in the detection of burn scars and to validate heat foci from the Burns Database of the National Institute of Spatial Research. The study site is located between the States of Rio de Janeiro (Rio das Flores and Valença counties) and Minas Gerais (Rio Preto, Santa Bárbara do Monte Verde and Belmiro Braga counties). For the analysis of the forest dynamics, information extracted from 1:50,000 topographic chart for the year of 1966 and from the sensors TM/Landsat5 for the year of 1985 and OLI/Landsat8 for the year of 2016 were used. From these data, state transition matrices were determined and the contribution of topographic, environmental and anthropic variables in the processes of natural regeneration and deforestation was evaluated with evidence weights. These information were used for the spatial modeling and the prognosis of forest dynamics for the year of 2066 using the DINAMICA EGO software. Also were raised the occurrences of heat foci of 1998 and 2016. In this period, it was searched the year with the highest disponibility of orbital images from Landsat series to make a validation of the detection. The burnt area also was related to environmental and anthropic variables through evidence weights. The results demonstrate the capacity of resilience of the Atlantic Rainforest in the studied site. However, also there was deforestation and records of forest fires in the evaluated period. The areas in regeneration were related, mainly, to the remaining fragments and with portions of the landscape that receives less quantity of global solar radiation. The proximity with urban areas, roads and highways, on the other hand, spoiled the regeneration and favored the deforestation and the occurrence of burns. The spec-

tral index Normalized Burn Ratio and Char Soil Index were the most indicated for the identification of burn scars. These scars are preferentially where there is greater exposure to the sun besides being close to urban areas. It was observed, in this way, a behavior inverse to that of the natural regeneration, which suggests negative influence of burns and fires in the process of natural regeneration. Maintaining the observed trends for natural regeneration and deforestation, a studied area had 24.57% of forest cover in the year 2066, which represents an increase of 9,262 ha in relation to the year 2016 and 16,779 ha in relation to the landscape of 1966.

## 1. INTRODUÇÃO

Em função da grande variação em latitude e também em altitude (do nível do mar a 2.891,98 m) a Mata Atlântica brasileira abriga expressiva parcela da biodiversidade mundial. Chama a atenção ainda a grande quantidade de espécies endêmicas (MYERS et al., 2000). Mittermeier et al. (2005), por exemplo, estimaram 8.000 espécies de plantas, 148 de aves, 71 de mamíferos, 94 de répteis e 286 de anfíbios endêmicas.

A área do domínio Mata Atlântica, no entanto, vem sendo alterada desde a colonização (DEAN, 1966) até os dias atuais (RIBEIRO et al., 2009; SOS MATA ATLÂNTICA, 2016). Nessa região abriga-se mais de 72% da população brasileira e movimenta-se cerca de 70% do Produto Interno Bruto (PIB). Como consequência, estima-se que hoje existam apenas 12,5%<sup>1</sup> da cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA, 2016). A Mata Atlântica apresenta-se intensamente fragmentada em função da exploração descontrolada dos recursos naturais e dos diversos ciclos econômicos que se sucederam (RIBEIRO et al., 2009).

Este contraste, entre tamanha importância ambiental e notável ameaça, torna a Mata Atlântica em um dos biomas mais ameaçados do planeta, caracterizando-a como um *hotspot* mundial (MYERS et al., 2000). Atualmente, as queimadas e os incêndios florestais são umas das maiores ameaças ao bioma (AXIMOFF; RODRIGUES, 2011; TOMZHINSKI et al., 2011; TEBALDI et al., 2013). Somente no ano de 2016, foram detectados 15.283 focos de calor<sup>2</sup> na área de domínio da Mata Atlântica.

Buscando amenizar a situação de destruição do e conservar os remanescentes, ações de cunho governamental, como a criação de Unidades de Conservação e a Lei da Mata Atlântica, foram implantadas. Além disso, criou-se o Pacto de Restauração da Mata Atlântica, em 2009. Recentemente, com a reformulação do Código Florestal de 1965 e publicação da Lei 12.651/2012, as medidas de conservação e recuperação do bioma ganharam reforço. Pode-se citar, por exemplo, a obrigatoriedade de recomposição de áreas de preservação permanente (APP) e reserva legal (RL). Quanto às queimadas e incêndio florestais, foi instituído no país o Sistema Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (PREVFOGO) (RAMOS, 1995), além de um amplo programa de monitoramento de incêndios via Sensoriamento Remoto (INPE, 2016).

---

<sup>1</sup> Considerando os fragmentos com área acima de três hectares (<https://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>).

<sup>2</sup> Dados levantados no Banco de Dados de Queimadas (<http://www.dpi.inpe.br/queimadas>) considerando apenas o sensor de referência MODIS/AQUA.

Apesar da recuperação florestal ser obrigatória por Lei, os custos ainda são inacessíveis para pequenos produtores rurais. Brancalion et al. (2012), por exemplo, estimam um valor médio de US\$ 5.000,00/ha (aproximadamente R\$ 16.288,00/ha). Além disso, tem-se assistido a uma diminuição significativa da disponibilidade de mão de obra no campo. Neste sentido, uma das alternativas para a recuperação florestal prevista na Lei 12.651/2012 é a condução da regeneração natural florestal. A regeneração de uma floresta ocorre após um distúrbio natural ou antrópico e, trata-se de um processo lento de sucessão vegetal, influenciado por fatores como fonte de propágulos, condições ambientais e intensidade e duração do distúrbio (SILVEIRA; SILVA, 2010).

A despeito do potencial para recuperação florestal, a condução da regeneração natural ainda é um método pouco empregado e pouco estudado. Em escalas locais, é possível notar a influência da topografia no processo de regeneração natural florestal (PARK, 2001; MARQUES et al., 2004; SILVEIRA; SILVA, 2010; REZENDE et al., 2015). A topografia controla aspectos como face de exposição à radiação solar, inclinação e tipo de curvatura (de remoção ou deposição) e, conseqüentemente, influencia as condições ambientais e a capacidade do ambiente em reagir às perturbações (grau de resiliência) (HOLL; AIDE, 2011). Desta forma, ao optar pela condução da regeneração natural como método de recuperação florestal, é necessário conhecer os locais da paisagem mais aptos a esse processo.

Em contrapartida, o uso do fogo ainda é prática comum em muitas propriedades rurais (SOARES; SANTOS, 2002). Seja por questão econômica ou cultural, o fogo tem sido muito utilizado para o manejo de pastagens e limpeza de capoeiras. Apesar de ser o método mais econômico, pode não ser o mais indicado para o bioma Mata Atlântica. Ao fugir do controle, o fogo provoca os incêndios florestais que prejudicam a conservação de fragmentos.

A compreensão da relação entre fatores ambientais e antrópicos e grau de resiliência da paisagem pode ser facilitada pelas geotecnologias. O Sensoriamento Remoto, por exemplo, permite a análise multitemporal, viabiliza o acompanhamento da dinâmica de ecossistemas florestais e de ocorrência de fogo. As ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e Processamento Digital de Imagens (PDI), por sua vez, possibilitam a identificação de padrões e mapeamento de áreas com maior potencial à regeneração natural florestal (REZENDE et al., 2015; SANTOS et al., 2016) e áreas mais sujeitas aos Incêndios Florestais.

## **2. OBJETIVOS**

O objetivo geral deste trabalho foi monitorar remotamente a dinâmica florestal e suas relações com o fogo em uma área inserida no domínio Mata Atlântica.

### **2.1. Objetivos específicos**

- Identificar padrões de ocorrência de regeneração natural florestal, desflorestamento e incêndios florestais;
- Modelar a dinâmica florestal em função de variáveis ambientais, topográficas e antrópicas com o software Dinamica-EGO e prognosticar a paisagem do ano de 2066;
- Avaliar o desempenho de índices espectrais comumente utilizados na identificação de cicatrizes de queimadas;
- Validar detecções do conjunto de sensores do Banco de Dados de Queimadas (INPE).

## **3. REVISÃO DE LITERATURA**

### **3.1. Regeneração Natural**

A regeneração natural é um processo espontâneo de reestabelecimento de vida vegetal que ocorre após um distúrbio natural ou antrópico. É resultado da interação entre vários fatores que envolvem a dispersão e o estabelecimento de propágulos em ambiente com condições edafoclimáticas favoráveis. Trata-se, portanto, de parte do ciclo inicial de crescimento e desenvolvimento de uma floresta (GAMA et al., 2002). O termo regeneração natural florestal também remete ao processo de recrutamento de plântulas no interior da floresta (MARTINS et al., 2014). Na literatura também são encontradas as denominações restauração florestal passiva (HOLL; AIDE, 2011), autorregeneração (REICH et al., 2012) e regeneração natural espontânea (REZENDE et al., 2015) para se referir ao processo de regeneração natural florestal.

A condução da regeneração natural é um dos modos de recuperação florestal previstos na Lei 12.651/2012. Algumas vantagens desse processo são: a instalação de espécies de ocorrência regional e geneticamente adaptadas (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007) e uma redução de custos, por exigir menos mão de obra e insumos, em comparação aos demais métodos de reflorestamento (BOTELHO et al., 2001). Holl e Aide (2011) e Magnago et al. (2012) destacam que esse processo é importante para a restauração florestal de grandes áreas geográficas, onde os métodos de plantio podem ser inviáveis devido aos elevados custos financeiros.



O primeiro passo para o sucesso na recuperação florestal, através da regeneração natural ou qualquer outro método, é o isolamento da área (MARTINS, 2013). O cercamento impede o acesso de animais pastejadores, limita espacialmente a atividade agrícola e permite, dessa forma, que os processos ecológicos se restabeleçam. Seguindo esse raciocínio, a redução da população rural e abandono de propriedades, situação observada em diversos municípios brasileiros (CAMARANO; BELTRÃO, 2000), também favorece a regeneração natural (e.g. REZENDE et al., 2015). Deve-se considerar, no entanto, que há forte influência do histórico de uso e cobertura da terra, das características da paisagem, condições edafoclimáticas e da topografia no processo de regeneração natural florestal (ATTANASIO et al., 2006; HOLL; AIDE, 2011). Estudos apontam que, em função dessas características, existem diferenças no grau de resiliência de uma paisagem no bioma Mata Atlântica (MARQUES et al., 2004; SILVEIRA; SILVA, 2010; REZENDE et al., 2015; SANTOS et al., 2016).

Quanto às variáveis ambientais, a radiação solar tem se mostrado uma das principais condicionantes da resiliência de uma paisagem. Essa variável está relacionada à maioria dos fenômenos terrestres (germinação, fotossíntese, ciclo hidrológico, processos erosivos etc.). A quantidade de radiação solar recebida pela superfície varia em função da latitude, zênite, altitude, inclinação e face de orientação da vertente (GANDOLFI, 2000). Em uma escala global, o gradiente de radiação solar é causado pela latitude, pela distância ao Sol e pela época do ano. Já para uma escala local a topografia é o fator que mais interfere na quantidade de radiação solar que incide na superfície (FU; RICH, 1999).

A orientação das encostas é um fator que interfere na dinâmica florestal em uma bacia hidrográfica. Essa variável afeta a quantidade de radiação solar que incide na superfície do terreno que, por sua vez, altera a umidade e temperatura do solo (MCCUNE; KEON, 2002; MAGNAGO et al., 2012). No Hemisfério Sul, as vertentes com orientação Norte recebem maior quantidade de radiação solar direta enquanto as vertentes opostas são mais sombreadas. Isso acontece por causa da inclinação do eixo terrestre (GANDOLFI, 2000). Nesse Hemisfério, a trajetória aparente do Sol sofre uma declinação para o Norte (Figura 1). Essa declinação é máxima (+ 23,5°) no solstício de inverno (aproximadamente 22 de junho), mínima (− 23,5°) no solstício de verão (22 de dezembro) e nula quando o Sol estiver posicionado no zênite. Além disso, nas vertentes orientadas para Sul, o aumento da inclinação diminui a quantidade de energia recebida devido ao ângulo de incidência da radiação e também ao efeito de sombreamento provocado

pelo relevo, que é intensificado em regiões montanhosas (FERNANDES FILHO; FIRMA-SÁ, 2007).

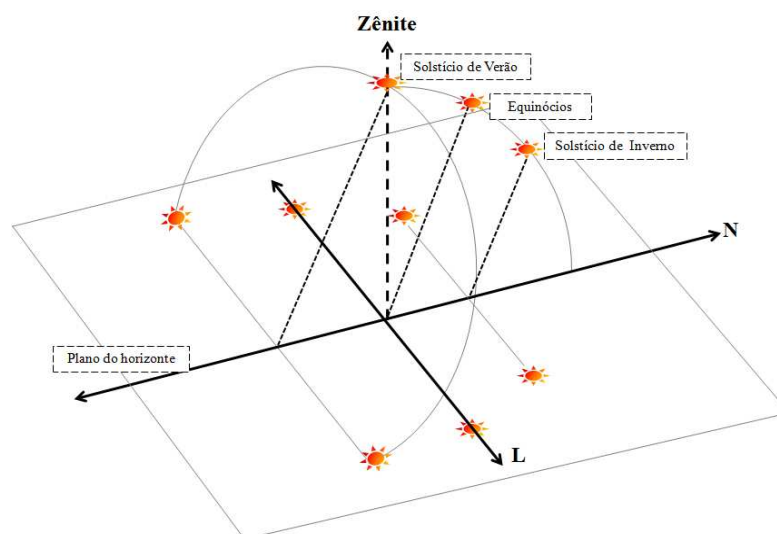


Figura 1. Representação da variação do movimento aparente do Sol ao longo do ano no Hemisfério Sul (Adaptado de GANDOLFI, 2000).

Na área de domínio da Mata Atlântica brasileira, áreas expostas ao Sol da tarde (vertentes Norte) tendem a manter menor umidade no solo o que dificulta o estabelecimento de indivíduos arbóreos por um lado, e favorece a propagação de gramíneas agressivas por outro (MAGNAGO et al., 2012). Um dos primeiros estudos a considerar as relações da orientação das encostas com a vegetação foi desenvolvido por Oliveira et al. (1995) no Maciço da Tijuca, cidade do Rio de Janeiro. Os autores concluíram que a orientação das encostas influencia na umidade da serapilheira, de modo que as encostas voltadas para Sul retêm cerca de 5% de umidade a mais em relação às faces opostas. Para esses autores, esse é o motivo da maior susceptibilidade aos incêndios florestais nas encostas com orientação Norte. Como os incêndios são mais frequentes e mais intensos nas faces orientadas para Norte, o banco de sementes do solo e o estabelecimento de plântulas nessas áreas são prejudicados (PARK, 2001). Adicionalmente, Barbosa (2007) destaca que nas regiões litorâneas do Rio de Janeiro, as vertentes voltadas para Sul interceptam as massas de ar úmidas de origem oceânicas, caracterizando as chuvas ocultas, o que aumenta a capacidade de resiliência dessas encostas. Silveira e Silva (2010) concluíram que na Bacia do Rio Paquequer em Teresópolis, RJ, os fragmentos florestais evoluíram para estágios avançados de regeneração florestal, preferencialmente nas vertentes voltadas para Sul. Cortines et al. (2011) apontaram que os fatores topográficos e de solo influenciam a composição de espécies em nova Friburgo, RJ.

Para Rezende et al. (2015) os fatores que mais influenciaram a regeneração natural no município de Trajano de Moraes, RJ foram respectivamente o índice de posição topográfica, a inclinação do terreno, a radiação solar, tipo de solo, distância aos fragmentos florestais e distância em relação às áreas urbanas e rodovias. Santos et al. (2016) também observaram maior capacidade de resiliência das encostas mais inclinadas e menos ensolaradas no município de Paraíba do Sul, RJ e indicaram essas áreas como mais aptas à formação de corredores ecológicos.

### 3.2. Queimadas e Incêndios Florestais

O fogo resulta da combinação de luz e calor sendo produto de uma reação exotérmica (combustão) entre um combustível (o que queima) e o comburente (gás), que é iniciada por uma fonte de calor (ignição). Nessa conceituação destacam-se três componentes distintos (combustível, comburente e calor) que formam o chamado "Triângulo do Fogo" (Figura 2-A). Recentemente, fala-se em um quadrilátero do fogo, com incorporação da componente reação em cadeia (Figura 2-B). Em ambientes florestais a combustão encontra combustível para retroalimentar (e aqui esta incluída a ideia de reação em cadeia do tetraedro do fogo) e propagar chamas.

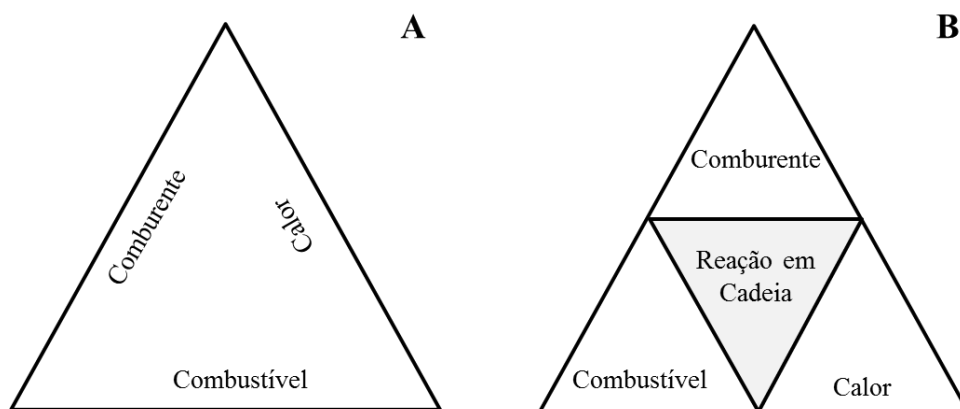


Figura 2. Elementos do Triângulo (A) e do Tetraedro do fogo (B).

O termo 'queimada' remete de certa forma, a uma queima controlada, proposital, utilizada geralmente para manejo de pastagens e florestas, sendo permitida por Lei em algumas áreas. O Decreto 2.661, de 8 de julho de 1998, considera 'queima controlada' como "o emprego do fogo como fator de produção e manejo em atividades agropastoris ou florestais, e para fins de pesquisa científica e tecnológica, em áreas com limites físicos previamente definidos". Quando as queimadas não têm mecanismos de controle, (p.ex. aceiros bem preparados) e avançam para outras áreas além daquelas inicialmente previstas, caracterizam incêndios, que podem alcançar ambientes florestais.

O capítulo IX da Lei 12.651/2012 é exclusivamente dedicado à proibição do uso de fogo e ao controle de incêndios florestais. Segundo o mesmo, o uso do fogo só será permitido em locais ou regiões cujas peculiaridades justifiquem o emprego em práticas agropastoris ou florestais, mediante prévia aprovação do órgão estadual ambiental competente do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA).

Além das causas antrópicas, a origem dos incêndios florestais (ignição) também pode relaciona-se com fatores naturais. As causas naturais remetem principalmente à ocorrência de raios em vegetação potencialmente combustível (FIEDLER; MERLO; MEDEIROS, 2006), o que costuma acontecer na estação seca do ano. No entanto, os incêndios mostram-se muito mais influenciados pelo fator humano (SOARES; SANTOS, 2002; FIEDLER; MERLO; MEDEIROS, 2006; AXIMOFF; RODRIGUES, 2011) podendo ser citados diversos exemplos: manejo de pastagens, lixo em áreas florestadas, proximidade com rodovias e ferrovias, lançamento de balões, fogos de artifício, entre outros, além dos incêndios puramente intencionais.

Os impactos do fogo em ambientes florestais são de diferentes naturezas. A queima controlada, por exemplo, é um mecanismo eficiente na prevenção de Incêndios Florestais, além de uma alternativa barata para a limpeza de área e controle de pragas (FERNANDES; BOTELHO, 2003). Há também as formações vegetais que são altamente dependentes do fogo para desenvolvimento do ciclo ecológico, como é o caso do cerrado e campos Sulinos (FIDELIS; PIVELLO, 2011). Por outro lado, em biomas não associados ao fogo, os incêndios trazem grande prejuízo à flora, fauna e solo. Também são notórios os prejuízos à qualidade do ar, à saúde e à economia.

Quanto ao modo de propagação, os incêndios florestais podem ser classificados em três categorias (BENNETT et al., 2010): Incêndios de Superfície (*surface fire*), relacionados à queima de vegetação rasteira e serapilheira do solo; Incêndios de Copa (*Crown fire*), geralmente de propagação rápida, afetando os indivíduos arbóreos; e, menos comum no Brasil, os Incêndios Subterrâneos (*ground fires*), que podem durar várias semanas sem serem notados, consumindo camadas sub superficiais de materiais turfados.

Características do combustível florestal, como continuidade, quantidade ( $\text{kg m}^{-2}$ ), dimensões, teor de umidade e composição química, irão influenciar o comportamento dos Incêndios Florestais sob o ponto de vista da intensidade, severidade e duração (FERNANDES; BOTELHO, 2003; LENTILE et al., 2006; KEELEY, 2009).

A intensidade do fogo descreve a quantidade de energia liberada no processo de combustão por unidades de tempo e comprimento da frente do fogo ( $\text{kW m}^{-1}$ ), resultando do produto do calor de combustão ( $\text{kJ kg}^{-1}$ ), quantidade de combustível consumido

por unidade de área da zona de combustão com chama, e velocidade linear de propagação do fogo ( $\text{m s}^{-1}$ ) (LENTILE et al., 2006). Conforme Keeley (2009) existem outras métricas que se relacionam à intensidade do fogo como a intensidade de reação, a intensidade da linha de fogo, temperatura, tempo de residência e a energia radiante.

O termo severidade do fogo é um parâmetro qualitativo que fornece uma descrição da magnitude de alteração causada pelo fogo nos componentes do ecossistema, incluindo os componentes superficiais e subterrâneos. Nesse conceito, estão integradas características do fogo ativo e dos efeitos imediatos provocados por ele no meio ambiente (LENTILE et al., 2006; KEELEY, 2009). Esses efeitos são bastante variáveis dentro e entre os diferentes ecossistemas em função de características ambientais e do material combustível (KEELEY, 2009).

Lentile et al. (2006), fazem uma distinção conceitual entre os termos severidade do fogo (*fire severity*) e severidade da queima (*burn severity*). Enquanto o primeiro relaciona-se aos efeitos imediatos do fogo no ambiente, o segundo relaciona-se aos efeitos a médio e longo prazo, sendo definido com o grau de alteração em um ecossistema devido ao fogo. Para melhor entender essa diferença, exemplifica-se que em um ecossistema de gramíneas o fogo consome uma grande porção da biomassa, indicando alta severidade do fogo. No entanto, esses ecossistemas rejuvenescem rapidamente indicando baixa severidade da queima.

A tipologia florestal e o domínio a que pertence, estabelecem algumas relações com o fogo: em fisionomias de Floresta Ombrófila Densa, a quantidade e continuidade do material combustível são elevadas, no entanto, há uma tendência em altos valores de umidade da serapilheira; Florestas Estacionais Semidecíduas ou Decíduas ficam mais propensas ao fogo na estação seca devido ao menor teor de umidade e maior concentração de serapilheira (troca das folhas) no solo. Florestas Ombrófilas Mistas geralmente provocam incêndios de elevada intensidade em função da composição química altamente inflamável das araucárias (taninos). Árvores típicas do Cerrado têm súber desenvolvido, característica que pode ser tida como uma estratégia adaptativa destas ao regime de fogo desse bioma (FIDELIS; PIVELLO, 2011).

A frequência, a sazonalidade e a distribuição espacial de incêndios florestais são influenciadas por aspectos climatológicos, topográficos e antrópicos. Enquanto o clima explica principalmente a época de maior concentração dos focos, os demais fatores indicam locais na paisagem que são mais críticos e sujeitos a maior severidade dos incêndios (OLIVEIRA et al., 2004; ILIADIS, 2005). Áreas mais próximas a estradas e rodovias, áreas mais inclinadas e mais expostas à radiação solar direta, são mais suscetíveis à

ocorrência de queimadas (PYNE et al., 1966; RIBEIRO et al., 2008; OLIVEIRAS et al. 2009; CARMEM et al., 2011) e esse conhecimento permite, por exemplo, a elaboração de mapas de risco.

### **3.3. Sensoriamento Remoto aplicado à análise da dinâmica florestal e incêndios florestais.**

Os dados de sensores orbitais são instrumentos eficientes nas análises de dinâmica florestal e incêndios florestais. Em função do caráter “multi” do sensoriamento, esses tipos de monitoramento ambiental podem acontecer em diferentes escalas: a nível local (p. ex. REZENDE et al., 2015), a nível de país (p. ex. INPE, 2016; SOS MATA ATLÂNTICA, 2016), a nível global (p. ex. HANSEN et al., 2013).

As imagens devem ser entendidas como uma representação da realidade. A qualidade dessa representação está relacionada ao tamanho do campo de visada instantâneo (IFOV, sigla de *Instantaneous Field Of View*) do sensor (resolução espacial), à quantidade de informação espectral (resolução espectral), à capacidade de armazenamento dos dados (resolução radiométrica) e ao período de revisita (resolução temporal). Adicionalmente, para que possam ser utilizadas com confiabilidade, as imagens orbitais devem passar por etapas de pré-processamento visando minimizar distorções produzidas por efeitos atmosféricos, topográficos ou distorções geométricas e análises de qualidade posicional (Validações).

Regimes de fogo são caracterizados pelo seu padrão espacial, área afetada, frequência, sazonalidade, intensidade e severidade (LENTILE et al., 2006). Tais características podem ser identificadas com dados de Sensoriamento Remoto observando-se as resoluções (espacial, temporal, radiométrica e espectral) dos sistemas sensores utilizados. Como a energia que chega ao sensor, i.e. a radiância, é finita, consequentemente, uma resolução é comumente sacrificada em benefício de outra para manter a relação sinal ruído acima de um valor crítico (KENNEDY et al., 2009), o que caracteriza uma relação de ganho – perda (*trade-off*). Assim, por exemplo, sensores de alta resolução temporal, como aqueles listados na Tabela 3, são muito interessantes na detecção de focos de calor, no entanto, a resolução espacial destes geralmente não permite uma boa detecção dos efeitos pós-fogo (área queimada). No entanto, atualmente, em função da grande quantidade de plataformas orbitais em operação, os dados multisensores possibilitam tanto a detecção da frente de fogo ativa, quanto os efeitos da passagem do fogo e sua caracterização (severidade do fogo e severidade da queima) (LENTILE et al., 2006).

A série Landsat destaca-se pelo seu acervo de imagens, o que favorece a análise multitemporal da dinâmica florestal (HANSEN et al., 2013; REZENDE et al., 2015) e dos efeitos pós-fogo (CHUVIECO; MARTÍN; PALACIOS, 2002; DÍAZ-DELGADO, 2003; SMITH et al., 2005). Essa série tem evoluído desde o sensor *Multispectral Scanner* (MSS)/Landsat-1(1972) até os dias atuais com o *Operational Land Imagery* (OLI)/Landsat-8(2013). A partir de 1982, com o sensor *Thematic Mapper* (TM), houve melhoras na resolução espacial (de 79x57m para 30x30 m), espectral (4 bandas para 7 bandas) e radiométrica (de 6 para 8 bits). Apesar da resolução temporal não adequada para a detecção de focos de calor (16 dias), a série Landsat tem possibilitado uma série de estudos relacionados à detecção de áreas queimadas.

### 3.3.1. Comportamento espectral e detecção de áreas queimadas

Cada tipo de cobertura da superfície tem um comportamento espectral regido por características intrínsecas de cada material. Dessa forma, uma das alternativas para o monitoramento de queimadas e incêndios via Sensoriamento Remoto é detectar a alteração do comportamento espectral de uma superfície após passagem do fogo (LENTILE et al., 2006). O espectro eletromagnético é comumente dividido em regiões espectrais principalmente em função do comprimento de onda. A faixa que vai de  $\sim 0,4$  a  $15 \mu\text{m}$  é de maior interesse ao Sensoriamento Remoto orbital por sensores passivos.

No intervalo de  $0,4$  a  $0,7 \mu\text{m}$  está a fração da radiação que é perceptível ao olho humano, região espectral denominada de visível (VIS). Acima de  $0,7 \mu\text{m}$ , tem-se a região do infravermelho (IR, sigla de *infrared*). O IR, por sua vez é subdividido em infravermelho próximo –  $0,7$  a  $3 \mu\text{m}$  - (NIR, sigla de *near infrared*), infravermelho médio -  $3$  a  $6 \mu\text{m}$  (MIR, sigla de *middle infrared*) e infravermelho distante –  $6 \mu\text{m}$  a  $15$  (FIR, sigla de *far infrared*). Apesar de não reconhecido por outras áreas do conhecimento, as quais utilizam o espectro eletromagnético, subdivisões adicionais são encontradas na literatura em Sensoriamento Remoto (CLARK, 1999). Desse modo, por questões de compatibilidade e facilidade de entendimento, algumas dessas subdivisões também foram utilizadas neste trabalho.

As principais diferenças entre a divisão recomendada por Clark (1999) e a nomenclatura encontrada na literatura, está na região do infravermelho próximo, que é tida como o intervalo entre  $0,7$  a  $1,3$  (NIR – sigla de *near infrared*). Acima dessa faixa (até  $3 \mu\text{m}$ ), é frequentemente empregada a denominação infravermelho de ondas curtas (SWIR – sigla de *short wavelength infrared*). Um resumo com as regiões espectrais e denominações utilizadas neste trabalho é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Nomenclatura e siglas de regiões espectrais utilizadas neste trabalho

Região Espectral	Faixa ( $\mu\text{m}$ )
Visível (VIS)	0,4 a 0,7
Infravermelho Próximo (NIR)	0,7 a 1,3
Infravermelho de Ondas Curtas 1 (SWIR <sub>1</sub> )	1,3 a 1,75
Infravermelho de Ondas Curtas 2 (SWIR <sub>2</sub> )	1,75 a 3,0
Infravermelho Médio (MIR)	3,0 a 6,0

A vegetação sadia caracteriza-se pela baixa refletância na região visível (VIS) do espectro eletromagnético e uma elevada refletância no NIR, que decai entre 1,3 a 3  $\mu\text{m}$  no SWIR. De modo generalista, esse comportamento espectral ocorre em função dos pigmentos fotossintéticos no VIS, da estrutura celular interna no NIR e do conteúdo de água presente nas folhas na região do SWIR (Figura 3) (PONZONI et al., 2007). Com a passagem do fogo, no entanto, as folhas perdem grande parte dos seus pigmentos e água e têm a estrutura celular alterada, o que implica em significativas alterações em relação ao comportamento espectral típico da vegetação (CHUVIECO, 1997; MARTÍN; CHUVIECO, 1998).

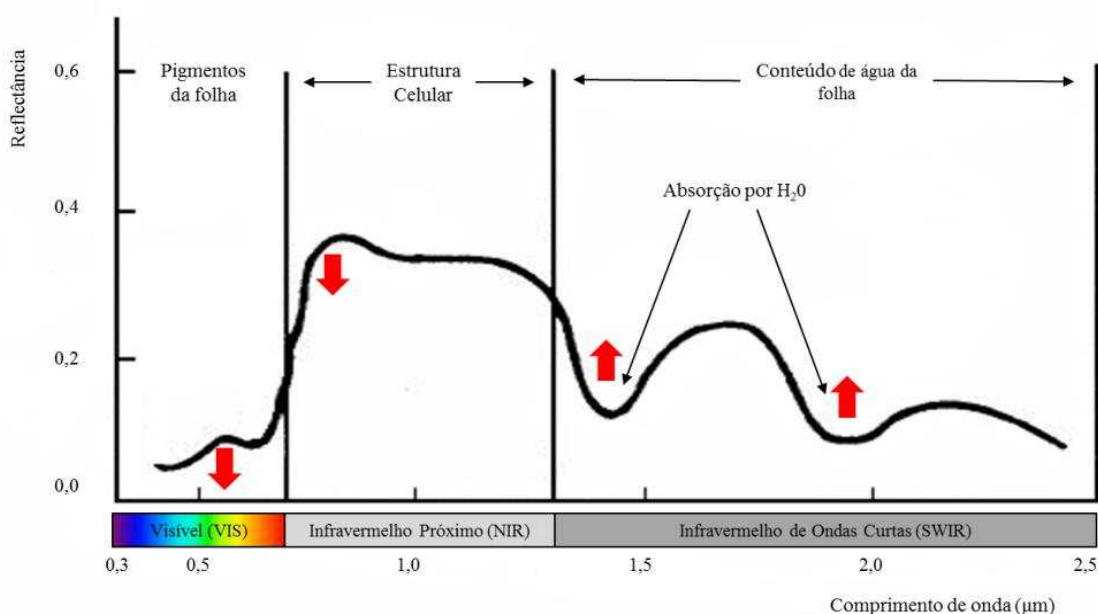


Figura 3. Comportamento espectral típico da vegetação sadia e tendências de alteração com a ocorrência de fogo (setas em vermelho).

Após a passagem do fogo e carbonização do material combustível, como vegetação e serapilheira, observa-se uma deposição de carvão na superfície, tornando-a mais escura. Como consequência, observa-se na maioria dos casos uma redução da refletância no



VIS (LENTILE et al., 2006) e, principalmente, a atenuação da feição de refletância ( $\sim 0,55 \mu\text{m}$ ) causada absorção da energia por clorofila nos comprimentos de onda adjacentes. No entanto, outro efeito da combustão é a exposição do solo e redução da sua umidade. Desta forma, já que o solo, por natureza, reflete mais que a vegetação no VIS, Martín e Chuvieco (1998) e Escuin et al. (2008) sugerem que pode haver um aumento da refletância da superfície nessa região do espectro eletromagnético. Lentile et al. (2010) destacam ainda que a redução da refletância no VIS não é válida para locais onde ocorre queima de grande quantidade de madeira ou outros combustíveis que produzem cinzas ricas em minerais brancos como a sílica. Para exemplificar Smith et al. (2005) observaram que no Parque Nacional de Chobe (Botsuana, África), região de savana, inicialmente há um escurecimento da superfície com substituição da vegetação sadia pelo material carbonizado. No entanto, incêndios de longa duração produzem maior quantidade de cinzas claras, implicando em aumento na refletância no VIS.

Como a vegetação sadia tem alta refletância na faixa do NIR, observa-se uma diminuição significativa na refletância nessa região após ocorrência da combustão, consequência da desorganização da estrutura celular das folhas. Por isso, essa faixa é bastante utilizada na detecção de cicatrizes de queimadas (ESCUIN et al., 2008). Já na faixa espectral SWIR a radiação eletromagnética é fortemente absorvida pelo conteúdo de água na vegetação (e também do solo) apresentando dois vales de absorção característicos em  $\sim 1,4$  (SWIR<sub>1</sub>) e  $\sim 1,9 \mu\text{m}$  (SWIR<sub>2</sub>). Com a passagem do fogo e consequente redução do conteúdo de água das folhas e da umidade do solo a refletância aumenta nessa faixa (Figura 3) (CHUVIECO, 1997) e os vales de absorção são atenuados.

Esse comportamento espectral relativo à passagem do fogo torna possível a detecção de áreas queimadas a partir de índices espectrais, como aqueles apresentados na Tabela 2. Um dos índices mais utilizados, tanto para a análise uni-temporal (pós-fogo) quanto para a bi temporal (diferença pré/pós-fogo), é o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (ROUSE et al., 1974). O NDVI é interessante para discriminar áreas queimadas na paisagem, pois considera duas regiões espectrais que são alteradas após a queima da vegetação: NIR e vermelho (RED). Dessa forma, as áreas queimadas tendem a apresentar valores negativos de NDVI. Díaz-Delgado, Lloret e Pons (2003), utilizaram o NDVI para monitorar a regeneração da vegetação após um grande incêndio florestal em Barcelona, Espanha, e encontraram uma boa correlação entre o grau de severidade da queima com valores do NDVI.

Tabela 2. Índices espectrais utilizados para a detecção de áreas queimadas

Índice	Fórmula	Referência
<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$	Rouse et al. (1974)
<i>Enhanced Vegetation Index</i>	$EVI = G \frac{NIR - Red}{NIR + Red \cdot C_1 - Blue \cdot C_2 + L}$	Huete et al. (1997)
<i>Global Environmental Monitoring Index</i>	$GEMI = \gamma(1 - 0,25\gamma) \frac{(Red - 0,125)}{(1 - Red)}$ $\gamma = \frac{2(NIR^2 - Red^2) + 1,5NIR + 0,5Red}{NIR + Red + 0,5}$	Pinty e Verstraete (1992)
<i>Soil Adjusted Vegetation Index</i>	$SAVI = (1 + L_s) \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red + L_s)}$	Huete (1988)
<i>Modified Soil Adjusted Vegetation Index</i>	$MSAVI = \frac{2 \cdot NIR + 1 - \sqrt{(2 \cdot NIR + 1)^2 - 8(NIR - Red)}}{2}$	Qi et al. (1994)
<i>Burned Area Index</i>	$BAI = \frac{1}{(0,1 - Red)^2 + (0,06 - NIR)^2}$	Martín e Chuvieco (1998)
<i>Normalized Burned Ratio</i>	$NBR = \frac{NIR - SWIR_2}{NIR + SWIR_2}$	Key e Benson (1999)
<i>Char Soil Index</i>	$CSI = \frac{NIR}{SWIR_2}$	Shimied et al. (2005)
<i>Mid Infrared Burn Index</i>	$MIRBI = 10 \cdot SWIR_2 - 9,8 \cdot SWIR_1 + 2$	Trigg e Flasse (2001)

Outros índices que também consideram essas duas regiões espectrais (NIR e RED) foram desenvolvidos para minimizar a influência de efeitos atmosféricos nos valores. O índice não linear *Global Environmental Monitoring Index* (GEMI) (PINTY; VERSTRAETE, 1992), por exemplo, ao tentar contornar a influência atmosférica, facilita o reconhecimento de superfícies escuras, o que é o caso das áreas queimadas (PEREIRA, 1999). Outro índice importante nessa consideração é o *Enhanced Vegetation Index* (EVI) (HUETE et al., 1997): uma vez que as bandas de comprimentos de ondas menores são mais influenciadas pelos efeitos atmosféricos, esse índice utiliza a banda azul para calibrar a banda vermelha. O *Soil Adjusted Vegetation Index* (SAVI) adiciona um fator de correção (L) na fórmula do NDVI com o propósito de eliminar o efeito de fundo, geralmente causado pela influência da resposta espectral do solo. Para eliminar a subjetividade na escolha da constante L, Qi et al. (1994) propuseram uma modificação no SAVI originando o *Modified Soil Adjusted Vegetation Index* (MSAVI) o qual seleciona automaticamente a constante de calibração baseada na densidade da vegetação.

Outros índices foram especificamente desenvolvidos para a detecção de área queimadas. O *Burned Area Index* (BAI) (MARTÍN; CHUVIECO, 1998), por exemplo, foi elaborado com o intuito de aperfeiçoar a detecção de áreas queimadas pelo sensor *Advanced Very-High-Resolution Radiometer* (AVHRR) / *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA). A criação desse índice foi fundamentada no pressuposto que a radiância representativa de uma classe de cobertura tende a convergir para um valor central característico no espaço espectral. Assim, os autores propuseram o somatório da distância euclidiana nas regiões espectrais do vermelho (RED) e infravermelho próximo (NIR), e para que as áreas queimadas possuíssem os maiores valores desse índice, propuseram a inversão dos valores ( $1/\text{dist. Euclidiana}$ ). Para os dados desse sensor os autores encontraram que o valor central característico das áreas queimadas é próximo a 0,1 para RED e 0,06 para NIR. Chuvieco et al. (2002) compararam o desempenho do BAI com os índices NDVI, GEMI e SAVI e concluíram que o BAI tem maior capacidade de distinção de área queimada em imagens *Thematic Mapper* (TM) /Landsat-5 e AVHRR/NOAA. Liu et al. (2016) também concluíram que o BAI distingue melhor áreas queimadas que o NDVI e o GEMI em dados da câmera *charge-coupled device* (CCD) do satélite chinês *Huan Jing* (HJ).

Um dos primeiros trabalhos a utilizar o sensor TM/Landsat 5 na detecção de áreas queimadas foi realizado por García e Caselles (1991). Os autores observaram que a refletância da banda termal (10,4 - 12,5  $\mu\text{m}$ ) e a diferença normalizada em refletância entre o NIR (TM4, 0,76-0,90  $\mu\text{m}$ ) e a banda SWIR<sub>2</sub> (TM7, 2,08-2,35  $\mu\text{m}$ ) foram os parâmetros mais indicados para detecção de áreas queimadas. Koutsias e Karteris (1998) utilizaram um modelo de regressão logística para mapear áreas queimadas utilizando duas imagens sequenciais (antes e após a ocorrência dos incêndios) do TM/Landsat-5. Nesse caso o modelo de regressão logística resultou em respostas binárias, assumindo como valores possíveis 1 e 0 ou seja “sucesso” ou “fracasso”. Com a aplicação desse modelo, os autores também concluíram que o canal TM4 (NIR) seguido pelo TM7 (SWIR<sub>2</sub>) são os mais sensíveis às alterações espectrais causadas pelos incêndios.

Key e Benson (1999) apresentaram pela primeira vez a nomenclatura *Normalized Burn Ratio* (NBR) para designar o índice cuja relação já havia sido estudada por García e Caselles (1991) e Koutsias e Karteris (1998). Key e Benson (1999) também introduziram o caráter muti temporal do índice através do cálculo do  $\Delta\text{NBR}$ . O NBR foi um dos primeiros índices a incluir o uso da região SWIR<sub>2</sub> na detecção de áreas queimadas. Esse índice combina informações das bandas do SWIR<sub>2</sub> e NIR e pode ser utilizado tanto de modo uni-temporal (com uma única imagem após a ocorrência do fogo) como de modo

bi temporal (pelo  $\Delta\text{NBR}$ ). O fato de necessitar de uma banda  $\text{SWIR}_2$ , região não disponível em alguns sensores, faz com que o NBR seja menos utilizado que o NDVI (ESCUIN et al., 2008).

De modo similar ao NBR, o Índice *Char Soil Index* (CSI) usa esse comportamento espectral após a passagem do fogo (SHIMITED et al., 2005). O índice *Mid Infrared Bispectral Index* (MIRBI) (TRIGG; FLASSE, 2001) foi projetado para um tipo de vegetação arbustiva-savana, onde os comprimentos de onda da região NIR são menos úteis devido ao estado de senescência da vegetação na época de concentração dos incêndios. Desta forma o índice utiliza as informações espectrais das duas regiões do SWIR, designadas por  $\text{SWIR}_1$  e  $\text{SWIR}_2$ .

Na literatura ainda podem ser encontrados uma série de outros índices utilizados com o propósito da detecção de área queimada (HARRIS et al., 2011; VERAVERBEKE et al., 2011). Harris et al. (2011) descreveram e compararam o desempenho de 19 índices espectrais de detecção de incêndios utilizando dados do sensor MODIS. Como conclusão, observaram que o NBR e outros três índices em que o NBR é associado com os dados de temperatura e emissividade da superfície, apresentaram o melhor desempenho. O desempenho superior do NBR também foi encontrado por Veraverbeke et al. (2011) e Schepers et al. (2014).

### **3.3.2. Detecção de focos de calor**

A radiação eletromagnética, força motriz do Sensoriamento Remoto, é emitida por qualquer corpo que possui temperatura acima de zero absoluto ( $0\text{K} = -273^\circ\text{C}$ ) em forma de fluxo radiante ( $Q$ ). Esse fluxo radiante varia em função da temperatura do emissor: quanto maior a temperatura, maior o fluxo. Adicionalmente, alvos constituídos de materiais distintos podem ter diferentes espectros de emissividades a uma mesma temperatura. Para analisar diferentes padrões de emissividades é necessário um referencial-padrão, que para a emissão termal é denominado corpo negro (*blackbody*) (LILLESAND; KIEFER, 1994; LORENZZETTI, 2015).

Um corpo negro é uma porção de matéria hipotética que absorve toda a radiação eletromagnética que nele incide, ou seja, nenhuma fração da energia incidente é transmitida nem refletida. Na natureza não existem corpos negros perfeitos, já que nenhum objeto consegue ter absorção e emissão perfeitas. Corpos negros emitem radiação em todos os comprimentos de onda e em todas as direções, o que permite determinar sua temperatura. Em equilíbrio termodinâmico, um corpo negro ideal irradia energia na mesma taxa

que a absorve, sendo essa uma das propriedades que o tornam uma fonte ideal de radiação térmica (LORENZZETTI, 2015).

A equação da emissão termal (Equação 1) deduzida por Max Planck, conhecida por Lei de Planck, fornece a emitância ou a excitância espectral radiante ( $Wm^{-2}\mu m^{-1}$ ) de um corpo negro a uma determinada temperatura e para diferentes comprimentos de onda.

$$M_{\lambda}(T) = \frac{2\pi^5 k^4 T^5}{15hc^2} \frac{1}{\lambda^5 (e^{hc/\lambda kT} - 1)} \quad (1)$$

em que:  $M_{\lambda}$ - excitância espectral radiante ( $Wm^{-2}\mu m^{-1}$ );  $k$  – constante de Boltzmann ( $1,38 \times 10^{-23} J K^{-1}$ );  $h$  – constante de Planck ( $6,626 \times 10^{-34} J s$ );  $c$  – velocidade da luz no vácuo ( $m s^{-1}$ );  $\lambda$  – comprimento de onda ( $m$ );  $T$  – temperatura absoluta ( $K$ ).

A partir da Equação 1 deduz-se que o comprimento de onda onde ocorre a máxima emissão ( $\lambda_{max}$ ) do corpo negro se desloca para os comprimentos de onda mais curtos quando a temperatura aumenta (Figura 4). O  $\lambda_{max}$  pode ser determinado tomando-se a derivada da equação de Planck em relação a  $\lambda$  (Equação 1) e igualando a zero. Dessa derivação tem-se a Lei de Wien (Equação 2).

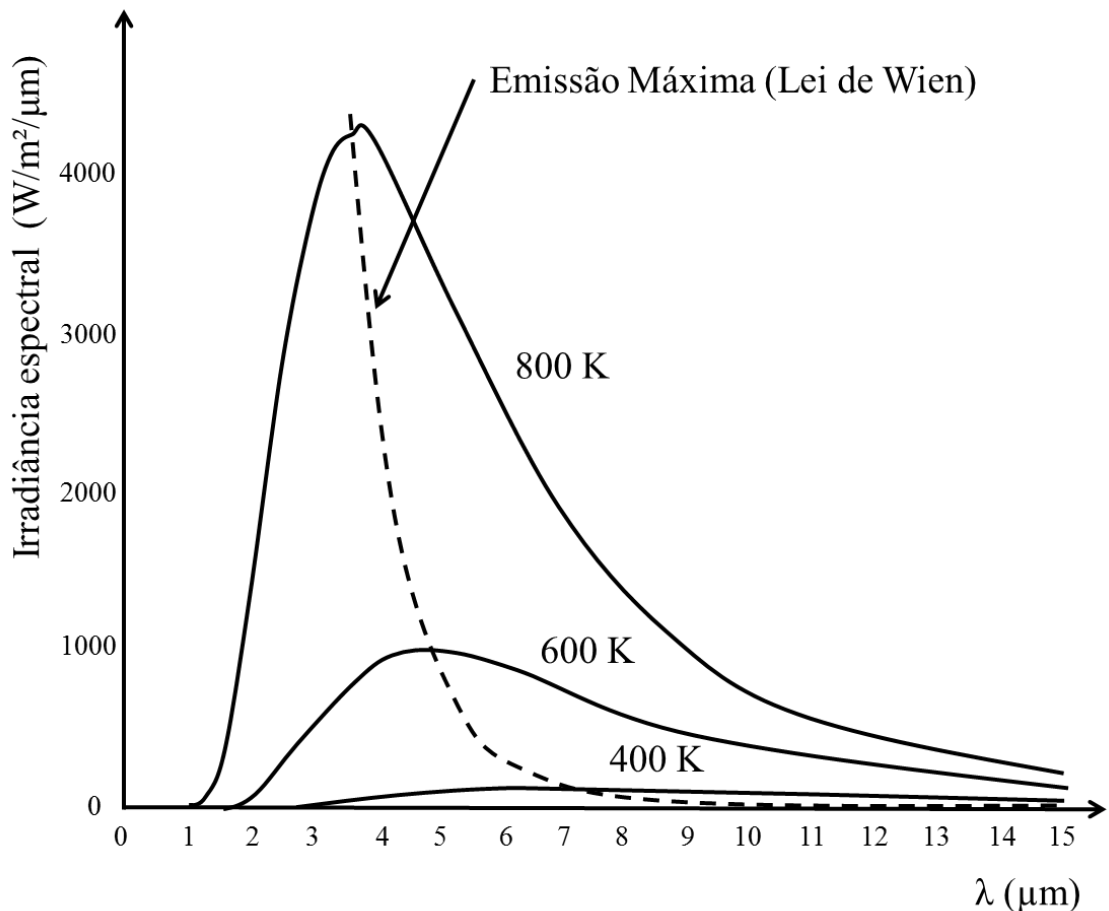


Figura 4. Curvas de irradiância espectral para corpos negros em diferentes temperaturas (K).

$$\lambda_{\max} = \frac{2898,3}{T} \quad (2)$$

em que:  $\lambda$  – comprimento de onda ( $\mu\text{m}$ ); T - temperatura absoluta (K)

No infravermelho médio (MIR), a janela atmosférica (região de alta transmitância) entre 3 a 5 $\mu\text{m}$  é particularmente útil para detecção de alvos naturais de temperatura elevada, como os incêndios florestais, onde a temperatura típica é da ordem de 800 K (LORENZZETTI, 2015). Nessa região espectral, o fluxo radiante recebido pelo sensor é emitido pelo próprio alvo e as emissões tendem a aumentar após a ocorrência das queimadas, devido à elevação da temperatura.

Conforme a Lei de Wien (Equação 2), superfícies atingidas por queimadas/incêndios florestais (~800 K) têm pico de emissão de energia principalmente na faixa de 3,6  $\mu\text{m}$  a 4,1  $\mu\text{m}$  do espectro ótico (Figura 4). Por isso, quando se deseja detectar focos de calor, é interessante utilizar sensores que possuem a banda espectral do MIR. O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), por exemplo, processa diariamente mais de 100 imagens de sensores óticos orbitais que têm bandas espectrais na faixa do MIR (3 - 6  $\mu\text{m}$ ) (Tabela 3) no programa de monitoramento de queimadas. A partir desse processamento, são geradas informações que compõe o Banco de Dados de Queimadas<sup>3</sup> (BDQueimadas) (INPE, 2016).

---

<sup>3</sup> Disponível em: <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/>

Tabela 3. Sensores utilizados pelo INPE para detecção de focos de queimadas e incêndios

Satélites e Siglas <sup>1</sup>	Sensor	Órbita	Resolução Temporal	Resolução Nominal	Resolução Radiométrica	Canal Infra-vermelho Médio
<i>National Oceanic and Atmospheric Administration - NOAA</i> (NOAA-12; NOAA-15; NOAA-16; NOAA-18; NOAA-18D; NOAA-19; NOAA-19D)	AVHRR ( <i>Advanced Very-High-Resolution Radiometer</i> )	Polar (~800 km)	12 h	1,1 x 1,1 km	10 bits	3 (3,55 – 3,93 $\mu\text{m}$ )
AQUA (AQUA_M-M; AQUA_M-T)	MODIS ( <i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i> )	Polar (730 km)	1 a 2 dias	1 x 1 km	12 bits	20 (3,66 – 3,84 $\mu\text{m}$ )
TERRA (TERRA_M-T; TERRA_M-M)						
<i>Geostationary Operational Environmental Satellite - GOES</i> (GOES10; GOES 12; GOES-13)	GOES I-M Imager	Geoestacionário (25.000 km)	30 min	4 x 4 km	10 bits	2 (3,8- 4 $\mu\text{m}$ )
Meteosat – MSG (Meteosat02)	SEVIRI ( <i>Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager</i> )	Geoestacionário (36.000 km)	30 min	3 x 3 km	10 bits	4 (3,48 – 4,36 $\mu\text{m}$ )
<i>Suomi National Polar-Orbiting Partnership - NPP</i> (NPP; NPP375)	VIIRS ( <i>Visible Infrared Imaging Radiometer Suite</i> )	Polar (824 km)	12 h	750 x 750 m	12 bits	M - 13 (3,97 – 4,13 $\mu\text{m}$ )
				375 x 375 m		I - 4 (3,55 – 3,93 $\mu\text{m}$ )
<i>European Remote Sensing – ERS</i> (ERS1;ERS2)	ASTR ( <i>Along-Track Scanning Radiometer</i> )	Polar (780 km)	3 dias	1x 1 km	12 bits	5 (3,55 – 3,93 $\mu\text{m}$ )

<sup>1</sup>Siglas utilizadas pelo Banco de Dados de Queimadas

O processamento das imagens do BDQueimadas envolve a aplicação de algoritmos específicos para cada sensor, sendo adotados, geralmente, limiares para classificação como pixel de calor.

Para dados MODIS, por exemplo, as seguintes condições devem ser satisfeitas: se o satélite estiver na passagem diurna, o pixel será classificado como foco de calor se o valor da banda 20 (3,66 – 3,84  $\mu\text{m}$ ) for maior que 3.000 números digitais (DNs) e banda 9 (0,438 – 0,448  $\mu\text{m}$ ) menor que 3.300 DNs. O teste de limiar com a banda 20 serve para identificar focos de calor em área de vegetação e com a banda 9 para eliminar eventuais confusões com superfícies brilhantes. Já para a passagem noturna do satélite, apenas a primeira condição é considerada (MORISSETTE et al., 2005).

O cenário atual aponta para melhorias tanto na detecção quanto na acurácia de localização das queimadas e incêndios florestais. A partir de 2013, por exemplo, BDQueimadas passou a disponibilizar informações do sensor *Visible Infrared Imager Radiometer Suite* (VIIRS). Esse é um dos cinco sensores a bordo do *Suomi National Polar-orbiting Partnership* (S-NPP), o primeiro da próxima geração de satélites de monitoramento ambiental da NASA. O VIIRS possui 22 bandas espectrais sendo 16 com resolução espacial de 750 m, 5 com 375 m e a banda *Day/Night* (DNB), capaz de detectar níveis extremamente baixos de luz visível e infravermelho (MILLER et al., 2013). Esse sensor conseguiu aliar a boa resolução temporal (12h) com melhoras na resolução espacial (750 e 375 m) e é tido como promissor tanto para melhorar a detecção de focos de calor quanto para a determinação de área queimada (LIBONATI et al., 2015). As detecções com dados de 750 m estão disponíveis desde 25 de setembro de 2013 e com 350 m, a partir de 17 de janeiro de 2015 no BDQueimadas.

### **3.4. Modelagem Espacial**

Um modelo espacial, como em qualquer área do conhecimento, consiste em representar de forma discreta algo que é contínuo, ou seja, trata-se de uma simplificação da realidade. Os modelos espaciais carregam consigo a informação espacial das feições, isto é, informações bidimensionais (X, Y) ou tridimensionais (X, Y e Z). É assim com as imagens de satélite e os modelos de representação da superfície do terreno, por exemplo. Adicionalmente, quando esses modelos consideram a quarta dimensão, o tempo, é possível acompanhar a dinâmica de processos como o uso e cobertura da terra. Um grande desafio dos sistemas de informações geográficas é a modelagem e representação (em tela) de fenômenos dinâmicos. No entanto, avanços têm sido observados nessa área do conhecimento.



A modelagem dinâmica foi categorizada por Goodchild et al. (1993) em modelos de escala, modelos conceituais e modelos matemáticos. Modelos de escala são aqueles que reproduzem uma redução simplória do sistema original; modelos conceituais valem-se de fluxogramas que mostram o sistema principal e os processos e inter-relações entre os subsistemas formadores deste; e modelos matemáticos utilizam-se de sistemas de equações em sua construção, podendo ser classificados em determinísticos e estocástico-probabilísticos. Enquanto que em modelos determinísticos o estado de um sistema é definido por causas conhecidas, nos modelos estocásticos essas causas são aleatórias e, portanto, associadas às probabilidades de ocorrências. Os fenômenos naturais, em geral, são estocásticos, o que aumenta a complexidade da modelagem e torna necessário um criterioso sistema de validação do modelo gerado.

Diversos são os métodos utilizados em modelos matemáticos, como exemplo, cadeias de Markov, modelos logísticos, regressão, autômatos celulares etc. Aqui, será dado enfoque aos modelos de autômatos celulares (AC), uma vez que este foi o procedimento escolhido para execução da modelagem neste estudo.

Modelos fundamentados em AC assumem que o estado de uma célula num segundo momento, dentro de um arranjo espacial, depende do seu estado atual e da condição das células de vizinhança e variam de acordo com um conjunto de regras de transição estabelecido (WHITE et al., 2000). Desse modo, os AC tem alta eficiência computacional, pois envolvem iterações apenas em um contexto de vizinhança, ao invés de todos os pares de células (pixels).

Um exemplo clássico de AC é o Jogo da Vida (“*Game of Life*”), no qual a partir de duas regras simples de transição, aplicadas em estados aleatórios (célula ‘viva’ ou célula ‘morta’), são produzidos diferentes padrões de crescimento. Nesse jogo, há uma grade quadrada regular e o contexto de vizinhança refere-se às oito células mais próximas (4 ortogonais e 4 diagonais), conhecida por vizinhança de Moore. Para uma célula morta tornar-se viva, é necessário que haja exatamente três células vivas adjacentes no contexto de vizinhança. Já para que a célula permaneça viva devem existir duas ou três células vivas na adjacência (ALMEIDA, 2004).

Para o sucesso da modelagem dinâmica com AC, White et al. (2000) destacam que a resolução espacial da fonte de dados deve ser boa o suficiente para detectar as alterações no uso e cobertura da terra provocadas pelo fenômeno dinâmico em questão.

Para a definição das regras de transição uma das abordagens que podem ser utilizadas são os pesos de evidência (WoE, sigla de *Weight of Evidence*), cuja metodologia será descrita a seguir.

Na modelagem ambiental o WoE é útil para o cálculo de probabilidades de transição de estados, dada a ocorrência de uma determinada classe de variável ambiental. Por exemplo, qual a probabilidade de uma área desmatada regenerar e evoluir para estágios avançados em um intervalo de 30 anos sabendo que ela se encontra próxima a remanescentes florestais? Para responder essa questão, o método dos pesos e evidências fundamenta-se no Teorema de Bayes o qual estabelece a possibilidade de ocorrer um evento em função da ocorrência prévia de uma evidência. Ou seja, são casos de probabilidade condicional (BONHAM-CARTER, 1994).

Esse método foi originalmente desenvolvido para aplicações no diagnóstico de doenças. Nesses casos as evidências eram os sintomas e a hipótese, a suspeita de uma doença. O método foi adaptado para a espacialização de áreas favoráveis a ocorrência de minerais, implicando em grandes aplicações para a geologia (AGTERBERG et al., 1993). Atualmente o WoE tem mostrado eficiência em diversos estudos ambientais (p.ex. SOARES FILHO et al., 2004; TEIXEIRA et al., 2009; REZENDE et al., 2015).

O teorema desenvolvido por Thomas Byes (Equação 4) utiliza os conceitos de probabilidade a priori  $P(D)$  (probabilidade de ocorrer o evento D) e a probabilidade a posteriori  $P(B | D)$  (probabilidade de ocorrer o evento B dado que o evento D aconteceu).

$$P(B|D) = \frac{P(B \cap D)}{P(D)} \quad (3)$$

em que:  $P(B | D)$  é a probabilidade condicional de ocorrer o evento B dado a ocorrência do evento ou evidência D;  $P(B \cap D)$  é a interseção entre os eventos B e D, o que equivale à proporção da área total ocupada por B e D simultaneamente. Admitindo-se que  $N(T)$  é o número total de elementos de um conjunto e  $N(D)$  é o conjunto de dados após a ocorrência do evento D, então a probabilidade a priori de ocorrer tal evento será  $P(D) = N(D) / N(T)$ .

Para a modelagem espacial, a Equação 4 pode ser reescrita em termos do número de pixels (N) ocupados por cada evento, resultando na Equação 4

$$P(B|D) = \frac{N(B \cap D)}{N(D)} \quad (4)$$

Da mesma forma, a probabilidade condicional de ocorrer o evento D dado a ocorrência do evento ou evidência B, isto é  $P(D | B)$ , também pode ser determinada:

$$P(D|B) = \frac{P(D \cap B)}{P(B)} \quad (5)$$

Como  $P(B \cap D)$  e  $P(D \cap B)$  são iguais, as equações 3 e 5 podem ser re combinadas para gerar a equação 6:

$$P(B|D) = \frac{P(B).P(D|B)}{P(D)} \quad (6)$$

Se o interesse é gerar a informação da probabilidade *a posteriori* de ocorrer o evento B dada a ausência da evidência D, representada por  $\bar{D}$ , tem-se a equação 7

$$P(B|\bar{D}) = \frac{P(B).P(\bar{D}|B)}{P(\bar{D})} \quad (7)$$

O modelo de probabilidade bayesiana pode ser expresso na forma de uma razão entre a probabilidade de um evento ocorrer sobre a probabilidade de não ocorrer, razão esta chamada de “chance”, dada por:

$$O(B|D) = O(B) \cdot \frac{P(B|D)}{P(D|\bar{B})} \quad (8)$$

em que:  $O(B)$  é a chance *a priori* de ocorrer o evento B e  $O(B|D)$  a chance condicional de ocorrer B, dada a ocorrência de D, conhecida por probabilidade *a posteriori*.  $\bar{B}$  representa a ausência da feição B. A razão  $\frac{P(B|D)}{P(D|\bar{B})}$  é denominada Razão de Suficiência (RS). Portanto, a probabilidade *a posteriori* é dada pelo produto entre chance *a priori* e RS.

O método dos pesos de evidências é um método quantitativo que utiliza os logaritmos naturais dessas “chances” para combinar padrões em mapas e prognosticar a distribuição de objetos, dando suporte a uma hipótese. Aplicando o logaritmo natural na equação 8, temos que:

$$\log(B|D) = \log(B) + \log(RS) \quad (9)$$

Log RS é o peso de evidência ( $W^+$ ) então:

$$\log(B|D) = \log(B) + W^+ \quad (10)$$

em que:  $W^+$  é o peso de evidência da ocorrência do evento B, dado um padrão espacial D.

Da mesma forma, para se obter a equação do tipo “chance” para a probabilidade condicional da existência da feição espacial B, dada a ausência da evidência  $\bar{D}$ , será usada:

$$O(B|\bar{D}) = O(B) \cdot \frac{P(B|\bar{D})}{P(\bar{D}|\bar{B})} \quad (11)$$

Nesse caso a razão  $\frac{P(B|\bar{D})}{P(\bar{D}|\bar{B})}$  é conhecida como Razão de Necessidade (RN); e o log de RN é conhecido como  $W^-$  e representa o peso de evidência negativo.

RS e RN são, portanto, as razões de probabilidade. Quando evento e evidência são positivamente correlacionados, o valor de RS é maior do que 1, ao passo que RN situa-se no intervalo [0,1]. Entretanto, se uma evidência é negativamente correlacionada com o evento, RN será maior do que 1, e RS se encontrará no intervalo [0,1]. Se a evidência é descorrelacionada com o evento, então  $RS=RN=1$ , e a probabilidade a posteriori se iguala *a priori*, e a probabilidade de um evento não se altera pela presença ou ausência de uma dada evidência (ALMEIDA, 2004).

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Área de estudo

A área de estudo abrange parte dos municípios de Rio das Flores, Valença e Vassouras no estado do Rio de Janeiro e Santa Bárbara do Monte Verde, Belmiro Braga e Rio Preto em Minas Gerais (Figura 5) (88.172 ha). A região está integralmente inserida no domínio Mata Atlântica, predominando a fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual.

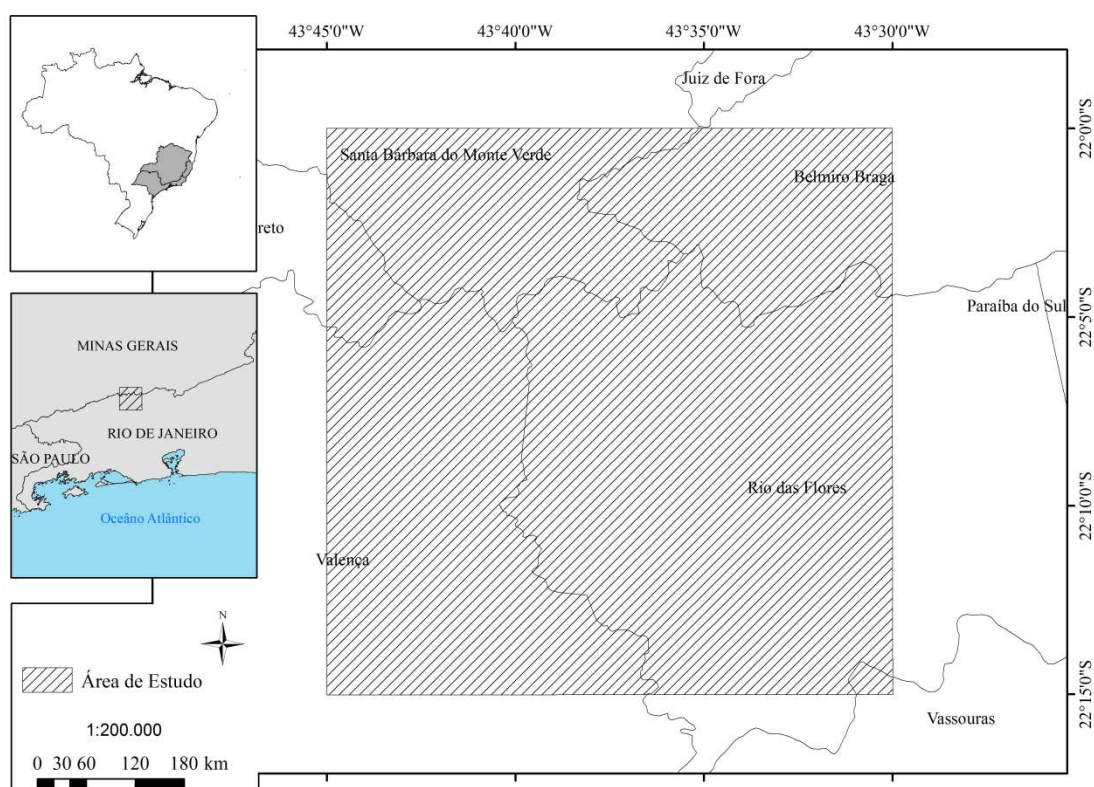


Figura 5. Localização da área de estudo.

A topografia local é caracterizada pela paisagem de mares de morros com predomínio de pastagens. O clima caracteriza-se como Subtropical Úmido com inverno seco e

verão quente (Figura 6) (Cwa) conforme a classificação de Köppen atualizada para o Brasil (ALVARES et al., 2013).

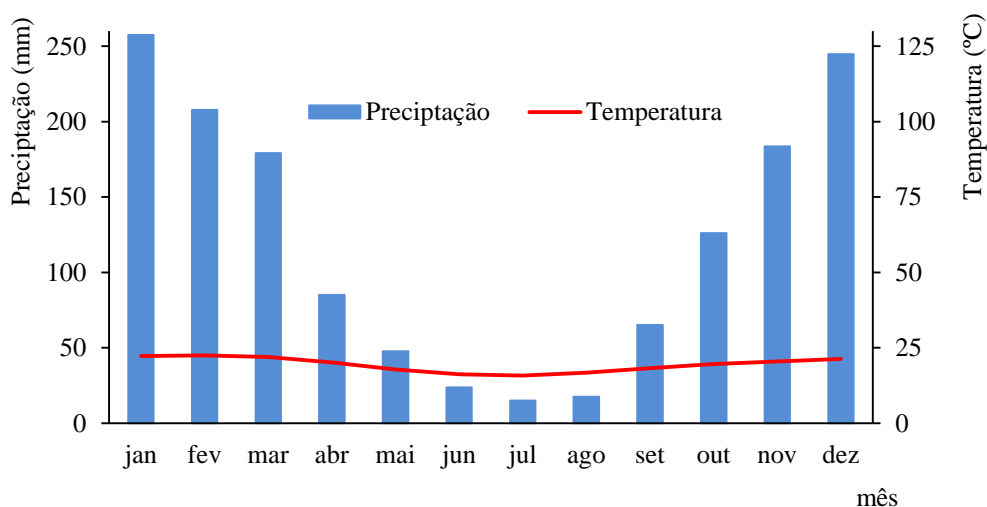


Figura 6. Diagrama ombrotérmico de Gaussen para a região de estudo. Os dados de precipitação e temperatura foram obtidos de Alvares et al. (2013).

#### 4.2. Breve Histórico de Ocupação

O processo de ocupação do Vale do rio Paraíba do Sul, mais especificamente do Médio Vale, no Sul Fluminense, está associado aos ciclos do ouro e, principalmente, do café (SILVA, 2002). Os territórios que hoje pertencem aos municípios de Valença e Rio das Flores, no estado do Rio de Janeiro, foram habitados inicialmente pelos índios Coroados, os quais vieram a ser catequisados (IBGE, 2015).

A região iniciou a agricultura quando foi necessário alimentar as tropas e animais que passavam por ali carregando o ouro advindo de Minas Gerais. No entanto, com a decadência do ciclo do ouro, a partir de 1760-80, as vilas que ali se encontravam também entraram em crise (IBGE, 2015).

Uma das alternativas encontrada pela coroa para superar a crise foi a distribuição de Sesmarias na margem esquerda do rio Paraíba do Sul, região conhecida à época como “Sertão do Rio Preto”. Goulart (2009) comenta que essa região era tomada por uma “*exuberante floresta de Mata Atlântica*”, o que despertava o elogio de muitos viajantes. O Botânico Francês Auguste de Saint-Hilaire (Citado por MUAZÉ, 2011), por exemplo, assim a descreveu em 1822: “*Cheguei às margens do Paraíba [...] corre o rio, majestosamente, num vale circundado de altas montanhas cobertas de mata virgem*”.

No entanto, toda essa paisagem viria a se transformar, no final do século XVIII, em grandes cafezais. Por volta de 1830, os plantios de café haviam tomado lugar das matas em quase toda a bacia do Rio Paraíba do Sul: o lugar, até então pouco explorado, com grande quantidade de matas virgens ou parcialmente povoado, passou a ser o centro econômico do

Império (MUAZE, 2011). As florestas, pouco alteradas ao longo dos mais de 250 anos de colonização europeia e alguns milhares de anos de ocupação indígena, foram quase que inteiramente destruídas ao longo dos 100 anos do ciclo do café no Vale (SILVA, 2002).

Em 1872, Valença concentrava a maior população de escravos da região (23.496) (IBGE, 2016). Toda essa mão de obra fez com que a freguesia se destacasse como produtora de café no cenário nacional. Com a Lei Áurea (1888), no entanto, essa situação começou a mudar. Valença perdeu boa parte da safra, as lavouras foram invadidas pela vegetação e/ou atingidas por incêndios (GOULART, 2009). Em 1890, tornou-se independente de Valença a vila Santa Tereza, que mais tarde (1943) recebeu a denominação de Rio das Flores. Tanto em Valença quanto em Rio das Flores as áreas ocupadas por cafezais cederam lugar, em sua maioria, à criação de gado, que muito prosperou (GOULART, 2009).

O baixo preço das terras na região atraiu muitos mineiros, que passaram a dedicar-se à pecuária (LIMA, 2011). O gado passou a ser principal fonte de renda no meio rural em muitos municípios do Vale do Paraíba. Em Valença, também foi estimulada a indústria de beneficiamento de leite e a fabricação de derivados: por volta de 1953 existiam dezessete fábricas de queijo e manteiga, quatro cooperativas agropecuárias e uma exclusiva de laticínios (GOULART, 2009).

A pecuária, apesar do crescimento inicial, ficou estagnada em função do caráter extensivo da atividade, desenvolvida sem muita técnica. Santos (2010) exemplifica que o número de vacas em 2001 (49.290 cabeças) era praticamente o mesmo que em 1943 (~50 mil cabeças). Apesar dessas dificuldades, a produção de leite e de laticínios continua sendo a principal atividade agrária de Valença e Rio das Flores (SANTOS, 2010).

### **4.3. Material**

Para o desenvolvimento deste trabalho foram utilizados dados obtidos livremente em diferentes sítios eletrônicos. A listagem de material com a respectiva origem e é apresentada na Tabela 4.

Tabela 4. Lista de materiais e softwares utilizados neste estudo

Item	Fonte	Uso neste trabalho
Carta Topográfica SF-23-Z-A-III-2 (1:50.000)	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)	Identificação de fragmentos florestais, área urbana, estradas e rodovias no ano de 1966. Identificação da hidrografia. Informações utilizadas para modelagem.
<i>Thematic Mapper</i> (TM) /Landsat 5 (órbita/ ponto: 217/75; 05/08/1985)	<i>United States Geological Survey</i> (USGS) <a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>	Identificação de fragmentos florestais no ano de 1985. Informação utilizada para modelagem.
<i>Operational Land Imagery</i> (OLI) /Landsat 8 (órbita/ ponto: 217/75, 25/07/2016)	USGS <a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>	Identificação de fragmentos florestais no ano de 2016. Informação utilizada para modelagem.
Modelo Digital de Elevação ASTER ( <i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer</i> )	USGS <a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>	Obtenção de valores de altitude e informações secundárias (declividade, face de orientação, índice de posição topográfica e radiação solar global)
Focos de Calor	Banco de Dados de Queimadas <a href="https://prodwww-queimadas.dgi.inpe.br/bdqueimadas/">https://prodwww-queimadas.dgi.inpe.br/bdqueimadas/</a>	Análises de distribuição temporal, espacial (densidade Kernel) e validação das detecções.
Cenas ETM+/Landsat 7 para o ano de 2002	USGS <a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>	Identificação de cicatrizes de queimadas no ano de 2002 e validação das detecções do BDQueimadas neste ano.
ETM+/Landsat7 Surface Reflectance (16/11/2002)	ESPA/USGS <a href="https://espa.cr.usgs.gov">https://espa.cr.usgs.gov</a>	Cálculo dos índices espectrais para detecção de cicatrizes de queimadas/incêndios
Cenas OLI/Landsat 8 para o ano de 2014	USGS <a href="https://earthexplorer.usgs.gov/">https://earthexplorer.usgs.gov/</a>	Identificação de cicatrizes de queimadas no ano de 2014 e validação das detecções do BDQueimadas neste ano.
Dinamica EGO 3.0.17	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) <a href="http://csr.ufmg.br/dinamica/">http://csr.ufmg.br/dinamica/</a>	Modelagem da dinâmica florestal e prognose para o ano de 2066.
ArcGIS 10.3	ERSI	Transformações radiométricas, cálculo de índices espectrais e validação das detecções do BDQueimadas

## 4.4. Métodos

### 4.4.1. Avaliação, modelagem e prognose da dinâmica florestal

Para avaliar, modelar e prognosticar a dinâmica florestal foi utilizado o programa Dinamica-EGO– *Environment of Geoprocessing Objects* versão 3.0.17 (SOARES-FILHO et al., 2016). Esse *software* é um modelador espacial da dinâmica da paisagem que utiliza algoritmos de autômatos celulares e regras/funções de transição, permitindo assim, identificar a dinâmica de formação e evolução de padrões espaciais de um fenômeno, a partir de probabilidades de transição. As etapas do processo de modelagem e prognose da dinâmica florestal são apresentadas na Figura 7.

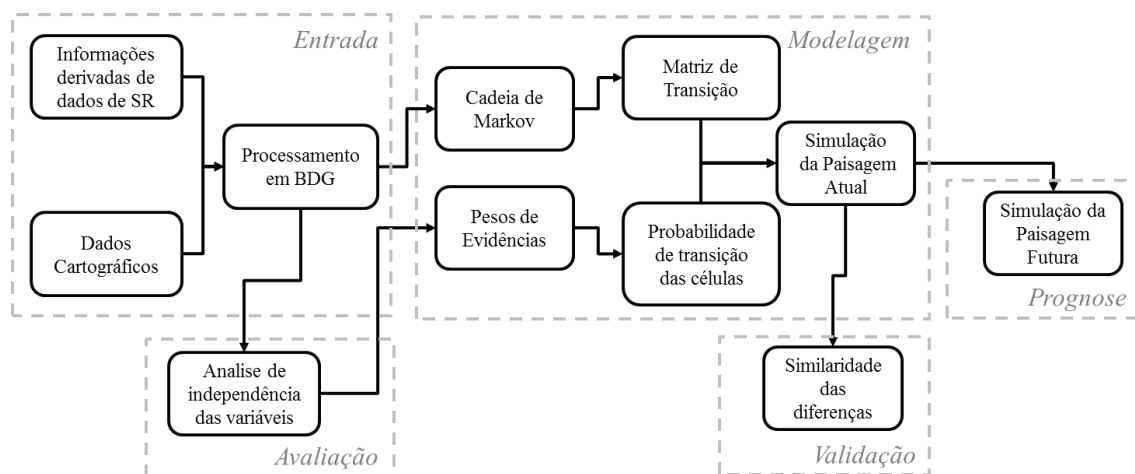


Figura 7. Etapas para modelagem e prognose da dinâmica florestal.

Como dados de entrada, foram requeridos mapas temáticos da paisagem os quais podem ser estáticos (não variam com a iteração do modelo) ou dinâmicos (variam com a iteração do modelo). O Dinamica-EGO também necessita de outros parâmetros de entrada: as taxas anuais de transição (matriz de transição), o tempo mínimo de permanência em cada estado (passo de tempo), as percentagens alocadas para cada um dos algoritmos de transição desenvolvidos, entre outros. Como saída, o *software* produz mapas temáticos da paisagem e mapas de probabilidade de transição para cada intervalo de tempo simulado (SOARES-FILHO, 2009).

A matriz de transição de estados é uma matriz quadrada composta por vetores de probabilidade de mudança de estados de cada característica. O vetor de probabilidade contém as probabilidades de transição de um estado para outros em um intervalo de tempo discreto, isto é, representam a probabilidade de um determinado estado  $i$  permanecer o mesmo ou mudar para o estado  $j$ , durante o instante de tempo  $t \rightarrow t+1$ . A generalização do vetor de probabilidade é dada por:



$$V_i = [p_{ij} p_{ik} p_{il}] \quad (12)$$

em que:  $p_{ij}$  indica a probabilidade de haver transição do estado  $E_i$  para o estado  $E_j$ ,  $p_{ik}$  indica a probabilidade de haver transição do estado  $E_i$  para o estado  $E_k$ , e  $p_{il}$  indica a probabilidade de haver transição do estado  $E_i$  para o estado  $E_l$ . A soma dos elementos de um vetor de probabilidade sempre será igual a 1.

Para o cálculo da matriz de transição de estados foi considerada a regeneração e o desmatamento ocorrido na área entre 1966 e 1985; 1985 e 2016 e 1966 e 2016 (Figura 8). As informações iniciais, de referência deste estudo, foram obtidas com a digitalização da carta topográfica SF-23-Z-A-III-2 (escala 1:50.000) do IBGE. Essa carta foi elaborada a partir de levantamento aerofotogramétrico no ano de 1966. Uma paisagem intermediária, para o ano de 1985, também foi considerada, obtida pela fotointerpretação de recorte da cena *Thematic Mapper* (TM) /Landsat 5 (órbita/ ponto: 217/75; 05 de agosto de 1985). A paisagem mais recente (ano de 2016), foi obtida pela fotointerpretação de um recorte da cena *Operational Land Imagery* (OLI) /Landsat 8 (órbita/ ponto: 217/75, 25 de julho de 2016).

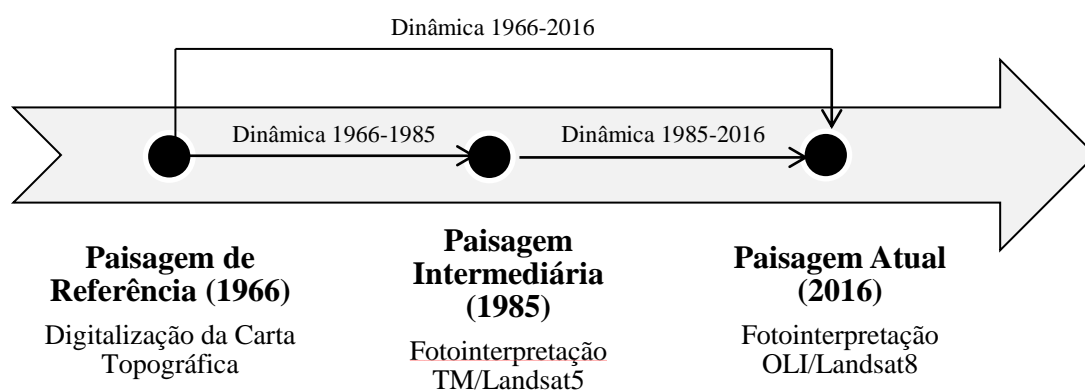


Figura 8. Representação das paisagens utilizadas para cálculo da matriz de transição de estados e modelagem da dinâmica florestal.

Foi utilizado o método dos pesos de evidências (WoE) para avaliar se variáveis ambientais e antrópicas (Tabela 5) influenciam a dinâmica florestal na área de estudo e para a modelagem desse processo (florestamento/desflorestamento). Os WoE positivos indicam contribuição ao fenômeno em observação, enquanto que valores negativos indicam inibição. Para valores de peso próximo a zero deve-se entender que não há interferência da variável no fenômeno.

Tabela 5. Planos de informação utilizados como entrada para modelagem da dinâmica florestal

<b>Origem</b>	<b>Plano de Informação<sup>1</sup></b>
Modelo Digital de Elevação ASTER GDEM	Elevação (m)
	Inclinação (%)
	Face de Orientação (graus)
	Radiação Solar Global (kWh.m <sup>-2</sup> )
	Índice de Posição Topográfica (m)
Carta topográfica IBGE	Distância às áreas Urbanas (m)
	Distância às Rodovias(m)
	Distância aos Rios (m)
Dados da Interpretação Visual	Distância aos fragmentos Florestais (m)

<sup>1</sup> Os planos de informação são apresentados no Anexo 1.

As variáveis altura (m), inclinação (%), face de exposição (graus), radiação solar global (kWh.m<sup>-2</sup>) e índice de posição topográfica (TPI) foram extraídas ou derivadas do Modelo Digital de Elevação (MDE) global *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER) de tamanho de pixel 1 arco de segundo. Por questões de compatibilidade com as imagens TM/Landsat5, ETM+/Landsat7 e OLI/Landsat8, esse MDE foi reamostrado de acordo com o vizinho mais próximo para o tamanho de pixel de 30 x 30 m.

Para TPI foi utilizada a metodologia apresentada por Weiss (2001). Esse índice compara a elevação de cada célula do MDE à elevação média de uma vizinhança específica. Neste estudo foi considerada uma vizinhança de 33 x 33 pixels. Valores de TPI positivos representam locais que são mais elevados do que a média da vizinhança, já valores negativos, representam locais que são mais baixos do que os seus arredores (vales). Valores de TPI próximos a zero representam áreas planas ou de inclinação constante.

A radiação solar global foi calculada através do algoritmo *Solar Analyst* desenvolvido por Fu e Rich (1999). Em resumo, o *Solar Analyst*: i) utiliza informações do MDE para calcular uma visão hemisférica para cima (*viewshed*) de cada pixel; ii) produz um mapa de Sol (*sun map*) com a trajetória aparente do Sol em função da latitude, época do ano e período do dia e realiza a sobreposição do *sun map* com *viewshed* para estimar a radiação solar direta; iii) calcula a radiação solar difusa por meio de um mapa de céu (*sky map*), para determinar setores, e a contribuição de cada um deles em função dos ângulos zenital e azimutal (centróides); e finalmente iv) a radiação solar global é esti-

mada pela soma da radiação solar direta com a radiação solar difusa. Como saída o algoritmo oferece um arquivo matricial com em kilowatt hora por metro quadrado ( $\text{kWh.m}^{-2}$ ). Como intervalo de tempo, adotou-se o ano de 2015. Dessa forma, os dados devem ser interpretados em  $\text{kWh.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ .

Uma vez que o método WoE é aplicado somente a dados discretos, foi necessário categorizar os planos de informação das variáveis contínuas (altitude, inclinação, face de exposição, radiação solar, TPI).

A inclinação foi categorizada segundo os critérios da EMBRAPA (1979) (plano (0-2,99%); suave ondulado (3-7,99%); ondulado (8-19,99%); forte ondulado (20-44,99%); montanhoso (45-74,99%); e escarpado (>75%)). As classes de face de orientação, distribuídas entre  $0^\circ$  e  $360^\circ$ , crescem no sentido horário e foram organizadas da seguinte forma: Norte ( $337,5^\circ$  a  $22,49^\circ$ ), Nordeste ( $22,5^\circ$  a  $67,49^\circ$ ), Leste ( $67,5^\circ$  a  $112,49^\circ$ ), Sudeste ( $112,5^\circ$  a  $157,49^\circ$ ), Sul ( $157,5^\circ$  a  $202,49^\circ$ ), Sudoeste ( $202,5^\circ$  a  $247,49^\circ$ ), Oeste ( $247,5^\circ$  a  $292,49^\circ$ ) e Noroeste ( $292,5^\circ$  a  $337,49^\circ$ ), adicionalmente, as regiões consideradas planas também foram categorizadas ( $-1^\circ$  a  $0^\circ$ ).

As demais variáveis foram categorizadas com a metodologia adaptada de Agterberg et al. (1993) proposta por Soares-Filho et al. (2009), podendo ser resumida da seguinte forma: primeiramente é estabelecido um delta mínimo ( $Dx$ ) para a variável  $X$  de natureza contínua. Esse  $Dx$  é utilizado para construir *buffers* incrementais ( $Nx$ ) que têm intervalos entre  $x_{\text{mínimo}}$  e  $x_{\text{mínimo}}+ndx$ , em que cada  $n$  define um limiar de separação entre duas classes. É necessário, também, calcular a quantidade de células ( $An$ ) dentro de cada *buffer* incremental e o número de ocorrências do evento  $D$  dentro de cada *buffer*, dado por  $dn$ .

$An$  e  $dn$  são obtidos para uma sequência ordenada de *buffers*  $N$  ( $x_{\text{mínimo}}$  e  $x_{\text{mínimo}}+nDx$ ). Em seguida, calcula-se o peso de evidência ( $W^+$ ) conforme a equação 11. Uma sequência de quantidade de células ( $An$ ) é plotada contra  $An.exp(W^+)$

Após traçar o gráfico, as subdivisões serão determinadas pelo algoritmo de generalização de linha, que contém três parâmetros: intervalo mínimo distância ao longo de  $x$ ,  $mindx$ , Intervalo máximo de distância ao longo de  $x$ , ( $maxdx$ ) e ângulo de tolerância ( $ft$ ). Para uma distância  $dx$  entre dois pontos ao longo do eixo  $x$ , uma nova subdivisão é colocada sempre que  $dx \geq dmax$  excede o ângulo de tolerância. Portanto, o número de faixas decresce em função de  $ft$ .

Uma das premissas da modelagem da paisagem através dos WoE é que as variáveis de entrada sejam independentes. A correlação entre mapas foi analisada através dos

índices de medida de associação CHI<sup>2</sup>, Crammers (V), Contingência, Entropia e Incerteza da informação conjunta (U) (apresentados e discutidos por Bonhan-Carter, 1994).

Embora não haja consenso para limiares de exclusão ou não de variáveis, a análise conjunta dessas estatísticas permite uma análise geral da dependência entre variáveis (SOARES-FILHO et al, 2009). Os índices de Crammers, Contingência e Incerteza da informação conjunta tendem a tornar a análise menos subjetiva, pois variam de 0 (Zero), quando não há dependência alguma, até 1(um), indicando que são totalmente dependentes. Bonhan-Carter (1994) sugere que o limiar de 0,5 seja adotado como critério de inclusão para os índices de Crammer (V) e para a Incerteza da informação conjunta (U).

Em posse das matrizes de transição de estados e dos pesos de evidências das variáveis ambientais apresentadas na Tabela 5, procedeu-se a modelagem das paisagens. Como regra local de autômato celular, Dinamica EGO utiliza dois *functores* de transição denominados de *patcher* e *expander*. O *expander* é utilizado para a expansão ou contração de manchas, enquanto o *patcher* procura por células ao redor de uma localização escolhida para uma transição conjunta, ambos foram utilizados neste estudo.

Para avaliar o resultado dessa modelagem, foram comparados os mapas simulados para os anos de 1985 e 2016 com os dados de referências oriundos da fotointerpretação dos dados dos sensores orbitais. Essa comparação fundamentou-se na metodologia da similaridade das diferenças (HAGEN, 2003). A partir dessa metodologia os mapas não são comparados apenas pela localização pontual do pixel, mas sim por um contexto de vizinhança de tamanho específico. As etapas consistem basicamente em encontrar as diferenças entre os mapas de simulação e o de referência, e essas diferenças terão sua similaridade avaliada a partir de uma janela de comparação. Neste trabalho utilizamos um contexto de vizinhança de 11 x 11.

Esse método está implementado no Dinamica EGO, na ferramenta *Calc Reciprocal Similarity*. Como resultado, tem-se um mapa difuso (fuzzy) com valores de similaridade variando entre zero (0) e um (1), e quanto mais próximo a um, mais similar estará a simulação da situação real.

Após avaliar a qualidade da modelagem, executou-se uma prognose de 50 anos, isto é o cenário para 2066. Nesta etapa, foram utilizadas as propriedades das cadeias de Markov. Essas cadeias são modelos matemáticos empíricos, que servem para descrever processos estocásticos fundamentando-se na propriedade da memória markoviana. A memória markoviana admite que para predição de um estado futuro é necessário conhecer apenas o estado atual, sendo os estados anteriores irrelevantes. Almeida (2004) destaca, no entanto, que o modelo de Markov não ignora o passado, mas assume que toda a

informação do passado está concentrada no estado presente do sistema. Em termos matriciais a Cadeia de Markov tem a seguinte denotação:

$$\Pi(t+1) = P^n \cdot \Pi(t) \quad (13)$$

em que:  $\Pi(t)$  é o estado do sistema no tempo  $t$ ,  $\Pi(t+1)$  é o estado do sistema no instante  $t+1$  (futuro) e  $P^n$  são as mudanças passíveis de acontecer, que são representados em matrizes de probabilidade de transição decomposta em um passo de tempo.

Outra característica das cadeias de Markov é que as probabilidades de transição não mudam com o tempo, o que o caracteriza como um processo estacionário (ALMEIDA, 2004). As principais vantagens das cadeias de Markov são a simplicidade operacional e matemática do modelo aliadas à facilidade com que podem ser aplicadas a dados provenientes de sensoriamento remoto e implementadas em GIS. Outra grande vantagem é o fato de não necessitar de grande quantidade de dados retroativos para prever situações futuras.

Os modelos estruturados no Dinamica EGO são apresentados no Anexo 2.

#### **4.4.2. Levantamento dos focos de queimadas e incêndios**

Os focos de queimadas/incêndios que ocorreram na região foram obtidos do Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas) (INPE, 2016), no período de 01/06/1988 a 31/12/2016. Os dados foram adquiridos em formato vetorial com o datum SIRGAS 2000.

Neste trabalho, foram utilizados dados de todos os sensores processados pelo INPE (listados na Tabela 3) e por isso foi necessário um pós-processamento para eliminar a redundância de informações. Esse processamento foi necessário, pois a relação foco de calor e queimadas/incêndios não é direta. Muitas detecções são repetições, isto é, o mesmo incêndio foi detectado por diferentes sensores. Se uma queimada for muito extensa, ela será detectada em alguns pixels vizinhos, ou seja, vários focos estarão associados a uma única grande queimada. Uma única frente de fogo que perdure alguns dias também terá detecções sucessivas nas passagens periódicas do sensor.

Sendo assim, os focos de calor foram processados da seguinte forma: aplicou-se um *buffer* correspondente ao valor da diagonal do pixel ( $L \cdot \sqrt{2}$ ) do respectivo sensor (Tabela 3) a cada detecção, de modo que o pixel ficasse circunscrito no *buffer* (Figura 9). Como a detecção refere-se à posição central do pixel, assumiu-se que a queima pode ter ocorrido em qualquer lugar da região delimitada pelo *buffer*. As detecções de uma mesma data que apresentaram sobreposição dos *buffers* foram consideradas como uma única

queimada/incêndio florestal. O algoritmo dessa análise, estruturado em *model builder*, é apresentado como no Apêndice 1.

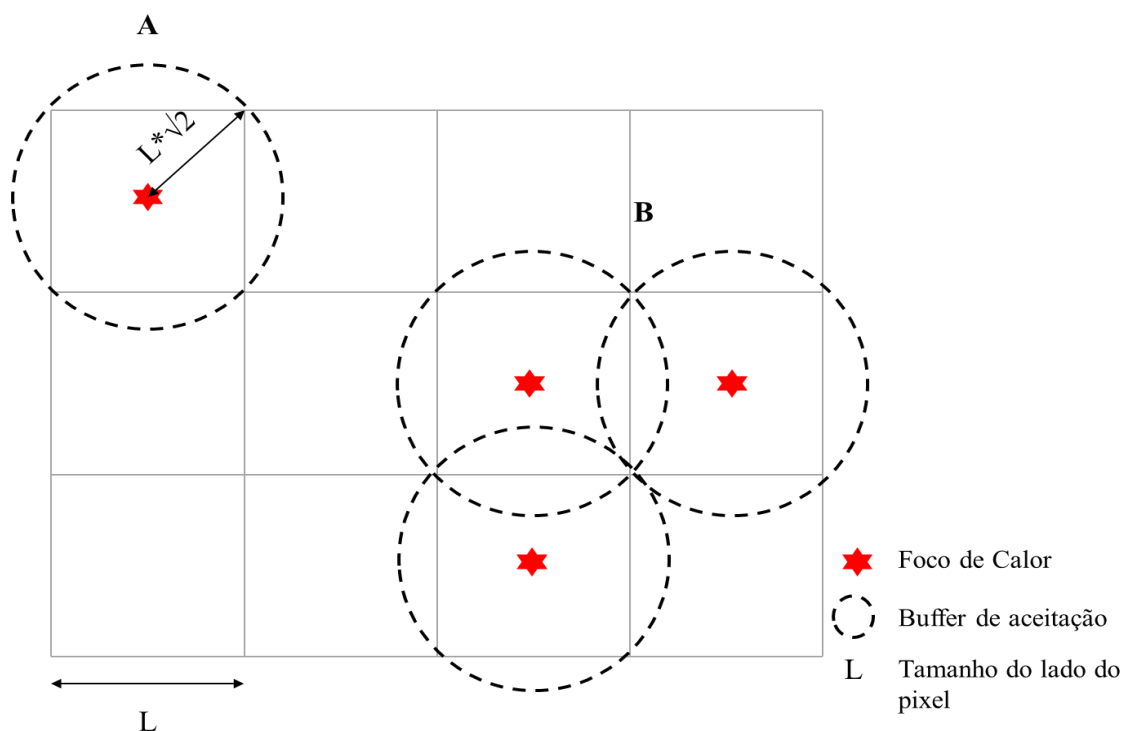


Figura 9. Para um sensor com pixel de lado  $L$  adotou-se um valor de  $L*\sqrt{2}$  para delimitação de um *buffer* de aceitação. Esse *buffer* foi utilizado para determinar a sobreposição de focos de calor. Por exemplo, na situação A tem-se um foco de calor equivalente a uma queimada, que pode ter ocorrido em qualquer lugar dentro da área delimitada pelo *buffer*. Já em B, três focos de calor correspondem a uma queimada/incêndio de grande extensão.

#### 4.4.3. Determinação de área queimada e validação das detecções

Para estimativa da área queimada e validação das detecções disponíveis no Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas), foi necessário lançar mão de sensores orbitais de melhor resolução espacial. A série Landsat foi escolhida para essa análise pelas vantagens da disponibilidade gratuita dos dados e grande acervo de imagens com 30 m de resolução espacial. Todas as etapas são explicadas a seguir e foram esquematicamente organizadas na Figura 10.

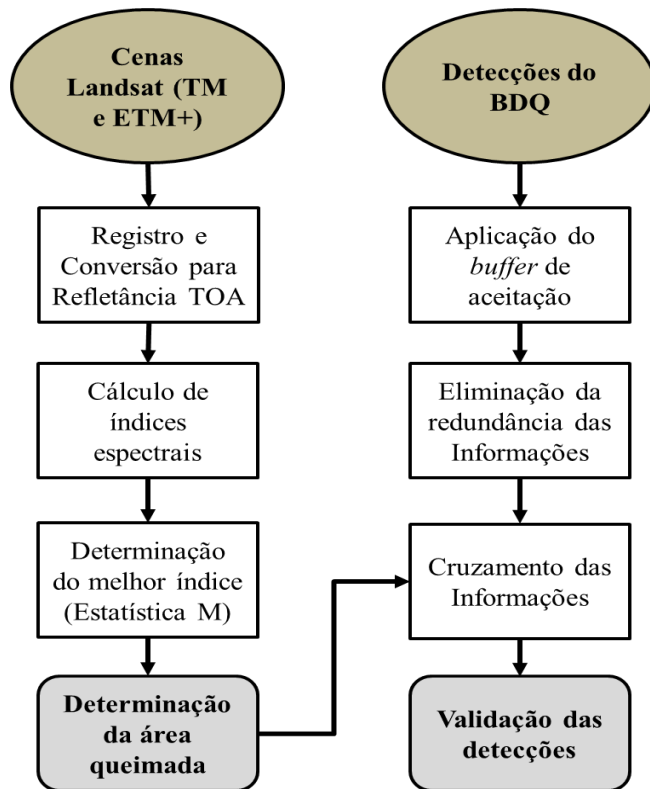


Figura 10. Etapas para cálculo da área queimada e validação das detecções do Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas).

#### 4.4.3.1. Pré-processamento das imagens

Todas as imagens da série Landsat utilizadas foram co-registradas para obtenção de raiz quadrada do erro médio (RMSE) inferior a 0,5 pixel. As imagens, originalmente adquiridas na projeção/datum UTM23N/WGS 1984<sup>4</sup>, foram reprojctadas para UTM23S e datum SIRGAS 2000.

As cenas TM/Landsat 5 e ETM+/Landsat 7 foram calibradas para radiância ( $L_\lambda$ ) e em seguida transformadas para reflectância no topo da atmosfera (TOA) ( $\rho_\lambda$ ) utilizando as equações 14 e 15 respectivamente. Os parâmetros utilizados nessa transformação foram obtidos em Chander et al. (2009).

$$L_\lambda = \left( \frac{LMAX_\lambda - LMIN_\lambda}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} \right) (Q_{cal} - Q_{calmin}) + LMIN_\lambda \quad (14)$$

em que:  $L_\lambda$  – radiância espectral na abertura do sensor ( $W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$ );  $LMAX_\lambda$  – radiância espectral no sensor para  $Q_{calmax}$  ( $W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$ );  $LMIN_\lambda$  – radiância espectral no sensor para  $Q_{calmin}$  ( $W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$ );  $Q_{calmax}$  – valor máximo que o pixel calibrado pode assumir para  $LMAX_\lambda$  (DN);  $Q_{calmin}$  – valor mínimo que o pixel calibrado pode assumir para  $LMIN_\lambda$  (DN);  $Q_{cal}$  – valor do pixel da imagem a ser calibrada (DN).

<sup>4</sup> As imagens foram adquiridas no sitio eletrônico do Earth Explorer: <https://earthexplorer.usgs.gov/>

$$\rho_{\lambda} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{ESUN_{\lambda} \cdot \cos(\theta_s)} \quad (15)$$

em que:  $\rho_{\lambda}$  – Refletância planetária TOA;  $L_{\lambda}$  – Radiância espectral na abertura do sensor ( $\text{W/m}^2 \cdot \text{sr}^{-1} \cdot \mu\text{m}^{-1}$ );  $d$  – Distância Terra-Sol (u.a (unidades astronômicas, 1 u. a.  $\approx 1,5 \times 10^8$  km));  $ESUN_{\lambda}$  – Irradiância Solar Exoatmosférica média ( $\text{W/m}^2 \cdot \mu\text{m}^{-1}$ );  $\theta_s$  – Ângulo Solar zenital (radianos)

Já as imagens do sensor OLI/Landsat 8 foram transformadas para reflectância planetária TOA através de coeficientes de reflectância (*rescaling*) fornecidos no arquivo de metadados produto (arquivo MTL) com a equação (16).

$$\rho_{\lambda} = \frac{M_p \cdot Q_{cal} + A_p}{\cos(\theta_s)} \quad (16)$$

em que:  $\rho_{\lambda}$  - refletância planetária TOA;  $M_p$  - fator rescalonamento multiplicativo específico para a banda;  $A_p$  - fator de reescala aditivo específico para a banda;  $Q_{cal}$  - valores de pixel quantizados e calibrados, padrão do produto (DN);  $\theta_s$  - ângulo Solar zenital (radianos).

#### 4.4.3.2. Cálculo de índices espectrais para detecção de área queimada

Para o cálculo dos índices espectrais foi utilizada uma cena ETM<sup>+</sup>/Landsat7 do dia 16 de novembro de 2002 (órbita/ponto: 217/75)<sup>5</sup> corrigida para reflectância de superfície, adquirida na interface do *EROS Science Processing Architecture (ESPA/USGS)*<sup>6</sup>. Para correção dos efeitos atmosféricos nas cenas ETM+/Landsat7 a USGS utiliza um software específico (*Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System – LEDAPS*, MASEK et al., 2006) que aplica o método *Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum* conhecido por 6S. Como dados de entrada o software utiliza informações de vapor de água, ozônio, altura geopotencial, espessura óptica de aerossol e modelo digital de elevação.

A partir das informações espectrais em refletância de superfície, foram calculados os índices espectrais *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), *Enhanced Vegetation Index* (EVI), *Global Environmental Monitoring Index* (GEMI), (SAVI) *Soil Adjusted Vegetation Index*; *Modified Soil Adjusted Vegetation Index* (MSAVI), *Burned Area Index* (BAI), *Normalized Burned Ratio* (NBR), *Char Soil Index* (CSI), *Mid Infrared Burn Index* (MIRBI). As equações foram apresentadas na Tabela 2.

<sup>5</sup> Esta cena foi escolhida pela baixa cobertura de nuvens na área de estudo e por ter sido a data na qual se observou maior concentração de cicatrizes de queimadas/incêndios florestais.

<sup>6</sup> <https://espa.cr.usgs.gov>



Para SAVI adotou-se  $L_s = 0,5$  e para EVI,  $L=1$ ,  $C_1=6$ ,  $C_2=7,5$  e  $G$  (fator de ganho) = 2,5. Os índices NBR e CSI, que originalmente consideram a segunda banda da região do infravermelho de ondas curtas (SWIR<sub>2</sub>), aqui designados por NBR<sub>2</sub> e CSI<sub>2</sub>, também foram analisados com SWIR<sub>1</sub> (NBR<sub>1</sub> e CSI<sub>1</sub>).

#### 4.4.3.3. Escolha do melhor índice

Para quantificar a eficácia dos índices espectrais e eleger o mais adequado para a detecção de áreas queimadas, foi utilizado o índice de separabilidade  $M$  (KAUFMAN; REMER, 1994) (Equação 17), o qual foi utilizado em alguns estudos anteriores (PEREIRA, 1999; VERAVERBEKE et al., 2011; LIU et al., 2016). Foi analisada a capacidade de distinção dos índices entre áreas queimadas e outras classes de cobertura da terra (água, solo, vegetação). Quanto mais elevado for o valor do discriminante  $M$ , melhor a capacidade do índice em distinguir área queimada de outras classes, sendo que acima de 1,0 é considerado que houve separação entre classes.

$$M = \left| \frac{\mu_b - \mu_u}{\sigma_b + \sigma_u} \right| \quad (17)$$

em que:  $\mu_b$  - valor médio da resposta espectral da área queimada;  $\sigma_b$  - desvio padrão da resposta espectral da área queimada;  $\mu_u$  - valor médio da resposta espectral da área não queimada;  $\sigma_u$  - desvio padrão da resposta espectral da área não queimada;

As repostas espectrais das áreas queimadas e não queimadas foram obtidas de um conjunto de pixels (1.000 a 1.500 por classe de cobertura) aleatoriamente selecionados nas cenas (uso da função *Random Points*).

#### 4.4.3.4. Determinação da área queimada e validação das detecções do INPE

A resolução espacial das bandas espectrais utilizadas para detecção de queimadas e incêndios dificulta a localização acurada dos pontos de ocorrência do incêndio disponibilizados no Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas) (PEREIRA et al., 2012; INPE, 2016). Para realizar uma validação das detecções levantadas no BDQueimadas do buscou-se períodos com maior disponibilidade de imagens da série Landsat, com baixa cobertura de nuvens. Pelo esse critério foi selecionado os anos de 2002 e 2014. Para 2014, além das imagens OLI/Landsat8, foram utilizadas informações complementares de cenas ETM+/Landsat7, mesmo essas apresentando distorções em função do

defeito no espelho corretor de linhas (*Scan Line Corrector*)<sup>7</sup>. As cenas utilizadas nessa análise são listadas na Tabela 6.

Tabela 6. Cenas utilizadas para estimativa da área queimada e validação de detecções do INPE no ano de 2002 e 2014. As informações de Elevação Solar e Distância Terra Sol foram utilizadas para a transformação de números digitais à refletância planetária no topo da atmosfera

Data	Elevação Solar <sup>1</sup> (Graus)	Distância Terra –Sol <sup>1</sup> (u.a.)	Sensor
05/03/2002	51,93	0,9918816	ETM <sup>+</sup>
08/05/2002	40,01	1,0093344	ETM <sup>+</sup>
09/06/2002	35,08	1,0151564	ETM <sup>+</sup>
27/07/2002	36,84	1,0155276	ETM <sup>+</sup>
12/08/2002	40,19	1,0133067	ETM <sup>+</sup>
13/09/2002	49,47	1,0061406	ETM <sup>+</sup>
29/09/2002	54,37	1,0017046	ETM <sup>+</sup>
15/10/2002	58,48	0,9971207	ETM <sup>+</sup>
16/11/2002	62,29	0,9888875	ETM <sup>+</sup>
18/12/2002	60,15	0,9839658	ETM <sup>+</sup>
04/07/2014	36,13	1,0166809	OLI
13/08/2014	42,04	1,0131495	ETM <sup>+2</sup>
22/09/2014	54,83	1,0037427	OLI
08/10/2014	59,58	0,9991315	OLI
16/10/2014	61,04	0,9968708	ETM <sup>+2</sup>
24/10/2014	63,17	0,9946840	OLI
17/11/2014	64,72	0,9887002	OLI

1 – dados fornecidos nos metadados dos produtos; 2- cenas com falhas em função do defeito no espelho corretor de linhas; u. a. – unidades astronômicas.

A área queimada foi determinada em cada uma das cenas recortadas para área de estudo aplicando-se um limiar de separação de área queimada no índice espectral de melhor desempenho.

Para validar as detecções do BDQueimadas, foi considerado acerto se houve cicatriz de queimada dentro da área do *buffer* relativo a cada detecção (conforme o exemplo da Figura 9). Para isso, foi considerada a menor distância entre a cicatriz de queimada e o

<sup>7</sup> Para mais informações, consultar: <https://landsat.usgs.gov/slc-products-background>

foco de calor do BDQueimadas. Nessa análise utilizou-se a cena Landsat com data mais próxima à ocorrência do foco. Também foi analisado se houve erro de omissão (não detecção) e comissão (inclusão de outras classes).

#### 4.4.3.5. Padrões de ocorrência dos incêndios

A partir dos focos de calor do Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas) foi produzido um plano de informação de densidade Kernel (utilizando função de quarto grau e raio de busca definido pela metodologia *bandwidth*) com o intuito de avaliar eventuais tendências de distribuição. Após identificar a área queimada (via cenas Landsat), utilizou-se o método dos pesos de evidência (WoE) para avaliar se as variáveis topográficas (elevação, radiação solar, face de orientação, inclinação e índice de posição topográfica) têm influencia no comportamento do fogo na área de estudo.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Dinâmica da paisagem

A partir dos dados digitalizados da carta topográfica (1966) e da fotointerpretação de recortes das cenas dos sensores *Thematic Mapper* (TM) /Landsat 5 (1985) e *Operational Land Imagery* (OLI) /Landsat 8 (2016) foi possível perceber um aumento no número de fragmentos e na área ocupada por cobertura florestal no período avaliado (Tabela 7 e Figura 11<sup>8</sup>). Por essa análise, e considerando que não houve grandes projetos de recuperação de áreas, é possível inferir que o processo de regeneração natural é atuante nessa região. As florestas plantadas (principalmente do gênero *Eucalyptus*) identificadas na cena OLI em 2016, não foram computadas nesse acréscimo de cobertura florestal.

Tabela 7. Evolução do número e da área ocupada por fragmentos florestais

	1966	1985	2016
<b>Número de Fragmentos</b>	314	602	638
<b>Área Fragmentos (ha)</b>	7.064,7	10.162,1	16.358,3
<b>Área Fragmentos (%)</b>	8,01	11,53	18,55

<sup>8</sup> As figuras também são apresentadas no apêndice 4 com escala menor (1:150.000)

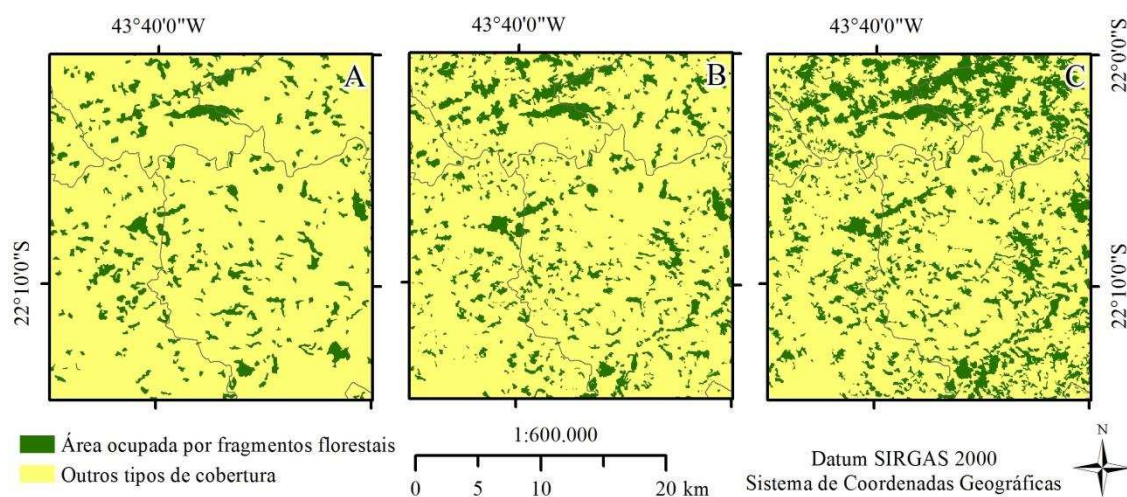


Figura 11. Distribuição de fragmentos florestais em: 1966 (A), identificados na carta topográfica 1:50.000; 1985 (B), identificados pela fotointerpretação de uma cena TM/landsat5; e 2016 (C), identificados pela fotointerpretação de uma cena OLI/Landsat 8.

Além da regeneração, também foi registrado perda de vegetação (Figura 12). O processo de desmatamento foi mais intenso entre 1966 e 1985, mas a área desmatada manteve-se sempre inferior à área em regeneração natural (Tabela 8).

Tabela 8. Dinâmica florestal para os períodos de 1966 a 1985, 1985 a 1966 e 1966 a 2016

	<b>1966 - 1985</b>	<b>1985 - 2016</b>	<b>1966 - 2016</b>
<b>Regeneração natural (ha)</b>	5.230,0	7.750,9	11.058,0
<b>Desmatamento (ha)</b>	2.126,8	1.576,2	1.780,6

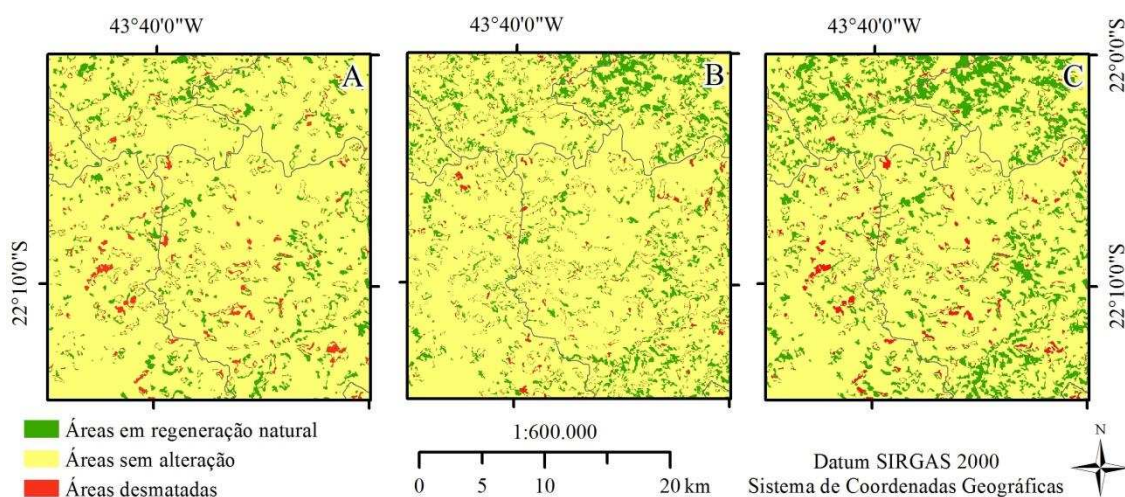


Figura 12. Dinâmica florestal para os períodos de 1966 a 1985 (A), 1985 a 1966 (B) e 1966 a 2016 (C).

A dinâmica florestal também pode ser interpretada por meio das matrizes de transição de estados (Tabela 9). Em termos relativos à área ocupada pela classe (floresta ou não floresta) percebe-se que as taxas de desmatamento sempre foram superiores às de regeneração natural. No entanto, como a área ocupada pelos fragmentos é inferior à área da classe ‘não fragmentos’, a regeneração foi maior em quantidade de área absoluta (Tabela 8). É possível concluir, por exemplo, que de 1966 a 2016 o processo de regeneração natural ocorreu a uma taxa média de 0,44% ao ano (Tabela 9-D).

Tabela 9. Matrizes de transição de estados com as taxas de desmatamento (em vermelho) e regeneração natural (em verde) entre 1966 e 1985 (A), 1985 a 2016 (B), 1966 e 2016 (C) e taxas médias anuais entre 1966 a 2016 (D)

(A)			(B)		
	Floresta	Não Floresta		Floresta	Não Floresta
Floresta		0,3010	Floresta		0,1550
Não Floresta	0,0813		Não Floresta	0,1265	

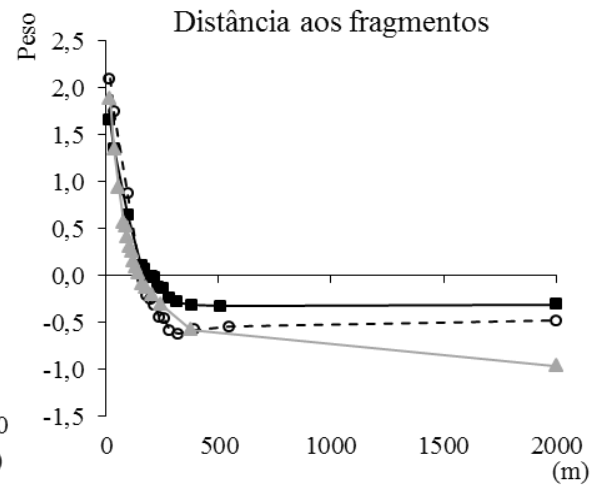
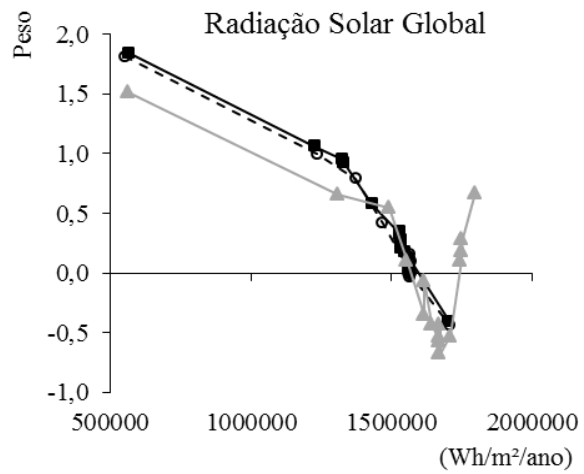
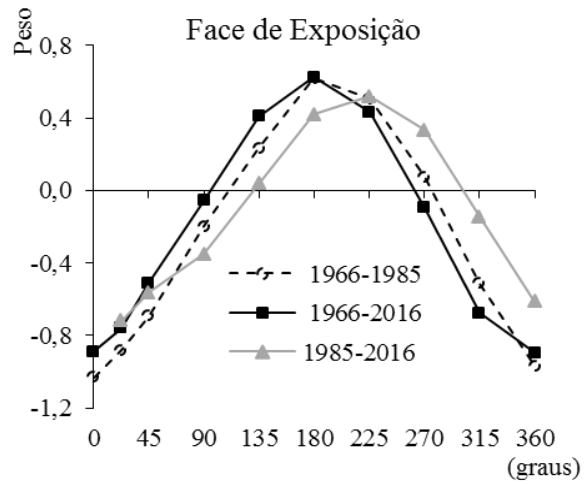
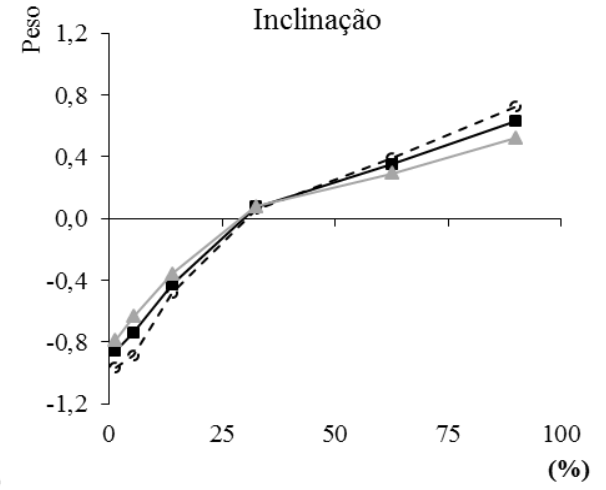
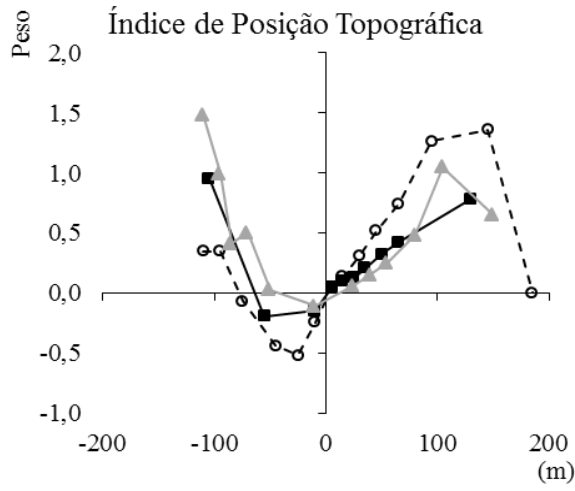
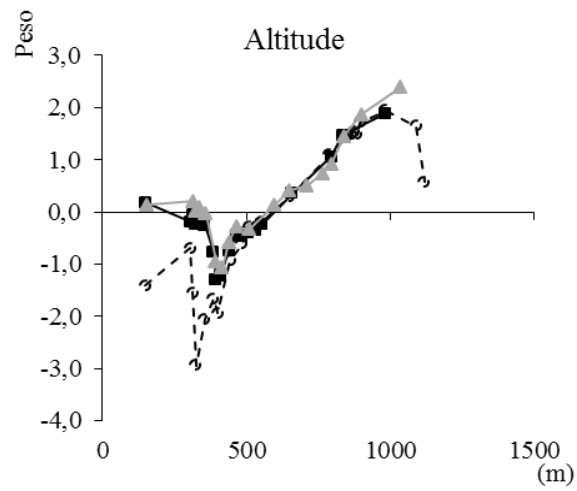
  

(C)			(D)		
	Floresta	Não Floresta		Floresta	Não Floresta
Floresta		0,2520	Floresta		0,0065
Não Floresta	0,1718		Não Floresta	0,0044	

Os testes de medida de associação Cramers (V) e Incerteza da informação conjunta (U) indicaram independência entre todas as variáveis da Tabela 5 (i. e., valores abaixo de 0,5). Portanto, todas foram utilizadas para cálculo dos pesos de evidências (WoE).

Os resultados da análise de independência são apresentados como tabulação cruzada no Apêndice 2.

Os WoE indicaram relações das variáveis analisadas com o processo de Regeneração Natural (Figura 13). Foi possível observar que: as áreas mais elevadas contribuíram mais em comparação às áreas mais baixas; locais na paisagem que possuem um índice de posição topográfica (TPI), próximo a zero, isto é, áreas planas ou de inclinação constante, não contribuem para a regeneração natural; áreas planas, suavemente onduladas e onduladas tenderam a inibir a regeneração natural enquanto áreas montanhosas, e escarpadas favoreceram esse processo; as vertentes orientadas para Sudoeste, Sul e Sudeste contribuíram com o processo de regeneração, enquanto as faces Norte, Noroeste e Nordeste tiveram peso de evidência negativo; quanto menor a quantidade de radiação solar global recebida pela superfície, maiores foram as chances de haver regeneração natural; quanto mais próximo aos fragmentos florestais, maiores as taxas de regeneração; a proximidade com áreas urbanas inibiu o processo de regeneração natural, comportamento similar foi observado com a distância em relação às rodovias; enquanto áreas próximas às estradas inibiram o processo de regeneração natural, as áreas mais afastadas favoreceram-no; ao contrário do comportamento esperado, as áreas mais próximas aos rios (de maior ou menor ordem) apresentaram pesos de evidência negativos em relação ao processo de regeneração natural.



Continua...

...continuação.

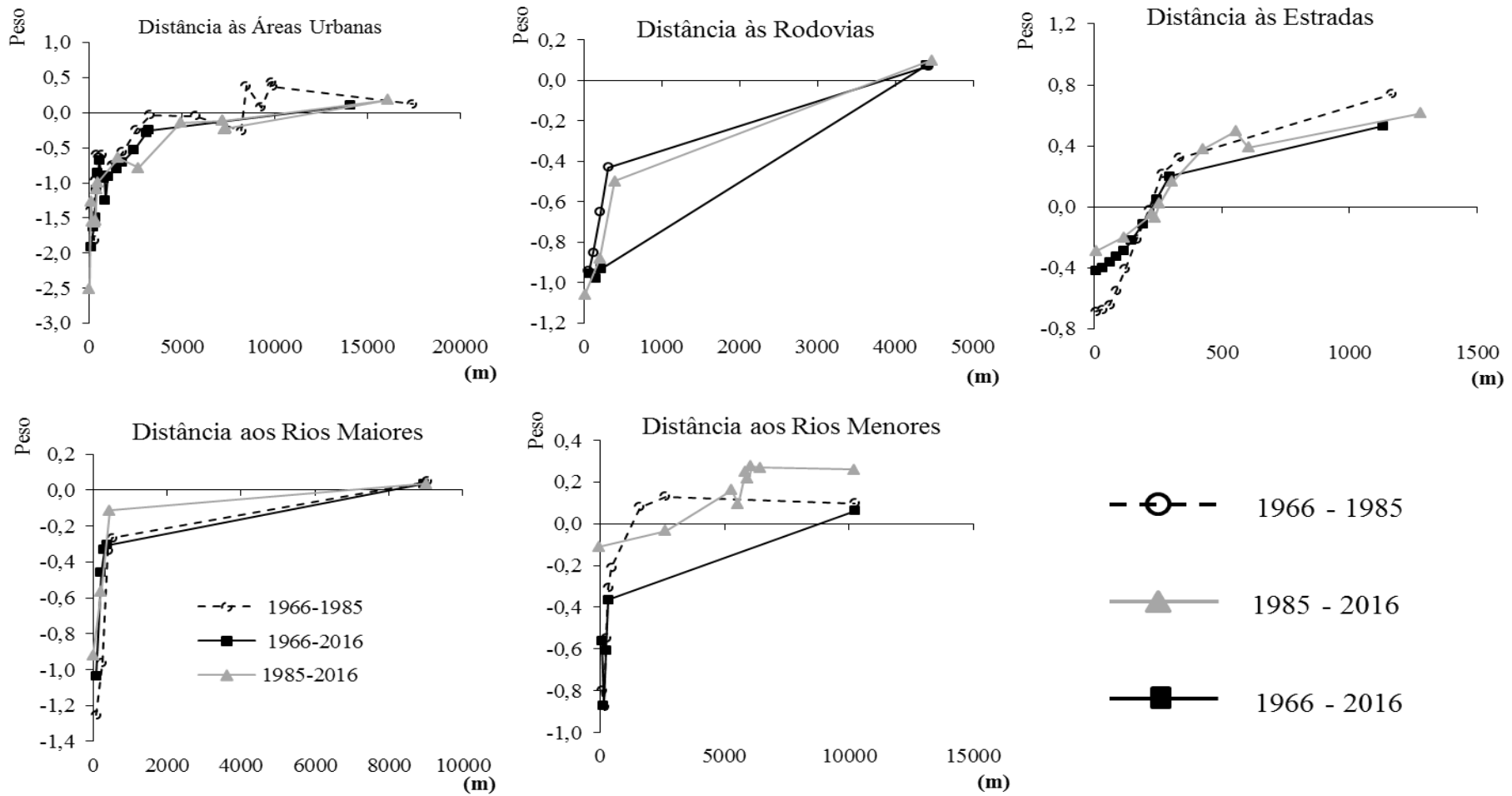


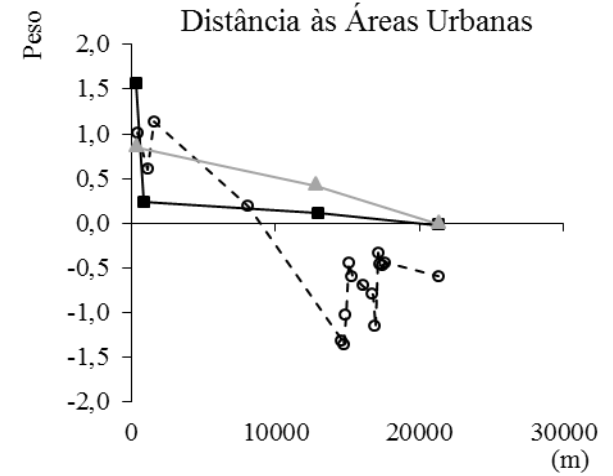
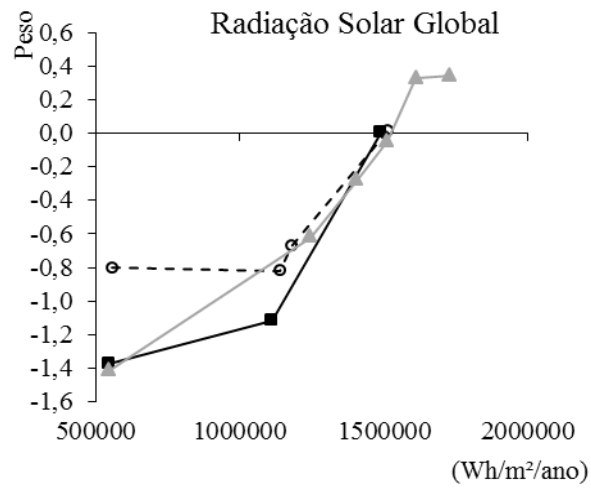
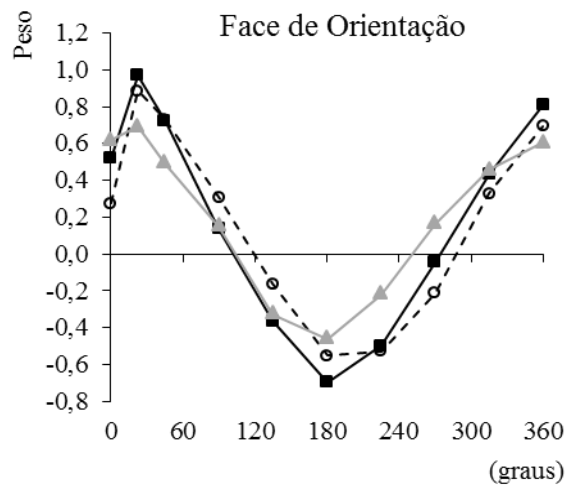
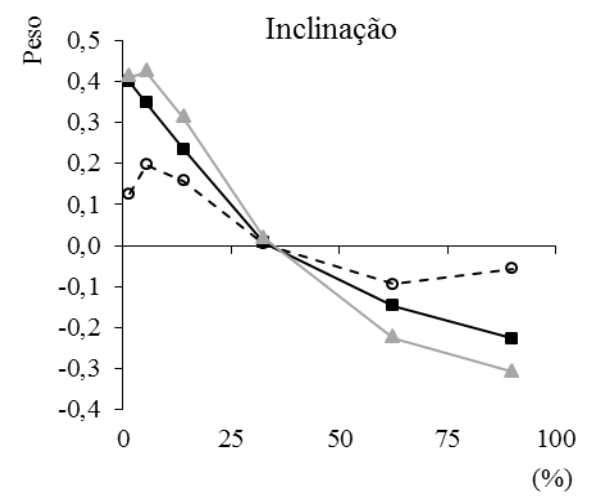
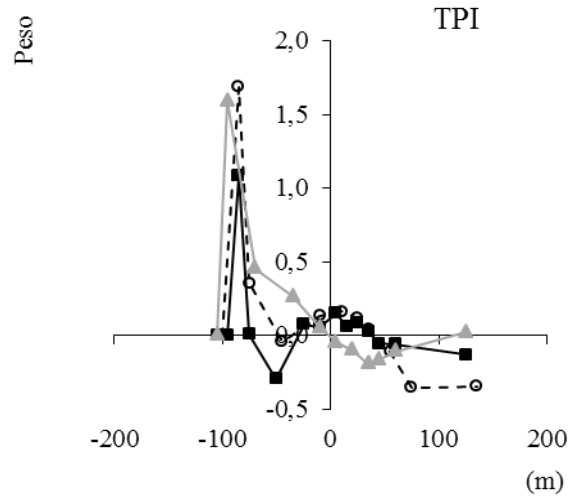
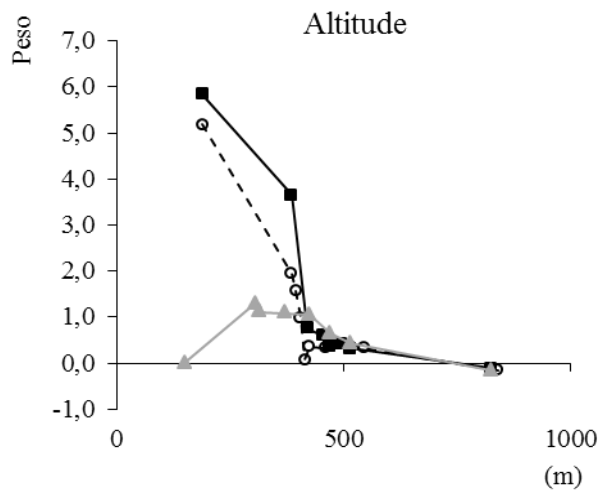
Figura 13. Pesos de Evidência das variáveis ambientais analisadas no processo de Regeneração Natural.



Em termos de ordens de grandeza (faixa dos WoE), a sequência decrescente da contribuição das variáveis no processo de regeneração natural foram: altitude, radiação solar global; distâncias aos fragmentos; índice de posição topográfica; distância às áreas urbanas; inclinação, face de exposição, distância às estradas, distância às rodovias; distância aos rios maiores e distâncias aos rios menores, respectivamente.

Para os três intervalos de tempo avaliados (1966 a 1985; 1985 a 2016; 1966 a 2016) foi observado um comportamento similar dos WoE para as variáveis categorizadas.

Os WoE também foram úteis para relacionar a contribuição das variáveis com o desmatamento (Figura 14). Para a área de estudo observou-se que: o desmatamento concentrou-se em áreas menos elevadas e em locais com índice de posição topográfica de aproximadamente -100 m; para as variáveis inclinação, face de orientação e radiação solar global, foi observado um comportamento praticamente inverso àquele encontrado para do processo de regeneração natural; como esperado, a proximidade com áreas urbanas, estradas e rodovias favoreceu o desmatamento; também conclui-se que o desmatamento ocorreu em áreas próximas aos rios.



Continua...

...continuação.

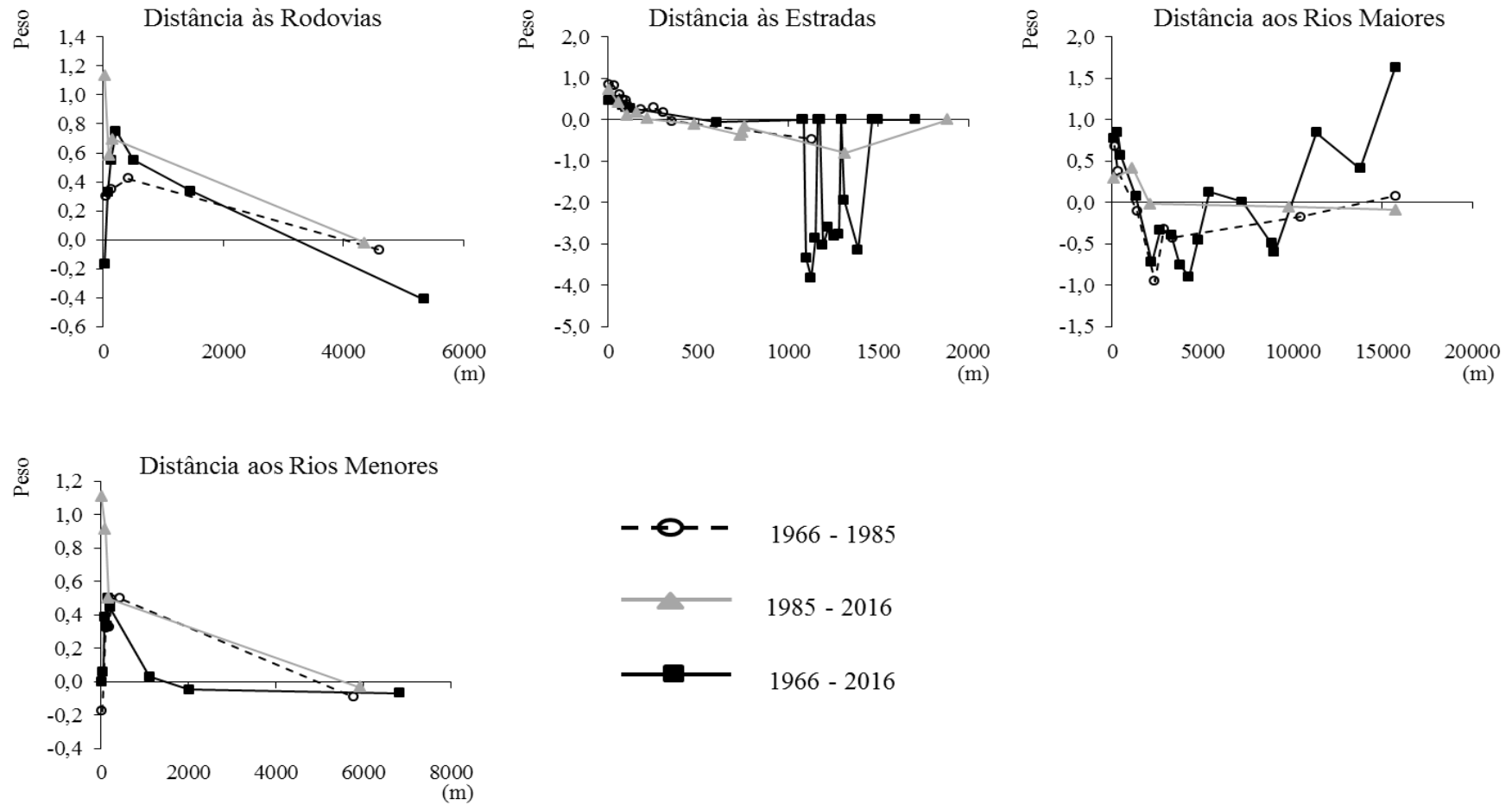


Figura 14. Pesos de Evidência das variáveis ambientais analisadas no processo de Desmatamento.

As matrizes de transição (Tabela 9) e os WoE (Figuras 13 e 14) foram utilizados como dados de entrada para modelagem da dinâmica da paisagem. Pela comparação visual entre as paisagens modeladas e de referência (Figura 15, Figura 16 e Figura 17) percebe-se uma modelagem satisfatória.

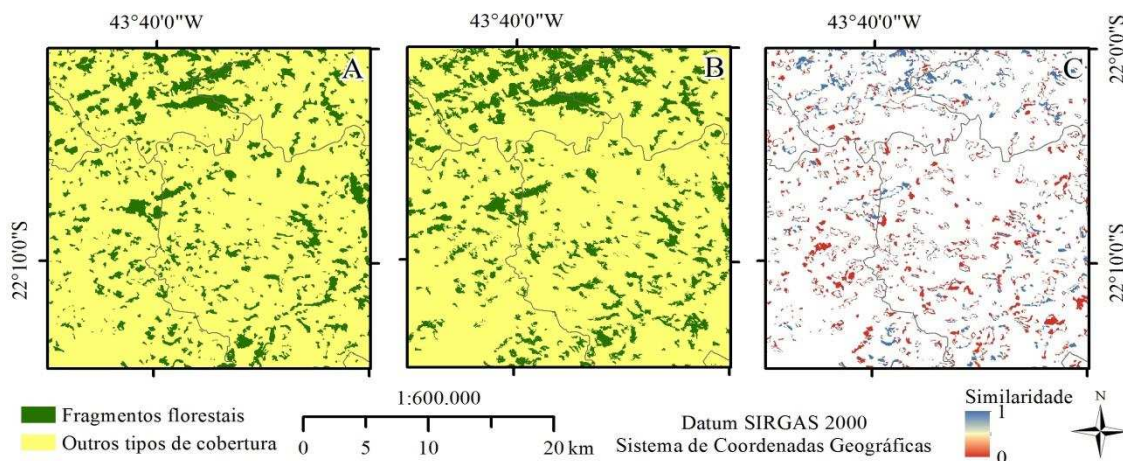


Figura 15. Comparação entre as paisagens de Referência (A) e Simulada (B) para o ano de 1985 (Modelo 1966 - 1985). As diferenças (C) foram avaliadas quanto ao grau de similaridade com uma vizinhança de 11x11 pixels.

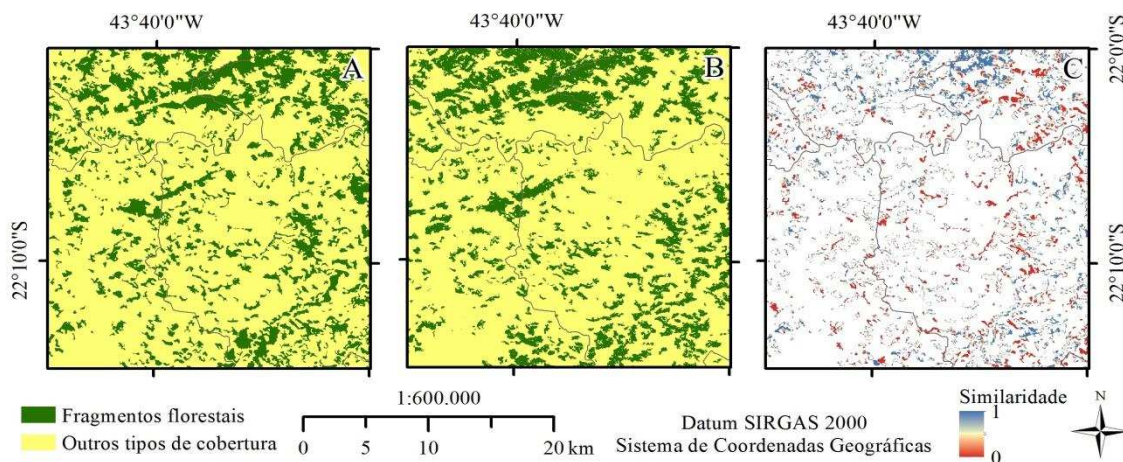


Figura 16. Comparação entre as paisagens de Referência (A) e Simulada (B) para o ano de 2016 (Modelo 1985 - 2016). As diferenças (C) foram avaliadas quanto ao grau de similaridade com uma vizinhança de 11x11 pixels.

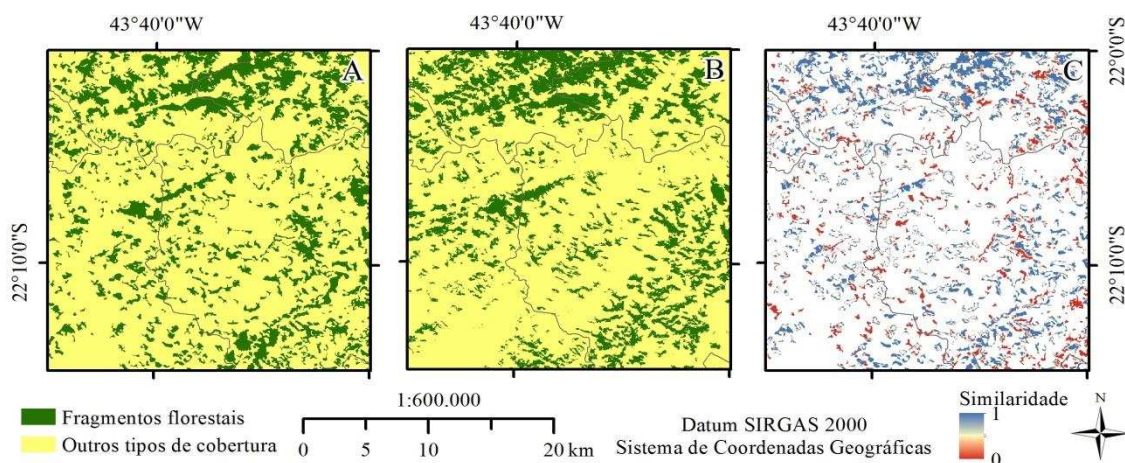


Figura 17. Comparação entre as paisagens de Referência (A) e Simulada (B) para o ano de 2016 (Modelo 1966 - 2016). As diferenças (C) foram avaliadas quanto ao grau de similaridade com uma vizinhança de 11x11 pixels.

O maior percentual de similaridade absoluta, entre os dados de referência e os obtidos com a modelagem, foi conseguido com o modelo 1966 a 1985 (85,67%); seguido por 1985 a 2016 (81,28%) e 1966 a 2016 (77,93%). Percebe-se assim uma tendência de melhor ajuste para intervalos de tempo menores. No entanto, adotando a metodologia de Hagen (2003) observou-se que o modelo 1966 a 2016 apresentou maior grau de similaridade das diferenças (Figura 18). Desse modo, todos os três modelos avaliados tem potencial para explicar o comportamento da dinâmica florestal na área de estudo e podem ser utilizados para a prognose de cenários.

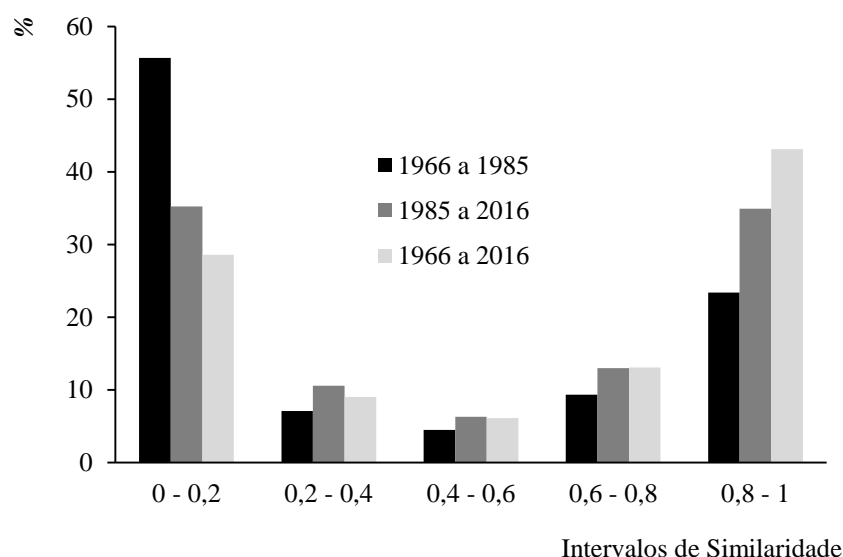


Figura 18. Similaridade das diferenças em relação a uma vizinhança de 11x11 pixels. Quanto mais próximo de um (1), maior o grau de similaridade.



Utilizando-se o modelo 1966 a 2016, de maior intervalo de tempo (50 anos) e de maior similaridade das diferenças, projetou-se o cenário da região de estudo para o ano de 2066 (Figura 19). Segundo esse modelo, a paisagem de 2066 (Figura 19 C) será formada por 1.917 fragmentos florestais, que ocuparão uma área de 21.661,54 há. Esses valores representam 24,57% de cobertura florestal, o que significa um acréscimo de 9.262 ha em relação ao ano de 2016 e 16.779 ha em relação à paisagem de 1966.

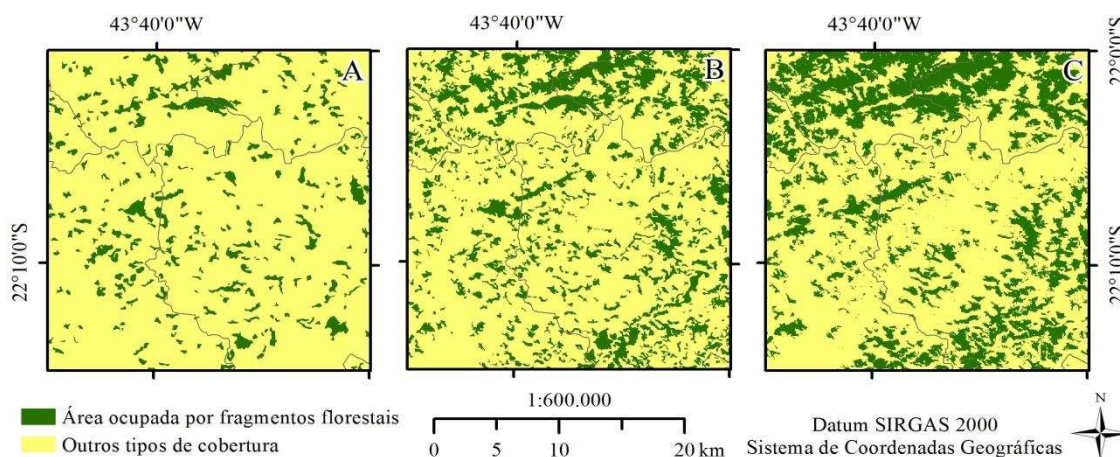


Figura 19. Evolução da fragmentação florestal entre 1966 (A) e 2016 (B) e prognose para o ano de 2066(C).

## 5.2. Queimadas e Incêndios Florestais

No Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas) foram encontrados 886 focos de calor no período de 01/06/1998 a 31/12/2016. O ano de maior ocorrência foi 2014 (236) enquanto em 2008 somente uma ocorrência foi observada (Figura 20). Analisando a distribuição mensal, há uma tendência em concentração dos focos nos meses de agosto (16,14%) setembro (30,36%) e outubro (42,33%) (Figura 21), que corresponde ao período da estiagem na área de estudo (Figura 6).

Para análises multitemporais, como análise de tendências, o INPE recomenda o uso do satélite de referência. O BDQueimadas adotou o NOAA-12 como satélite de referência de 01/junho/1998 a 31/junho/2002 e a partir de então o AQUA\_M-T. Na área de estudo, NOAA-12 foi responsável por 10,38% das detecções e AQUA\_M-T, 26,19%. As porcentagens registradas pelos demais sensores, são apresentadas no Apêndice 3.

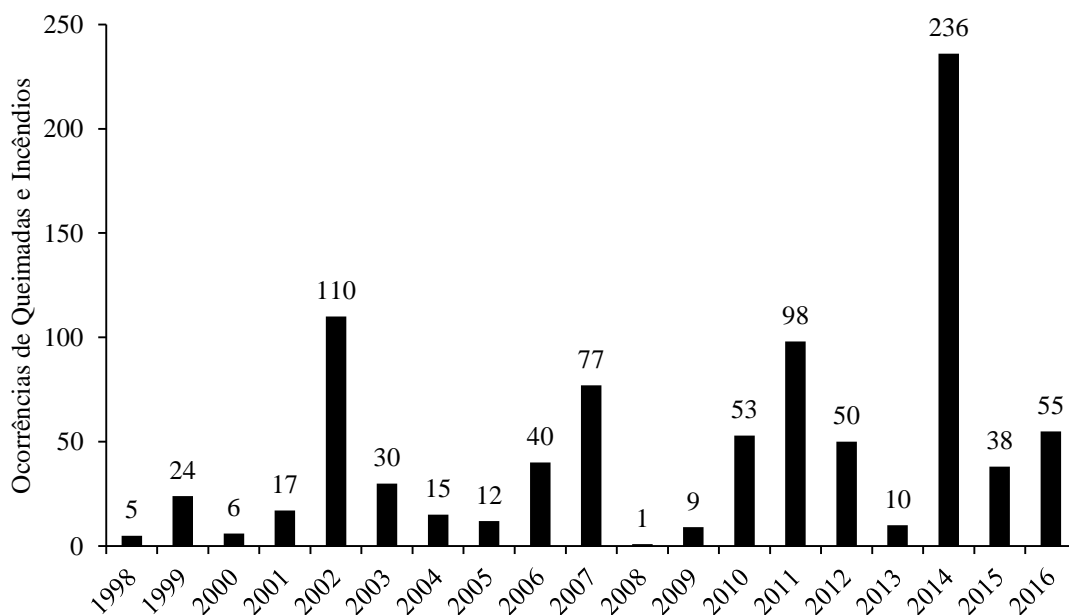


Figura 20. Distribuição dos focos de calor no período de 01/06/1998 a 31/12/2016.

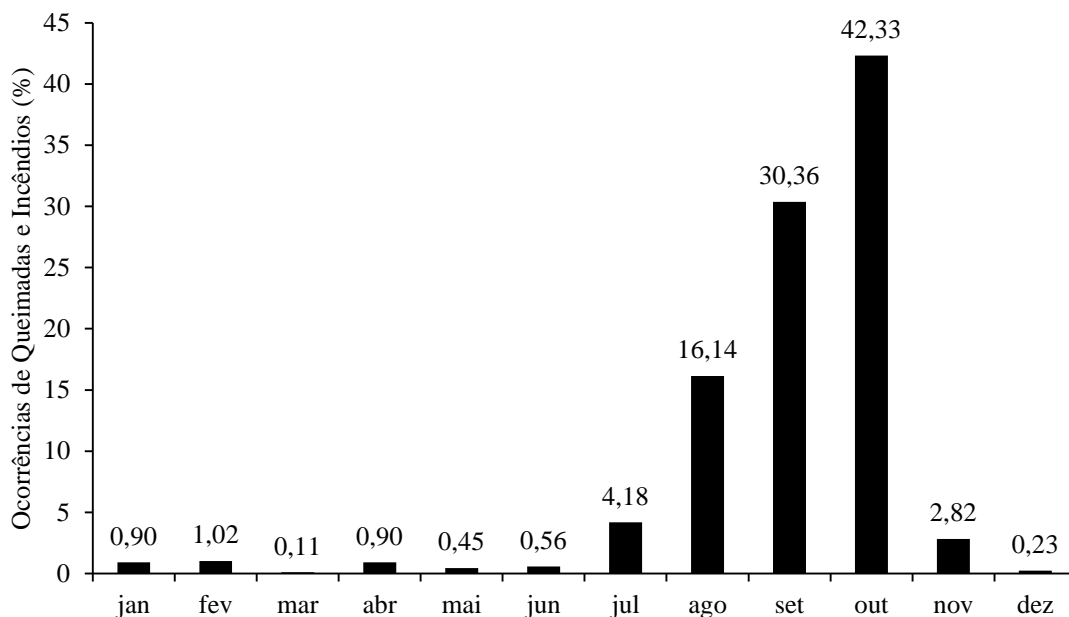


Figura 21. Distribuição dos focos de queimadas/incêndios ao longo do ano. O período de avaliação foi de 01/06/1998 a 31/12/2016.

Os dados do BDQueimadas possibilitaram a identificação de alguns padrões de ocorrência das queimadas/incêndios florestais. Eles foram mais recorrentes em locais próximos as áreas urbanas de Valença e Rio das Flores no estado do Rio de Janeiro e às rodovias estaduais, alcançando uma densidade média máxima de 4,5 focos de calor/km<sup>2</sup> nessas regiões (Figura 22). A maioria das ocorrências (84,31%) está no território pertencente ao estado do Rio de Janeiro sendo 51,01% em Rio das Flores, 29,68% em Valença e 3,62% em Vassouras.

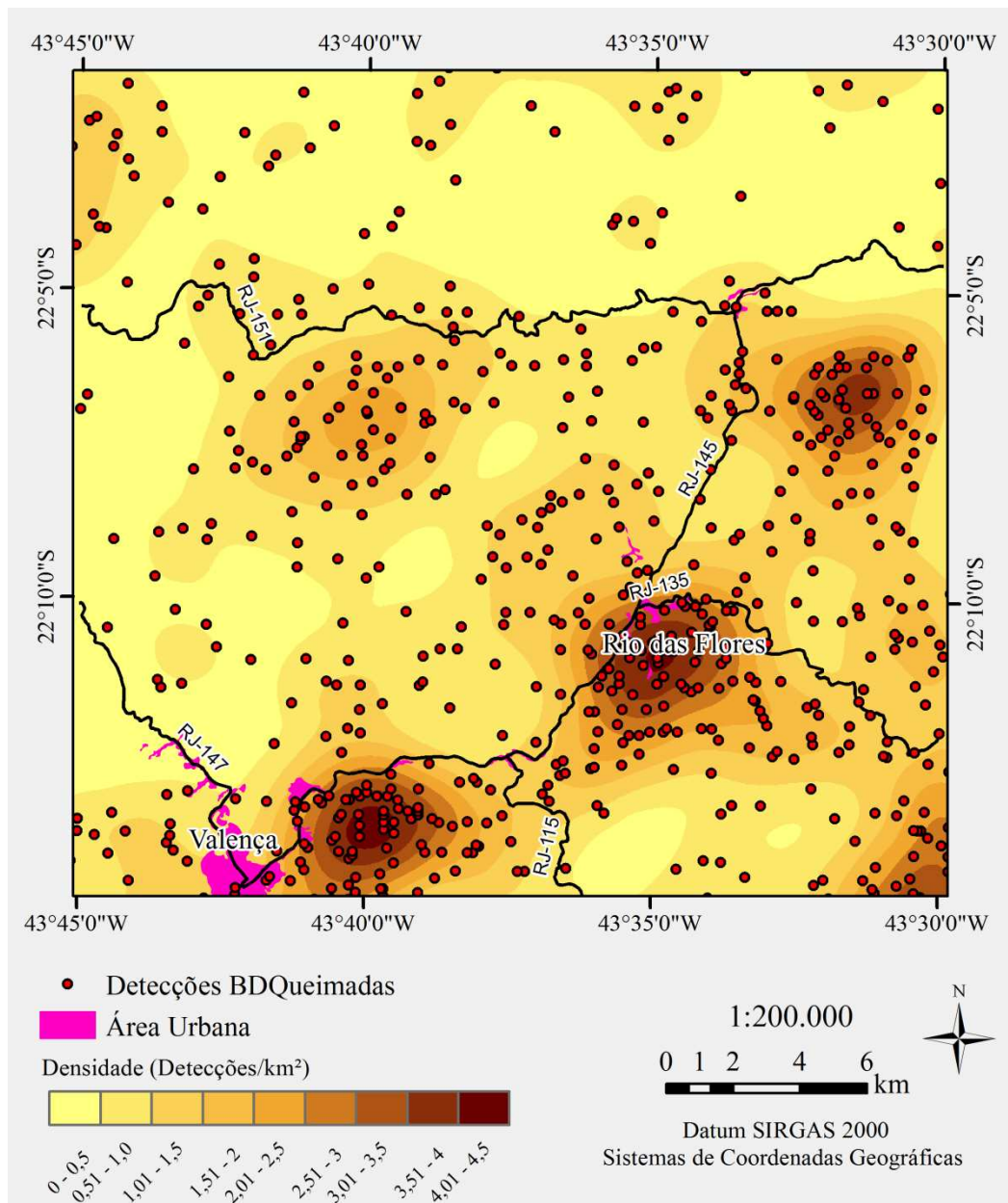


Figura 22. Distribuição e densidade Kernel das detecções de focos de calor na área de estudo.

A estatística M (Equação 17), obtida para a imagem ETM+/Landsat7 do dia 16/11/2002 indicou que o índice espectral  $NBR_2$  foi o mais indicado para a separação de áreas queimadas seguido por  $NBR_1$ ,  $CSI_1$  e  $CSI_2$  respectivamente (Figura 23). Em geral, todos os índices espectrais avaliados foram eficientes em separar a vegetação da área queimada. Já a diferenciação entre área queimada e solo não foi boa com uso do NDVI, do EVI, do  $NBR_1$  e do  $CSI_1$ ; todos os índices de vegetação e o BAI separaram pouco as áreas queimadas da classe de cobertura 'água'. O índice de pior desempenho foi o EVI.



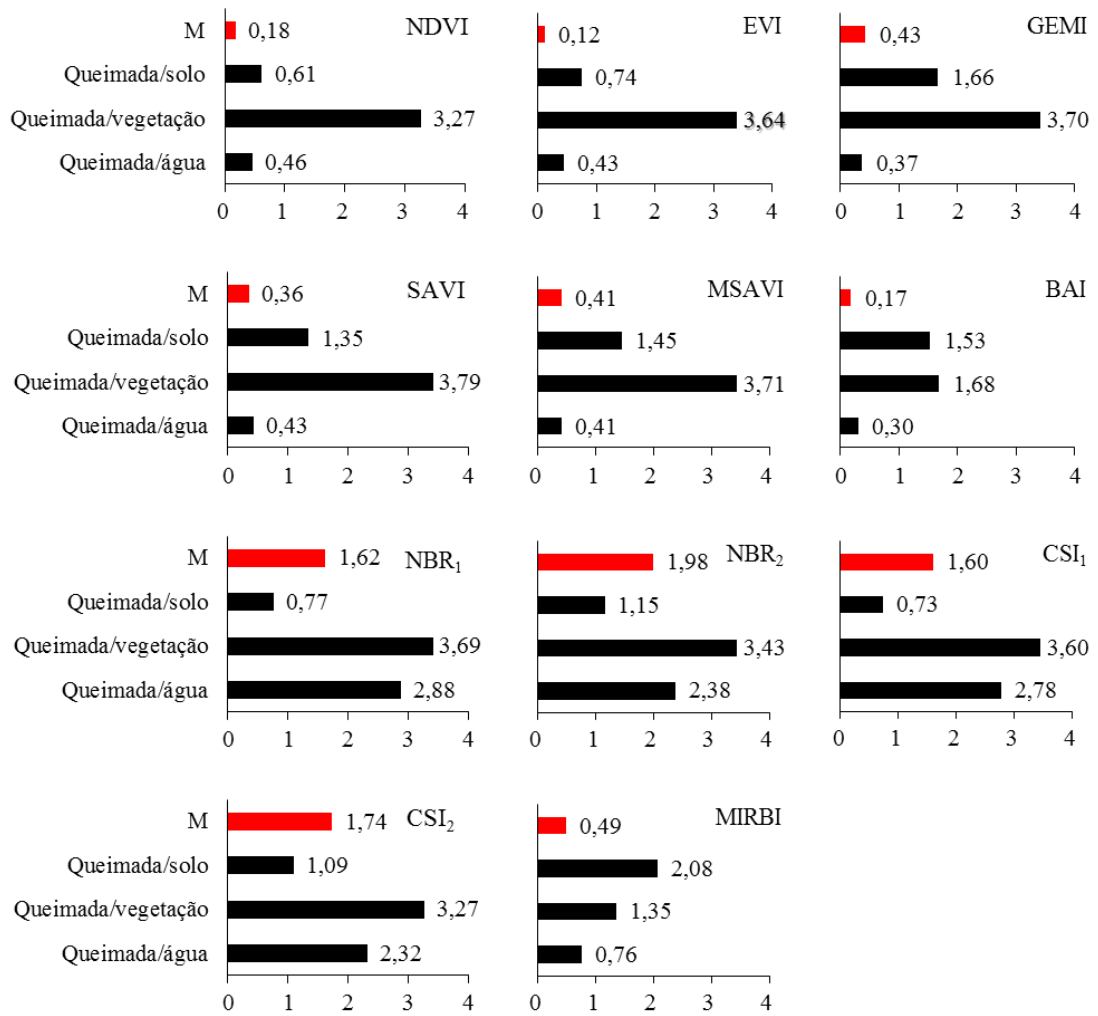


Figura 23. Estatística M e separabilidade entre área queimada e outras classes de cobertura da terra na cena ETM+/Landsat 7 (16-11-2002) em reflectância de superfície. NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index*; EVI - *Enhanced Vegetation Index*; GEMI - *Global Environmental Monitoring Index*; SAVI - *Soil Adjusted Vegetation Index*; MSAVI - *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*; BAI - *Burned Area Index*; NBR - *Normalized Burned Ratio*; CSI - *Char Soil Index*; MIRBI - *Mid Infrared Burn Index*.

O comportamento espectral médio dos alvos, utilizado para cálculo dos índices espectrais, é apresentado na Figura 24.

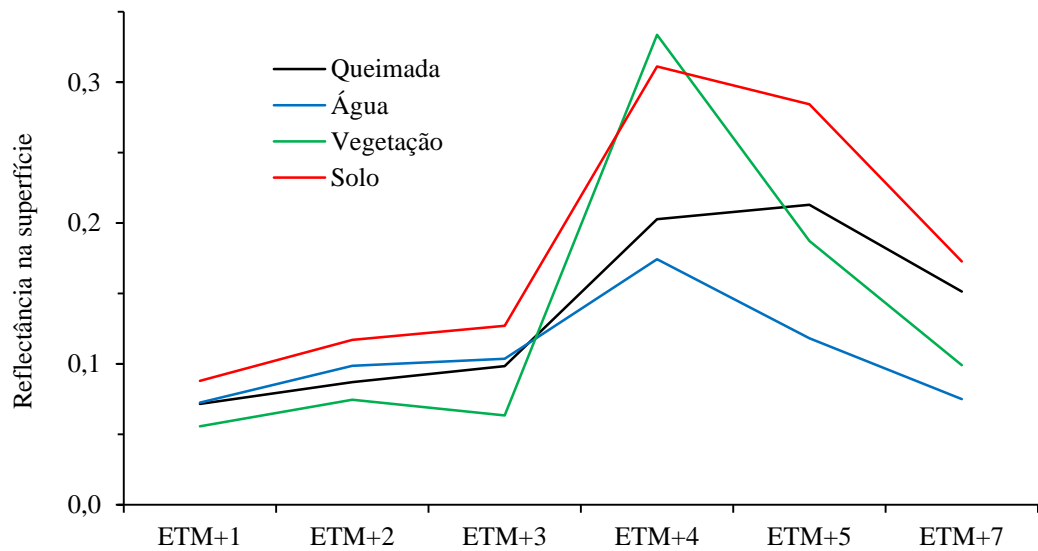


Figura 24. Valores médio de comportamento espectral dos alvos extraídos da cena ETM<sup>+</sup>/Landsat 7 (16/11/2002) em reflectância de superfície.

Em função do melhor desempenho do  $NBR_2$ , esse índice espectral foi escolhido para calcular a área queimada no ano de 2002. O procedimento para determinação da área queimada consistiu em analisar o histograma da imagem para cada data e aplicar um limiar de separação entre áreas queimadas e não queimadas (Figura 25).

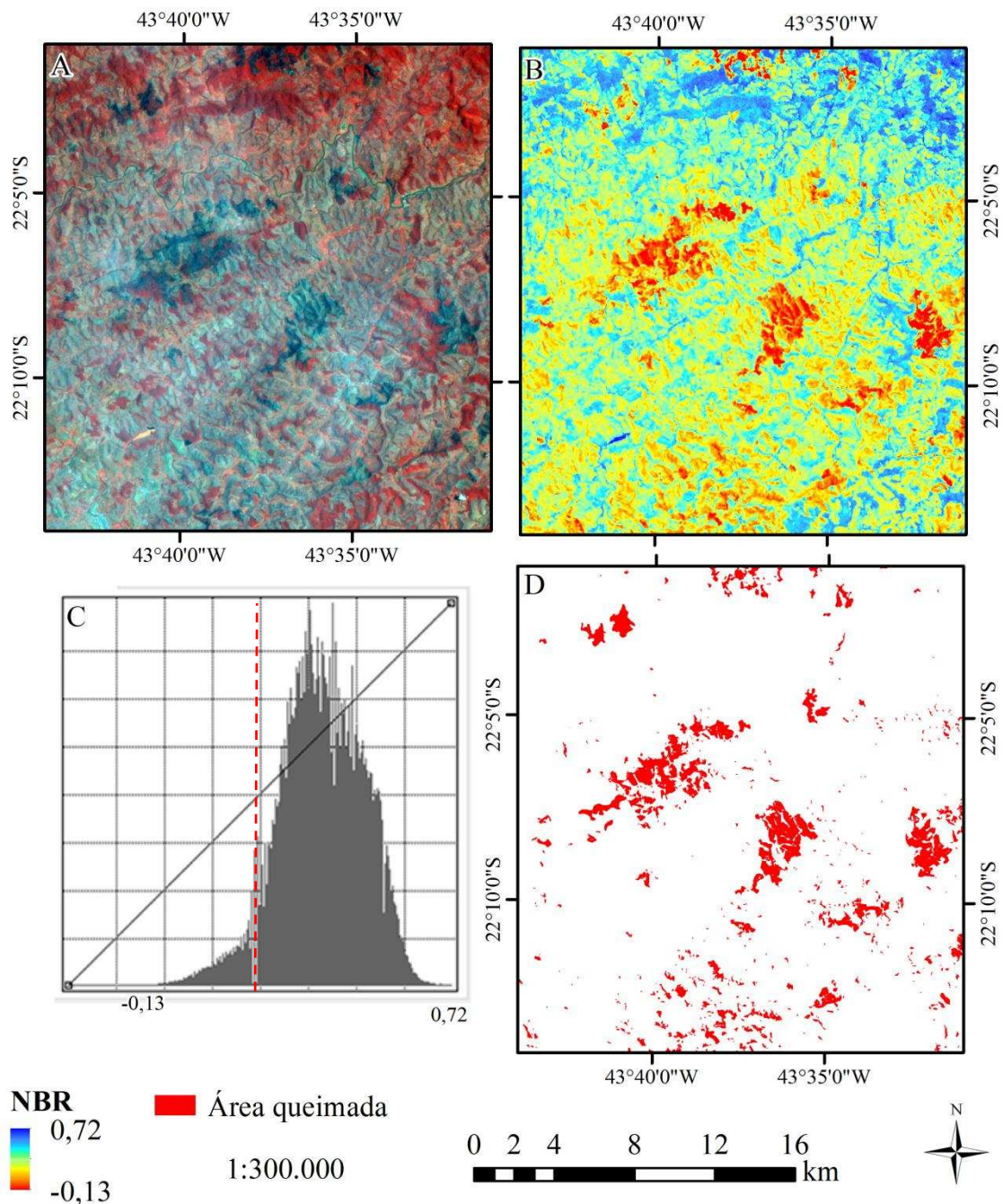


Figura 25. Exemplo do processo de determinação da área queimada. A partir das informações espectrais de refletância planetária TOA (A) (composição 4, 2, 1) calcula-se o índice *Normalized Burned Ratio*<sub>2</sub> (NBR<sub>2</sub>) (B) e após análise do histograma e aplicação de limiar (C), determina-se a área queimada (D).

Utilizando o índice NBR<sub>2</sub>, foram identificados 306 polígonos de área queimada, distribuídos entre os meses de maio e dezembro do ano de 2002 (Figura 26). Chegou-se ao quantitativo de 5.154 ha queimados (5,84% da área de estudo) no ano de 2002. Os polígonos de área queimada estão entre 0,2 e 745 ha, com predomínio de áreas menores (Figura 25).

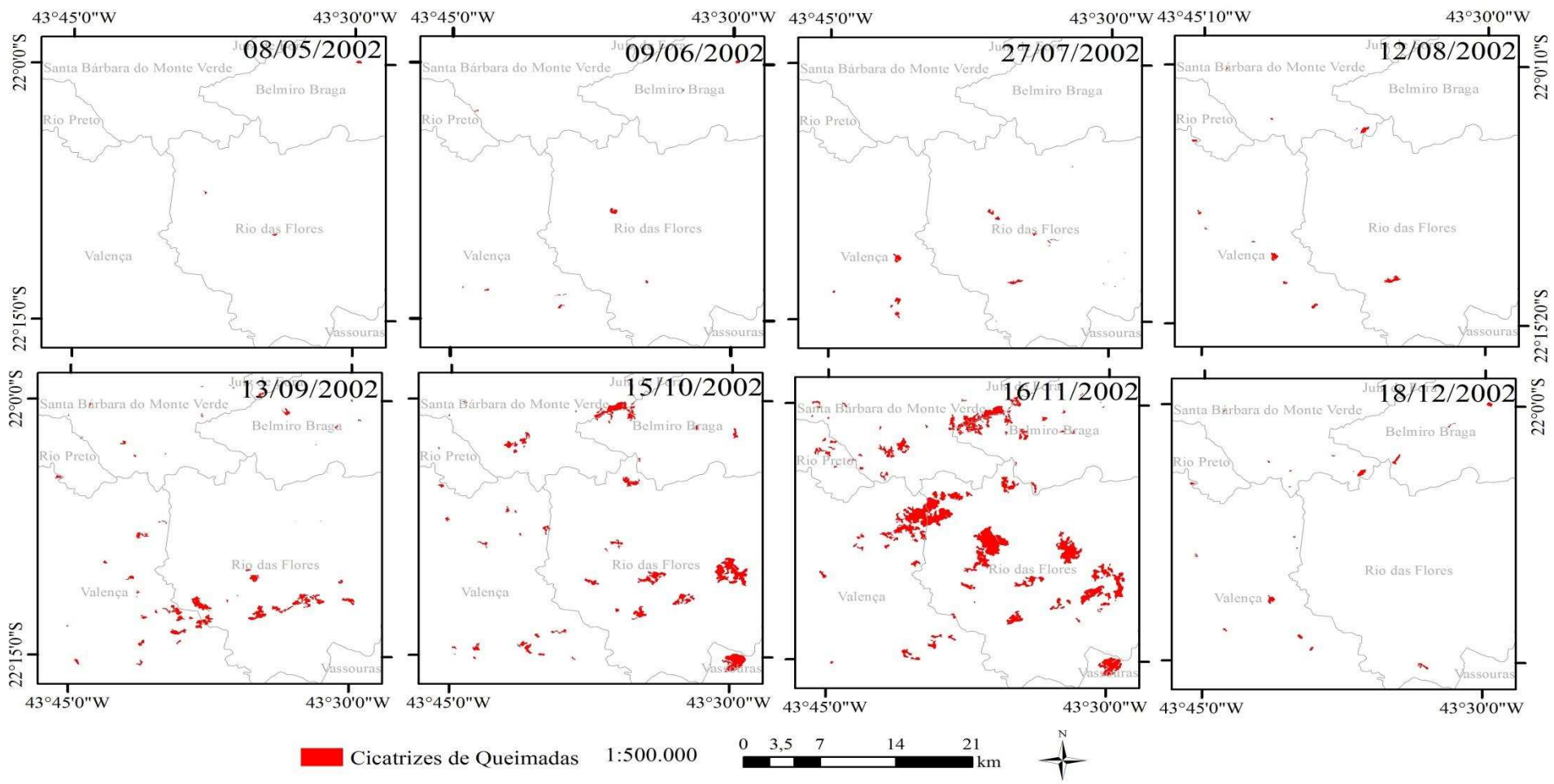


Figura 26. Cicatrizes de queimadas identificadas ao longo do ano de 2002 com aplicação do índice espectral *Normalized Burn Ratio*<sub>2</sub> em cenas ETM<sup>+</sup>/Landsat 7.

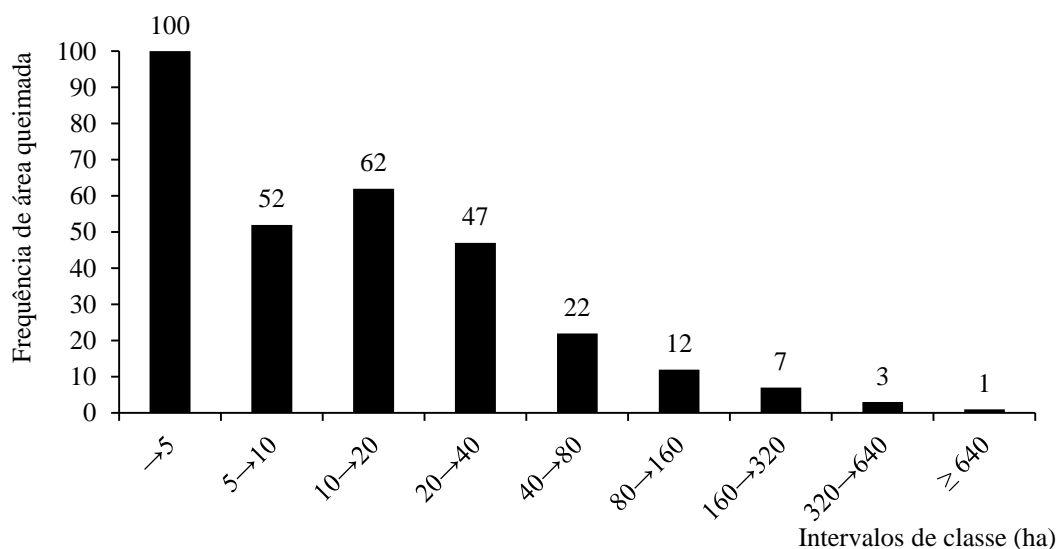


Figura 27. Distribuição das cicatrizes de queimadas identificadas para o ano de 2002 em classes de tamanho.

No ano de 2002, os períodos mais críticos foram entre setembro e outubro e outubro e novembro, resultado que equivale àquele encontrado com dados do BDQueimadas para o período de 1998 a 2016 (Figura 21). Nesse mesmo ano (2002) o INPE (2016) contabilizou 110 detecções (10 no mês de agosto, 2 em setembro, 95 em outubro, 3 em novembro). Adotando-se a sobreposição de datas e buffers para eliminar a redundância das informações, esses focos de calor resultaram em 43 focos de queimadas/incêndios florestais (Figura 28).

Confrontando as detecções do BDQueimadas com as informações extraídas das cenas ETM<sup>+</sup>/Landsat7 verificou-se que, no ano de 2002, 37% das ocorrências de queimadas e incêndios foram detectadas pelos sensores do BDQueimadas (Tabela 3). A primeira detecção registrada pelo BDQueimadas no ano de 2002 ocorreu em agosto, mas nas imagens de maio, junho e julho desse ano, já haviam sido detectadas áreas queimadas (Figura 26). Da mesma forma, as queimadas/incêndios que ocorreram em dezembro, não foram registradas pelos sensores processados pelo INPE (2016).



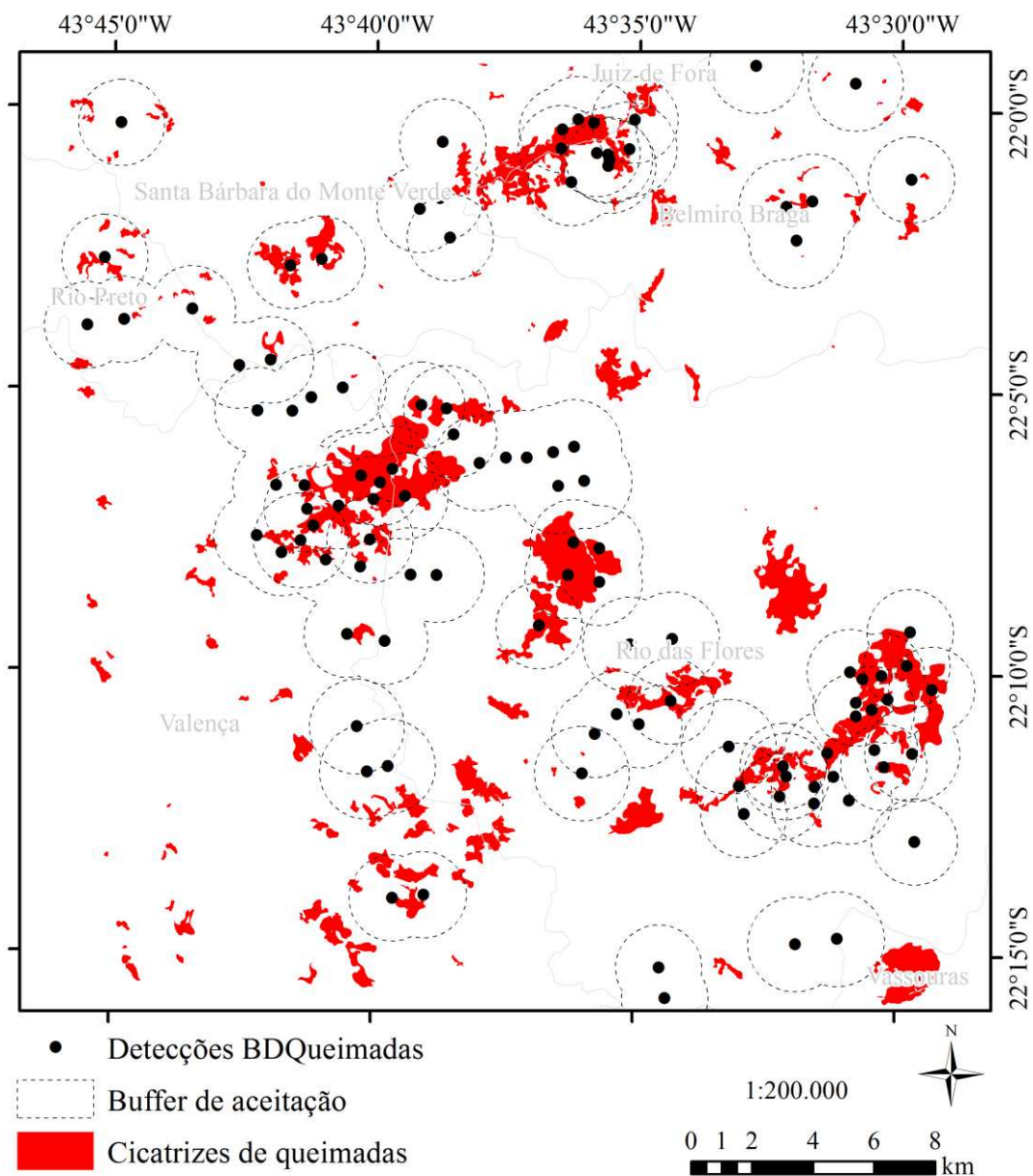


Figura 28. Sobreposição dos focos de calor do Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas) nas cicatrizes de queimadas identificadas com imagens ETM<sup>+</sup>/Landsat 7 no ano de 2002.

Nesse ano, os focos de calor foram identificados pelos sensores MODIS (72), AVHRR (28), e ASTR (10). Do total de detecções BDQueimadas para o ano de 2002 (110), 101 puderam ter a distância mínima em relação à área queimada calculada. Os outros nove focos de calor geraram dúvida quanto à distância, por estarem na borda da região de estudo, e foram excluídos dessa análise. Um resumo dessa análise é apresentado na Tabela 10. Apenas três detecções foram associadas a uma cicatriz de queimada identificada fora da faixa de aceitação (*buffer*) estabelecida.

Tabela 10. Localização dos focos de calor do Banco de Dados de Queimadas em relação às áreas queimadas identificadas com dados ETM+/Landsat7 no ano de 2002

Satélite	Sensor	Detecções	Distância em relação às áreas queimadas mapeadas			
			Mínima (m)	Média(m)	Máxima(m)	Coefficiente de Variação (%)
ERS-2	ASTR	7	396	644,9	939	30,77
NOAA 12	AVHRR	26	61	1211,7	3035	55,99
AQUA	MODIS	36	18	375,7	1500	83,00
TERRA	MODIS	32	14	355,0	896	71,12
		<b>101</b>	<b>14</b>	<b>603,0</b>	<b>3035</b>	<b>91,73</b>

Em 2014 foi possível contabilizar 4.427 ha de cicatrizes de queimadas. No entanto, em função da alta cobertura de nuvens em algumas imagens, acredita-se que essa área queimada tenha sido subestimada.

O método dos pesos de evidências (WoE), relacionando as cicatrizes de queimadas identificadas em 2002 e 2014 com variáveis topográficas, mostrou resultados interessantes quanto aos padrões de ocorrência das queimadas e incêndios florestais (Figura 29). Todas as variáveis analisadas influenciaram na quantidade de área queimada. Em resumo: locais na paisagem que recebem maior quantidade de radiação solar global, que são mais inclinados, mais elevados que a região ao entorno (TPI acima de zero) e que têm as vertentes direcionadas para Norte, contribuíram mais para a propagação do fogo. Quanto à altitude foi observado que, no ano de 2002, o aumento na altitude favoreceu a presença de cicatrizes de queimadas até ~1.000 m e para 2014, até ~700 m. Acima desses valores os WoE foram negativos.

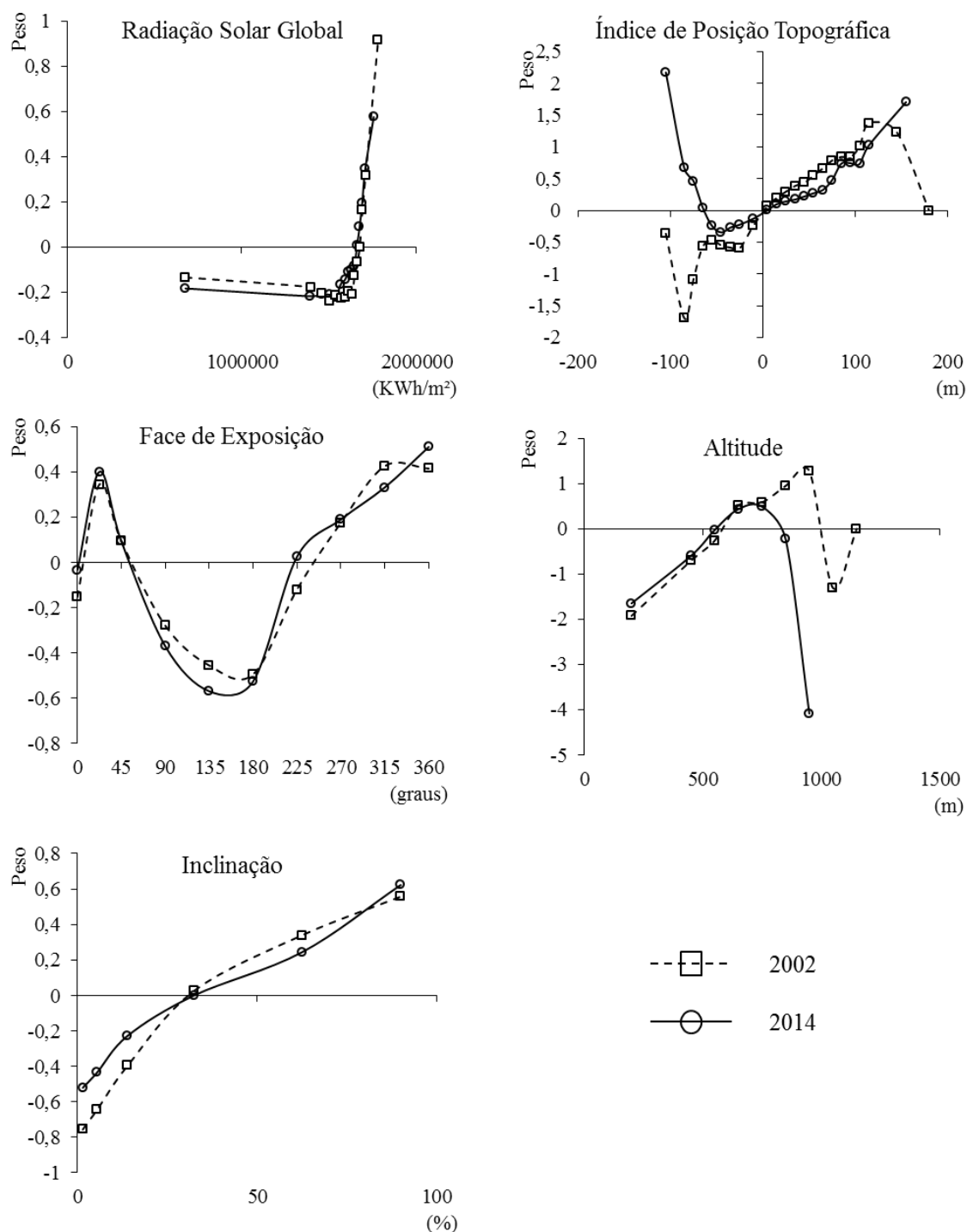


Figura 29. Pesos de evidências na ocorrência das queimadas e incêndios florestais.

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1. Dinâmica da Paisagem

Os históricos de ocupação e de exploração econômica evidenciam que a região estudada foi bastante modificada durante o auge do ciclo do café (1830 -1890). O desmatamento foi intenso e as técnicas inadequadas de produção levaram ao esgotamento do solo (SILVA, 2002; MUAZE, 2011). Esse aspecto aliado à abolição da escravatura con-



tribuiu para a crise do café. A primeira paisagem analisada neste estudo, referente ao ano de 1966, demonstra que a área, que já fora integralmente coberta por Mata Atlântica, estava reduzida a 8,01%. Com a cultura do café em crise, a pecuária, tomou força na região (LIMA, 2011). De 1966 a 1985 muitas áreas de cobertura florestal ainda foram desmatadas (Figura 12 e Tabela 8), provavelmente, para serem utilizadas como pastagens. No entanto, nesses 19 anos, também houve locais onde a floresta regenerou, sugerindo que regeneraram naturalmente. Com a crise da exploração leiteira (pós 1985), muitas propriedades foram abandonadas, o que permitiu a intensificação desse processo de regeneração natural (Figura 11 e Tabela 7). Em 2016, a região de estudo apresentava 18,55% de cobertura florestal.

A capacidade de regeneração natural da Mata atlântica também foi observada por Rezende et al. (2015). Esses autores concluíram que a Mata Atlântica aumentou em 15,3% entre 1978 e 2014, a uma taxa anual de 0,4%, em Trajano de Moraes, RJ. Eles relacionaram esse processo ao declínio de população rural observada naquele município, no mesmo período. A diminuição da população rural está ligada com o abandono de muitas atividades em áreas rurais, o que favorece o processo de regeneração natural. Nos municípios de Valença e Rio das Flores, cujos territórios predominam na região de estudo, também foi observada a redução da população rural (Figura 30 e Figura 31).

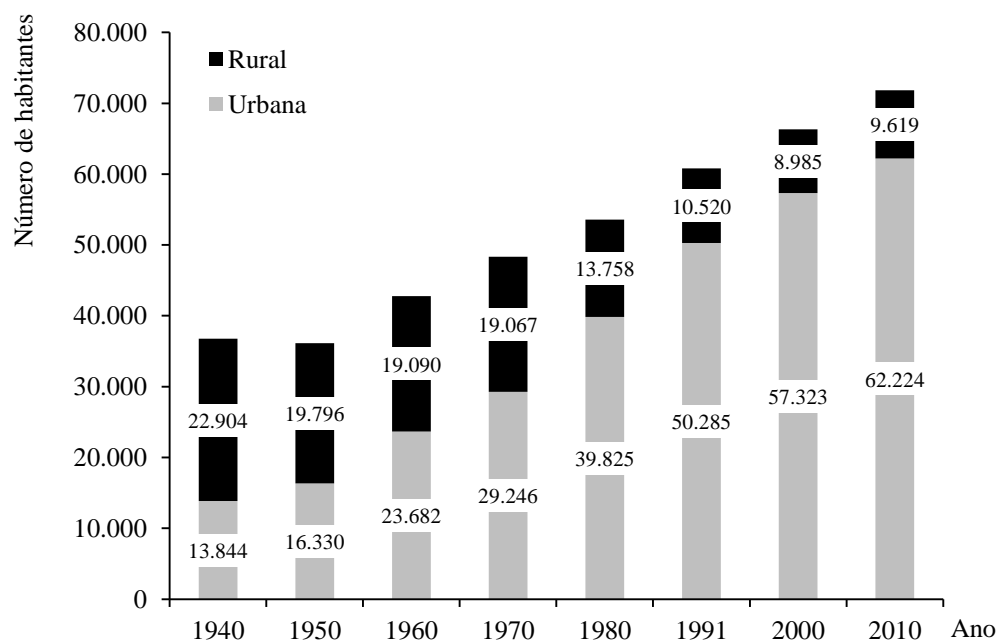


Figura 30. Evolução da população rural e urbana no município de Valença, RJ (Fonte dos dados: IBGE, 2016).

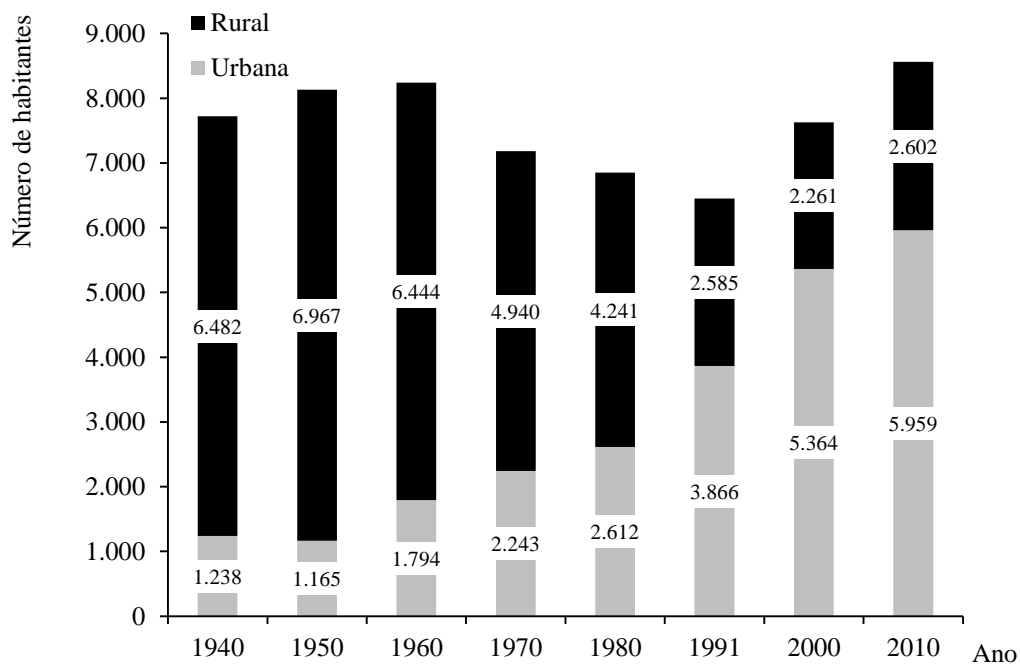


Figura 31. Evolução da população rural e urbana no município de Rio das Flores, RJ (Fonte dos dados: IBGE, 2016).

A metodologia dos pesos de evidência (WoE) possibilitou uma análise das relações entre aspectos da paisagem e a dinâmica florestal. Assim como observado em outros trabalhos na literatura (MARQUES et al., 2004; TEIXEIRA et al., 2009; SILVEIRA; SILVA, 2010; REZENDE et al., 2015; SANTOS et al., 2016) variáveis topográficas, ambientais e antrópicas relacionaram-se com o padrão espacial de ocorrência da regeneração natural e desmatamento.

As variáveis topográficas tem forte relação com a distribuição da radiação solar na superfície do terreno (MCCUNE; KEON, 2002), e os resultados deste estudo indicaram tendência em favorecimento da regeneração natural nas áreas que recebem menos quantidade de radiação solar global. Os trabalhos de Silveira e Silva, (2010); Rezende et al. (2015); Santos et al. (2016), por exemplo, corroboram neste aspecto.

Mello (2009) destaca que as diferenças no aporte de energia solar e umidade, condicionadas pela topografia, influenciam na produtividade de cultivos agrícolas e as vertentes orientadas para Norte, as mais ensolaradas, são preferidas. O autor cita termos utilizados por agricultores para designar a orientação das vertentes, demonstrando que este conhecimento tem relevância: “soalheiras”, “terras quentes”, “batentes” e “faces” identificam encostas voltadas para o Norte e “noruegas”, “terras frias”, “grotas” ou “contra faces”, as encostas voltadas para Sul. A preferência pelas terras quentes também pode auxiliar no padrão de desmatamento observado na região de estudo. No entanto, em

trabalhos futuros, entrevistas com produtores rurais, tendem a colaborar para essa afirmação.

A proximidade com os fragmentos florestais remanescentes mostrou-se um fator chave, para o processo de regeneração natural, apresentando alto peso de evidência nos primeiros 100 m. Isso porque quanto mais próximo aos fragmentos, maior a quantidade de propágulos que chega até o terreno, por diversas formas de dispersão (CAMPELLO, 1998; MARTINS, 2009).

As áreas próximas aos rios possuem condições que favorecem o estabelecimento de plantas, como maior disponibilidade hídrica, fluxo de animais dispersores, deposição de matéria orgânica etc., além de serem legalmente protegidas (LEI 12.651). Desta forma era esperado que essas áreas favorecessem a regeneração natural assim como observado por Cabral et al. (2007) e Teixeira et al. (2009). Contudo, observou-se comportamento inverso (Figura 13). Uma potencial explicação a essa situação está na concentração das áreas urbanas, rodovias e estradas em regiões próximas aos rios. Ainda, ao observar os pesos de evidências no processo de desmatamento, percebe-se que houve tendência em maiores taxas de desmatamento em locais próximos aos rios (Figura 14).

Além de altas taxas de alteração da paisagem, incluindo a impermeabilização dos solos, as matrizes urbanas desfavorecem o fluxo de muitos dispersores (MAGNAGO et al., 2012). A proximidade de rodovias e de áreas urbanas também é um fator relacionado com o desflorestamento em outras áreas de Mata Atlântica (CABRAL et al., 2007; TEIXEIRA et al., 2009; FREITAS et al., 2010) e outros biomas como a Amazônia (SOARES-FILHO et al., 2004).

Trabalhos futuros poderão esclarecer, por exemplo, se com a reformulação do Código Florestal Brasileiro em vigor desde 2012, esse processo de desmatamento e ocupação de áreas protegidas irá diminuir. As áreas mais baixas e planas, também atraem maior ocupação humana, quer seja para habitação ou para realização de atividades econômicas, o que intensifica o desmatamento nessas áreas.

As elevadas taxas de similaridade entre a paisagem modelada e de referência encontradas para este trabalho se associam aos resultados de Rezende et al. (2015) (similaridade de 78%) para indicar que a metodologia dos pesos de evidência e os procedimentos de modelagem implementados no software DINAMICA EGO trazem robustez para a modelagem da dinâmica da paisagem em áreas de Mata Atlântica. Sensores orbitais de melhor resolução espacial e a inclusão da modelagem da expansão urbana tendem a introduzir melhorias nesse resultado.

Mantidas as tendências de regeneração natural e desmatamento observadas entre 1966 e 2016, a área de estudo terá 24,57% de área com cobertura florestal, o que representa um ganho de 14.596,8 ha em relação ao ano de 1966.

## 6.2. Queimadas e Incêndios Florestais

Em relação ao desempenho dos índices espectrais na detecção de cicatrizes de queimadas/incêndios, foi possível notar que o *Soil Adjusted Vegetation Index* (SAVI) e o *Modified Soil Adjusted Vegetation Index* (MSAVI), que tentam diminuir o efeito do plano de fundo do solo, introduziram melhorias na distinção entre solo e áreas queimadas quando comparados ao *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), por exemplo.

Contrariando os resultados encontrados por Chuvieco et al., (2002) o *Burned Area Index* (BAI) teve desempenho inferior aos índices de vegetação, com exceção do EVI. Embora os valores de referência para áreas queimadas (0,1 para *Red* e 0,06 para *NIR*) do BAI tenham sido obtidos do sensor AVHRR/NOAA, esses valores tem sido utilizados para sensores como APEX (SCHEPERS et al., 2014) *Thematic Mapper* (TM) /Landsat 5 e AVHRR/ NOAA (CHUVIECO et al, 2002); MODIS/ASTER (HARRIS et al, 2011); CCD/HJ satélites (LIU et al., 2016). Em estudos futuros sugere-se que valores centrais característicos para os sensores *Thematic Mapper* (TM) /Landsat 5 e *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) /Landsat 7 sejam investigados. Deve-se destacar ainda que, uma vez que esses valores de referência são utilizados para comparação torna-se necessário a correção dos efeitos atmosféricos nas cenas, para a correta utilização desse índice. Outra desvantagem observada no BAI é que a faixa de variação dos valores pode ser muito alta, o que dificulta a interpretação.

Os índices de melhor desempenho (NBR e CSI) diferem dos demais por considerarem as informações espectrais do infravermelho próximo (NIR) (ETM<sup>+</sup> 4, 0,77-0,90 μm) e do infravermelho de ondas curtas (SWIR) (ETM<sup>+</sup> 5, 1,55 a 1,75 μm ou ETM<sup>+</sup> 7, 2,09-2,35 μm). Uma das explicações para esse melhor desempenho é a baixa correlação entre essas regiões espectrais (Tabela 11), o que implica em alta capacidade de separação de classes de cobertura (Figura 32). Nesse mesmo sentido, dada a alta correlação entre as regiões espectrais do SWIR (ETM<sup>+</sup> 5 e ETM<sup>+</sup> 7) também se explica o porquê do índice *Mid Infrared Burn Index* (MIRBI) não ter apresentado um bom desempenho.

Tabela 11. Correlação entre bandas do sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM<sup>+</sup>) /Landsat 7

	ETM <sup>+</sup> 1	ETM <sup>+</sup> 2	ETM <sup>+</sup> 3	ETM <sup>+</sup> 4	ETM <sup>+</sup> 5	ETM <sup>+</sup> 7
ETM <sup>+</sup> 1	1,000					
ETM <sup>+</sup> 2	0,937	1,000				
ETM <sup>+</sup> 3	0,898	0,923	1,000			
ETM <sup>+</sup> 4	-0,081	0,066	-0,192	1,000		
ETM <sup>+</sup> 5	0,615	0,726	0,773	0,132	1,000	
ETM <sup>+</sup> 7	0,727	0,762	0,874	-0,182	0,912	1,000

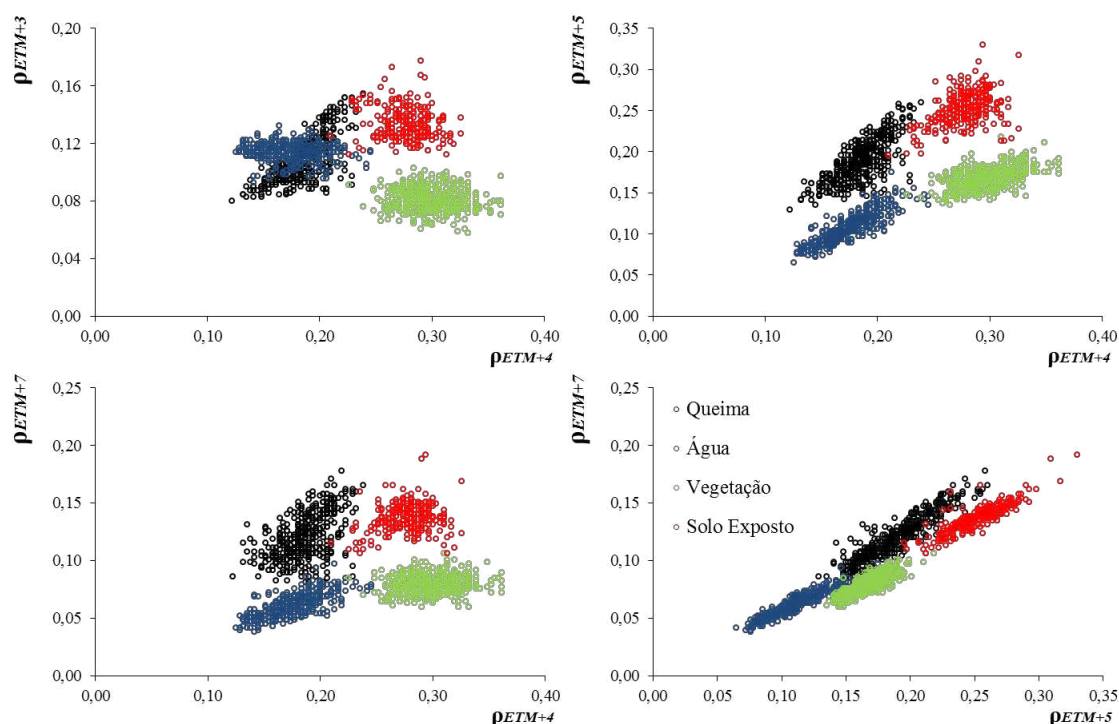


Figura 32. Gráfico de dispersão entre as bandas do sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM<sup>+</sup>) /Landsat 7 utilizadas para cálculo dos índices espectrais. Foram considerados apenas os pixels utilizados no cálculo da estatística M.

Quanto ao tamanho das manchas de queimadas, predominaram as áreas pequenas (Figura 27). Este fato pode ser interpretado como o uso frequente do fogo para manejo de pastagens em pequenas propriedades rurais, no entanto, ao fugir do controle o fogo se propaga sobre outras áreas podendo gerar grandes incêndios florestais.

A baixa porcentagem de detecções do Banco de Dados de Queimadas (BDQueimadas) em relação às áreas queimadas levantadas com imagens da série Landsat (37%), também foi observada por Pereira et al. (2012) segundo os quais apenas 26% das ocorrências de queimadas/incêndios no Norte de Minas Gerais foram detectadas. Ainda, Tomzhinski et al. (2011) concluíram que 96% das ocorrências de incêndios no Parque Nacional do Itatiaia não foram detectadas pelo BDQueimadas. Como esclarece o INPE

(2016) as não detecções (erro de omissão) podem ocorrer quando: as frentes de fogo têm menos de 30 m; o fogo ocorre apenas no chão de uma floresta densa, sem afetar a copa das árvores; há nuvens cobrindo a região; a queimada tem pequena duração, ocorrendo entre as passagens dos sensores ou quando o fogo ocorreu em uma encosta de montanha, enquanto que o satélite só observou o outro lado. Dentre estas possibilidades, a duração das queimadas e o aquecimento da superfície, o efeito do relevo e a cobertura por nuvens, são as mais prováveis para a região. Como houve predomínio de pequenas áreas queimadas, é bem provável que a duração destes incêndios tenha sido curta, fazendo com que os sensores não detectem o foco de calor durante a passagem do satélite.

A imprecisão na localização do foco de calor variou em função da resolução espacial do detector. As coordenadas geográficas dos focos disponibilizados no BDQueimadas referem-se ao centro do IFOV de cada e desse modo as imprecisões podem variar de aproximadamente 375 m no sensor VIIRS/NPP até cerca de 5 km no Imager/GOES. Em um trabalho de validação da detecção de queimadas e incêndios com dados AVHRR/NOAA<sup>9</sup> os resultados indicam que o erro médio está em torno de 400 m, com desvio padrão de ~3 km e cerca de 80% dos focos estão em um raio de 1 km das coordenadas indicadas, ou seja, concentram-se dentro de uma área correspondente ao lado do pixel.

Os valores de deslocamento encontrados neste trabalho para o ano de 2002 demonstram uma acurácia maior dos sensores MODIS/Aqua e Terra em comparação com AVHRR/NOAA (Tabela 10). Com exceção de três detecções, todas as demais apresentaram um deslocamento inferior à distância correspondente à diagonal do pixel do sensor. Esse fato demonstra que a metodologia proposta neste trabalho para a validação tem potencial de aplicação.

Deve-se destacar, no entanto, que algumas limitações foram encontradas. A primeira delas é que o deslocamento foi considerado como a menor distância entre o foco de calor e a cicatriz de queimada, ou seja, trata-se de uma estimativa. Desse modo, para uma cicatriz de queimada muito extensa não é possível saber ao certo a que fração refere-se à detecção por emissividade. Há ainda, possíveis erros de deslocamento devido ao não registro entre as imagens Landsat e dos sensores utilizados pelo BDQueimadas. Outra limitação é que se mais de uma frente de fogo ocorre dentro do *buffer* de aceitação, não

---

<sup>9</sup> Trabalho disponível em:

[http://sigma.cptec.inpe.br/queimadas/documentos/2004\\_02\\_compara\\_navegacao.pdf](http://sigma.cptec.inpe.br/queimadas/documentos/2004_02_compara_navegacao.pdf)

é possível determinar a qual frente de fogo o foco de calor refere-se. Ainda, se durante o intervalo de imagens Landsat disponíveis ocorre mais de uma queimada/incêndio em locais inseridos no *buffer* de aceitação, também não é possível determinar a qual cicatriz de queimada o foco de calor se refere.

Os dados do BDQueimadas foram de grande utilidade para verificar a época de maior concentração dos incêndios e padrões de distribuição dos focos de calor, considerando, nesse último caso, desvios de localização devido à baixa resolução espacial dos sensores. Para a região de estudo, a época de maior ocorrência vai de agosto a outubro (Figura 21) e os focos concentram-se próximos às áreas urbanas de Valença e Rio Das Flores e às principais rodovias (Figura 22). A estacionalidade da vegetação, muito influenciada pelo clima regional, é um fator que contribui para a concentração dos focos de calor nesse período. Com a estiagem, ocorre a queda das folhas de boa parte da vegetação, o que aumenta a concentração de material combustível com baixa umidade sob o solo.

As cicatrizes com cicatrizes de queimadas identificadas em 2002 e 2014 indicam que as variáveis ambientais contribuem para explicar os padrões de ocorrência dos incêndios. As vertentes mais expostas ao sol e mais inclinadas favorecem o espalhamento do fogo. Esse mesmo comportamento é relatado por outros autores (PYNE et al., 1996; OLIVEIRAS et al., 2009; CARMO et al 2011). As vertentes mais expostas ao sol recebem maior quantidade de radiação solar direta, o que torna a superfície mais quente e mais seca. Diferenças no teor de umidade da serapilheira entre vertentes são relatadas por Oliveira et al. (1995). Nas áreas de aclave, a intensidade do fogo aumenta, pois o material combustível, acima da frente do fogo, fica mais próximo das chamas (CARMO et al., 2011).

Na área de estudo, a altitude variou entre 278 m e 1124 m e as áreas mais elevadas tiveram maior peso de evidência na ocorrência dos incêndios florestais até aproximadamente 1.000 m. Esse comportamento contraria outros estudos (RIBEIRO et al., 2008). A altitude gera um gradiente de pressão e temperatura e, segundo esses autores, as áreas mais elevadas são menos propícias à ocorrência de incêndios. Uma provável explicação para esse comportamento é que as áreas mais inclinadas situam-se em regiões mais elevadas; as áreas menos elevadas já foram ocupadas pela população e, portanto há poucas florestas nesses locais, e conseqüentemente, menos área para queimar. Quanto ao índice de posição topográfica (TPI) foi observado que as áreas mais elevadas em relação à vizinhança favorecem a ocorrência de queimadas. Essas áreas ficam mais

expostas a ação do vento e insolação e conseqüentemente tendem a ficar menos úmidas que as áreas situadas em vales, por exemplo.

Os resultados mais interessantes deste estudo são encontrados ao analisar a dinâmica florestal e as queimadas e incêndios, conjuntamente. Os padrões de ocorrência dos incêndios florestais (Figura 26) são praticamente opostos aos padrões de regeneração natural (Figura 12) e similares aos de desmatamento (Figura 13) encontrados para a área. Essa informação sugere que há relação entre a dinâmica florestal e o fogo na região estudada e contribui para a hipótese levantada por Santos et al., (2016) de que o fogo é um modelador da paisagem na região. A floresta estacional da região estudada tem alta capacidade de resiliência. No entanto, as queimadas e incêndios, comuns na região, se espalham preferencialmente pelas áreas mais expostas ao sol (vertentes com orientação Norte, Nordeste e Noroeste; áreas de maior inclinação) por serem menos úmidas. A recorrência de queimadas e incêndios nessas áreas contribui para inibir a regeneração natural e favorece o desmatamento.

Essas constatações têm algumas aplicações práticas tanto a nível local, quanto para escalas menores. A nível local, o produtor que desejar adotar a regeneração natural como estratégia de recuperação florestal deverá optar preferencialmente por regiões próximas a outros fragmentos e com vertentes menos expostas ao sol; a manutenção de cercas e aceiros é um passo fundamental para o avanço da regeneração. As áreas mais suscetíveis aos incêndios florestais devem ser preferencialmente recuperadas com plantio de mudas de espécies tolerantes ao fogo.

Para outras escalas esse estudo associado a outros contribui, por exemplo, para o objetivo do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica de recuperar 15 milhões de hectares até o ano de 2050. O zoneamento e isolamento de áreas estratégicas, fundamentados nos padrões de ocorrência aqui observados, tendem a favorecer a recuperação espontânea da Mata Atlântica.

## **7. CONCLUSÕES**

A regeneração natural é atuante na região de estudo a uma taxa média de 0,4% ao ano. Esse processo ocorre principalmente em áreas mais próximas aos remanescentes florestais, distantes de rodovias e áreas urbanas e em porções do relevo que recebem menos quantidade de radiação solar global. Como a maior parte da população concentra-se próxima aos cursos d'água, essas regiões estão inibindo o processo de regeneração natural.



É frequente a ocorrência de queimadas/ incêndios florestais, principalmente nos meses mais secos do ano. A proximidade de áreas urbanas e rodovias favorece a ocorrência de focos de calor e as áreas mais expostas ao Sol favorecem o espalhamento do fogo. Desta forma conclui-se que o fogo contribui para inibir a evolução da regeneração natural para estágios mais avançados nessas áreas.

O método dos pesos de evidencia implementado no Dinamica-EGO possibilitou uma modelagem bastante confiável da dinâmica florestal na área de estudo. Mantidas as tendências observadas, a área estudada terá 24,57% de cobertura florestal no ano de 2066, o que representa um acréscimo de 9.262 ha em relação ao ano de 2016 e 16.779 ha em relação à paisagem de 1966.

Os índices espectrais *Normalized Brun Ratio* e *Char Soil Index* foram os mais indicados para a detecção de cicatrizes de queimadas/incêndios.

Houve um grande erro de omissão de detecção de focos de calor pelos sensores utilizados pelo Banco de Dados de Queimadas, principalmente de pequenas cicatrizes de queimadas.

## REFERÊNCIAS

AGTERBERG F.; BONHAM CARTER G.; CHENG Q.; WRIGHT D. Weights of evidence modeling and weighted logistic regression for mineral potential mapping. **Computers in geology**, v. 25, p. 13-32, 1993.

ALMEIDA, C. M. **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**. 2004. 321f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728. 2013.

ATTANASIO, C. M.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. R. **Adequação ambiental de propriedades rurais: recuperação de áreas degradadas e restauração de matas ciliares**. Piracicaba: ESALQ, 2006. 65p.

AXIMOFF I.; RODRIGUES R.C. Histórico dos incêndios florestais no Parque Nacional do Itatiaia. **Ciência Florestal**, v. 21, n.1, p.83-92, 2011.

BARBOZA, R.S. **Caracterização das bacias aéreas e avaliação da chuva oculta nos contrafortes da serra do Mar – RJ**. 2007. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

BENNETT, M.; FITZGERALD, S. A.; PARKER, B.; MAIN, M. L.; PERLEBERG, A., SCHNEPF, C.; MAHONEY, R. L. **Reducing fire risk on your forest property**. Oregon State University, Pacific Northwest extension publication. 2010. 41p.

BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS**. Elsevier, 1994.

BOTELHO, S. A.; FARIA, J. M. R.; FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V. **Implantação de floresta de proteção**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 81 p.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; STRASSBURG, B. B. N.; RODRIGUES, R. R. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasyuva**, v.63, n.1, p. 41-50, 2012.

BRASIL. 2006. Lei nº11.428 de 22 de dezembro de 2006: Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato2004-2006/2006/lei/111428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2004-2006/2006/lei/111428.htm) Acesso em 8 de setembro de 2016.

BRASIL. 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/112651.htm) Acesso em 8 de setembro de 2016.

CABRAL, D. C.; FREITAS, S. R.; FISZON, J. T. Combining sensors in landscape ecology: imagery-based and farm-level analysis in the study of human-driven forest fragmentation. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 2, p. 69-87, 2007.

CAMARANO, A. A.; BELTRÃO, K. I. **Distribuição espacial da população brasileira: mudanças na segunda metade deste século**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2000. 28p.

CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas, In DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Eds.) – **Recuperação de áreas degradadas**. 1.ed.Viçosa: UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.183-202.

CARMO, M.; MOREIRA, F.; CASIMIRO, P.; VAZ, P. Land use and topography influences on wildfire occurrence in northern Portugal. **Landscape and Urban Planning**, v. 100, n. 1, p.169-176, 2011.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote sensing of environment**, v. 113, n. 5, p. 893-903, 2009.

CHUVIECO, E.; MARTÍN, M. P.; PALACIOS, A. Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, p. 5103–5110, 2002.

CHUVIECO, E.; SALAS, J.; VEGA, C. Remote sensing and GIS for long-term fire risk mapping. In **A Review of Remote Sensing Methods for the Study of Large Wildland Fires**; CHUVIECO, E., Ed. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá, 1997. p. 91–108.

CLARK, R. N. Spectroscopy of rocks and minerals, and principles of spectroscopy. **Manual of remote sensing**, v. 3, p. 3-58, 1999.

CORTINES, E.; PEREIRA, A. L.; DOS SANTOS, P. R. O.; SANTOS, G. L.; VALCARCEL, R. Vegetação Arbórea em Vertentes com Orientação Norte e Sul na Floresta Montana, Nova Friburgo-RJ. **Floresta e Ambiente**, v.18, n.4, p.428-437, 2011.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. 1.ed. São Paulo: Companhia das Letras, 1966. 484 p.

DÍAZ-DELGADO, R.; LLORET, F.; PONS, X. Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 8, p. 1751-1763, 2003.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Súmula da 10ª Reunião-Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1979. 83p.

ESCUIN, S.; NAVARRO, R.; FERNANDEZ, P. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n.4, p. 1053-1073, 2008.

FERNANDES FILHO, E. I.; FIRME SÁ, M. M. Influência das variáveis do terreno na radiação solar. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007, p. 5751-5753.

FERNANDES, P. M.; BOTELHO, H. S. A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. **International Journal of Wildland Fire**, v.12, n. 2, p. 117-128; 2003.

FIDELIS, A.; PIVELLO, V. R. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, p. 12-25, 2011.

FIEDLER, N. C.; MERLO, D. A.; MEDEIROS, M. B. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. **Ciência Florestal**, v.16, n. 2, p. 153-161, 2006.

FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410-417, 2010.

FU, P.; RICH, P. M. Design and implementation of the Solar Analyst: an ArcView extension for modeling solar radiation at landscape scales. In: ESRI User Conference. 19<sup>th</sup>. **Anais...** ERSI. 1999. p. 1-31.

GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. DE M. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 559-566, 2002.

GANDOLFI, S. **História natural de uma floresta semidecidual no município de Campinas (SP. Brasil)**. 2000. 520f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

GARCIA, M.J.L.; CASELLES, V. Mapping burns and natural reforestation using Thematic Mapper data. **Geocarto International**, v. 6, n. 1, p. 31-37, 1991.

GIGLIO, L.; DESCLOITRES, J.; JUSTICE, C. O.; KAUFMAN, Y. J. An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v.87, n. 2, p. 273-282. 2003.

GOODCHILD, M. F.; PARKS, B. O.; STEYAERT, L. T. (Eds.) **Environmental modeling with GIS**. 1.ed. New York: Oxford University Press, 1993.

GUOLART. A história de Valença, 2009. Disponível em: [http://www.valenca.org/casaleapentagna/2005/03/a\\_historia\\_de\\_v.html](http://www.valenca.org/casaleapentagna/2005/03/a_historia_de_v.html) Acesso em: 15 dez 2016.

HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 17, p. 235-249, 2003.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A; KOMMAREDDY, A. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n.6160, p. 850-853.

HARRIS, S.; VERAVERBEKE, S.; HOOK, S.. Evaluating spectral indices for assessing fire severity in chaparral ecosystems (Southern California) using MODIS/ASTER (MASTER) airborne simulator data. **Remote sensing**, v. 3, n. 11, p. 2403-2419, 2011.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.

HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote sensing of environment**, v. 25, n. 3, p. 295-309, 1988.

HUETE, A. R.; LIU, H. Q.; BATCHILY, K. V.; VAN LEEUWEN, W. J. D. A. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. **Remote sensing of environment**, v. 59, n.3, p. 440-451, 1997.

HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E.; GAO, X.; FERREIRA, L. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p.195–213. 2002.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Evolução da população, segundo os municípios -1872/2010**. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/default\\_evolucao.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/default_evolucao.shtm). Acesso em: 10/10/2016.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Histórico do Município de Valença, RJ**. 2015. Disponível em: <http://cod.ibge.gov.br/N1S>. Acesso em: 30/12/2016

ILIADIS, L. S. A. Decision support system applying an integrated fuzzy model for long-term forest fire risk estimation. **Environmental Modelling & Software**, v. 20 n. 5, p. 613-621, 2005.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios**. 2016. Disponível em <http://www.inpe.br/queimadas>. Acesso em: 22/08/2016

KAUFMAN, Y.J.; REMER, L.A. Detection of forest using mid-IR reflectance: an application for aerosol studies. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 32, p. 672-683. 1994.

KEELEY, J. E. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. **International Journal of Wildland Fire**, v. 18, n. 1, p. 116-126, 2009.

KENNEDY, R.E.; TOWNSEND, P.A.; GROSS, J.E.; COHEN, W.B.; BOLSTAD, P.; WANG, Y. Q.; ADAMS, P. Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. **Remote Sensing of Environment**, v.113, n.7, p.1382-1396, 2009.

KEY, C.H.; BENSON, N.C. The Normalized Burn Ratio, a Landsat TM radiometric index for burn severity. 1999. Disponível em: <http://nrmsc.usgs.gov/research/nbr.htm>. Acesso em 11/10/2016.

KOUTSIAS, N.; KARTERIS, M. Logistic regression modelling of multitemporal Thematic Mapper data for burned area mapping. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 18, p. 3499-3514, 1998.

LENTILE, L. B.; HOLDEN, Z. A.; SMITH, A. M.; FALKOWSKI, M. J.; HUDAK, A. T.; MORGAN, P.; BENSON, N. C. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. **International Journal of Wildland Fire**, v. 15, n. 3, p. 319-345, 2006.

LIBONATI, R., DACAMARA, C. C., SETZER, A. W., MORELLI, F., & MELCHIORI, A. E. An Algorithm for Burned Area Detection in the Brazilian Cerrado Using 4  $\mu\text{m}$  MODIS Imagery. **Remote Sensing**, v. 7, n. 11, p. 15782-15803, 2015.

LILLESAND, T.; KIEFER, R. W. **Remote sensing and image interpretation**. 3.ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 750 p.

LIMA, R. G. S. O Vale do Paraíba e a dinâmica Imperial. In: LERNER, D.; MISZPUTEN, F. (Orgs). **Inventário das Fazendas do Vale do Paraíba Fluminense - fase III**. 1.ed. Rio de Janeiro: INEPAC/ Instituto Cidade Viva, 2011, v. 3, p. 13-39.

LIU, W.; WANG, L.; ZHOU, Y.; WANG, S.; ZHU, J.; WANG, F. A comparison of forest fire burned area indices based on HJ satellite data. **Natural Hazards**, v. 81, n. 2, p. 971-980, 2016.

LORENZZETI, J. A. **Princípios físicos de sensoriamento remoto**. 1.ed. São Paulo: Blucher, 2015. 292p.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENKKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: MMARTINS, S.V. (Ed): **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p.69-100.

MARQUES, O.; TIENNE, L.; CORTINES, E.; VALCARCEL, R. Atributos ambientais definidores de presença de fragmentos florestais de Mata Atlântica em microbacias instáveis. **Revista Universidade Rural Série Ciências da Vida**, v. 24, n.2, p.145-150, 2004.

MARTÍN I. M. P.; CHUVIECO S. E. Cartografía de grandes incendios forestales en la Península Ibérica a partir de imágenes NOAA-AVHRR. 1998. **Serie Geográfica**, v. 7 p.109-128, 1998.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, Voçorocas, Taludes Rodoviários e de Mineração**: 2.ed. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2013. 207p.

MARTINS, S. V.; SARTORI, M; RAPOSO FILHO, F. R.; SIMONELI, M.; DADALTO, G.; PEREIRA, M. L. **Potencial de Regeneração Natural de florestas nativas nas diferentes regiões do estado do Espírito Santo**. 1. ed. Vitória: CEDAGRO, 2014. 102p.

MCCUNE, B.; KEON, D. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. **International Journal of Vegetable Science**, v. 13, p. 603-606, 2002.

MELLO, T. F. **Estrutura da vegetação, cobertura florestal e preferências de uso da paisagem associadas a vertentes: as quase-florestas de São Luiz do Paraitinga (SP)**. 2009. 86f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo.

MILLER, S. D.; STRAKA, W.; MILLS, S. P.; ELVIDGE, C. D.; LEE, T. F.; SOLBRIG, J.; WEISS, S. C. Illuminating the capabilities of the suomi national polar-orbiting partnership (NPP) visible infrared imaging radiometer suite (VIIRS) day/night band. **Remote Sensing**, v. 5, n. 12, p. 6717-6766, 2013.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Washington: Cemex, 2005. 390p.

MORISSETTE, J. T.; GIGLIO, L.; CSISZAR, I.; SETZER, A.; SCHROEDER, W., MORTON, D.; JUSTICE, C. O. Validation of MODIS active fire detection products derived from two algorithms. **Earth Interactions**, v. 9, n. 9, p. 1-25., 2005.

MUAZE, M. A. F. O Vale do Paraíba e a dinâmica Imperial. In: LERNER, D.; MISZPUTEN, F. (Orgs). **Inventário das Fazendas do Vale do Paraíba Fluminense - fase III**. 1.ed. Rio de Janeiro: INEPAC/ Instituto Cidade Viva, 2011, v. 3, p. 293-340.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

OLIVEIRA D.S.; BATISTA A. C.; SOARES R. V.; GRODZKI L.V. J. Zoneamento de risco de incêndios florestais para o Estado do Paraná. **Floresta**, v. 34, n. 2, p. 217-221, 2004.

OLIVEIRA, R.R.; ZAU, A.S.; LIMA, D. F.; SILVA, M.B.R.; VIANNA, M.C.; SODRÉ, D.O.; SAMPAIO, P.D. Significado ecológico da orientação de encostas no maciço da Tijuca, Rio de Janeiro, **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 523-541, 1995.

OLIVERAS, I.; GRACIA, M.; MORÉ, G.; RETANA, J. Factors influencing the pattern of fire severities in a large wildfire under extreme meteorological conditions in the Mediterranean basin. **International Journal of Wildland Fire**, v. 18, p. 755-764, 2009.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **Mapa de áreas potenciais para Restauração Florestal**. Piracicaba: LERJ. Disponível em: [http://http://media.wix.com/ugd/5da841\\_c4c4a0c5c32f44298a2808ef2df520f1.pdf](http://http://media.wix.com/ugd/5da841_c4c4a0c5c32f44298a2808ef2df520f1.pdf) Acesso em: 12/10/2016.

PARK, A. D. Environmental influences on post-harvest natural regeneration in Mexican pine-oak forests. **Forest Ecology and Management**, v. 144, n. 1, p. 213-228, 2001.

PEREIRA, A. A.; PEREIRA, J. A. A.; MORELLI, F.; BARROS, D. A.; ACERBI JUNIOR, F. W.; SCOLFORO, J. R. S. Validação de focos de calor utilizados no monitoramento orbital de queimadas por meio de imagens TM. **Cerne**, v. 18, n. 2, p. 335-343, 2012.

PEREIRA, J.M.C. A comparative evaluation of NOAA/AVHRR vegetation indexes for burned surface detection and mapping. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 37, p. 217-226, 1999.

- PINTY, B.; VERSTRAETE, W.W. GEMI: A non-linear index to monitor global vegetation from satellites. **Vegetatio**, n.101, v. 69, p.15–20, 1992.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. 1.ed. São José dos Campos: Parêntese, 2007. 144p.
- PYNE, S. J.; ANDREWS, P. L.; LAVEN, R. D.; CHENEY, N. P. **Introduction to wildland fire**. 2.ed. New York: John Wiley & Sons. 1996.
- QI, J.; CHEHBOUNI, A.; HUETE, A.R.; KERR, Y.H.; SOROOSHIAN, S. A modified soil adjusted vegetation index. **Remote Sensing of Environment**, v. 48, p. 119–126, 1994.
- RAMOS, P. C. M.. Sistema nacional de prevenção e combate aos incêndios florestais. In: I Fórum Nacional Sobre Incêndios Florestais. **Anais... IPEF**, 1995. p. 29-38. Disponível em: [http://www.ipef.br/publicacoes/forum\\_incendios/cap09.pdf](http://www.ipef.br/publicacoes/forum_incendios/cap09.pdf). Acesso em 10/12/2016.
- REICH, M.; FRANCELINO, M. R. Avaliação do potencial de recuperação de áreas alteradas em Áreas de Proteção Permanente de cursos d'água no município de Rio Branco, Acre. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 7, n. 2, p. 157-168, 2012.
- REZENDE, C. L.; UEZU, A.; SCARANO, F. R.; ARAUJO, D. S. D. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255-2272, 2015.
- RIBEIRO, L.; DE PAULO KOPROSKI, L.; STOLLE, L.; LINGNAU, C.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. Zoneamento de riscos de incêndios florestais para a Fazenda Experimental do Canguiri, Pinhais (PR). **Floresta**, v. 38, n.3, p. 561-572, 2008.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restoration actions. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and project in Brazil**. New York: New Science, 2007. p. 77-102.
- ROUSE JR. J.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **NASA special publication**, v. 351, p. 309. 1974.
- ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: Third ERTS Symposium, Proceedings, NASA SP-351, NASA, Washignton, DC, v. 1, p. 309-317, 1973.
- SANTOS, J. S. A. Desenvolvimento e industrialização no interior do estado do Rio de Janeiro: uma contribuição para o (raro) debate sobre as peculiaridades regionais. **Revista Economia e Desenvolvimento**, n. 22, p. 18-41, 2010.



SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; DELGADO, R. C.; GLERIANI, J. M. Potential areas for the formation of ecological corridors between remnants of atlantic forest. **Revista Árvore**, v. 40, n. 5, p. 803-813, 2016.

SCHEPERS, L.; HAEST, B.; VERAVERBEKE, S.; SPANHOVE, T.; VANDEN BORRE, J.; GOOSSENS, R. Burned area detection and burn severity assessment of a heathland fire in belgium using airborne imaging spectroscopy (APEX). **Remote Sensing**, v. 6, n. 3, p. 1803-1826, 2014.

SILVA, V. V. **Médio Vale do Paraíba do Sul: Fragmentação e Vulnerabilidade dos Remanescentes de Mata Atlântica**. 2002. 123f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ.

SILVERIA, C. S.; SILVA, V. V. Dinâmica de regeneração, degeneração e desmatamento da vegetação provocada por parâmetros climáticos e geomorfológicos: uma análise geoecológica através de SIG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1025-1034, 2010.

SMITH, A. M.; WOOSTER, M. J.; DRAKE, N. A.; DIPOTSO, F. M., FALKOWSKI, M. J.; HUDAK, A. T. Testing the potential of multi-spectral remote sensing for retrospectively estimating fire severity in African Savannas. **Remote Sensing of Environment**, v. 97, n. 1, p. 92-115, 2005.

SOARES, R. V.; SANTOS, J. F. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1994 a 1997. **Floresta**, Curitiba, v. 32, 2, p. 219 - 232. 2002.

SOARES-FILHO, B.; ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; CERQUEIRA, G.; DIAZ, V.; DEL CARMEN, M.; VOLL, E. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém–Cuiabá corridor. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 745-764, 2004.

SOARES-FILHO, B.S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. S. Dinamica EGO. Version 3.0.17. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil. Disponível em : <http://www.csr.ufmg.br/dinamica> Acesso em: 03/03/2016.

SOARES-FILHO, B.S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. S. Modelagem de Dinâmica Ambiental com Dinamica EGO. Guia prático do Dinâmica EGO. Belo Horizonte: CSR-UFMG. 2009. 116 p.

SONG, C., WOODCOCK, C. E., SETO, K. C., LENNEY, M. P., & MACOMBER, S. A. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? **Remote Sensing of Environment**, v.75, n. 2, p. 230-244. 2001.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 2014-2015**. Relatório técnico, São Paulo, 2016. Disponível em: <[http://mapas.sosma.org.br/site\\_media/download/atlas\\_2014-2015\\_relatorio\\_tecnico\\_2016.pdf](http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2014-2015_relatorio_tecnico_2016.pdf)>. Acesso em 15/12/2016.

STROPPIANA, D.; PINNOCK, S.; GRÉGOIRE, J. M. The Global Fire Product: Daily fire occurrence from April 1992 to December 1993 derived from NOAA AVHRR data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, p. 1279– 1288. 2000.

TEBALDI A.L.C.; FIEDLER N. C.; JUVANHOL R. S.; DIAS H.M. Ações de prevenção e combate aos incêndios florestais nas unidades de conservação estaduais do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n.4, p. 538-549, 2013.

TEIXEIRA, A. M. G.; SOARES-FILHO, B. S.; FREITAS, S. R.; METZGER, J. P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009.

TOMZHINSKI, G. W. T.; COURA, P. H. F.; DO COUTO FERNANDES, M. Avaliação da detecção de focos de calor por sensoriamento remoto para o Parque Nacional do Itatiaia. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, p. 201-2011, 2011.

TRIGG, S.; FLASSE, S. An evaluation of different bi-spectral spaces for discriminating burned shrub-savannah. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, p. 2641–2647, 2001.

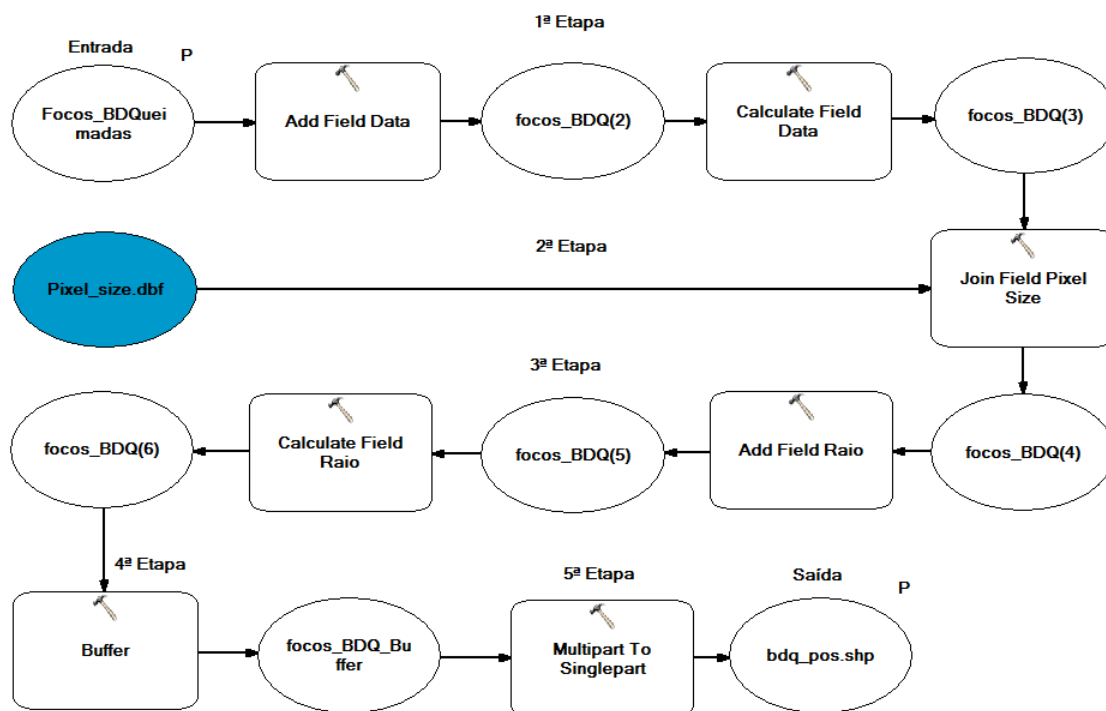
VERAVERBEKE, S.; HARRIS, S.; HOOK, S. Evaluating spectral indices for burned area discrimination using MODIS/ASTER (MASTER) airborne simulator data. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 10, p. 2702-2709, 2011.

WEISS A. Topographic position and landforms analysis. In: ESRI user conference. San Diego, p. 200–200. 2001.

WHITE, R.; ENGELEN, G.; ULJEE, I.; LAVALLE, C.; EHRLICH, D. Developing an urban land use simulator for European cities. In: EC-GIS Workshop: GIS of Tomorrow, 5<sup>th</sup>, Ispra, Itália... **Anais...** European Commission Joint Research Centr,. 2000. p. 179-190.

## APÊNDICES

**Apêndice 1.** Algoritmo para processamento dos focos de calor estruturado em *Model Builder*.



### 1ª Etapa – Criar um campo de data separado de hora.

Focos de calor de uma mesma data e que tenham sobreposição dos buffers, serão considerados como uma única queimada. Desta forma se a data for a mesma mas o horário distinto, o algoritmo não conseguirá dissolver buffers sobrepostos.

### 2ª Etapa – Criar um campo de tamanho do lado do pixel.

Cada sensor tem um tamanho de pixel distinto. Essa informação deve ser adicionada aos dados baixados no BDQueimadas para que possam ser gerados buffers relativos ao tamanho do pixel de cada sensor. Para isso lança-se mão de uma tabela adicional (pixel\_size.dbf) que contém duas colunas apenas, uma como a sigla do satélite e outra com o tamanho do píxel de cada um.

### 3ª Etapa – Adicionar um campo do Raio do buffer.

Como a detecção refere-se à posição central do pixel, assume-se que a queimada pode ter ocorrido em qualquer região delimitada pelo buffer de raio equivalente ao valor da diagonal do pixel ( $L*\sqrt{2}$ ) do respectivo sensor.

#### **4ª Etapa – Aplicação do Buffer**

Se os buffers se sobrepõem e têm uma mesma data, são dissolvidos e correspondem a uma única queimada ou incêndio florestal.

**5ª Etapa – Separação de detecções de uma mesma data sem sobreposição de buffers.**

## Apêndice 2. Resultado dos Testes de correlação entre variáveis ambientais

Variável 1	Variável 2	CHI <sup>2</sup>	V	C	E	U
Dist. Fragmento	Rad. Solar	11117,11	0,04	0,12	3,14	0,00
Dist. Fragmento	TPI	64971,74	0,10	0,28	3,99	0,02
Dist. Fragmento	Altitude	54121,99	0,07	0,25	4,02	0,02
Dist. Fragmento	Face Orientação	7285,27	0,03	0,10	4,29	0,00
Dist. Fragmento	Inclinação	15332,78	0,06	0,14	3,41	0,01
Dist. Fragmento	Dist. Rios Menores	7949,25	0,04	0,10	2,55	0,00
Dist. Fragmento	Dist. Estradas	46861,99	0,08	0,24	4,26	0,01
Dist. Fragmento	Dist. Rios Maiores	11679,78	0,06	0,12	2,38	0,01
Dist. Fragmento	Dist. Rodovias	5674,72	0,05	0,08	2,51	0,00
Dist. Fragmento	Dist. Áreas Urbanas	11432,10	0,03	0,12	2,84	0,01
Rad. Solar	TPI	16859,96	0,05	0,14	2,93	0,01
Rad. Solar	Altitude	6512,14	0,03	0,09	2,96	0,00
Rad. Solar	Face Orientação	329521,97	0,21	0,54	2,96	0,15
Rad. Solar	Inclinação	409936,62	0,32	0,58	2,13	0,17
Rad. Solar	Dist. Rios Menores	384,36	0,01	0,02	1,47	0,00
Rad. Solar	Dist. Estradas	1253,83	0,01	0,04	3,20	0,00
Rad. Solar	Dist. Rios Maiores	558,52	0,01	0,03	1,29	0,00
Rad. Solar	Dist. Rodovias	1441,19	0,02	0,04	1,43	0,00
Rad. Solar	Dist. Áreas Urbanas	4363,07	0,02	0,07	1,75	0,00
TPI	Altitude	163540,84	0,15	0,41	3,74	0,06
TPI	Face Orientação	2668,89	0,02	0,06	4,09	0,00
TPI	Inclinação	96600,15	0,16	0,33	3,15	0,04
TPI	Dist. Rios Menores	24303,48	0,07	0,17	2,34	0,01
TPI	Dist. Estradas	129603,03	0,13	0,37	4,00	0,04
TPI	Dist. Rios Maiores	12777,10	0,06	0,13	2,17	0,01
TPI	Dist. Rodovias	14799,55	0,08	0,14	2,30	0,01
TPI	Dist. Áreas Urbanas	5315,78	0,03	0,08	2,64	0,00
Altitude	Face Orientação	2343,18	0,02	0,05	4,11	0,00
Altitude	Inclinação	50274,92	0,11	0,24	3,21	0,02
Altitude	Dist. Rios Menores	45533,91	0,10	0,23	2,35	0,02
Altitude	Dist. Estradas	105086,21	0,12	0,34	4,04	0,03
Altitude	Dist. Rios Maiores	314377,59	0,31	0,53	2,11	0,09
Altitude	Dist. Rodovias	24786,77	0,10	0,17	2,32	0,01
Altitude	Dist. Áreas Urbanas	78258,92	0,08	0,30	2,60	0,05
Face Orientação	Inclinação	10128,55	0,05	0,11	3,48	0,00
Face Orientação	Dist. Rios Menores	5230,81	0,03	0,08	2,62	0,00
Face Orientação	Dist. Estradas	10960,35	0,04	0,12	4,34	0,00
Face Orientação	Dist. Rios Maiores	941,03	0,02	0,03	2,45	0,00
Face Orientação	Dist. Rodovias	1794,46	0,03	0,05	2,58	0,00
Face Orientação	Dist. Áreas Urbanas	3911,26	0,02	0,07	2,90	0,00
Inclinação	Dist. Rios Menores	8150,98	0,05	0,10	1,74	0,01
Inclinação	Dist. Estradas	37718,07	0,10	0,21	3,45	0,01

continua...

...continuação.

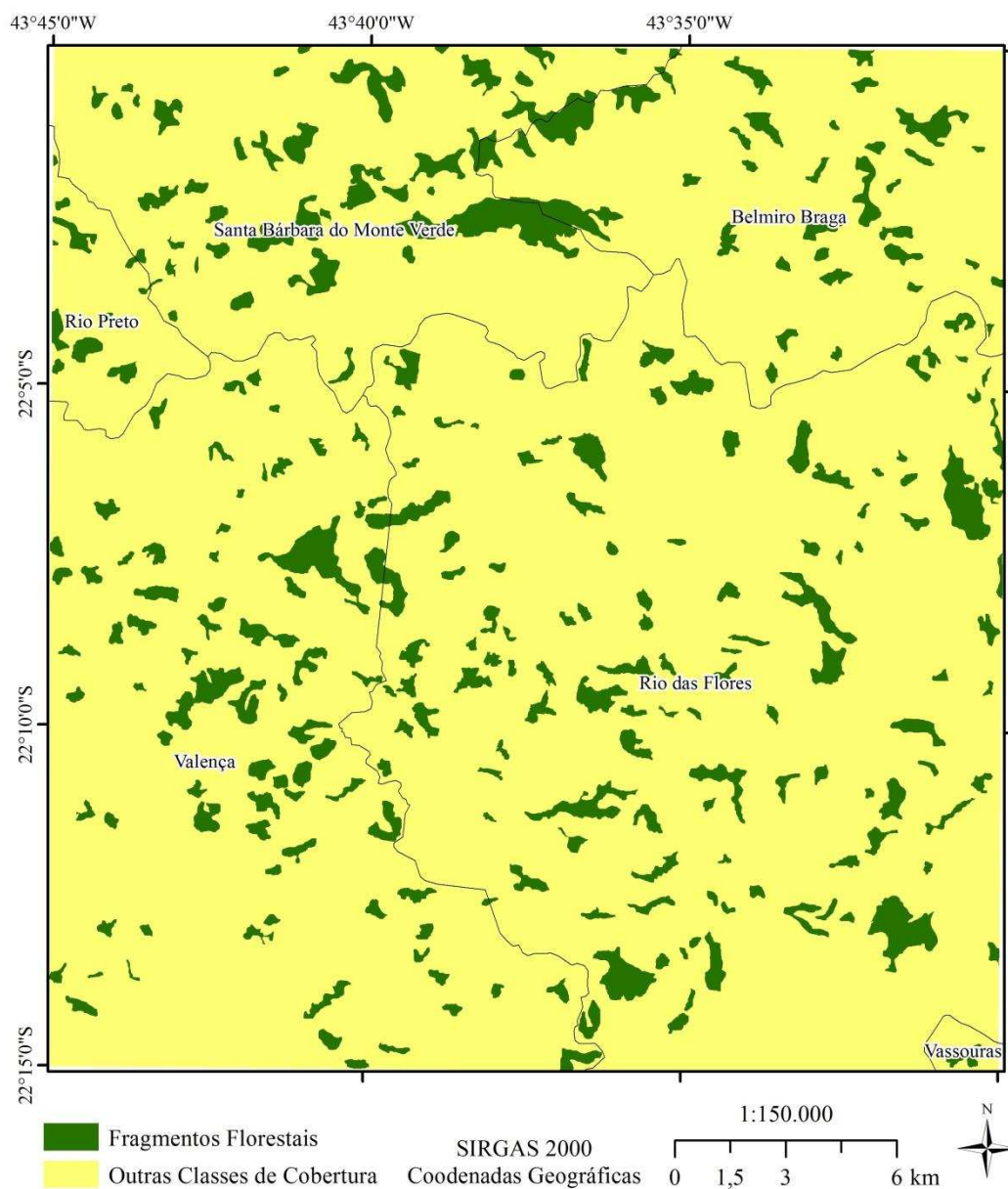
Inclinação	Dist. Rios Maiores	9180,87	0,05	0,11	1,57	0,01
Inclinação	Dist. Rodovias	8945,79	0,06	0,11	1,70	0,01
Inclinação	Dist. Áreas Urbanas	7196,40	0,04	0,09	2,03	0,00
Dist. Rios Menores	Dist. Estradas	37544,84	0,09	0,21	2,58	0,02
Dist. Rios Menores	Dist. Rios Maiores	1648,73	0,02	0,05	0,70	0,00
Dist. Rios Menores	Dist. Rodovias	19921,41	0,09	0,16	0,83	0,02
Dist. Rios Menores	Dist. Áreas Urbanas	3964,20	0,03	0,07	1,16	0,00
Dist. Estradas	Dist. Rios Maiores	32625,82	0,08	0,20	2,42	0,02
Dist. Estradas	Dist. Rodovias	83704,05	0,19	0,31	2,52	0,04
Dist. Estradas	Dist. Áreas Urbanas	8691,89	0,03	0,10	2,89	0,00
Dist. Rios Maiores	Dist. Rodovias	12399,41	0,07	0,12	0,67	0,02
Dist. Rios Maiores	Dist. Áreas Urbanas	16077,04	0,06	0,14	0,98	0,02
Dist. Rodovias	Dist. Áreas Urbanas	54311,53	0,15	0,25	1,11	0,04

Índice de Posição Topográfica (TPI), Crammers (V), Contingência (C), Entropia (E) e Incerteza da informação conjunta (U)

**Apêndice 3.** Distribuição das detecções de focos de calor entre 1998 e 2016 segundo sensores e satélites.

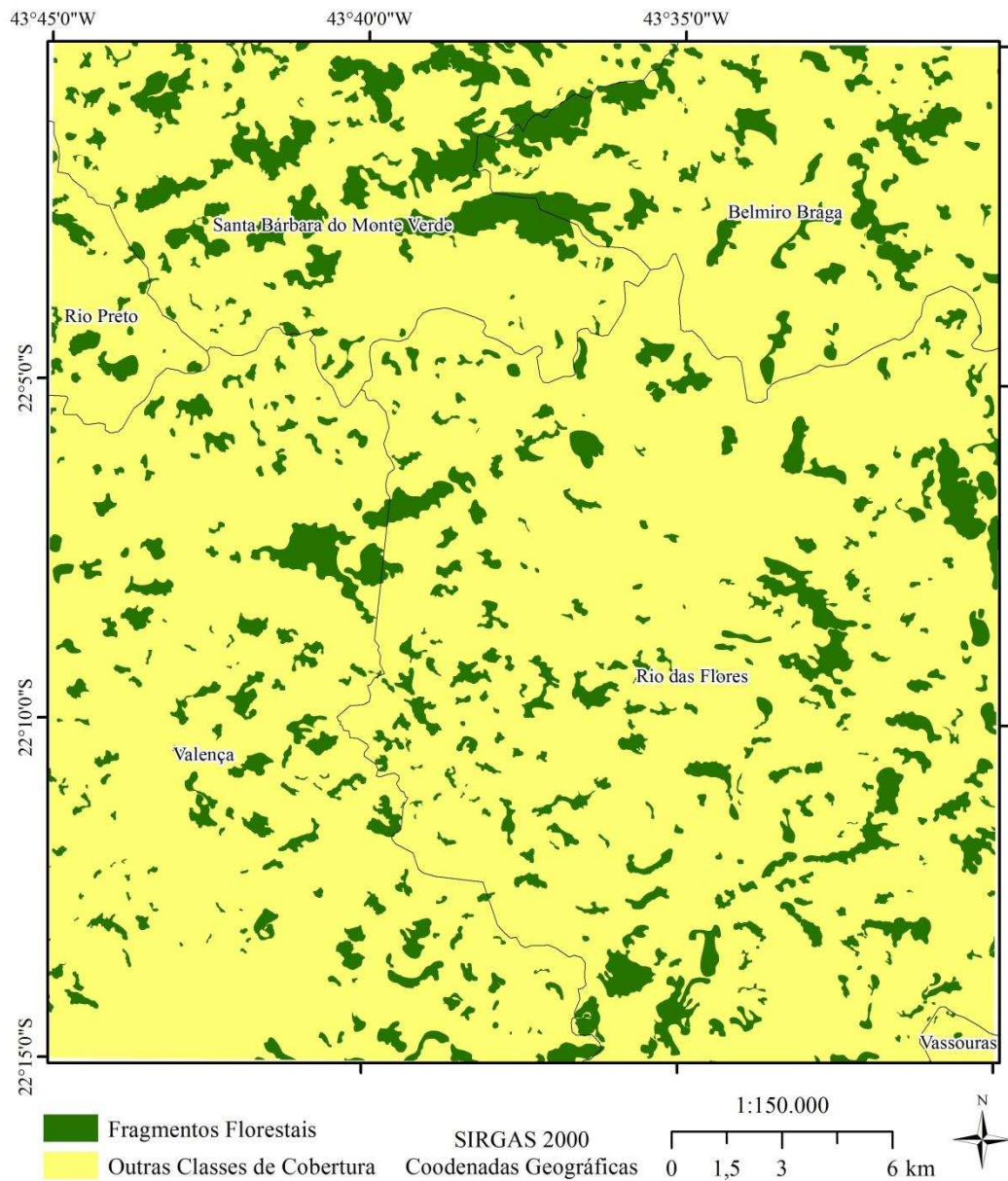
<b>Sensor</b>	<b>Satélite</b>	<b>Frequência Absoluta</b>	<b>Frequência Relativa</b>
MODIS	AQUA_M-M	17	1,92
MODIS	AQUA_M-T	232	26,19
MODIS	AQUA-M	1	0,11
MODIS	AQUA-T	53	5,98
ATSR	ATSR	14	1,58
GOES I-M	GOES-10	8	0,90
GOES I-M	GOES-12	37	4,18
GOES I-M	GOES-13	3	0,34
SEVIRI	METEOSAT-02	8	0,90
AVHRR	NOAA-12	92	10,38
AVHRR	NOAA-14	1	0,11
AVHRR	NOAA-15	39	4,40
AVHRR	NOAA-15D	3	0,34
AVHRR	NOAA-16	21	2,37
AVHRR	NOAA-17	2	0,23
AVHRR	NOAA-18	37	4,18
AVHRR	NOAA-18D	8	0,90
AVHRR	NOAA-19	8	0,90
AVHRR	NOAA-19D	12	1,35
VIIRS	NPP	88	9,93
VIIRS	NPP_375	54	6,09
MODIS	TERRA_M-M	81	9,14
MODIS	TERRA_M-T	47	5,30
MODIS	TERRA-M	7	0,79
MODIS	TERRA-T	9	1,02
	TRMM	4	0,45
<b>Total</b>		<b>886</b>	<b>100</b>

## Apêndice 4

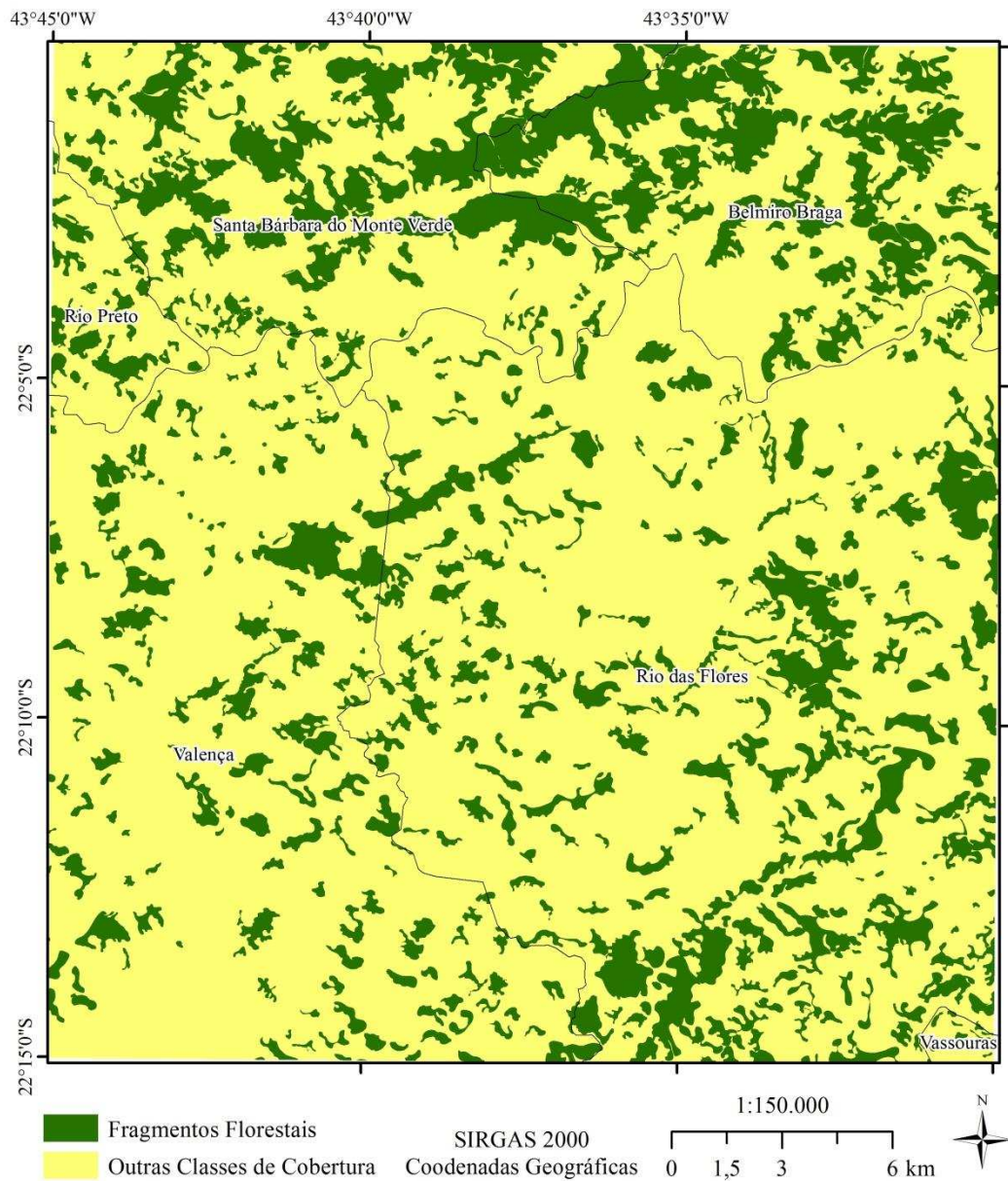


**Apêndice 4.1** – Fragmentos florestais no ano de 1966. Estes fragmentos foram identificados com a digitalização da Carta Topográfica SF-23-Z-A-III-2 (1:50.000) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).



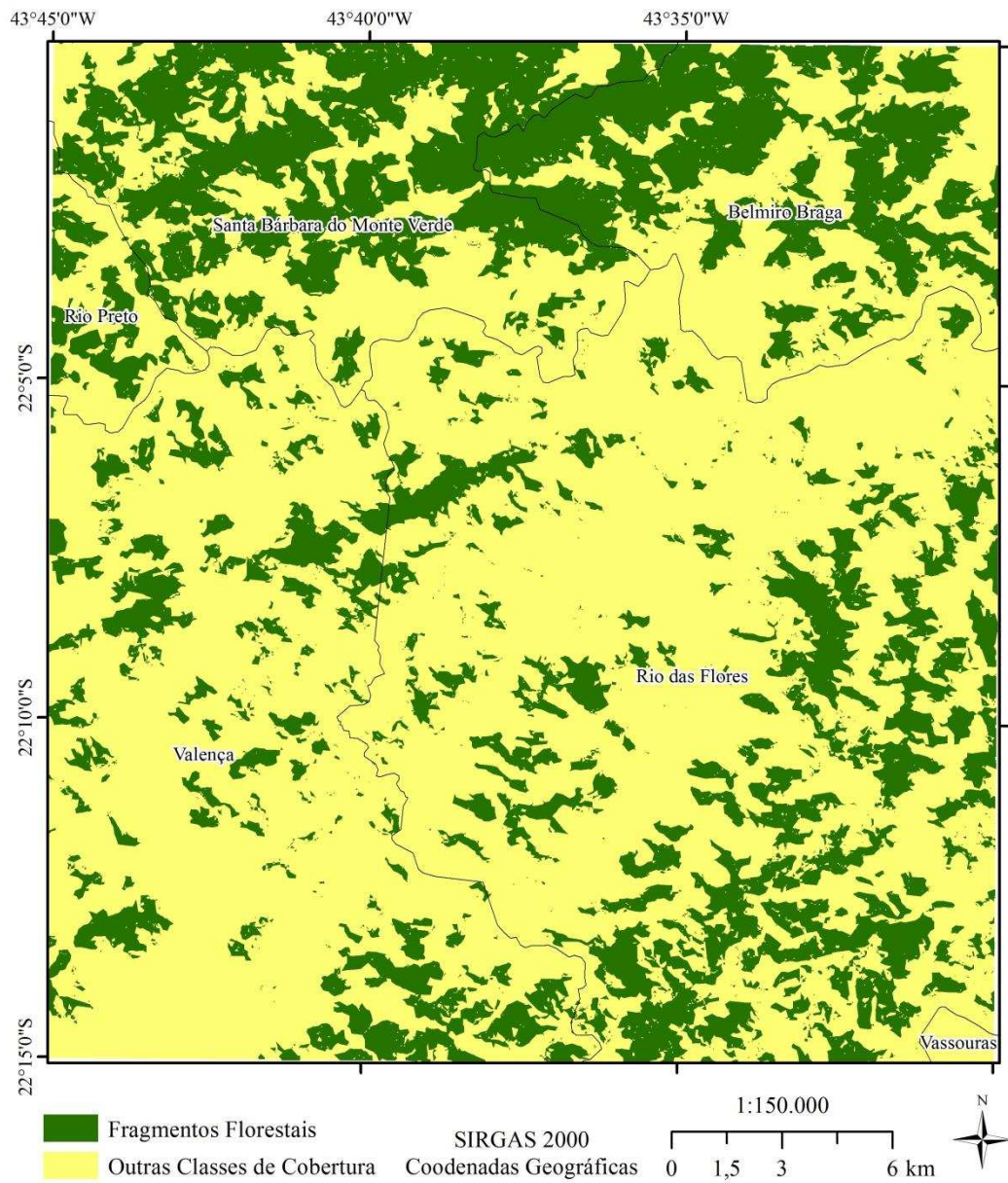


**Apêndice 4.2** – Fragmentos florestais no ano de 1985. Estes fragmentos foram identificados com a fotointerpretação de um recorte da cena *Tematic Mapper (TM)/Landsat 5* orbita/ponto:217/75 de 05 de agosto de 1985.



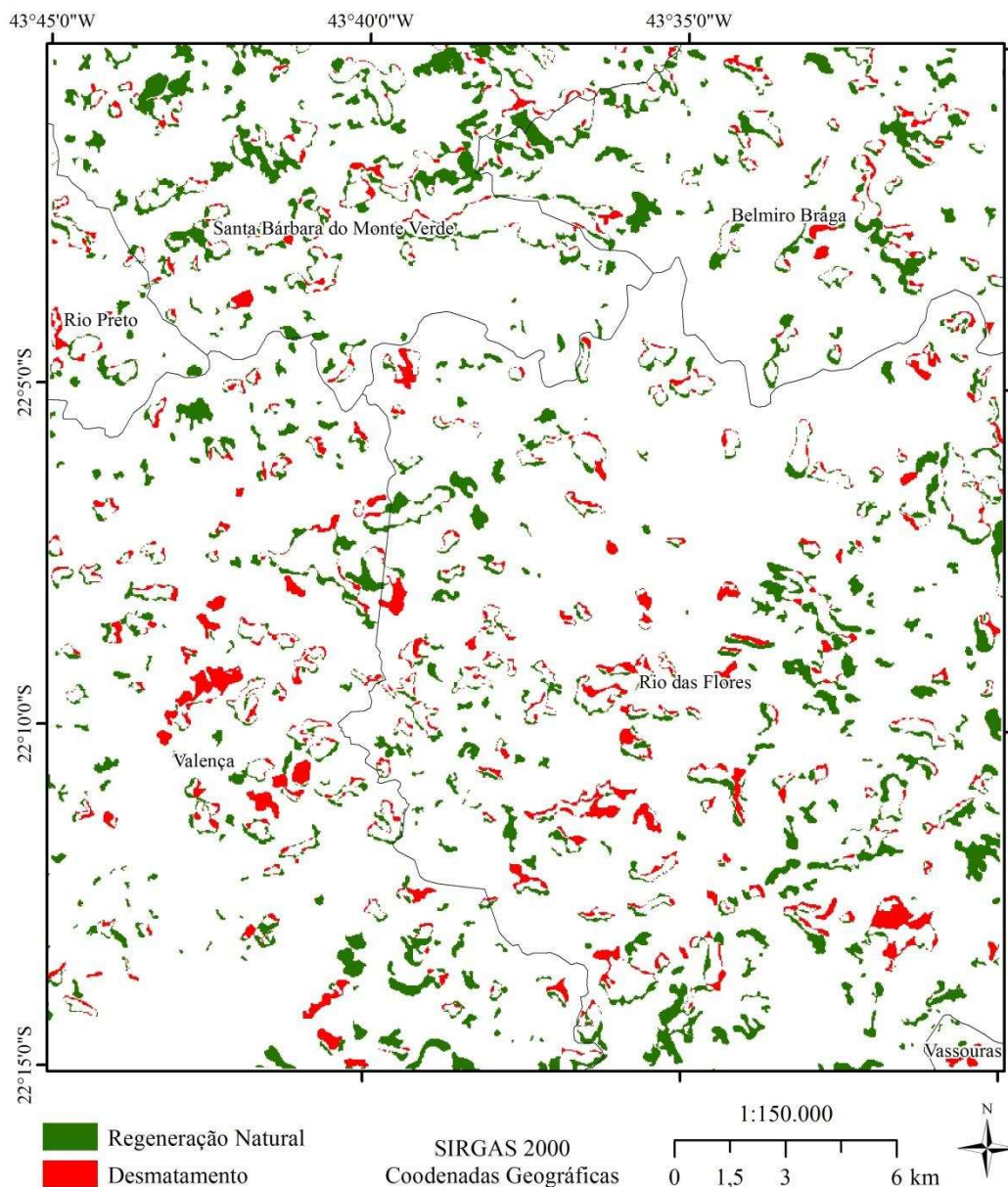
**Apêndice 4.3** – Fragmentos florestais no ano de 2016. Estes fragmentos foram identificados com a fotointerpretação de um recorte da cena *Operational Land Imagery* (OLI)/Landsat 8 orbita/ponto:217/75 de 25 de julho de 2016.





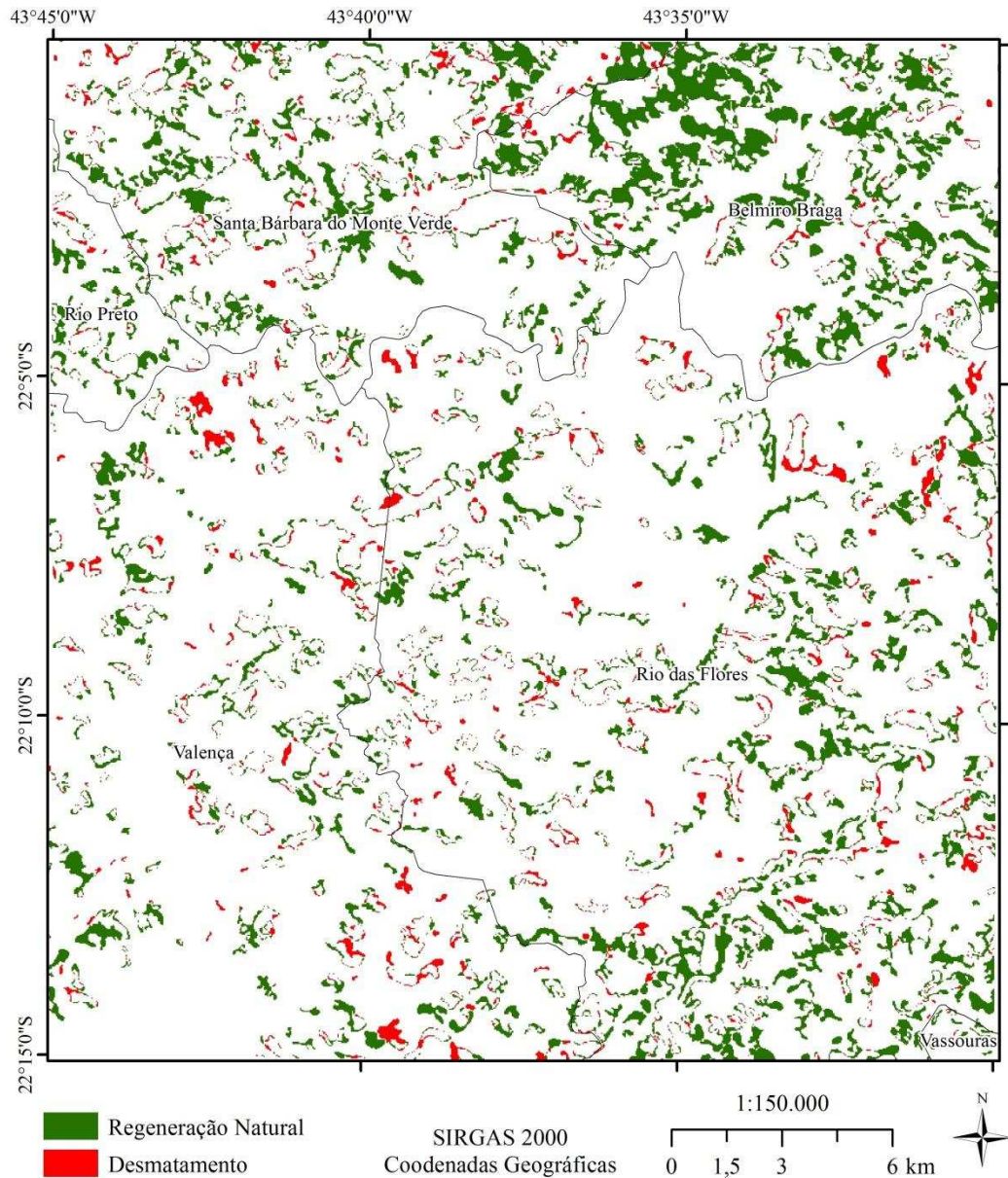
**Apêndice 4.4** – Prognose da paisagem para o ano de 2066. Essa prognose foi fundamentada em matrizes de transição de estados e peso de evidências.

## Apêndice 5

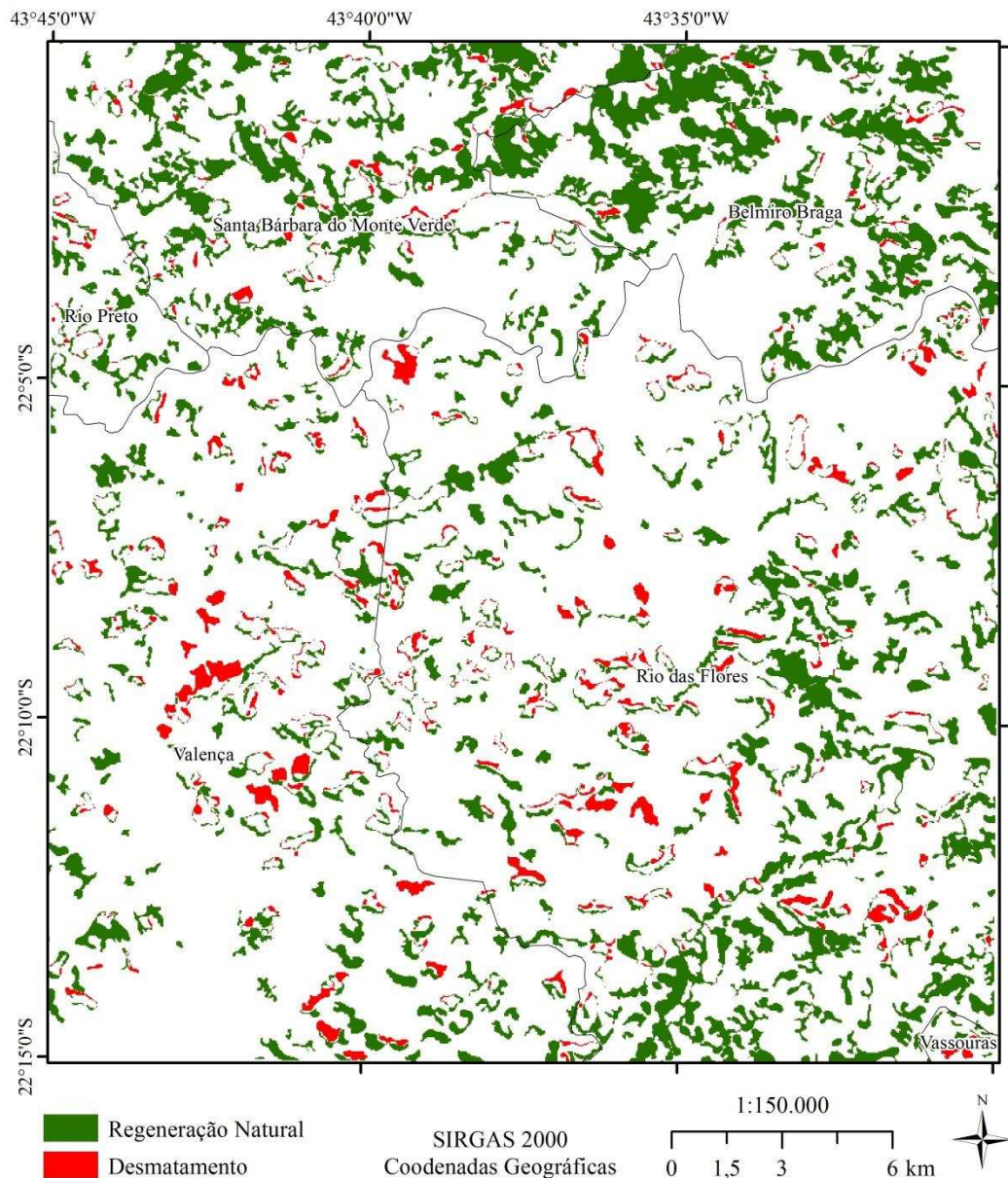


**Apêndice 5.1** – Dinâmica florestal observada entre 1966 e 1985. No ano de 1966 os fragmentos foram identificados com a digitalização da Carta Topográfica SF-23-Z-A-III-2 (1:50.000) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Já para o ano de 1985, fragmentos foram identificados com a foteointerpretação de um recorte da cena *Thematic Mapper* (TM)/Landsat 5 orbita/ponto:217/75 de 05 de agosto.





**Apêndice 5.2** – Dinâmica Florestal Observada entre 1985 e 2016. No ano de 1985 os fragmentos foram identificados com a fotointerpretação de um recorte da cena *Thematic Mapper* (TM)/Landsat 5 orbita/ponto:217/75 de 05 de agosto. Em 2016 os fragmentos foram identificados com a fotointerpretação de um recorte da cena *Operational Land Imagery* (OLI)/Landsat 8 orbita/ponto:217/75 de 25 de julho.

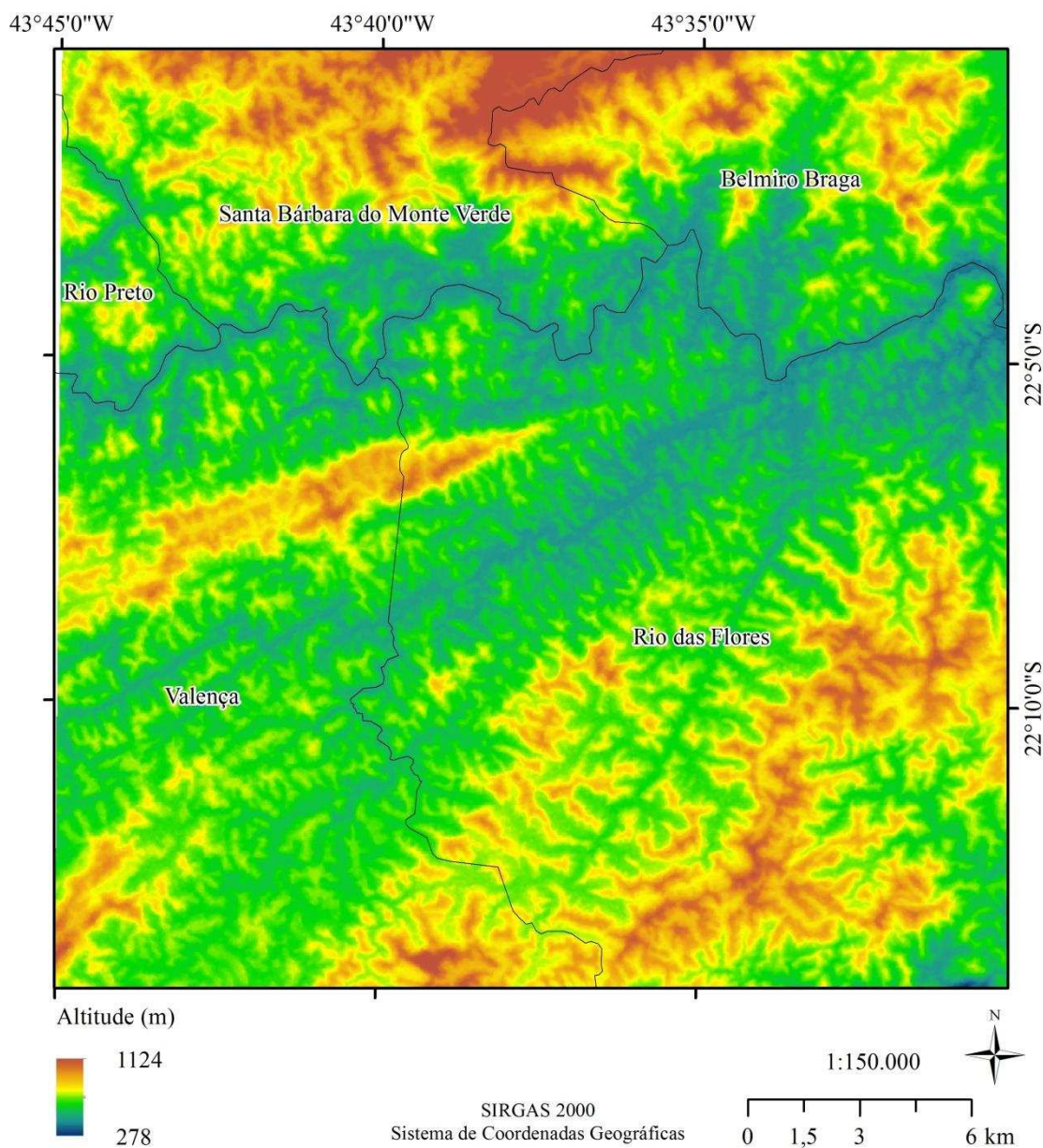


**Apêndice 5.3** – Dinâmica florestal observada entre 1966 e 2016. No ano de 1966 os fragmentos foram identificados com a digitalização da Carta Topográfica SF-23-Z-A-III-2 (1:50.000) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Em 2016 os fragmentos foram identificados com a fotointerpretação de um recorte da cena *Operational Land Imagery* (OLI)/Landsat 8 orbita/ponto:217/75 de 25 de julho.

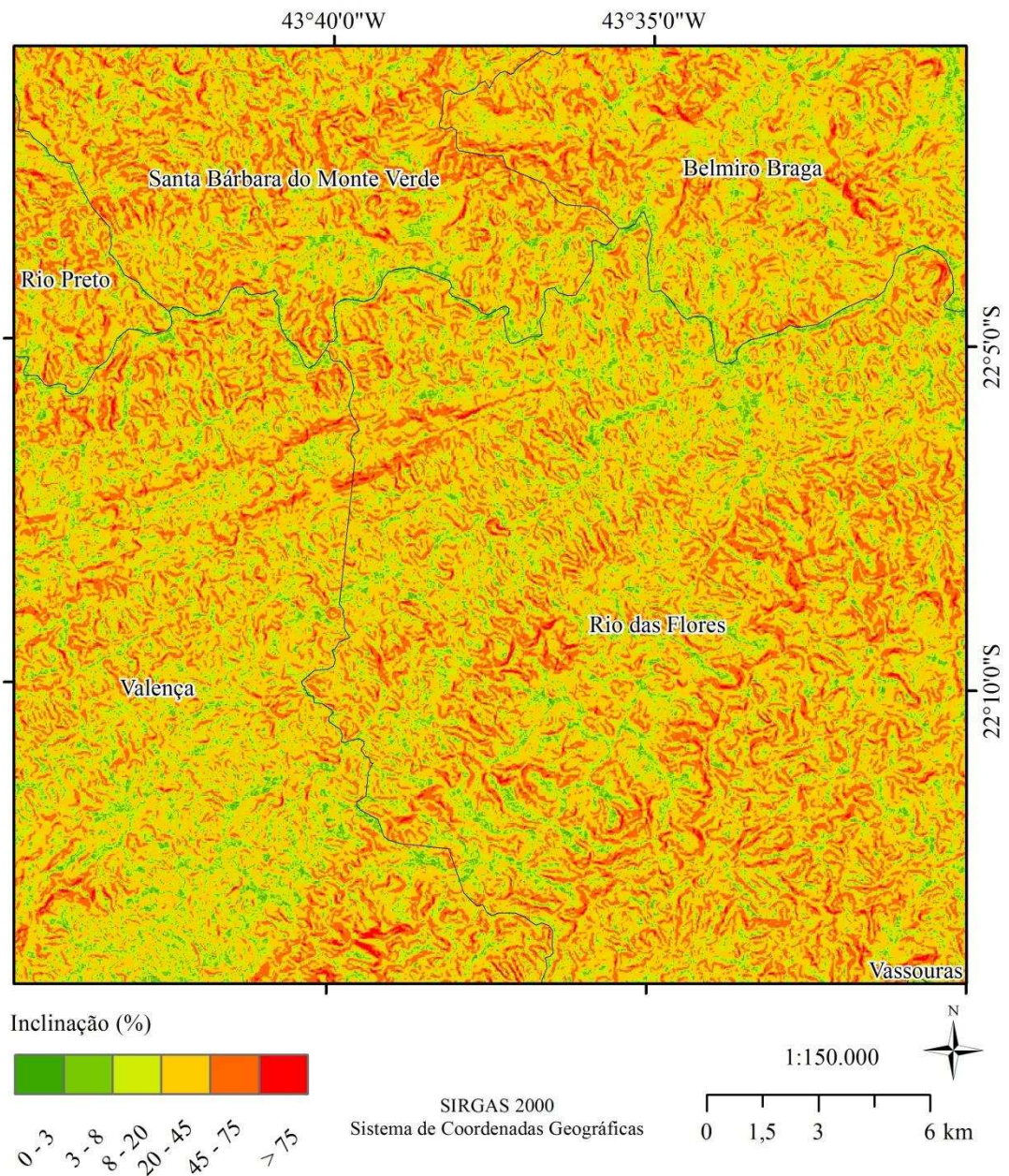


## ANEXOS

**Anexo 1.** Planos de informação utilizados como entrada na modelagem da dinâmica florestal.

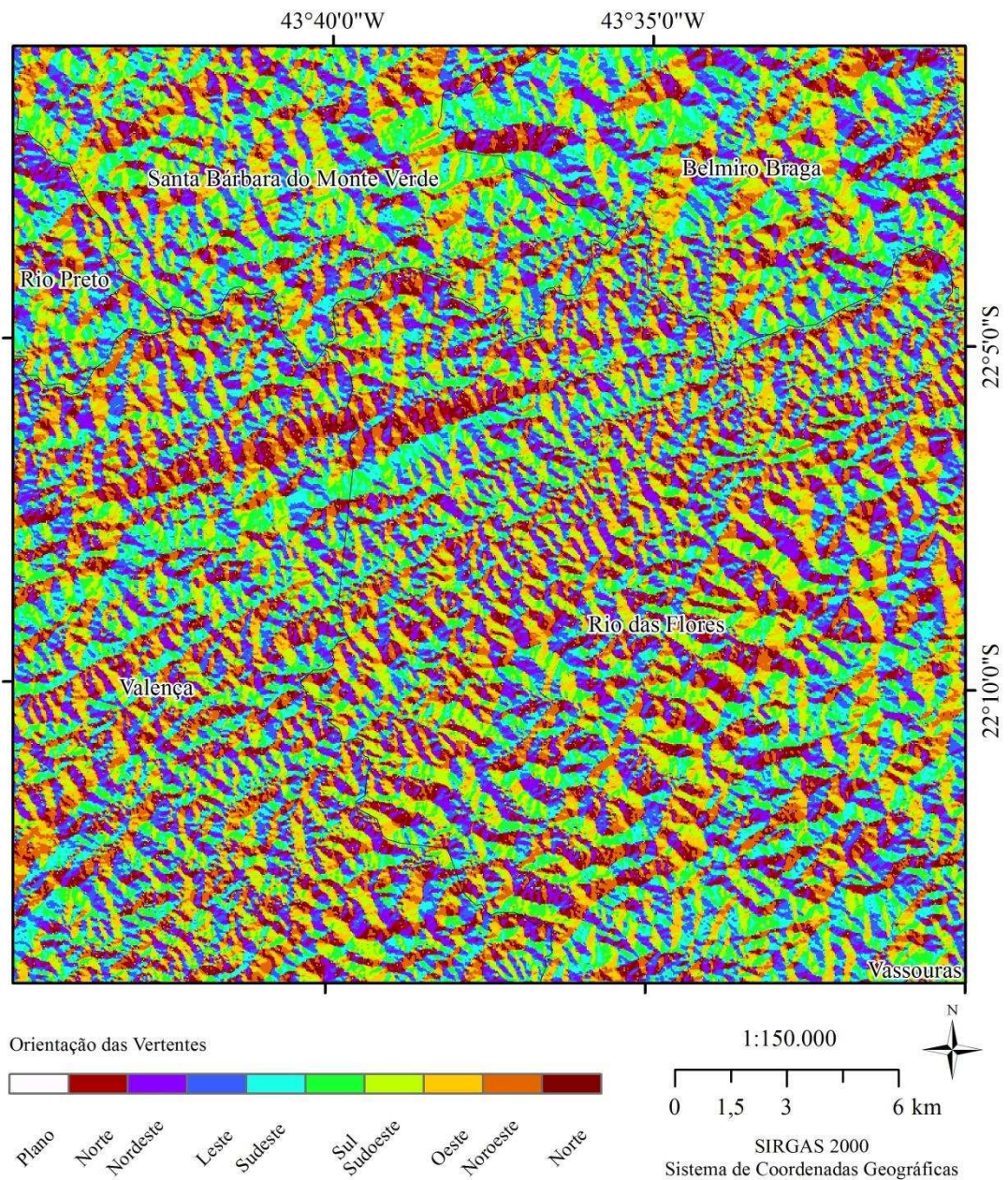


**Anexo 1.1** - Plano de Informação de Altitude (m) obtido do modelo digital de elevação ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) com pixel de 1 arco de segundo.



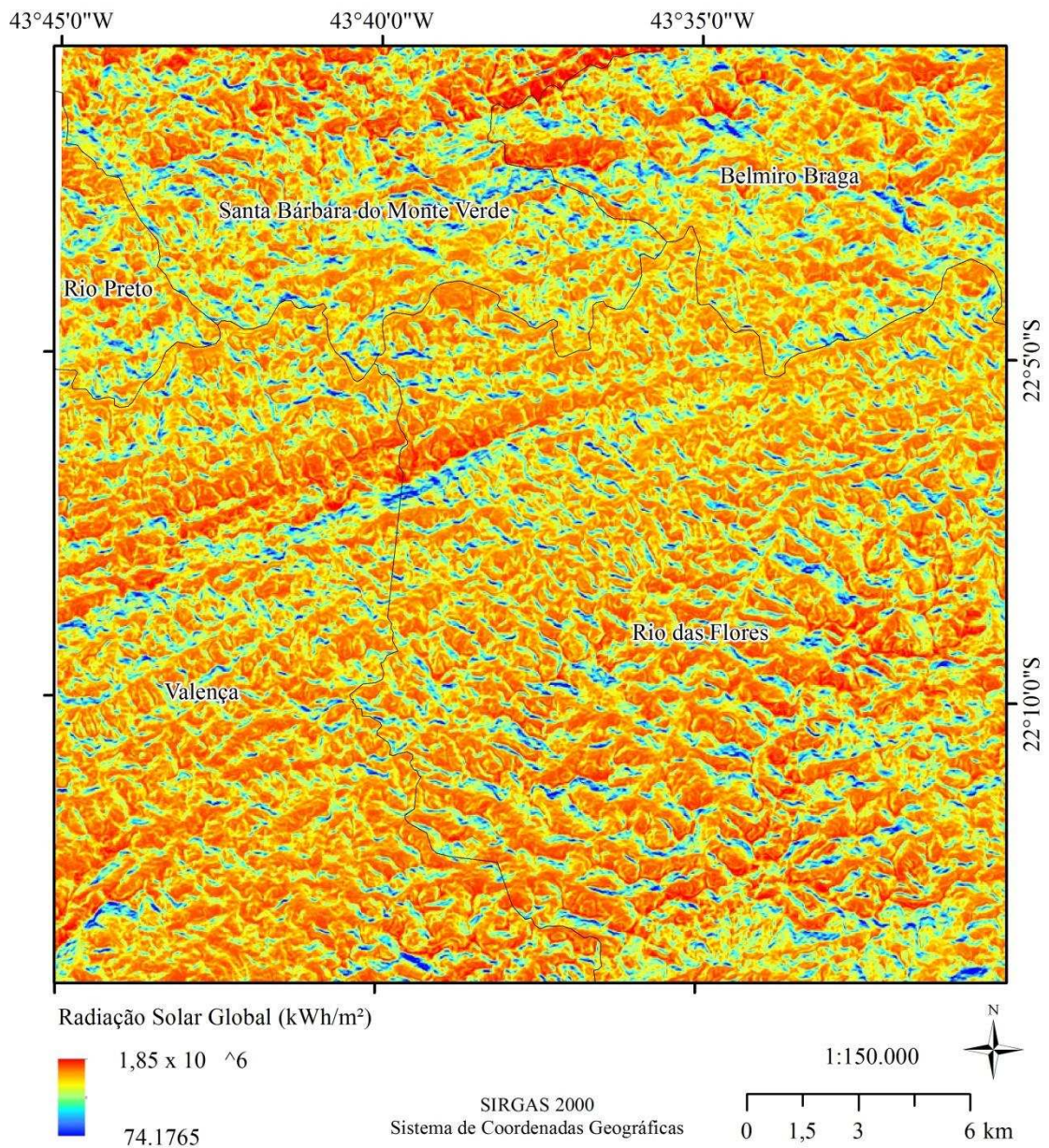
**Anexo 1.2** – Plano de informação de inclinação (%) derivado do modelo digital de elevação ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) com pixel de 1 arco de segundo.





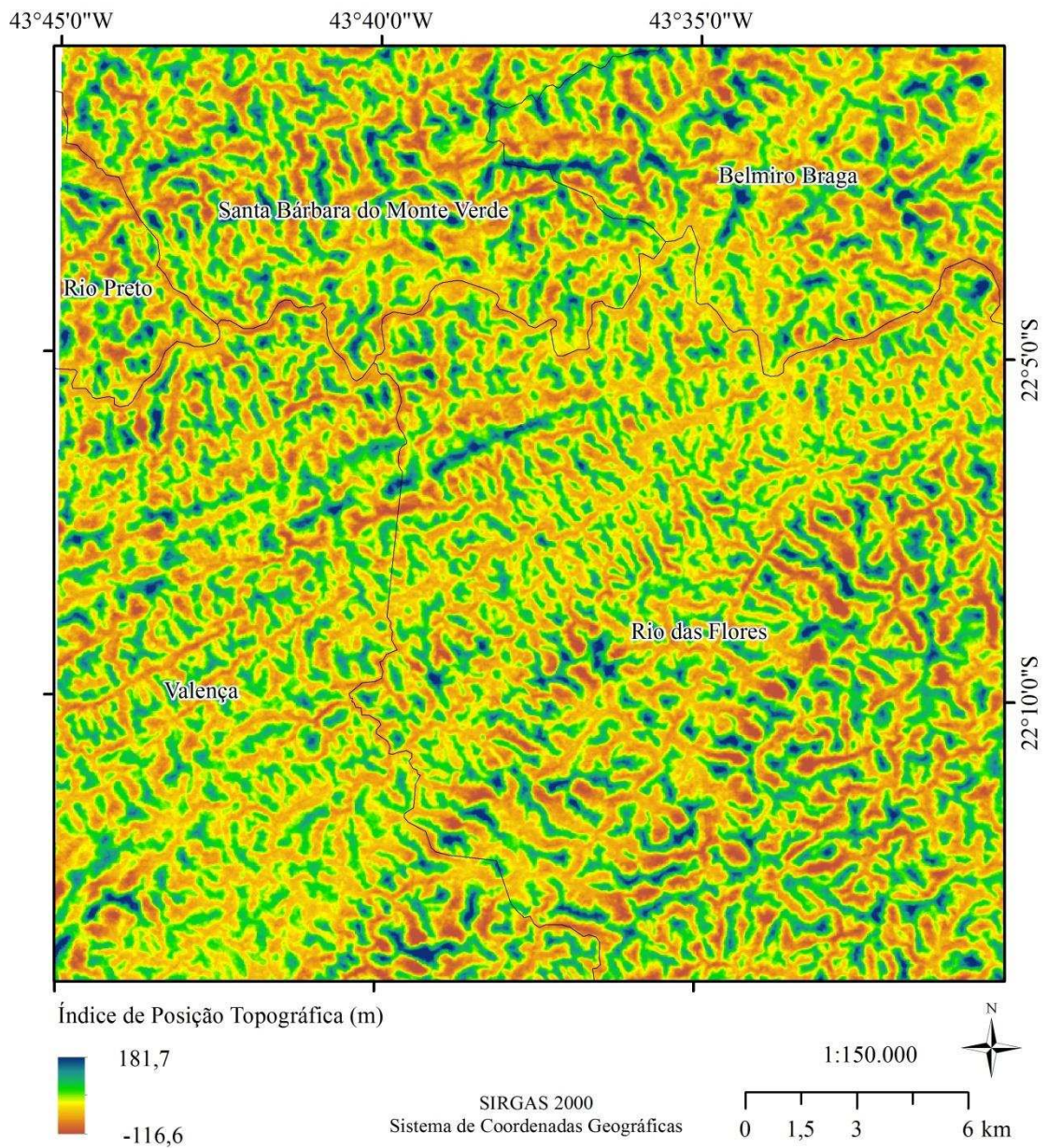
**Anexo 1.3** – Plano de informação orientação das vertentes derivado do modelo digital de elevação ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) com pixel de 1 arco de segundo. Plano ( $-1^{\circ}$  a  $0^{\circ}$ ), Norte ( $337,5^{\circ}$  a  $22,49^{\circ}$ ), Nordeste ( $22,5^{\circ}$  a  $67,49^{\circ}$ ), Leste ( $67,5^{\circ}$  a  $112,49^{\circ}$ ), Sudeste ( $112,5^{\circ}$  a  $157,49^{\circ}$ ), Sul ( $157,5^{\circ}$  a  $202,49^{\circ}$ ), Sudoeste ( $202,5^{\circ}$  a  $247,49^{\circ}$ ), Oeste ( $247,5^{\circ}$  a  $292,49^{\circ}$ ) e Noroeste ( $292,5^{\circ}$  a  $337,49^{\circ}$ ).



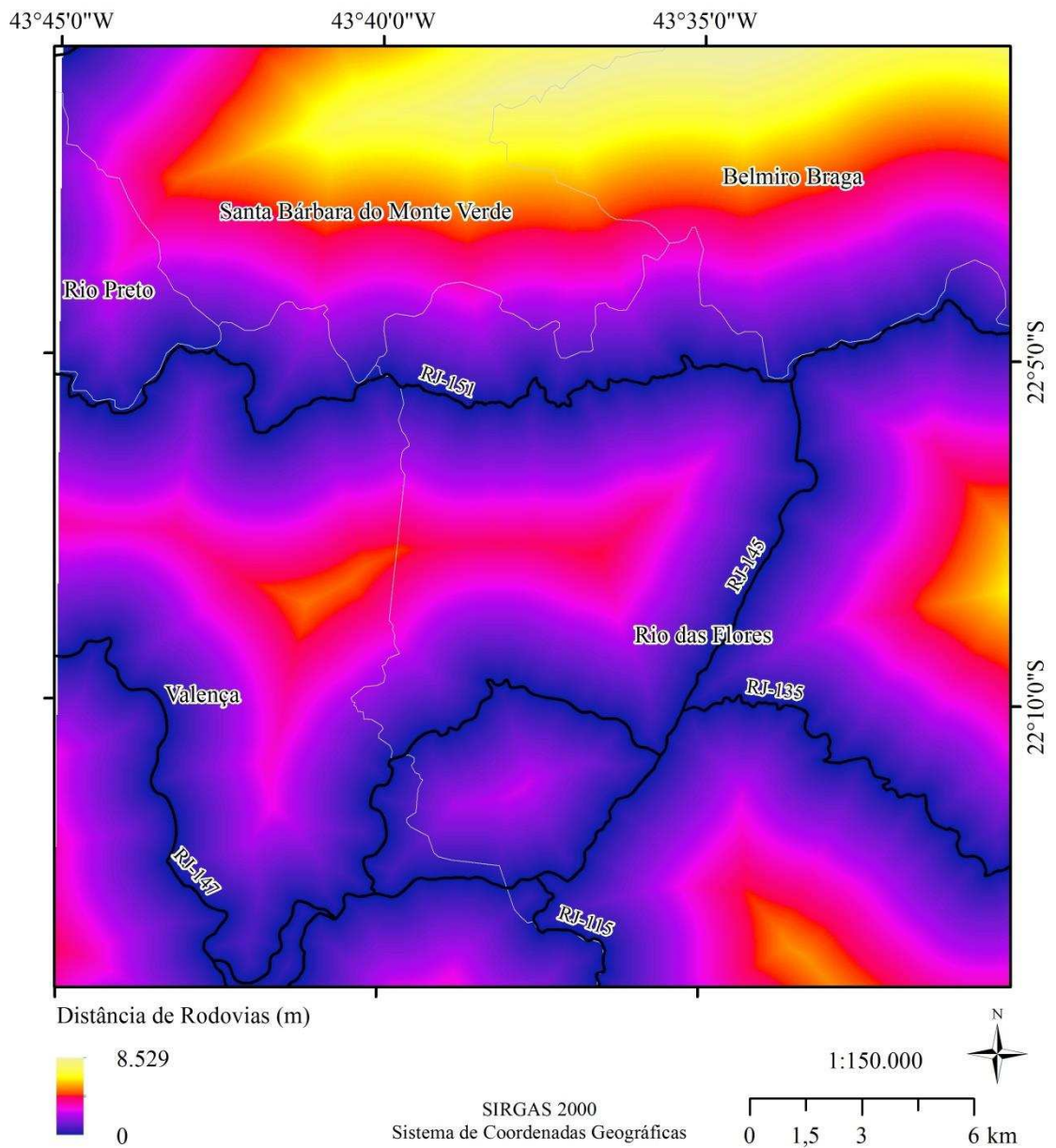


**Anexo 1.4** – Plano de informação de Radiação Solar Global (kWh/m<sup>2</sup>) derivado do modelo digital de elevação ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) com pixel de 1 arco de segundo. Foi utilizado o algoritmo *solar analyst* descrito por Fu e Rich (1999).



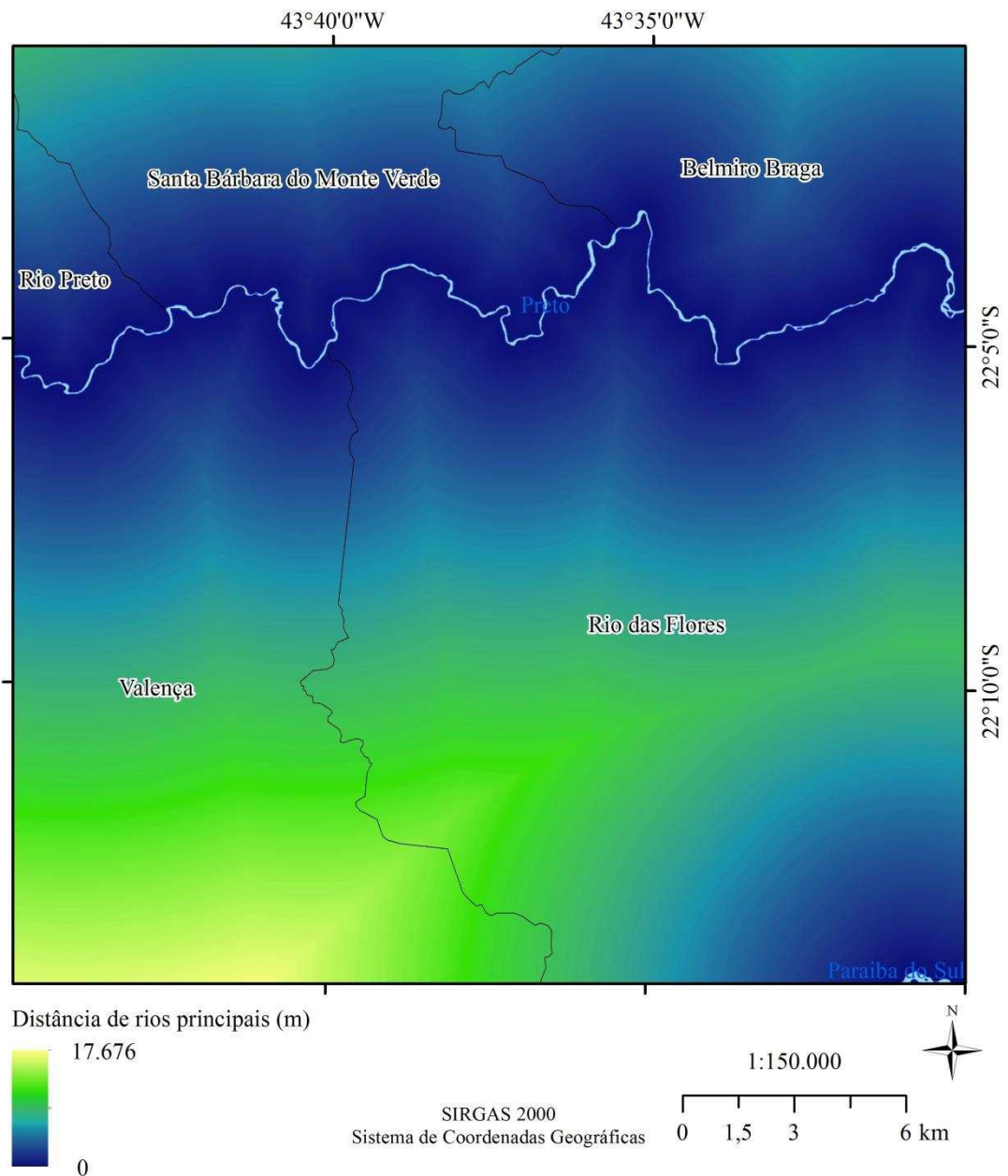


**Anexo 1.5** – Plano de informação de Índice de Posição Topográfica (m) derivado do modelo digital de elevação ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) com pixel de 1 arco de segundo. Foi utilizada a metodologia de Weiss (2001), e adotou-se um contexto de vizinhança de 33x33 pixels.

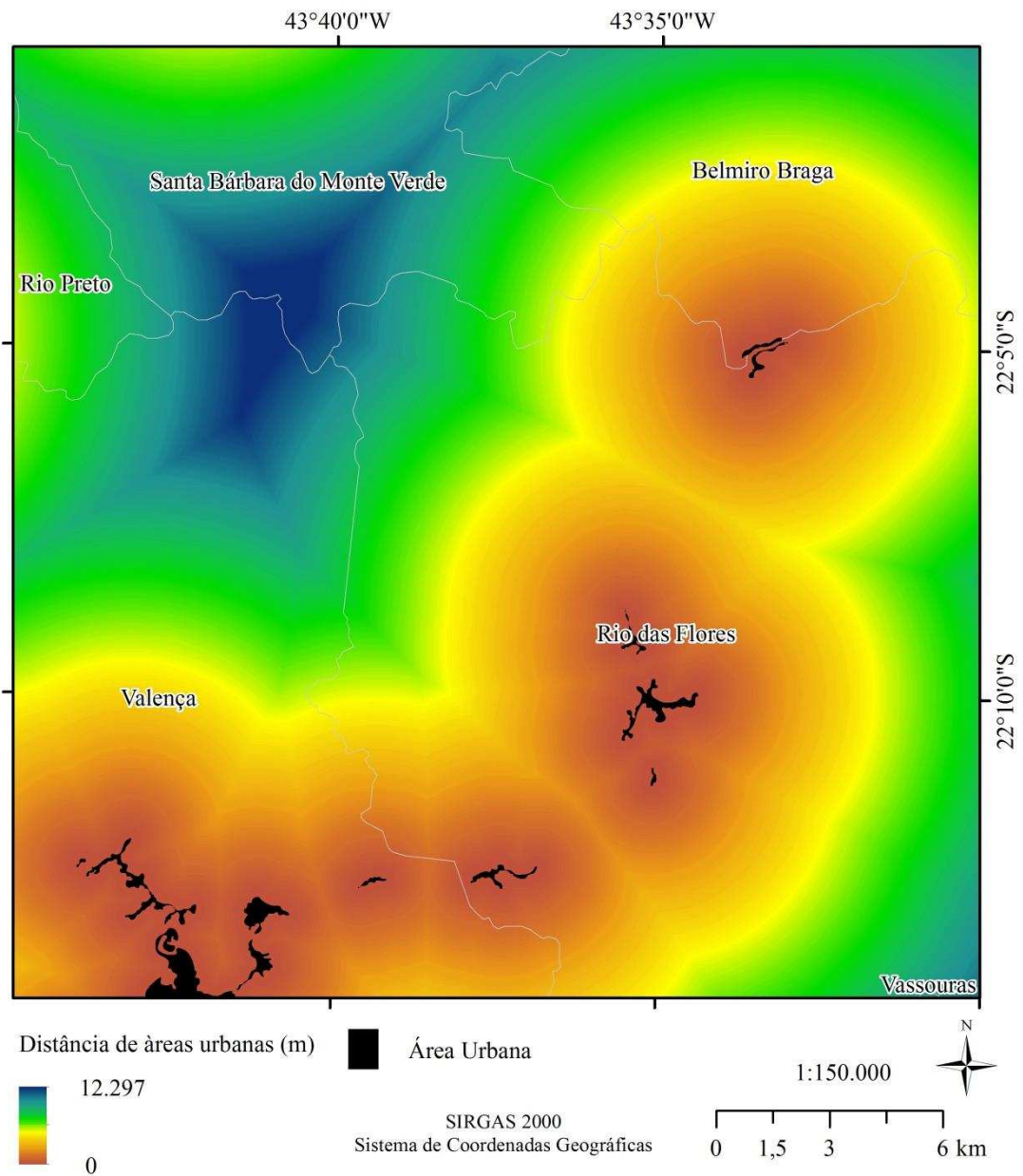


**Anexo 1.6** – Plano de informação de Distância euclidiana de Rodovias (m). O arquivo vetorial de rodovias foi obtido da Carta Topográfica SF-23-Z-A-III-2 (1:50.000) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).



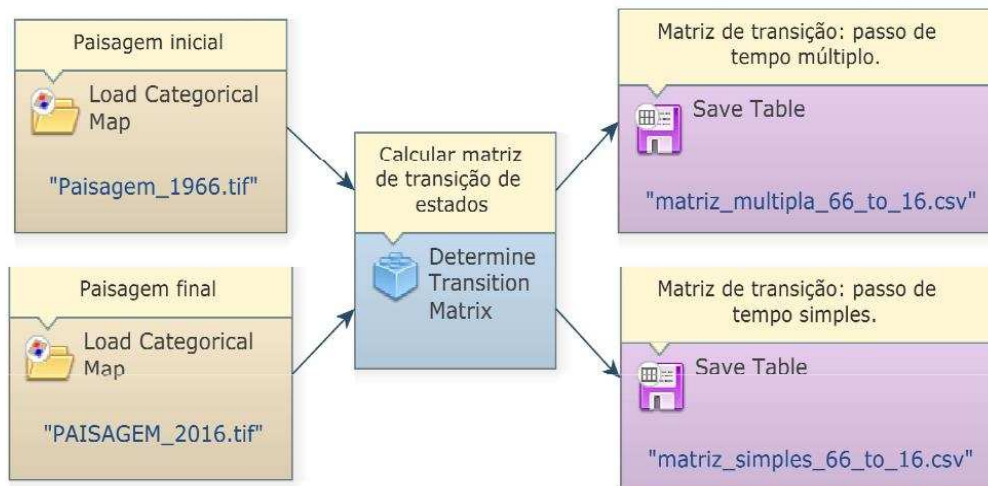


**Anexo 1.7** – Plano de informação de Distância euclidiana de Rios Principais (m). O arquivo vetorial de rios foi obtido da Carta Topográfica SF-23-Z-A-III-2 (1:50.000) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

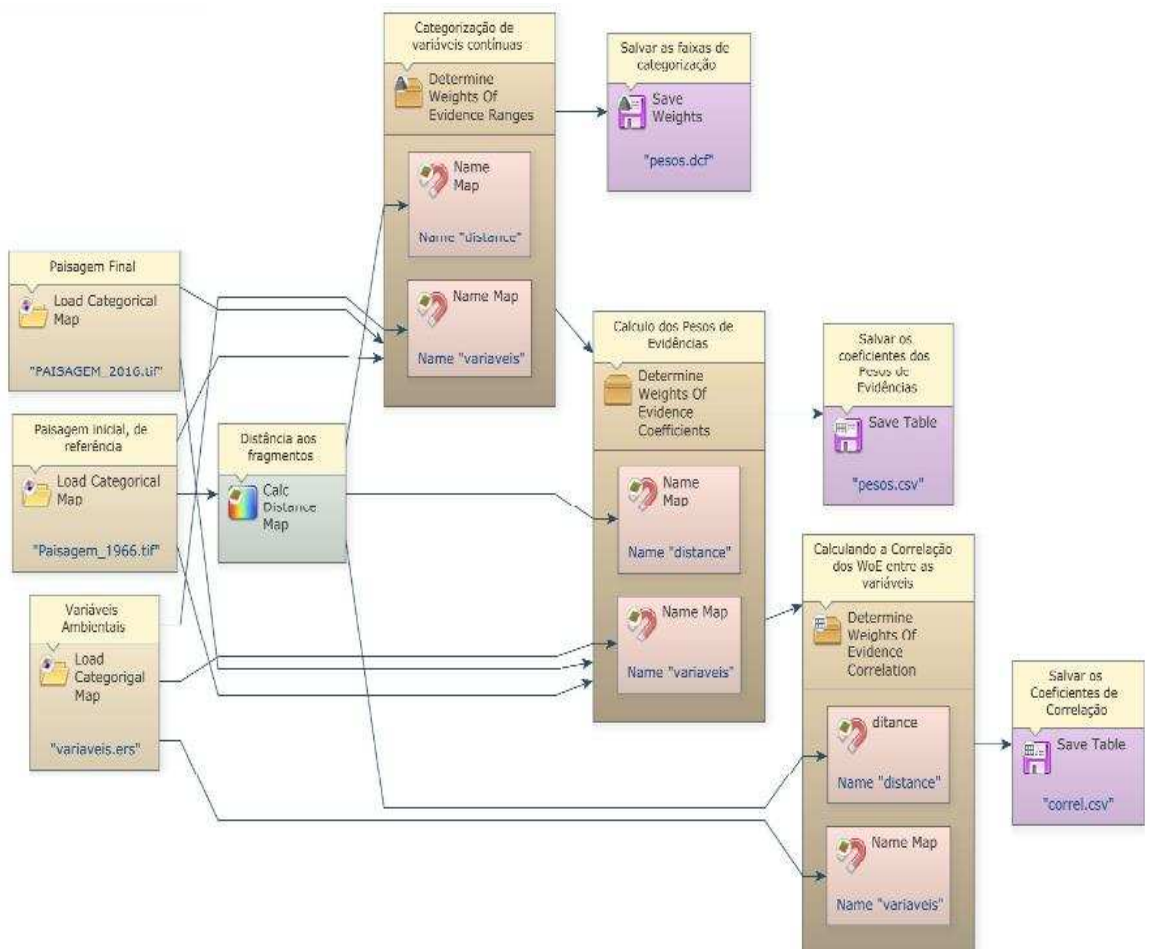


**Anexo 1.8** – Plano de informação de Distância euclidiana de Áreas Urbanas (m). O arquivo vetorial de áreas urbanas foi obtido da Carta Topográfica SF-23-Z-A-III-2 (1:50.000) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

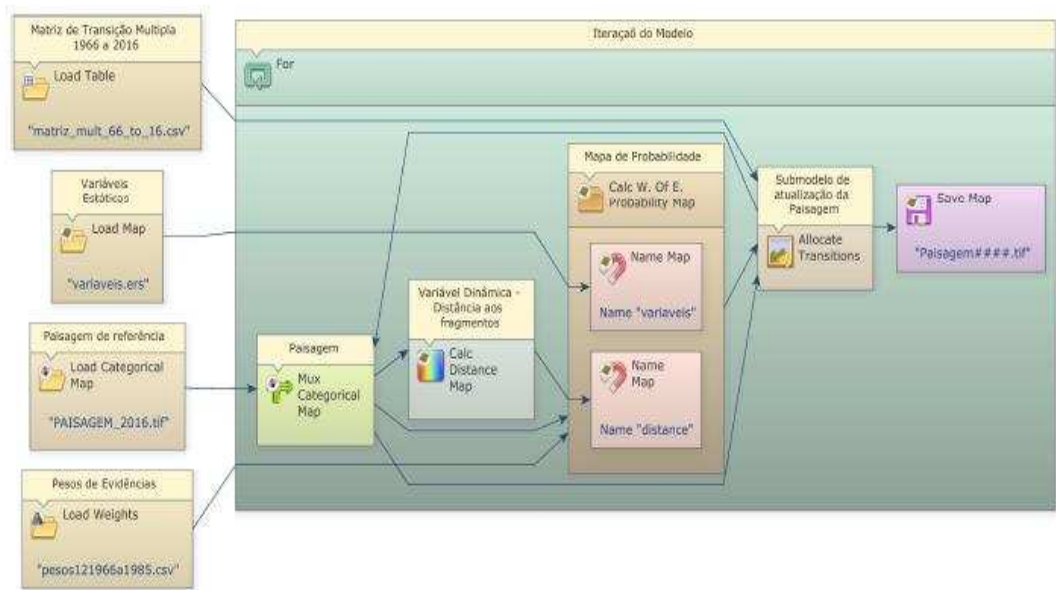
## Anexo 2. Modelos estruturados no DINAMICA EGO



**Anexo 2.1** -Determinação das matrizes de transição de estados para o período de 1966 a 2016 em ambiente DINAMICA-EGO. Os ‘passos de tempo’ referem-se ao intervalo de tempo entre duas paisagens. Neste estudo, considerou-se ‘passo de tempo’ o intervalo de 1 ano e portanto de 1966 a 2016 foram contabilizados 50 passos de tempo.



**Anexo 2.2** -Modelagem da paisagem.



**Anexo 2.3 - Prognose da paisagem para 2066.**