



***CARTOGRAFIA MULTI-ESCALA DE
ALTERAÇÕES DO COBERTO FLORESTAL
COM IMAGENS DE SATÉLITE***

Ricardo Ferreira Armas Gonçalves

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do
grau de Mestre em Ciência e Sistemas de Informação Geográfica

Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação
da Universidade Nova de Lisboa

CARTOGRAFIA MULTI-ESCALA DE ALTERAÇÕES DO COBERTO FLORESTAL COM IMAGENS DE SATÉLITE

Dissertação orientada por
Professor Doutor Mário Sílvio Rochinha de Andrade Caetano

Maio de 2005

AGRADECIMENTOS

Para a elaboração desta dissertação beneficiei de muitos contributos das mais variadas formas, quer na troca de opiniões, no apoio logístico ou, simplesmente, no apoio amigo. Na impossibilidade de agradecer a todos, referencio aqueles que, de algum modo, mais se destacaram.

Em primeiro lugar, um agradecimento especial ao Professor Doutor Mário Sílvia Rochinha de Andrade Caetano, meu orientador, pelos conhecimentos que me transmitiu e pelos seus conselhos e sugestões sempre oportunos.

Ao Instituto Geográfico Português que, no âmbito do projecto “Utilização de Imagens de Satélite para Cartografia Automática de Cortes e Novas Plantações Florestais”, projecto nº 130 do programa Agro, Medida 8 – Desenvolvimento tecnológico e demonstração, Acção 8.1, Desenvolvimento experimental e demonstração (DE&D), me proporcionou a possibilidade de realização desta dissertação.

Ao Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, por ter tornado possível a realização deste mestrado e pela simpatia que, em todas as ocasiões, muitos dos seus elementos me manifestaram.

Um agradecimento especial ao meu colega no Instituto Geográfico Português, Hugo Carrão, pela sua permanente disponibilidade para me ajudar nas mais diversas situações e pelas suas opiniões sempre pertinentes.

À minha família pelo apoio e incentivo para a obtenção deste grau a que agora me proponho.

Ricardo Ferreira Armas Gonçalves

CARTOGRAFIA MULTI-ESCALA DE ALTERAÇÕES DO COBERTO FLORESTAL COM IMAGENS DE SATÉLITE

RESUMO

Nesta dissertação apresenta-se um estudo sobre a influência da resolução espacial na detecção de alterações do coberto florestal.

Numa revisão bibliográfica analisa-se os princípios da radiação eletromagnética, o comportamento espectral das principais alterações do coberto florestal (áreas ardidas, cortes florestais e novas plantações), os métodos de detecção de alterações baseados em dados de observação da Terra e os efeitos da escala na extração deste tipo de informação.

Após a selecção de uma metodologia de detecção de alterações, procura-se identificar as principais alterações do coberto florestal ocorridas em Portugal Continental entre os Outonos de 2002 e 2003. Esta metodologia é aplicada a três imagens com diferentes resoluções espaciais (250, 500 e 1000 metros) e a todas as combinações possíveis de um conjunto de parâmetros (limiar de detecção, unidade mínima cartográfica e máscaras de análise). Os resultados são analisados com base em índices de avaliação de qualidade (erros de comissão e de omissão), através de comparação com dados de referência. Analisa-se os efeitos das diferentes resoluções espaciais nos resultados desta detecção.

Tendo por base duas metodologias distintas, selecciona-se os melhores resultados para cada imagem e conjunto de parâmetros. Os resultados obtidos permitiram concluir que os cortes e novas plantações não conseguem ser detectados, com qualidade, por nenhuma das resoluções espaciais aplicadas. No caso das áreas ardidas, obteve-se, na área de estudo, uma média de erros de 36, 23 %. No entanto, o conjunto de parâmetros que conduziu àqueles resultados, quando aplicado a uma área maior e mais homogénea, levou a uma diminuição da média de erros para cerca de 17,5%. Com este conjunto de parâmetros foi desenvolvido um sistema automático de detecção de áreas ardidas.

MULTI-SCALE FOREST COVER CHANGES CARTOGRAPHY WITH SATELLITE IMAGERY

ABSTRACT

This dissertation presents a study over the spatial resolution influence in forest change detection.

In a bibliographic research, several subjects are analysed: the principles of electromagnetic radiation, the spectral behaviour of the most important forest changes (burned áreas, clear cuts and new plantations), the change detection methods based on Earth observation data and the scale effects on this information extraction.

After the selection of a change detection methodology, we try to identify the main forest cover changes occurred in Portugal Mainland between the autumns of 2002 and 2003. This methodology is applied to three images with different spatial resolutions (250, 500 e 1000 meters) and to all the possible combinations of a group of parameters (change threshold, minimum mapping unit and analysis masks). Based on quality evaluation indices (commission and omission errors) the results are analysed by the comparison with reference data. The effects of the different spatial resolutions on the results of this detection are analysed.

Given two distinct methodologies, the best results are selected for each image and parameters combination. The achieved results led us to the conclusion that clear cuts and new plantations couldn't be detected, with quality, with the spatial resolutions applied. In the case of burned areas, in the study area, an errors average of 36, 23 % was achieved. However, the parameters combination that led us to those results, when applied to a larger and homogeneous area, generated a decrease of the errors average to circa 17,5%. With this parameter combination an automatic system for burned areas detection was developed.

PALAVRAS-CHAVE

Detecção remota
Detecção de alterações
Alterações do coberto florestal
Incêndios florestais
Cortes florestais
Novas plantações
Escala
Multi-escala

KEYWORDS

Remote sensing
Change detection
Forest cover changes
Forest fires
Forest clear cuts
New forest plantations
Scale
Multi-scale

ABREVIATURAS

ALS - Advanced Landsat Sensor
ARVI - Atmosphere Resistant Vegetation Index
AVHRR - Advanced Very High Resolution Radiometer
BRDF - Bidirectional Reflectance Distribution Function
CCRS - Canadian Centre for Remote Sensing
CLC 2000 - CORINE Land Cover 2000
CP – Componente principal
EEA – European Environment Agency
EOS - Earth Observing System
ETM+ - Enhanced Thematic Mapper Plus
GPS - Global Positioning System
HRG - High Resolution Geometric
HRVIR - High Resolution Visible Infrared
IFOV - Instantaneous Field of View
IHS - Intensity-Hue-Saturation
IRS – Indian Remote Sensing
IVP – Infravermelho próximo
JRC - Joint Research Centre
LIDAR - LIght Detection And Ranging
MAUP- Modifiable Area Unit Problem
MERIS - Medium Resolution Imaging Spectrometer
MISR - Multi-angle imaging Spectro-radiometer
MODIS - Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MSS - Multispectral Scanner
NASA - National Aeronautics and Space Administration
NDs – Números digitais
NDSWIR - Normalized Difference Short Wavelength Infrared
NDVI - Normalized Difference Vegetation Index

NOAA –National Oceanic and Atmospheric Administration

PAN – Pancromática

Pixels -Picture elements

RGB – Red Green Blue

RMSE - Root mean square error

SAR - Synthetic Aperture Radar

SAVI - Soil Adjusted Vegetation Index

SPOT - Satellite Pour l'Observation de la Terre

TM – Thematic Mapper

UMC – Unidade Mínima Cartográfica

VAR – Variância

Ver – Vermelho

ÍNDICE DO TEXTO

	Pág.
AGRADECIMENTOS.....	III
RESUMO	IV
ABSTRACT	V
PALAVRAS-CHAVE.....	VI
KEYWORDS	VI
ABREVIATURAS.....	VII
ÍNDICE DE TABELAS	XIII
ÍNDICE DE FIGURAS	XVI
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Enquadramento	1
1.2. Observação da Terra e as alterações do coberto florestal.....	3
1.3. Objectivos	7
1.4. Estrutura da dissertação	9
2. RADIAÇÃO ELECTROMAGNÉTICA E VEGETAÇÃO	13
2.1. Princípios da radiação electromagnética.....	13
2.2. Padrão espectral dos principais elementos da superfície terrestre	15
2.2.1. Padrão espectral da vegetação	16
2.2.2. Padrão espectral de superfícies de água.....	18
2.2.3. Padrão espectral de solos	19
2.3. Dados de observação da Terra no estudo da vegetação	21
2.3.1. Índices de vegetação	22
2.3.2. Análise de componentes principais.....	26

2.3.3. Transformação <i>Tasseled Cap</i>	28
3. DETECÇÃO DE ALTERAÇÕES COM BASE EM DADOS DE OBSERVAÇÃO DA TERRA.....	31
3.1. Metodologias para detecção de alterações	31
3.1.1 Interpretação visual, seguida de digitalização manual.....	32
3.1.2 Álgebra de bandas ou de transformações de bandas.....	32
3.1.3 Métodos com bandas multidata	33
3.1.4 Análise de vectores de alteração	34
3.1.5 Comparação pós-classificação	36
3.1.6 Métodos híbridos	37
3.1.7 Métodos mistos.....	38
3.2. Definição de limiares de alteração	38
3.3. Conclusões sobre metodologias de detecção de alterações.....	39
4. DETECÇÃO REMOTA E ALTERAÇÕES DO COBERTO FLORESTAL	43
4.1. Tipologia e definição de alterações de coberto florestal.....	43
4.2. Características espectrais de alterações do coberto florestal.....	44
4.2.1. Características espectrais de áreas ardidas.....	45
4.2.2. Características espectrais de cortes florestais	53
4.2.3. Características espectrais de novas plantações	61
4.3. Conclusões sobre alterações do coberto florestal.....	68
5. EFEITOS DA ESCALA NA CARACTERIZAÇÃO DE DADOS DERIVADOS DA OBSERVAÇÃO DA TERRA.....	73
5.1. Tipos de escala.....	73
5.1.1 Escala cartográfica ou escala de mapa.....	74
5.1.2 Escala geográfica ou escala de observação.....	75
5.1.3 Escala operacional	76
5.1.4 Escala de medida ou resolução espacial	76
5.1.5 Relações entre escalas.....	77
5.2. Unidade Mínima Cartográfica	78
5.3. Problema da Unidade de Área Modificável.....	80
5.4. Quantificação dos efeitos do MAUP	84

5.4.1 Índices de avaliação de qualidade.....	85
5.4.2 Indicadores estatísticos – Variância.....	86
5.4.3 Indicadores de paisagem – Dimensão Fractal.....	89
5.5. Conclusões sobre escala em imagens de observação da Terra	90
6. METODOLOGIA DE DETECÇÃO DE ALTERAÇÕES	92
6.1. Área de estudo e dados utilizados	93
6.1.1. Selecção da área de estudo.....	93
6.1.2. Caracterização das imagens MODIS utilizadas	94
6.1.3. Informação auxiliar utilizada	99
6.2. Metodologia	103
6.2.1. Método de detecção de alterações.....	106
6.2.2. Aplicação de diferentes limiares de detecção de alterações.....	106
6.2.3. Aplicação de diferentes Unidades Mínimas Cartográficas	107
6.2.4. Aplicação de diferentes máscaras de análise	108
6.3. Avaliação da cartografia produzida	109
6.4. Desenvolvimento da metodologia.....	110
7. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	114
7.1. Características físicas das alterações do coberto florestal.....	115
7.2. O efeito do limiar de detecção de alteração.....	119
7.3. O efeito da unidade mínima cartográfica.....	125
7.4. O efeito das máscaras de análise	128
7.5. Selecção de parâmetros.....	132
7.5.1. Selecção pela minimização da média dos erros	133
7.5.2. Selecção pela minimização dos erros de omissão.....	138
7.6. Conclusões.....	142
8. CONCLUSÕES.....	148
8.1. Síntese do trabalho desenvolvido	148
8.2. Perspectivas futuras.....	152
8.3. Considerações finais.....	153
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	154

ÍNDICE DE AUTORES	173
ANEXOS	176
Anexo 1. Entidades espaciais utilizadas na elaboração dos gráficos de resposta espectral ..	177
Anexo 2. Nomenclatura CORINE Land Cover	178
Anexo 3. Erros de Comissão e Omissão obtidos com todas as combinações de parâmetros	180
Anexo 4. Sistema de detecção automática de alterações	205

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1. Ponderações atribuídas a cada banda original do sensor MSS para a transformação Tasseled Cap	29
Tabela 2.2. Ponderações atribuídas a cada banda original do sensor TM para a transformação Tasseled Cap	30
Tabela 6.1. Correspondência entre o número de pixels e área (ha) da UMC utilizada para cada tipo de imagem	108
Tabela 7.1. Compacidade média e número de elementos em cada tipo de alteração do coberto florestal	116
Tabela 7.2. Percentagem e total de área de alteração pertencente a elementos com áreas compreendidas entre diferentes intervalos de áreas	117
Tabela 7.3. Percentagem e total de elementos alterados com área compreendida entre diferentes intervalos de áreas	117
Tabela 7.4. Variação dos erros de omissão obtidos na detecção do conjunto de todas as alterações do coberto florestal, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC	121
Tabela 7.5. Variação dos erros de omissão obtidos na detecção das áreas ardidas, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC	121
Tabela 7.6. Variação dos erros de comissão obtidos na detecção do conjunto de todas as alterações do coberto florestal, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC	122
Tabela 7.7. Variação dos erros de comissão obtidos na detecção das áreas ardidas, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC	122
Tabela 7.8. Variação da média dos erros de comissão e de omissão obtidos na detecção do conjunto de todas as alterações do coberto florestal, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC	123

Tabela 7.9. Variação da média dos erros de comissão e de omissão obtidos na detecção das áreas ardidas, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC.....	123
Tabela 7.10. Variação dos erros de comissão e de omissão na detecção do conjunto integrado de alterações, ao longo das diferentes máscaras de análise utilizadas, para um desvio-padrão de 0,75 e uma UMC de 1 <i>pixel</i>	130
Tabela 7.11. Variação dos erros de comissão e de omissão na detecção de áreas ardidas, ao longo das diferentes máscaras de análise utilizadas, para um desvio-padrão de 0,75 e uma UMC de 1 <i>pixel</i>	131
Tabela 7.12. Selecção dos melhores resultados para o conjunto integrado de alterações, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 250	133
Tabela 7.13. Selecção dos melhores resultados para o conjunto integrado de alterações, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 500	133
Tabela 7.14. Selecção dos melhores resultados para o conjunto integrado de alterações, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 1000	134
Tabela 7.15. Selecção dos melhores resultados para as áreas ardidas, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 250.....	135
Tabela 7.16. Selecção dos melhores resultados para as áreas ardidas, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 500.....	135
Tabela 7.17. Selecção dos melhores resultados para as áreas ardidas, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 1000.....	136
Tabela 7.18. Selecção dos melhores resultados para o conjunto integrado de alterações, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão	137
Tabela 7.19. Selecção dos melhores resultados para as áreas ardidas, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão	137

Tabela 7.20. Resultados obtidos nas imagens MODIS 250 para a detecção de áreas ardidas, através da minimização dos erros de omissão e aplicação de limiares de diferenciação	140
Tabela 7.21. Resultados obtidos nas imagens MODIS 500 para a detecção de áreas ardidas, através da minimização dos erros de omissão e aplicação de limiares de diferenciação	140
Tabela 7.22. Resultados obtidos nas imagens MODIS 1000 para a detecção de áreas ardidas, através da minimização dos erros de omissão e aplicação de limiares de diferenciação	140
Tabela 7.23. Melhores combinações de parâmetros identificadas para as UMCs de 5.37, 21.47, 42.93, 85.86 e 171.73 hectares, com selecção de resultados através da minimização da média dos erros de omissão e de comissão.....	146

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Estrutura da Dissertação	10
Figura 2.1. Radiação electromagnética, comprimento de onda e frequência	14
Figura 2.2. Espectro Electromagnético	14
Figura 2.3. Curva da reflectância espectral da vegetação	17
Figura 2.4. Curva de reflectância espectral das superfícies de água.....	19
Figura 2.5. Curva da reflectância espectral dos solos	21
Figura 2.6. Representação da relação espacial entre os eixos iniciais (X1 e X2) e as componentes principais (PC 1 e PC 2).	27
Figura 4.1. Curva da reflectância espectral dos principais elementos que ocupam o solo e alterações do coberto florestal.....	45
Figura 4.2. Evolução temporal das áreas ardidas.....	46
Figura 4.3. Curva da reflectância espectral de superfícies de água, áreas de solo nu, vegetação e áreas ardidas com materiais carbonizados	47
Figura 4.4. Curva da reflectância espectral da vegetação, superfícies de água, áreas de solo nu e cortes florestais	56
Figura 4.5. Evolução temporal das novas plantações	62
Figura 4.6. Possíveis aparências de uma nova plantação	67
Figura 5.1. Elementos do cálculo do campo de visão instantâneo	77
Figura 6.1. Área de estudo e respectivo NDVI de 2003, derivado de imagens MODIS com 250 metros de resolução espacial.....	94
Figura 6.2. Área de abrangência das imagens MODIS que cobrem Portugal Continental.....	96
Figura 6.3. NDVI do ano de 2003, referentes aos diferentes produtos MODIS utilizados.....	99
Figura 6.4. Área ardida digitalizada após interpretação visual de imagem SPOT ..	102
Figura 6.5. Cartografia de ocupação do solo CLC2000 para a área de estudo.....	103
Figura 6.6. Esquema da metodologia aplicada	105

Figura 6.7. Metodologia de detecção de alterações pela diferença de índices de vegetação	107
Figura 7.1. Relação existente entre a área dos <i>pixels</i> das diferentes imagens utilizadas	115
Figura 7.2. Aplicação de diferentes valores de desvio-padrão para a detecção de alterações do coberto florestal	120
Figura 7.3. Evolução da área das UMC com as diferentes imagens.....	125
Figura 7.4. Exemplo da influência da UMC nos erros de comissão e de omissão na detecção de alterações do coberto florestal.....	126
Figura 7.5. Variação dos erros de comissão e de omissão da cartografia do conjunto integrado de alterações do coberto florestal com as diferentes UMC	126
Figura 7.6. Variação dos erros de comissão e de omissão da cartografia de áreas ardidas com as diferentes UMC.....	127
Figura 7.7. Eliminação de erros de comissão com aplicação da máscara de análise integrada.....	129
Figura 7.8. Reflectância espectral da vegetação e principais alterações do coberto florestal	139

1. INTRODUÇÃO

1.1. Enquadramento

Quase todos os aspectos da vida humana estão directa, ou indirectamente, relacionados com a floresta. Quando a cobertura florestal sofre alterações, podem resultar, para a nossa saúde, economia e ambiente, consequências de elevada magnitude (Kaufman, 2001b). Em termos económicos, a gestão sustentável da floresta permite a sua contínua exploração que, por sua vez, permite o fornecimento de materiais de utilidade diária como, por exemplo, ingredientes médicos ou materiais de construção. No aspecto ambiental, a floresta serve, entre outros aspectos, para equilibrar o regime hidrológico e proteger os solos, evitando a sua erosão e sedimentação de rios, dificultando a navegabilidade e o consumo de água doce, afectando, consequentemente, a economia humana. A floresta é a base para a biodiversidade existente na maioria dos ecossistemas, fornecendo abrigo e alimento para todo o tipo de animais (incluindo humanos).

A floresta é, acima de tudo, uma reserva de dióxido de carbono que controla as alterações do clima do nosso planeta, e uma fornecedora de oxigénio, sem o qual a vida na Terra seria impossível.

Este recurso natural, nestes últimos séculos, foi sendo alterado de tal forma que as consequências têm sido óbvias; tem havido uma perda do equilíbrio dos ecossistemas, devido ao mau planeamento ou, simplesmente, devido à falta dele. As alterações devem-se, sobretudo, ao desaparecimento da floresta que é uma das maiores fontes naturais de armazenamento de dióxido de carbono (entre outros gases com efeito de estufa); este é armazenado ao longo dos tempos, através do processo de fotossíntese e, quando há destruição da floresta (por combustão da biomassa ou degradação por outros factores), não só são libertados centenas de anos de armazenamento de gases com efeito de estufa, bem como, enquanto a vegetação não é reposta, se elimina esta importante actividade de retenção (Kaufman, 2001a).

A biomassa da floresta tem uma relação directa com a quantidade de carbono nela presente (cerca de metade do seu peso a seco) (Kucera e Yasuoka, 2001; Leckie

et al., 2000). Este facto leva a que a detecção remota seja uma ferramenta crucial para identificar e quantificar as alterações ao carbono, através da quantificação das alterações da biomassa da floresta.

Em 1997 foi assinado o Protocolo de Quioto segundo o qual Portugal, entre outros países, se comprometia a monitorizar e controlar a emissão de gases com o efeito de estufa¹ (United Nations, 1997). Assim, e a par com a União Europeia, Portugal comprometeu-se a reduzir, face ao ano de 1990, estas emissões em 8 % (os restantes países comprometeram-se a fazer uma redução de apenas 5%), até ao quinquénio de 2008-2012 (Belward, 1999).

Uma grande vantagem do nosso País, aquando da assinatura do referido Protocolo, era o facto de possuir uma grande massa florestal que é a forma mais natural e eficaz de controlar a emissão deste tipo de gases, principalmente através da retenção do dióxido de carbono. Contudo, como consequência do mau planeamento florestal sucessivo, esta situação tem vindo a ser alterada.

No Verão de 2003, os incêndios florestais em Portugal Continental ocorreram com tal intensidade e afectaram áreas de tal forma extensas e diversas que, além dos efeitos provocados nas pessoas e no ecossistema, afectaram, também, a já frágil situação de Portugal perante o cumprimento do Protocolo de Quioto. Estes incêndios provocaram directamente uma enorme produção de gases com efeito de estufa, bem como, indirectamente, destruíram grande parte na nossa fonte de retenção dos mesmos. Após estes acontecimentos, devido à sua extensão, houve uma maior necessidade de melhor gerir o espaço florestal com o intuito não só de proteger o maior recurso natural existente em Portugal, mas também para tentar melhorar a nossa actual situação perante o Protocolo de Quioto.

Os incêndios florestais, cortes e novas plantações, são as principais alterações do coberto florestal em Portugal Continental. A sua detecção e identificação prendem com a necessidade de actualização de cartografia, elaboração de estatísticas e inventários florestais. Para esta finalidade, principalmente no seguimento do Protocolo de Quioto (United Nations, 1997), torna-se crucial a existência de ferramentas que possam identificar e monitorizar alterações ao coberto florestal, de

¹ Dióxido de Carbono (CO₂), Metano (CH₄), Óxido Nitroso (N₂O), Hidrofluorcarbonos (HFCs), Perfluorcarbonos (PFCs) e Hexafluoreto de enxofre (SF₆).

forma a obter informação, o mais concreta possível, para uma melhor gestão e quantificação da principal fonte de retenção do carbono – as florestas.

Nesta perspectiva, esta problemática tem de ser abordada de diversos pontos de vista:

- A existência de vegetação que retém os gases que levam ao efeito de estufa, principalmente o dióxido de carbono.
- As alterações efectuadas a esta importantíssima fonte de retenção.
- A identificação e perfeita delimitação das áreas afectadas por alterações, de modo a obter e reportar esta informação concreta para o processo de gestão deste recurso natural.
- A monitorização da vegetação, de forma a garantir o equilíbrio do ecossistema, facilitando o bom planeamento florestal e evitando os processos degenerativos como, por exemplo, os incêndios florestais.

Um processo operacional transversal a todos os domínios desta problemática e cujo objectivo principal seja o de planeamento florestal, deve possuir um sistema que consiga localizar, identificar (diferenciar entre as diversas alterações do coberto florestal - áreas ardidas, cortes ou novas plantações) e quantificar a afectação da vegetação e identificar e monitorizar o crescimento da vegetação em regeneração ou da vegetação posteriormente plantada.

Para evitar as consequências negativas das alterações do coberto florestal, existe a necessidade de criar um sistema que permita a aquisição de informação sobre a nova vegetação, passando pela identificação das diversas formações vegetais e sua monitorização com o recurso a imagens de satélite, de forma a fornecer uma ferramenta para a aplicação da legislação ambiental (Barbosa *et al.*, 2000).

1.2. Observação da Terra e as alterações do coberto florestal

As imagens de observação da Terra têm demonstrado que constituem uma ferramenta importantíssima para a monitorização e gestão do espaço florestal, através da sua capacidade em permitir o estudo da interacção entre a vegetação e a radiação electromagnética (Rosenqvist *et al.*, 1999; Rosenqvist *et al.*, 2003). A utilização destas imagens para elaboração de cartografia de ocupação do solo e, consequentemente, para detecção de alterações no coberto florestal, quando

comparada com outro tipo de metodologias (como, por exemplo, o levantamento directo no terreno ou as fotografias aéreas), apresenta vantagens e desvantagens.

- Principais vantagens (Caetano *et al.*, 2002):
 - Baixo custo de aquisição.
 - Possibilidade de adquirir dados sobre zonas inóspitas.
 - Disponibilidade de dados em formato digital.
 - Possibilidade de utilização de métodos automáticos, conduzindo a um menor custo e evitando o tempo e ambiguidade da interpretação visual dos foto-intérpretes.
 - Facilidade de actualização, devido à periodicidade da aquisição das imagens.
- Principais desvantagens (Caetano *et al.*, 2002):
 - Possibilidade de confusão entre diferentes ocupações do solo, quando existe elevada semelhança na sua assinatura espectral.
 - Dificuldade de análise de padrões espaciais de uma forma automática.
 - Dificuldade de identificar um grande número de classes.

O levantamento de informação sobre alterações do coberto florestal é possível através de meios dispostos no terreno, garantidos com sistemas de GPS (*Global Positioning System*) mas, como estas alterações, especialmente as provocadas por incêndios florestais, tomam grandes proporções e morfologias muito complexas, este processo torna-se bastante moroso e, consequentemente, dispendioso. A forma mais rápida e eficaz de o fazer é através de metodologias de detecção remota que, através dos seus diferentes sistemas, permitem estudar as características florestais (Rosenqvist *et al.*, 1999; Rosenqvist *et al.*, 2003).

Os principais sistemas de detecção remota que têm sido utilizados para este fim são os sistemas ópticos passivos (pancromáticos e multi-espectrais), os sistemas microondas activos (SAR - *Synthetic Aperture Radar*) e os sistemas ópticos activos (LIDAR - *Light Detection And Ranging*). Neste trabalho, abordar-se-á apenas o sistema óptico passivo e multi-espectral, devido ao facto de, apesar dos avanços

deste sistema, haver necessidade de analisar alguns pormenores que permitam avaliar e garantir o máximo de exactidão na informação extraída.

Consoante as imagens de observação da Terra utilizadas, diversos tipos de informação podem ser extraídos, salientando-se, neste trabalho, as principais diferenças existentes através da utilização de imagens com diferentes resoluções espaciais.

Perante diferentes situações de alterações do coberto florestal, há diferentes necessidades e possibilidades para a produção da correspondente informação. Estas necessidades e possibilidades são evidentes, por exemplo, durante a época de incêndios florestais. Durante esta época, numa primeira fase temporal, a prioridade é baseada na obtenção de informação no mais curto espaço de tempo possível, de forma a elaborar um rápido reconhecimento dos danos causados e para um eventual redireccionamento das estratégias do combate aos incêndios. Esta primeira informação está directamente influenciada pela resolução temporal dos sensores, o que implica, frequentemente, a utilização de imagens de baixa resolução espacial devido ao facto de estas duas resoluções (temporal e espacial) estarem indirectamente relacionadas. Após a época de crise, há necessidade de identificar, com o máximo de exactidão temática possível, as áreas afectadas, de forma a quantificar concretamente os prejuízos, permitindo uma rápida intervenção, através de afectação de recursos humanos e financeiros, de forma a minimizar os efeitos secundários, quer os humano-sociais, quer os ecológicos. Durante esta fase, a relevância da resolução espacial sobrepõem-se à temporal, pois permite produzir cartografia com menores unidades mínimas cartográficas (UMC)², facilitando a identificação de incêndios florestais com menores áreas.

Existe, assim, uma necessidade de equilibrar a urgência de existência de informação, as resoluções espacial e temporal, o custo e disponibilidade de aquisição das imagens (CCRS, 2003).

Para adquirir informação sobre as alterações do coberto florestal é frequente, a pequenas escalas, utilizar-se imagens de pequena resolução espacial (1000 metros) (por exemplo, NOAA-AVHRR [*National Oceanic and Atmospheric Administration - Advanced Very High Resolution Radiometer*] [García *et al.*, 1997; Vidal *et al.*, 1997]

² Unidade Mínima Cartográfica define-se como a menor área identificada e delimitada

ou SPOT - VEGETATION [*Satellite Pour l'Observation de la Terre - Vegetation*] [Eastwood *et al.*, 1998; Fraser *et al.*, 2000; Gerard *et al.*, 2003]), devido ao facto de estas imagens abrangerem uma área muito grande, serem de baixo custo e com uma elevada frequência temporal. Esta informação, devido à grande resolução temporal dos sensores, encontra-se disponível quase de imediato, tornando-se facilmente actualizável e permitindo identificar e realizar, de uma forma generalista, cartografia e estatísticas de alterações do coberto florestal. Este ponto é crucial quando se pretende realizar um trabalho que abranja uma grande área, ou em situações em que há necessidade de, com grande rapidez, efectuar cartografia de alterações do coberto florestal (como foi o caso do Verão de 2003, em Portugal, em que os incêndios ocorriam com grande frequência, sendo necessário actualizar, constantemente, a cartografia).

A média escala, existem sensores como, por exemplo, o MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*) e o MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) (JRC, 2003; Salmon *et al.*, 2003), com possibilidade de adquirir determinadas bandas com uma resolução espacial de cerca de 250 metros, mas que, devido ao seu recente aparecimento, ainda não são muito utilizados.

Quando os trabalhos são efectuados a uma escala maior ou quando há necessidade de obter, com o máximo de exactidão temática possível, informação concreta sobre as alterações do coberto florestal, deve-se optar por utilizar imagens com uma grande resolução espacial como, por exemplo, as imagens do satélite SPOT HRG (*High Resolution Geometric*) (10 metros) ou LandSat TM (*Thematic Mapper*) (30 metros) (Koutsias *et al.*, 2000; Mitri e Gitas, 2002; Rodriguez *et al.*, 1997).

Actualmente, com o desenvolvimento tecnológico existente, já é possível utilizar imagens de muito grande resolução espacial (cerca de 1 metro) dos satélites IKONOS e QUICKBIRD, embora, devido ao seu recente desenvolvimento, elevado custo e volume de informação, ainda não haja muitos trabalhos baseados nas suas imagens.

Apesar de todas as metodologias aplicadas na detecção de alterações de ocupação do solo, através de imagens de observação da Terra, terem suporte no mesmo princípio (i.e., de que alterações deste género resultam em evidentes alterações nas características espectrais das áreas afectadas), a própria metodologia

tem, também, grande importância no processo de extração desta informação. Diferentes metodologias permitirão extrair informação com diversos graus de assistência do analista (e.g., de forma assistida ou não assistida), a partir de dados de fontes temporais diferentes (e.g., multitemporais ou unitemporais), de forma autónoma ou com o suporte de informação auxiliar.

Num levantamento bibliográfico exaustivo, observou-se que muitos autores têm aplicado metodologias distintas para identificar alterações do coberto florestal (e.g., García-Haro *et al.*, 2001), de forma a comparar os resultados obtidos com as diferentes metodologias. No entanto, não se observam referências ao estudo da influência da resolução espacial das diferentes imagens nas características da cartografia delas derivada.

A utilização de imagens com diferentes resoluções espaciais tem, como consequência, resultados diferentes; isto é, diferentes capacidades para distinguir as entidades espaciais de interesse (neste caso, as alterações do coberto florestal – áreas ardidas, cortes florestais e novas plantações), diferentes unidades mínimas cartográficas, bem como diferentes graus de exactidão temática.

Pelo exposto, observa-se que, para a gestão dos recursos florestais, há necessidade de um levantamento continuado de informação, permitindo avaliar as alterações do coberto florestal, bem como, na maioria dos casos, identificar quais os agentes de alteração (Jensen, 1996). Para tal, há necessidade de saber quais as alterações provocadas ao coberto florestal (áreas ardidas, cortes florestais e novas plantações) e delimitar, o mais concretamente possível, a área de vegetação afectada. Uma vez que a exactidão temática desta informação está dependente da resolução espacial das imagens, há necessidade de se ter conhecimento sobre a sua influência na obtenção de informação sobre alterações do coberto florestal.

1.3. Objectivos

Diversos estudos e programas operacionais (Barbosa *et al.*, 2001; Barbosa *et al.*, 2002; Escuin *et al.*, 2002) têm sido desenvolvidos com o objectivo de, através de imagens de observação da Terra, realizar cartografia e obter estatísticas sobre alterações de coberto florestal (i.e., áreas ardidas, cortes e novas plantações). As

metodologias aplicadas e, essencialmente, as imagens utilizadas, têm sido diversas, influenciando directamente as especificações técnicas (escala e unidade mínima cartográfica) e, conseqüentemente, os resultados obtidos.

Apesar destes efeitos não poderem ser considerados erróneos uma vez que, na sua maioria, são consequência directa da resolução espacial inerente a cada imagem, há uma necessidade imperiosa de os identificar e quantificar, de forma a melhor compreender, interpretar e, conseqüentemente, utilizar a informação recolhida.

Este trabalho tem como principal objectivo a análise e quantificação do efeito da escala na identificação de alterações do coberto florestal, através de imagens com diferentes resoluções espaciais.

Com este intuito, será aplicada uma metodologia a três tipos de imagens, com diferentes resoluções espaciais, com o propósito de identificar e quantificar as capacidades daquelas imagens no processo de elaboração de cartografia de alterações do coberto florestal. Esta metodologia foi seleccionada entre as metodologias identificadas numa recolha bibliográfica, tendo, ainda, sido introduzido o estudo de alguns parâmetros de calibração da metodologia.

Seguidamente, desenvolver-se-á um sistema que, através da metodologia desenvolvida, e baseado nas especificações técnicas identificadas para a obtenção dos melhores resultados encontrados no ponto anterior, identificará, automaticamente, os principais tipos de alterações do coberto florestal.

O trabalho proposto incide sobre parte do território continental português, tentando identificar as consequências da utilização de diferentes escalas, derivadas de diferentes imagens e suas resoluções espaciais, na cartografia de alterações do coberto florestal, entre o final de Verão de 2002 e o final de Verão de 2003.

Devido à recente existência do sensor MODIS e ao facto de ser um sensor com capacidade de obter imagens com diferentes resoluções espaciais e com uma resolução temporal, normalmente existente, apenas, em sensores com pequena resolução espacial, revelando uma elevada capacidade em processos de monitorização, sentiu-se a necessidade de utilizar as suas imagens para o estudo presente. Desta forma, utilizaram-se imagens com as seguintes resoluções espaciais:

- 1000 metros, do sensor MODIS do satélite TERRA (MODIS 1000).
- 500 metros, do sensor MODIS do satélite AQUA (MODIS 500).

- 250 metros, do sensor MODIS do satélite AQUA (MODIS 250).

Uma vez que existem poucos trabalhos científicos sobre a detecção de cortes e novas plantações com imagens de observação da Terra, sentiu-se necessidade de realizar um estudo sobre as suas características físicas, de forma a analisar a possibilidade de serem detectadas com os três tipos de imagens MODIS.

Neste trabalho, pretende-se:

- Elaborar uma revisão de literatura sobre as características espectrais das principais alterações do coberto florestal.
- Elaborar uma revisão de literatura sobre as principais metodologias utilizadas na detecção de alterações, de forma a seleccionar uma que seja adequada para o desenvolvimento prático deste estudo.
- Aplicar uma única metodologia a imagens com resoluções espaciais de 250, 500 e 1000 metros, de forma a identificar as principais alterações do coberto florestal.
- Aplicar diferentes UMC a estes três tipos de imagens (MODIS 250, MODIS 500 e MODIS 1000) e comparar os resultados com um mapa de referência das alterações do coberto florestal, obtido por interpretação visual das imagens com maior resolução espacial (SPOT HRG).
- Definir as especificações técnicas (escala/resolução e UMC) de cartografia de alterações do coberto florestal mais adequadas para cada um dos tipos de imagens em utilização.
- Desenvolver um sistema que identifique automaticamente as alterações do coberto florestal, através da metodologia seleccionada e baseada nas melhores especificações técnicas identificadas nos processos anteriores.

1.4. Estrutura da dissertação

A dissertação apresentada encontra-se estruturada em oito capítulos (Figura 1.1.).

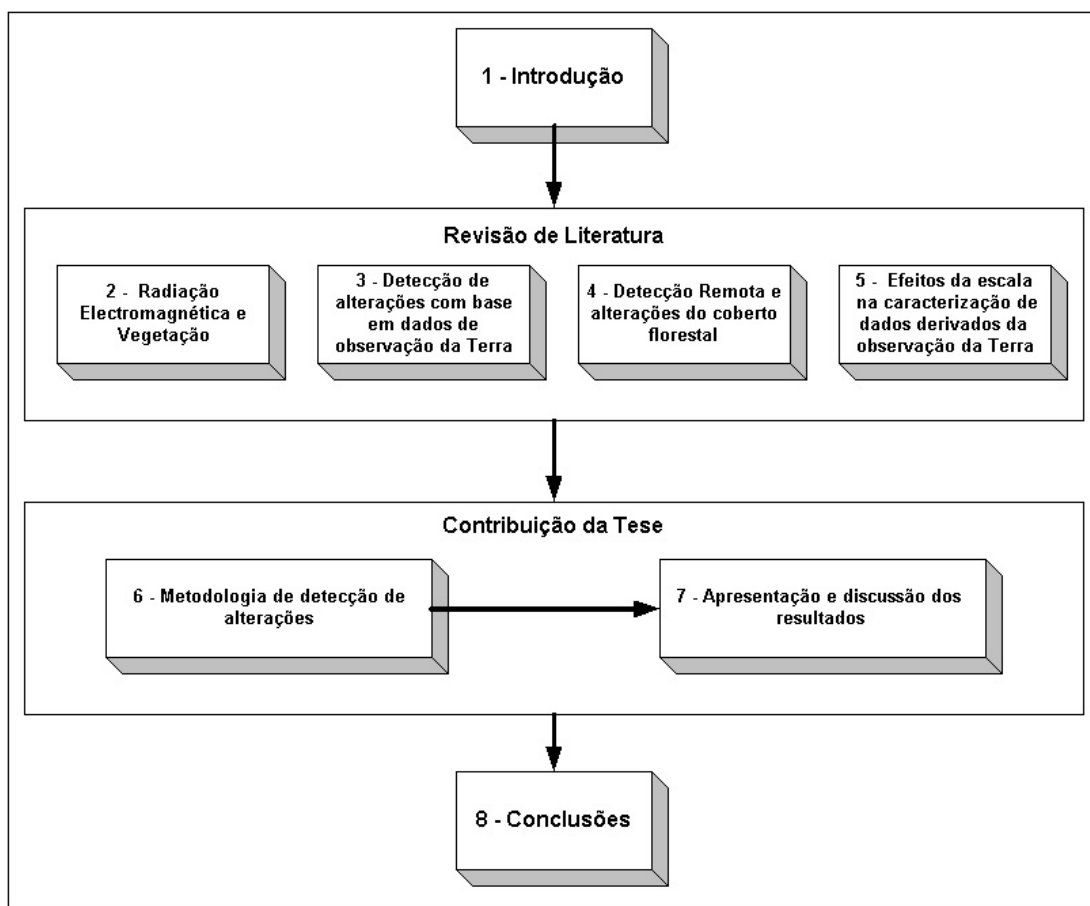


Figura 1.1. Estrutura da Dissertação

Neste primeiro capítulo – **Introdução** – salienta-se a necessidade de existência de um sistema de detecção de alterações do coberto florestal, identificando-se as vantagens e desvantagens da utilização de sistemas de detecção remota na obtenção desta informação. Posteriormente, apresenta-se as imagens utilizadas com este fim e conclui-se com os principais objectivos deste trabalho.

Num primeiro grupo (Figura 1.1.), intitulado “Revisão de literatura”, composto pelos capítulos 2, 3, 4 e 5, contextualiza-se o trabalho desenvolvido. Consideramos que, só assim, é possível atribuir valor ao trabalho presente.

No segundo capítulo – **Radiação electromagnética e vegetação** – faz-se uma introdução aos princípios da radiação electromagnética e ao comportamento espectral dos principais elementos que ocupam a superfície da Terra (vegetação, superfícies de água e solos). Após esta introdução, são apresentadas as principais transformações de bandas utilizadas no estudo da vegetação (índices de vegetação, análise de componentes principais e transformação *tasseled cap*).

No terceiro capítulo – **Deteccção de alterações com base em dados de observação da Terra** – apresenta-se as principais metodologias de deteção de alterações com base em imagens de observação da Terra e formas de definição de limiares de alterações.

No quarto capítulo – **Deteccção Remota e alterações do coberto florestal** – faz-se uma descrição detalhada sobre as características espectrais das principais alterações do coberto florestal (áreas ardidadas, cortes e novas plantações) e as metodologias que têm sido utilizadas para a sua deteção, através de imagens de observação da Terra.

Num quinto capítulo – **Efeitos da escala na caracterização de dados derivados da observação da Terra** – aborda-se a problemática da escala na extracção de informação de imagens de satélite. Assim, começa-se por definir os diferentes tipos de escala e relacionamentos existentes entre si; identificam-se os principais problemas de escala nas imagens de observação terrestre (*modifiable area unit problem* e falácia ecológica) e formas de avaliar a sua influência na extracção de informação, permitindo a sua minimização.

Num segundo grupo (Figura 1.1.), designado por “Contribuição da tese”, do qual fazem parte os capítulos 6 e 7, aplica-se uma metodologia de deteção de alterações, apresentam-se os resultados obtidos e, baseado nestes dois pontos, desenvolve-se um sistema para deteção automática de alterações do coberto florestal.

No sexto capítulo – **Metodologia de deteção de alterações** – apresenta-se uma metodologia que, após aplicar a imagens com diferentes resoluções espaciais, permite analisar a influência do tamanho do *pixel* (escala de medida) na extracção de informação sobre as alterações do coberto florestal.

No sétimo capítulo – **Apresentação e discussão de resultados** – analisam-se os resultados da aplicação desta metodologia a três imagens com resoluções espaciais diferentes (250 m, 500 m e 1000 m), de forma a extrair informação sobre as alterações do coberto florestal.

Baseado nos melhores resultados obtidos com a metodologia aplicada nos capítulos anteriores, desenvolve-se um sistema que permite, de forma automática, extrair a informação sobre as alterações do coberto florestal (Anexo 4).

No oitavo capítulo – **Conclusões** – finaliza-se o trabalho realizado, apresentando-se as principais conclusões atingidas, discutindo as vantagens do sistema desenvolvido e os resultados obtidos, bem como apresentando sugestões para desenvolvimentos futuros.

2. RADIAÇÃO ELECTROMAGNÉTICA E VEGETAÇÃO

A radiação electromagnética é uma forma de energia que permite distinguir e caracterizar diferentes elementos. Através das imagens de observação da Terra, pelo facto de armazenarem as características espectrais dos principais elementos dispostos à superfície terrestre, é possível distinguir e caracterizar aqueles elementos.

Neste capítulo faz-se uma introdução à forma como a radiação electromagnética permite, através das imagens de observação da Terra, captar a informação sobre os elementos que se encontram dispostos na superfície terrestre. Descreve-se o padrão espectral dos principais elementos que ocupam a superfície terrestre (vegetação, superfícies de água e solos), e as transformações de bandas frequentemente aplicadas no estudo da vegetação.

2.1. Princípios da radiação electromagnética

A radiação electromagnética é uma combinação de um campo eléctrico com um campo magnético, que se propagam através do espaço, num movimento ondulatório, à velocidade da luz (CCRS, 2003) (Figura 2.1.).

A distância existente entre dois picos sucessivos de ondas electromagnéticas designa-se por comprimento de onda (λ). Este comprimento de onda, devido à velocidade constante da luz, está inversamente relacionado com a frequência de onda (número de picos de onda que passam num determinado ponto, por unidade de tempo) (Figura 2.1.).

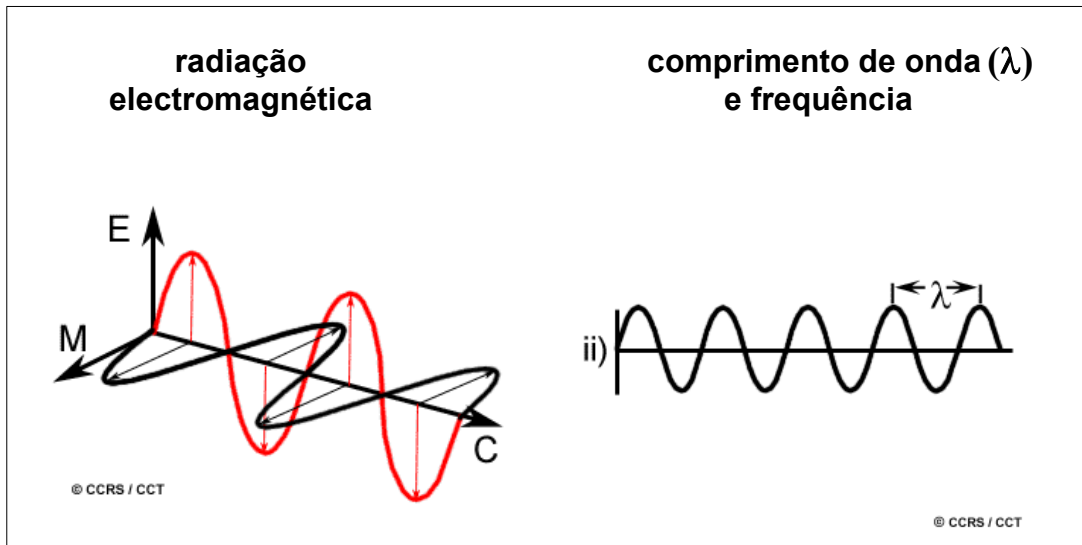


Figura 2.1. Radiação electromagnética, comprimento de onda e frequência (adaptado de CCRS, 2003)

Todos os elementos com uma temperatura superior ao zero absoluto (-273°C), emitem, continuamente, radiação electromagnética e a energia emitida é directamente proporcional aquela temperatura (Mather, 1993).

A composição da radiação electromagnética, i. e., a gama de comprimentos de onda electromagnética, designa-se por espectro electromagnético (Figura 2.2.).

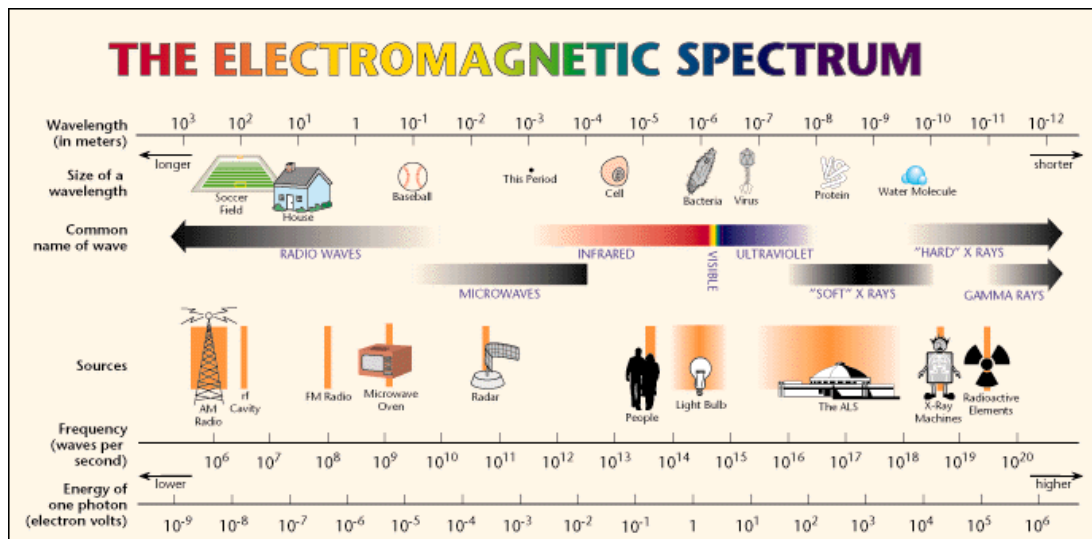


Figura 2.2. Espectro Electromagnético (LBL, 2004)

As imagens de observação da Terra retêm informação sobre os elementos que ocupam a superfície terrestre através da energia que os sensores activos emitem e recolhem, após interacção com os elementos ou, no caso dos sensores passivos,

através de energia previamente existente no meio natural (seja ela proveniente da energia solar ou derivada da temperatura do elemento)³ (Jensen, 1996).

A quantidade de energia que é adquirida pelo sensor depende da área de superfície que está a reflectir ou a emitir essa energia. Quanto maior for o comprimento de onda, maior tem de ser a área do elemento que reflecte esta energia. “Esta relação é particularmente importante em detecção remota, nomeadamente na selecção dos comprimentos de onda que se podem utilizar e na dimensão mínima das áreas que podem ser amostradas” (Caetano, 2002)

A radiação electromagnética, ao interagir com os elementos que ocupam a superfície terrestre, pode sofrer três acções distintas: absorção, transmissão ou reflexão. A forma de interacção depende do tipo e condição do elemento terrestre, bem como do comprimento de onda. Os sensores instalados em satélites armazenam, através de números digitais (NDs⁴), a proporção de radiação electromagnética incidente que é reflectida por aqueles elementos (i.e., a reflectância), em determinados comprimentos de onda, permitindo identificá-los e caracterizá-los. Estes NDs ficam armazenados em *pixels* (*picture elements*) que, por sua vez, são parte constituinte de uma banda representativa da resposta dos elementos a uma determinada gama do espectro electromagnético, i.e., comprimento de onda. Cada *pixel* tem, assim, um determinado ND para cada uma das bandas constituintes da imagem, e representa a energia emitida ou reflectida, na respectiva gama espectral, pela área por si abrangida.

2.2. Padrão espectral dos principais elementos da superfície terrestre

Os elementos que ocupam o solo terrestre têm comportamentos diferentes perante a radiação electromagnética. Esta resposta dos diferentes elementos perante os diferentes comprimentos de onda do espectro electromagnético está dependente

³ Neste trabalho, apenas serão referidas imagens provenientes de sensores passivos que captem a energia solar reflectida pelos diversos elementos a observar.

⁴ ND é o valor gravado em cada *pixel* de cada banda da imagem de satélite, e que corresponde à quantidade de energia captada pela área abrangida pelo *pixel*. O gama de NDs varia consoante a resolução radiométrica do sensor, por exemplo, se o sensor tiver uma resolução radiométrica de 8 bits (2^8), os NDs poderão variar entre 0 e 255.

das suas características, e segue um determinado padrão, denominado padrão espectral. Este padrão permite diferenciar e caracterizar diferentes elementos através de técnicas de detecção remota como, por exemplo, a classificação de imagens de observação da Terra.

2.2.1. Padrão espectral da vegetação

O comportamento espectral da vegetação varia consoante a espécie mas, dentro de uma mesma espécie, podem surgir factores que modifiquem a sua curva de reflectância espectral⁵ como, por exemplo, o ciclo fenológico ou determinados condicionalismos ambientais.

A curva da reflectância espectral da vegetação (Figura 2.3.) caracteriza-se por:

- Na região do visível (de 0.4 a 0.7 μm), ter baixos valores de reflectância nas regiões do azul (0.4 a 0.5 μm) e vermelho (0.6 a 0.7 μm), com um pico com maiores valores na região do verde (0.5 a 0.6 μm), o que leva a que a vegetação em crescimento tenha uma aparência verde, devido à absorção cerca de 70 % a 90% da radiação do vermelho e azul por parte da clorofila, para fornecimento de energia no processo de fotossíntese (Mather, 1993). A senescência das plantas, bem como o *stress* causado por certos factores, leva a planta a produzir menos clorofila, e a sua estrutura começa a ser dominada por outros pigmentos; este facto conduz a uma diminuição da absorção da reflectância na região do vermelho e azul, levando as folhas das plantas a ter outra coloração que não a verde. Por vezes, a reflectância na região do vermelho aumenta de tal forma que as folhas das plantas se tornam amareladas, pela combinação, em partes idênticas, da reflectância do verde e do vermelho.
- Com a passagem da região do visível para o infravermelho próximo (0.7 a 1.35 μm), há um forte incremento da reflectância que se mantém elevado

⁵ A curva de reflectância espectral caracteriza a variação existente na reflectância de um determinado elemento com a variação do comprimento de onda electromagnética (Caetano, 2002; CCRS, 2003).

até aos 1.35 μm . A região onde existe esta passagem brusca designa-se por *Red Edge*. Quanto maior for o contraste entre a reflectância das regiões do vermelho e do infravermelho próximo, maior é a vivacidade da vegetação (CCRS, 2003). A elevada reflectância no infravermelho próximo deve-se à estrutura celular das folhas (Weier e Herring, 2001), o que possibilita a diferenciação das diversas espécies. Nesta gama de comprimento de onda, praticamente não existe absorção da radiação por parte das folhas.

- A partir de 1.35 μm , o valor de reflectância passa a ser controlado pelo conteúdo de água existente nos tecidos das plantas, havendo grandes quebras na reflectância nos comprimentos de onda de 1.4, 1.9 e 2.7 μm . Assim, quanto maior for a absorção, por parte da água, nestas regiões, menor é a reflectância e maior é a vivacidade da vegetação.

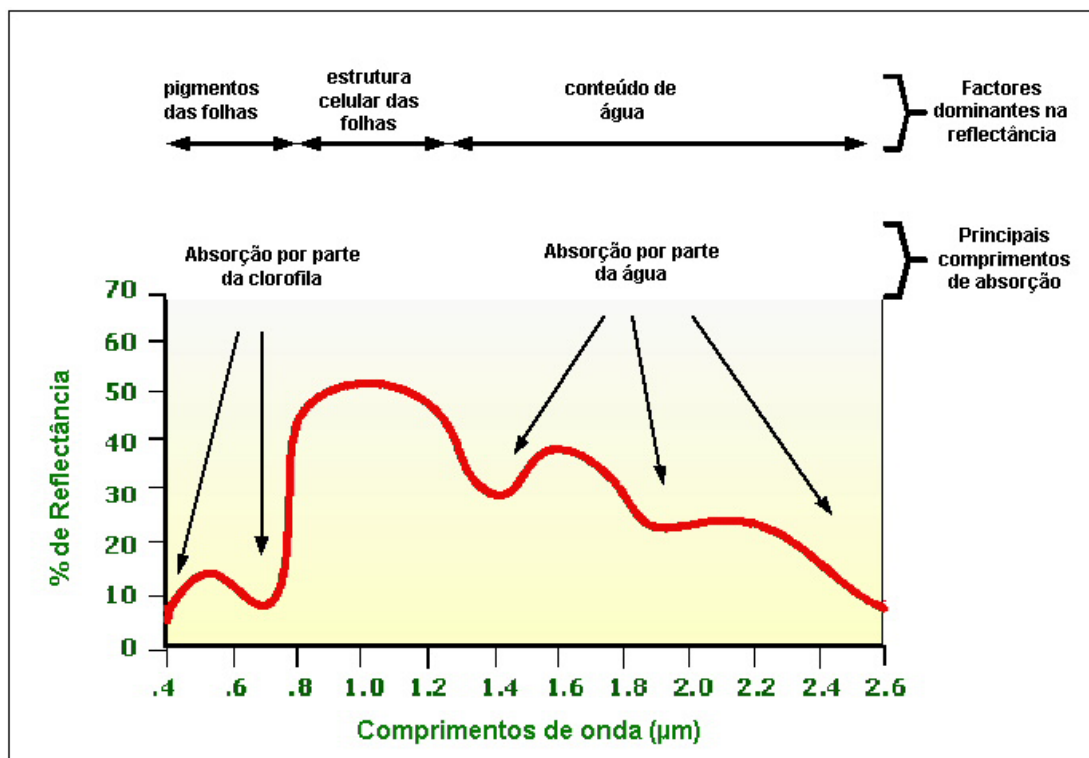


Figura 2.3. Curva da reflectância espectral da vegetação (adaptado de Navalgund, 2001)

A detecção remota, através da classificação de imagens de observação da Terra, permite descrever a forma da curva de reflectância espectral que, por sua vez,

pode ser utilizada para detectar e identificar as características da vegetação e, consequentemente, distinguir as espécies florestais ou diferenciar zonas com vegetação de zonas sem vegetação.

2.2.2. Padrão espectral de superfícies de água

As superfícies de água caracterizam-se por reflectir muito pouco da radiação electromagnética (Figura 2.4.), sobretudo nos comprimentos de onda do infravermelho próximo e médio. Esta característica faz com que a sua detecção seja facilmente efectuada nestes comprimentos de onda. Contudo, a sua caracterização deverá ser feita nos comprimentos de onda menores, especialmente no visível, devido ao facto de aqui haver uma maior reflectância (Caetano, 2002; Navalgund, 2001; 2001).

Nos maiores comprimentos de onda do visível e infravermelho próximo, a radiação electromagnética sofre uma maior absorção por parte da água, sendo que, a partir do infravermelho próximo, a reflectância é praticamente nula (CCRS, 2003). Nos comprimentos de onda do visível, a reflectância das superfícies de água depende, sobretudo, dos materiais suspensos ou características do fundo da sua bacia (Navalgund, 2001). Quanto maior for a quantidade de sedimentos em suspensão, maior será a reflectância nos comprimentos de onda do visível.

Outra característica importante no estudo das superfícies de água é a concentração de clorofila. Quanto maiores forem os quantitativos desta, maior será a absorção nas regiões do vermelho e azul e maior também será a reflectância na região do verde.

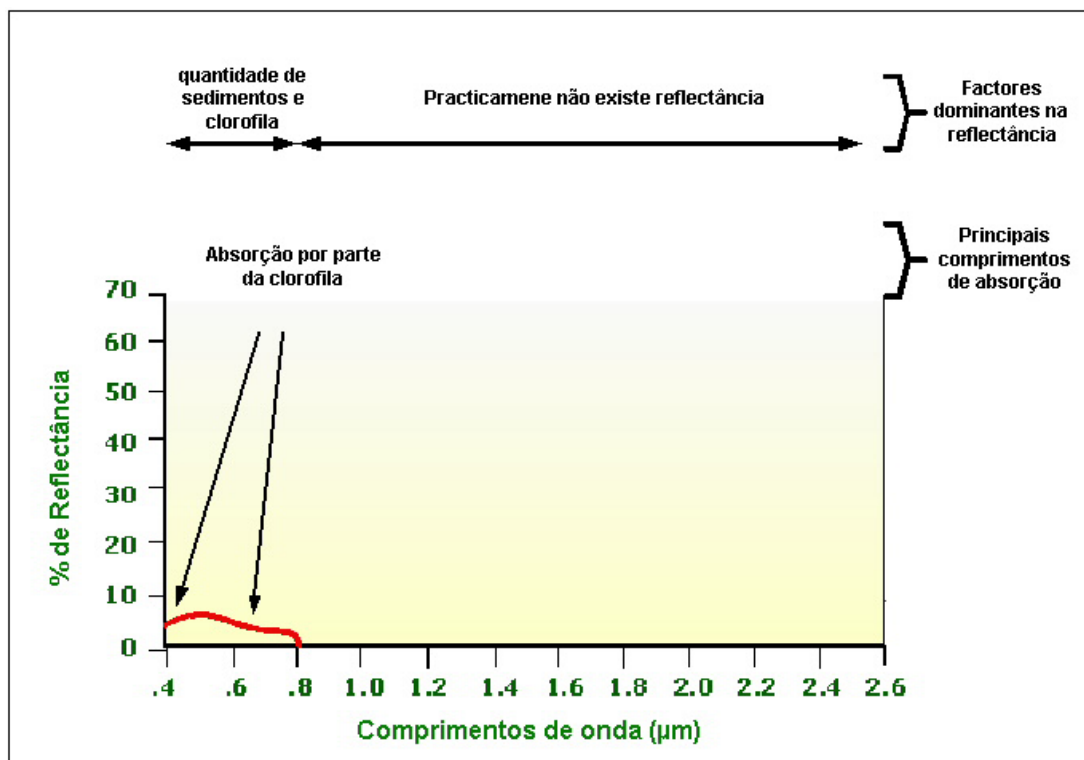


Figura 2.4. Curva de reflectância espectral das superfícies de água (adaptado de Navalgund, 2001)

2.2.3. Padrão espectral de solos

A curva de reflectância espectral dos solos apresenta menos variações do que a curva da vegetação, e é caracterizada por ter uma baixa reflectância na região do visível, aumentando gradualmente à medida que o comprimento de onda aumenta (Caetano, 2002; CCRS, 2003). Tem, assim, um comportamento espectral oposto às superfícies de água (Mather, 1993). Esta curva é influenciada quer pelos elementos constituintes dos solos (e.g., conteúdo de matéria orgânica, óxidos de ferro e água), quer pela sua textura e rugosidade (Atzberger, 2002).

O conteúdo de humidade, matéria orgânica e textura, são características que influenciam a reflectância dos solos em todos os comprimentos de onda. Quanto à humidade e matéria orgânica, influenciam de forma diferenciada consoante os comprimentos de onda.

Relativamente à textura dos materiais, quanto maior for o tamanho e irregularidade das partículas constituintes do solo, menor é a reflectância destes. A radiação electromagnética ao entrar em contacto com partículas grandes e de formas

irregulares, o seu fluxo é conduzido a locais recônditos, onde fica “armadilhado” e é absorvido (Atzberger, 2002).

A curva de reflectância espectral dos solos (Figura 2.5.) caracteriza-se por:

- Na região do visível (de 0.4 a 0.7 μm) a reflectância está maioritariamente condicionada pela humidade e matéria orgânica existente nos solos (CCRS, 2003; Mather, 1993) as quais, à medida que aumentam, vão influenciando, indirectamente, o comportamento espectral dos solos (Atzberger, 2002). Contudo, estes têm um comportamento espectral constante, i.e., há um aumento contínuo de reflectância à medida que o comprimento de onda aumenta. Por vezes, podem aparecer solos com um aspecto avermelhado, o que se deve ao elevado conteúdo em óxidos de ferro que absorvem a radiação electromagnética nos comprimentos de onda compreendidos entre o ultravioleta e o verde (inclusive), provocando um aumento relativo de reflectância no vermelho (CCRS, 2003; Mather, 1993).
- No infravermelho próximo (0.7 a 1.35 μm) há, na generalidade dos solos, uma continuidade do aumento da reflectância. Contudo, em solos com grande percentagem de óxidos de ferro, há, entre 0.85 e 0.93 μm , uma zona de absorção da radiação que pode alterar esta continuidade (Atzberger, 2002; Mather, 1993). Ocasionalmente, poderá ocorrer, nos comprimentos de onda 0.97 e 1.2 μm , uma elevada absorção da radiação por parte da humidade contida nos solos (Atzberger, 2002).
- No infravermelho médio (a partir de 1.35 μm), há uma grande absorção por parte da água nos comprimentos de onda de 1.4, 1.9 e 2.7 μm , pelo que, nestes comprimentos de onda, a reflectância está dependente e inversamente relacionada com o conteúdo de humidade existente no solo.

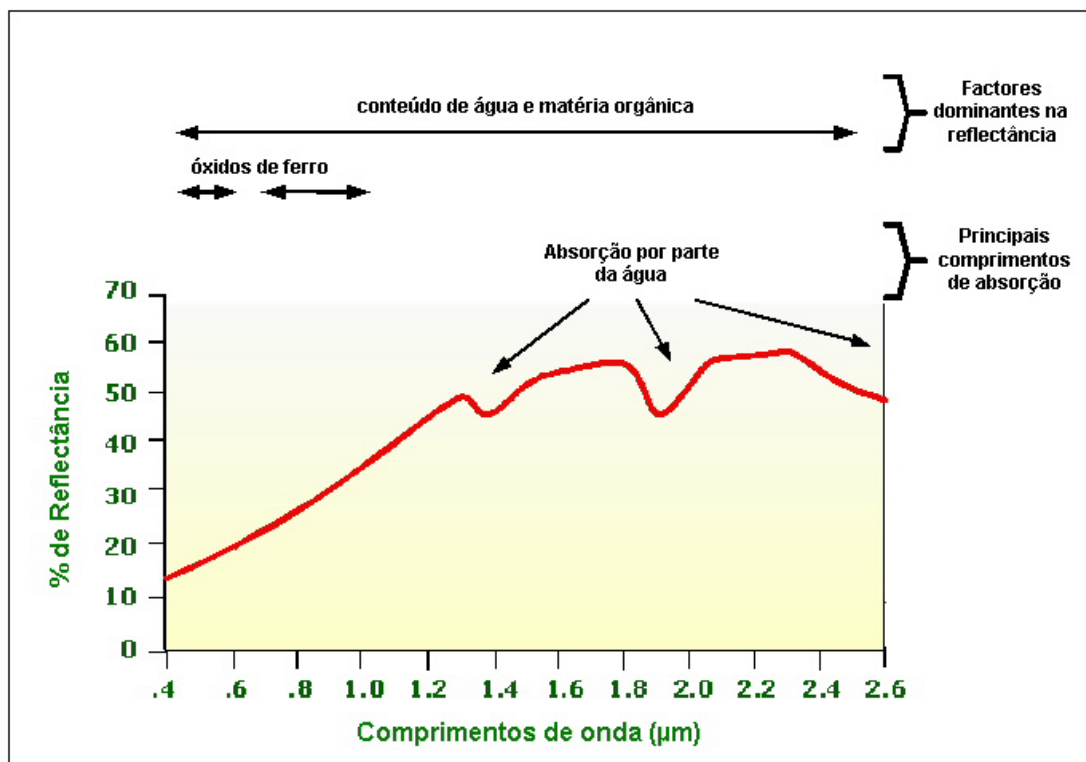


Figura 2.5. Curva da reflectância espectral dos solos (adaptado de Naalgund, 2001)

Há ainda que ter em atenção que os ângulos de incidência dos raios solares, bem como os ângulos de captação das imagens, influenciam a resposta espectral dos solos (Accioly e Huete, 2000), pelo que, para a utilização de diferentes imagens, quer em estudos multitemporais, quer em estudos multisensores, há necessidade de obter imagens com ângulos idênticos, de forma a evitar a sua influência no estudo.

2.3. Dados de observação da Terra no estudo da vegetação

Para o estudo da vegetação, através de dados de observação da Terra, têm sido desenvolvidas e utilizadas diversas transformações de bandas. Estas transformações têm como principal objectivo o salientar de determinados elementos e suas características. Permitem, a partir da aplicação de operadores a combinações de bandas originais, criar imagens artificiais (CCRS, 2003), constituindo, desta forma, um instrumento que facilita a extracção de informação (Caetano, 2002).

As principais transformações de bandas utilizadas no estudo da vegetação são (CCRS, 2003):

- Índices de vegetação.
- Transformação *Tasseled Cap*.
- Análise de componentes principais.

2.3.1. Índices de vegetação

Os índices de vegetação são transformações matemáticas desenvolvidas para quantificar a contribuição espectral da vegetação em observações multi-espectrais (Chen *et al.*, 1999); no seu cálculo, efectua-se uma redução da informação existente em diversas bandas a uma única, permitindo obter informação quantitativa e qualitativa sobre a vegetação existente na área abrangida pela imagem de observação da Terra (Caetano, 2002; Jensen, 1996). Estes índices representam medidas quantitativas que demonstram, quando comparados com as bandas originais, uma maior sensibilidade na estimativa do vigor da vegetação (Barbosa *et al.*, 2002; Pereira, 1999).

Sendo que a resposta da vegetação à radiação electromagnética está dependente das suas características quantitativas e qualitativas, a informação sobre estas características deve ser obtida através dos comprimentos de onda que melhor as identificam (Jensen, 1996).

A maior parte dos índices de vegetação é criada com dados provenientes dos comprimentos de onda do vermelho e infravermelho próximo (Chen *et al.*, 1999; Pereira, 1999), devido ao contraste de reflectância existente entre eles e sua relação com as características da vegetação (Jensen, 1996; Lyon *et al.*, 1998). Assim, um índice de vegetação que aborde estes dois comprimentos de onda, cria um relacionamento entre a alta absorção ocorrida no vermelho (levada ao seu expoente máximo neste comprimento de onda, devido aos pigmentos de clorofila que estão directamente relacionados com o crescimento da planta), provocando uma baixa reflectividade, e a alta reflectividade das plantas no infravermelho próximo (levada ao seu expoente máximo neste comprimento de onda, devido à estrutura interna das folhas) (Lyon *et al.*, 1998; Myneni *et al.*, 1995).

Actualmente, existe uma enorme variedade de índices de vegetação, sendo que a escolha de um determinado índice deve ser efectuada pela sua capacidade de identificar única e exclusivamente as características da vegetação (Caetano, 2002) e,

consequentemente, não sofrer influência de elementos exógenos à vegetação. Os principais problemas que podem afectar os índices de vegetação são a influência das condições atmosféricas (Kaufman e Tanré, 1992; Pereira, 1999) e do solo (Chehbouni *et al.*, 1994; Huete, 1988; Huete e Hui, 1994; Pereira, 1999).

Os índices de vegetação mais utilizados são:

- NDVI – Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*).
- ARVI – Índice de Vegetação Resistente à Atmosfera (*Atmosphere Resistant Vegetation Index*).
- SAVI – Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (*Soil Adjusted Vegetation Index*).

2.3.1.1 Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI)

O índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) foi dos primeiros índices de vegetação a ser desenvolvidos [1973] (Caetano, 2002; Jensen, 1996) e é, actualmente, o índice de vegetação mais divulgado e utilizado (Barbosa *et al.*, 2002; Caetano, 2002; Pereira, 1999).

Na sua composição entram as bandas do infravermelho próximo (IVP) e vermelho (Ver)⁶:

$$NDVI = \frac{IVP - Ver}{IVP + Ver} \quad \text{Equação 1}$$

Uma das razões pela qual este índice de vegetação tem sido o mais utilizado, deve-se ao facto de a sua gama de variação estar compreendida entre -1 e 1, permitindo uma melhor interpretação dos resultados (Caetano, 2002). Apesar deste índice poder variar entre estes dois valores, plantas com folhagem verde, nunca terão um valor próximo de 0. O valor de 0 indicará áreas sem vegetação, enquanto um valor perto de 1 indicará uma grande densidade de folhagem (Weier e Herring,

⁶ A fim de evitar valores impossíveis, assume-se que o valor de NDVI é 0 sempre que o denominador da equação 1 seja nulo.

2001). Valores compreendidos na gama entre -1 e 0 corresponderão a áreas sem vegetação.

Este índice tem sido criticado devido à influência de factores exógenos à vegetação, como a atmosfera e o solo. Segundo Todd e Hoffer (1998), para uma mesma percentagem de ocupação de coberto florestal (entre 20 a 80 % de coberto florestal), o valor do NDVI varia com a humidade do solo, sofrendo um aumento directamente proporcional a esta. O efeito da dispersão e absorção pelos gases e aerossóis existentes na atmosfera, bem como de nuvens não detectadas, pode ser reduzido com uma composição multitemporal do NDVI, através do método do valor máximo do NDVI. Neste método, cria-se uma imagem em que, a cada um dos *pixels* que a compõem, é atribuído o valor do NDVI mais elevado, encontrado nas imagens que criam a composição (Kaufman e Tanré, 1992).

A normalização deste índice reduz o efeito dos diferentes ângulos solares e do efeito topográfico, permitindo a comparação entre dados de diferentes épocas (Barbosa *et al.*, 2002; Salvador *et al.*, 2000). A sua utilização facilita, também, a utilização de informação proveniente de diferentes sensores, uma vez que a maioria dos sensores de observação da Terra aborda estes dois comprimentos de onda (Caetano, 2002; Salvador *et al.*, 2000).

O NDVI tem sido aplicado, com sucesso, em trabalhos de detecção de alterações do coberto florestal, efectuados a escalas locais (Al-Rawi *et al.*, 2001; García-Haro *et al.*, 2001; Kushla e Ripple, 1998; Lyon *et al.*, 1998; Riaño *et al.*, 2002; Salvador *et al.*, 2000; Sunar e Özkan, 2001), regionais (Eastwood *et al.*, 1998; Jeanjean e Gülinck, 2000; Kucera e Yasuoka, 2001; Ochejo, 2003; Willhauck, 2000; Yijun e Yousif, 2003) e globais (Weier e Herring, 2001).

2.3.1.2 Índice de Vegetação Resistente à Atmosfera (ARVI)

O índice de vegetação resistente à atmosfera (ARVI) foi desenvolvido com o intuito de reduzir a dependência do NDVI aos efeitos atmosféricos (Kaufman e Tanré, 1992). Este índice foi desenvolvido, inicialmente, para ser aplicado a imagens do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) e tem a vantagem de abordar os comprimentos de onda do vermelho (*Ver*) e infravermelho

próximo (*IVP*), complementados pelo comprimento de onda do azul (*Azul*), bem como por um factor de correcção (*ca*) (Kaufman e Tanré, 1992):

$$ARVI = \frac{IVP - [Ver - ca \times (Azul - Ver)]}{IVP + [Ver - ca \times (Azul - Ver)]} \quad \text{Equação 2}$$

Segundo Kaufman e Tanré (1992), o valor de *ca* depende do tipo de aerossóis presentes na atmosfera e, no caso de não haver informação sobre estes, deve tomar o valor de 1. Quando toma o valor de 0, o seu valor é igual ao do NDVI.

A resistência do ARVI aos efeitos atmosféricos deve-se a um processo de auto-correcção que utiliza a diferença entre a radiância das bandas do vermelho e azul, de forma a corrigir a radiância da banda do vermelho (Huete e Hui, 1994). Este processo permite que este índice seja “quatro vezes menos sensível aos efeitos atmosféricos do que o NDVI” (Kaufman e Tanré, 1992). A correcção atmosférica efectuada por este índice tem um melhor comportamento em áreas cobertas por vegetação do que em áreas áridas (Kaufman e Tanré, 1992).

A par com o NDVI, uma grande vantagem da utilização do ARVI é a facilidade de interpretação dos dados, devido à sua gama de variação ser entre -1 e 1 (Santos *et al.*, 1999).

Este índice tem sido aplicado, com sucesso, em trabalhos de detecção de alterações do coberto florestal, efectuados a escalas regionais (Barbosa *et al.*, 2000; Santos *et al.*, 1999).

2.3.1.3 Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI)

Em estudos efectuados através do índice de vegetação NDVI, observou-se que havia elevada influência do brilho do solo no valor final do índice. Para a mesma estrutura de vegetação, os solos mais escuros ou com maior humidade, levavam a um aumento do valor do índice NDVI (Chehbouni *et al.*, 1994; Huete, 1988).

As diferenças no fluxo de radiação, nos comprimentos de onda do vermelho e infravermelho próximo, transmitido através da vegetação, resultam numa interacção complexa entre o solo e a vegetação, o que torna difícil a correcção do efeito dos solos (Huete, 1988). Enquanto o fluxo de radiação do vermelho ao atingir a

vegetação é, na sua maioria, absorvido, o fluxo de infravermelho próximo tem um comportamento bastante diferente. Diferentes tipos de vegetação irão, de forma diferenciada, dispersar e transmitir um determinado fluxo de infravermelho próximo até ao solo que, dependendo das suas características ópticas, irá reflecti-lo (Huete, 1988). Esta radiação reflectida pelo solo irá ser captada pelo sensor e, consequentemente, irá influenciar os valores do índice de vegetação. De forma a tentar diminuir esta influência, Huete (1988) desenvolveu o índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI):

$$SAVI = \frac{(1 + L) \times (IVP - Ver)}{IVP + Ver + L} \quad \text{Equação 3}$$

Este índice de vegetação SAVI introduziu, no NDVI, um factor de calibração do solo (L), por forma a ter em conta as interacções de primeira ordem entre o solo e a vegetação (Huete e Hui, 1994). Este factor, resulta na translação da origem dos eixos do espaço espectral do vermelho e infravermelho próximo, por forma a tentar minimizar a influência do factor solo (Huete, 1988) e deve ser inversamente proporcional à densidade do coberto vegetal. Contudo, após análises efectuadas para oito tipos de solos diferentes, com diferentes graus de humidade e diferentes cobertos vegetais, observou-se que a utilização de um valor constante (0,5) para L poderia modelar o comportamento espectral da relação vegetação-solo, minimizando a influência do solo no índice de vegetação (Huete, 1988).

Assim como os índices de vegetação NDVI e ARVI, o SAVI também resulta numa gama de valores que varia entre -1 e 1 .

2.3.2. Análise de componentes principais

A análise de Componentes Principais é um método através do qual os dados originais (bandas da imagem) são transformados num novo conjunto de dados onde fica contido o essencial da informação existente nas bandas originais (Caetano, 2002; CCRS, 2003; Jensen, 1996; Watkins, 2003).

Frequentemente, existe, nas imagens multiespectrais, uma elevada correlação entre as bandas, levando a que, ao utilizar-se esse conjunto de bandas, se esteja a

introduzir redundância de informação na análise que se pretende efectuar (Caetano, 2002; CCRS, 2003). O processo de análise de componentes principais permite que, em vez de se utilizar informação redundante ou, simplesmente, não se utilizar as bandas que contêm este tipo de informação, se criem novas bandas, embora num número inferior, onde se concentre a maior parte da informação existente nas bandas originais (Watkins, 2003). Estas novas bandas denominam-se de componentes principais. Esta transformação de bandas baseia-se na transformação dos eixos originais para um novo sistema de eixos, através da análise estatística dos dados iniciais (Jensen, 1996; Watkins, 2003). Para efectuar esta transformação, aplica-se um conjunto de coeficientes de transformação determinados pela matriz de covariância dos dados iniciais (Watkins, 2003).

Quando num conjunto de dados iniciais, estes se encontram correlacionados, a sua distribuição sobre o espaço multidimensional (dependente do número de bandas), toma a forma de um elipsóide (Figura 2.6. A). Com a determinação dos coeficientes de transformação, criam-se novos eixos, i.e., os componentes principais (Figura 2.6. C).

Após esta transformação, pode-se observar que a distribuição das observações ao longo da primeira componente principal (CP 1), tem uma variância superior à da segunda componente principal (CP 2).

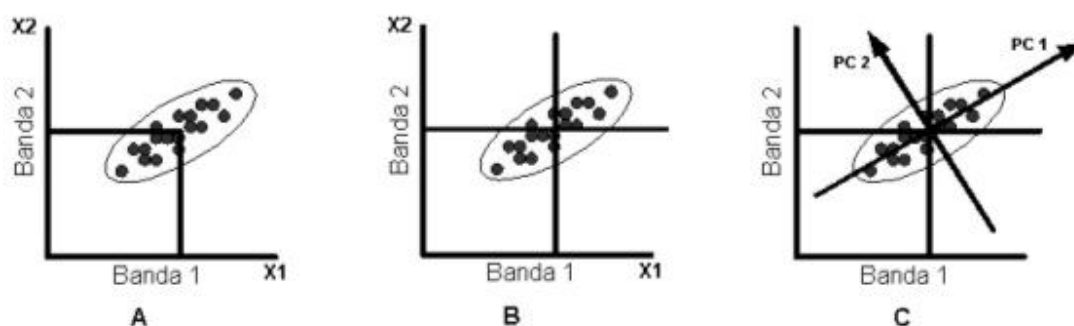


Figura 2.6. Representação da relação espacial entre os eixos iniciais (X1 e X2) e as componentes principais (PC 1 e PC 2) (Adaptado de Jensen, 1996).

O objectivo deste processo pode ser a redução do número de bandas, a eliminação do ruído existente nas bandas originais ou originar componentes que sejam mais facilmente interpretáveis do que as bandas originais (Caetano, 2002; CCRS, 2003).

Uma análise da matriz de correlação entre as componentes principais e as bandas originais, permite identificar a relação entre elas, facilitando a compreensão da informação contida nas componentes principais. Assim, se, por exemplo, uma banda do infravermelho próximo tiver uma elevada correlação com uma determinada componente principal, esta poderá conter informação importante para o estudo da vegetação (Caetano, 2002).

2.3.3. Transformação *Tasseled Cap*

Em 1976, Kauth e Thomas, no âmbito de um programa desenvolvido pela NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) e pelo departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América, desenvolveram a transformação *Tasseled Cap*, com o objectivo de melhorar a previsão das colheitas agrícolas (Jensen, 1996; CCRS, 2003).

Para este efeito, criaram uma transformação linear das quatro bandas do sensor MSS⁷ do satélite Landsat, que identifica quatro novos eixos nos dados espectrais (*brightness*, *greenness*, *yellowness* e “*non-such*”), onde as duas primeiras componentes representam entre 95 a 98 % da informação existente nas bandas originais (CCRS, 2003; Jensen, 1996). Enquanto a componente *brightness* reflecte o plano dos solos, a componente *greenness* reflecte o contraste existente entre as bandas do visível e infravermelho, estando, por isso, relacionada com a vegetação (CCRS, 2003; Santos, 2003).

Esta transformação linear, baseada na análise de componentes principais, é elaborada através da conversão dos valores originais de um conjunto de bandas em valores compósitos, i.e., em médias ponderadas dos dados das bandas originais (Tabela 2.1.) (Watkins, 2003).

⁷ LandSat MSS (*Multispectral Scanner*) – Sensor presente nos primeiros cinco satélites do programa de observação terrestre LandSat. Este sensor foi o primeiro sistema de monitorização global capaz de fornecer dados multiespectrais em formato digital (Sheffner, 1999).

Tabela 2.1. Ponderações atribuídas a cada banda original do sensor MSS para a transformação Tasseled Cap (Watkins, 2003)

Componente	Verde	Vermelho	IV próximo	IV próximo
<i>Brightness</i>	0.4333	0.632	0.586	0.264
<i>Greenness</i>	-0.290	-0.562	0.600	0.491
<i>Yellowness</i>	-0.829	0.522	-0.039	0.194
<i>“Non-such”</i>	0.223	0.012	-0.543	0.810

A diferença existente entre a transformação *Tasseled Cap* e a transformação efectuada na análise de componentes principais é:

- Na análise de componentes principais, os pesos identificados para cada banda são definidos estatisticamente.
- Na transformação *Tasseled Cap*, os pesos utilizados para cada banda estão previamente definidos, de forma a que as componentes finais representem melhor as características da vegetação e solos.

Esta transformação, tal como a análise de componentes principais, resulta na rotação dos eixos originais dos dados para novos eixos, embora neste caso estes eixos estejam directamente correlacionados com as características físicas da vegetação (Santos, 2003; Watkins, 2003). Os novos eixos podem ser interpretados como componentes da vegetação e permitem melhorar a separabilidade entre a vegetação e os solos (CCRS, 2003; Jensen, 1996).

Posteriormente, em 1984, Crist e Cicone estenderam esta transformação a imagens provenientes do sensor Landsat TM⁸ que, devido ao acréscimo de bandas do infravermelho médio, permitiria, além das componentes *brightness* e *greenness*, obter outra componente, a componente *wetness*, que fornece informação sobre a humidade existente nos solos e vegetação (Tabela 2.2.) (CCRS, 2003; Santos, 2003; Watkins, 2003).

⁸ LandsatTM (*Thematic Mapper*) – Sensor presente nos satélites Landsat 4 e 5. Existente desde 1982, fornece imagens com 7 bandas espectrais que abrangem o visível, infravermelho próximo, infravermelho médio e infravermelho térmico. A resolução espacial deste sensor é de 30 metros, com excepção da banda do infravermelho térmico, que tem uma resolução espacial de 120 metros. Actualmente, o único sensor TM activo, encontra-se no satélite Landsat 5 (Sheffner, 1999; Caetano, 2002).

Tabela 2.2. Ponderações atribuídas a cada banda original do sensor TM para a transformação Tasseled Cap (Watkins, 2003)

Componente	Azul	Verde	Vermelho	IV próximo	IV médio	IV médio
<i>Brightness</i>	0.3037	0.2793	0.4343	0.5585	0.5082	0.1863
<i>Greenness</i>	-0.2848	-0.2435	-0.5436	0.7243	0.0840	-0.1800
<i>Wetness</i>	0.1509	0.1793	0.3299	0.3406	-0.7112	-0.4572

Esta transformação de bandas, especialmente a componente *wetness*, tem sido utilizada, com sucesso, no estudo de vegetação, concretamente, na detecção de alterações do coberto florestal (Cohen *et al.*, 1998; Franklin e Lavigne, 2000; Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; Kushla e Ripple, 1998; Lynds e Allen, 2001).

3. DETECÇÃO DE ALTERAÇÕES COM BASE EM DADOS DE OBSERVAÇÃO DA TERRA

Com a detecção de alterações pretende-se identificar, através de imagens de satélite, quais os locais à superfície terrestre onde houve alterações, quer de carácter quantitativo, quer de carácter qualitativo (e.g. alterações de classes).

O acto de detecção pode ser baseado em dois tipos de informação distintos:

- Informação espectral existente nos *pixels* que compõem cada uma das bandas das imagens de observação da Terra.
- Informação correspondente a classes de ocupação do solo, existentes em cartografia temática.

As técnicas de detecção de alterações da ocupação do solo suportadas pela informação espectral existente nas imagens de observação da Terra, baseiam-se no princípio de que as alterações de ocupação do solo resultam em evidentes alterações nas assinaturas espectrais das áreas afectadas (Jensen, 1996; Yuan *et al.*, 1999) e, também, no facto destas alterações poderem ser separadas de alterações entre imagens provocadas por factores exógenos ao comportamento espectral dos elementos, como, por exemplo, as “diferenças dos sensores dos satélites, condições atmosféricas, ângulo solar e humidade dos solos” (Gong, 2002).

Neste Capítulo apresenta-se, numa primeira parte, uma abordagem às principais metodologias de detecção de alterações, baseadas em imagens de observação da Terra. Posteriormente, identificam-se as formas de definição de limiares de alteração.

3.1. Metodologias para detecção de alterações

As técnicas utilizadas para detecção de alterações podem ser divididas em grupos distintos:

- Interpretação visual, seguida de digitalização manual.
- Álgebra de bandas ou transformações de bandas.
- Métodos com bandas multi-data.

- Análise de vectores de alteração.
- Comparação pós-classificação.
- Métodos híbridos.
- Métodos mistos.

Seguidamente, apresenta-se uma breve descrição de cada um destes grupos de técnicas de detecção de alterações.

3.1.1 Interpretação visual, seguida de digitalização manual

Esta técnica (Daryaei, 2003; Jensen, 1996), normalmente utilizada com imagens de muito grande resolução espacial ou ortofotomapas, pode ser aplicada através da criação de uma combinação colorida com as bandas das diferentes épocas, ou através da disposição lado-a-lado das diferentes imagens e sua ligação topológica (Jensen, 1996).

É uma metodologia que serviu de base para a criação de um produto de alterações do coberto do solo, a nível Europeu, entre os anos de 1990 e 2000, através do projecto CLC 2000 (CORINE Land Cover 2000) (CLC2000, 2002).

- Principal vantagem (Jensen, 1996):
 - Possibilidade de observar mais do que duas datas em simultâneo (três, no máximo, para o caso da composição colorida).
- Principais desvantagens (Daryaei, 2003; Jensen, 1996):
 - Processo moroso e com a subjectividade inerente à interpretação feita pelo foto-intérprete.
 - Não fornece informação sobre as classes de ocupação que sofreram alteração.

3.1.2 Álgebra de bandas ou de transformações de bandas

Esta técnica engloba todos os relacionamentos que se possam realizar entre bandas ou informação derivada, nas quais a informação relativa às diferentes épocas temporais se encontra separada em diferentes imagens (Cohen e Fiorella, 1999; Daryaei, 2003; Gong, 2002; Jensen, 1996; Lunetta, 1999; Yuan *et al.*, 1999).

É uma técnica que pode ser aplicada a bandas espectrais, provenientes de imagens co-registadas, onde, por exemplo, se aplica o quociente a determinadas bandas de épocas diferentes (Daryaei, 2003; Yuan *et al.*, 1999), resultando um valor próximo de 1 para zonas que não sofreram alteração.

Outra forma de aplicar esta técnica é através da utilização de transformações de bandas, onde, por exemplo, se aplica a diferença de índices de vegetação (Daryaei, 2003; Gong, 2002; Salvador *et al.*, 2000; Yuan *et al.*, 1999), de imagens resultantes da transformação *Tasseled Cap* (Cohen e Fiorella, 1999; Gong, 2002) ou componentes principais (Daryaei, 2003; Salvador *et al.*, 2000; Yuan *et al.*, 1999).

- Principais vantagens:
 - Método eficiente na identificação de *pixels* que tenham sofrido alterações entre as datas em análise.
 - Metodologia simples e rápida que permite, iterativamente, aplicar diferentes limiares de alteração, procurando melhorar os resultados.
- Principais desvantagens (Daryaei, 2003; Jensen, 1996):
 - Processo que necessita da definição de um limiar que distinga alterações de não-alterações.
 - Não fornece informação sobre as classes de ocupação que sofreram alteração.
 - Metodologia sensível à má georreferenciação das imagens.

3.1.3 Métodos com bandas multidata

Nos métodos com bandas multidata pode utilizar-se as bandas, informação delas derivada e informação auxiliar, de diferentes datas, unida num único conjunto de informação, como se de uma única imagem se tratasse (Cohen e Fiorella, 1999; Daryaei, 2003; Jensen, 1996; Yuan *et al.*, 1999).

Neste conjunto de metodologias, as principais técnicas são a análise de componentes principais multi-data (Cohen e Fiorella, 1999; Daryaei, 2003; Jensen, 1996; Yuan *et al.*, 1999) e as classificações multitemporais (Daryaei, 2003; Yuan *et al.*, 1999); estas duas técnicas podem ser utilizadas simultaneamente, através da aplicação de um classificador à imagem das componentes principais multi-data.

Na análise de componentes principais multi-data, as bandas de duas ou mais imagens, referentes às diferentes épocas temporais, são agrupadas, sendo, posteriormente, efectuada a análise de componentes principais, que resultará nas grandes diferenças associadas às diferenças de reflectância espectral existentes entre as diversas imagens (Yuan *et al.*, 1999).

Na classificação multi-temporal, há uma junção de bandas das épocas em análise e/ou informação delas derivada, seguida de uma classificação que pode ser assistida ou não-assistida. No caso de se utilizar uma classificação assistida, o analista começa por fazer uma identificação, através de amostras, das classes da nomenclatura previamente definidas, i.e. áreas de alteração e áreas de não-alteração; posteriormente, afecta um classificador a toda a área de estudo, o qual, baseado nas amostras previamente identificadas, irá atribuir uma classe da nomenclatura a cada um dos *pixels* (Caetano, 2002). No caso de se utilizar uma classificação não-assistida, o analista começa por aplicar um classificador a toda a imagem, que irá definir as classes espectrais existentes na mesma. Seguidamente, criar-se-á uma correspondência entre as classes espectrais encontradas pelo classificador e as classes de nomenclatura definidas pelo analista (Caetano, 2002).

- Principal vantagem (Jensen, 1996; Daryaei, 2003):
 - Apenas uma análise é necessária.
- Principal desvantagem (Jensen, 1996):
 - Há a necessidade de atribuição das classes de nomenclatura (relativas a alterações ou não-alterações) às classes espectrais correspondentes, o que, por vezes, se torna difícil.

3.1.4 Análise de vectores de alteração

Esta metodologia é uma forma para detectar e caracterizar alterações (Cohen e Fiorella, 1999; Daryaei, 2003; Johnson e Kasischke, 1998; Lunetta, 1999; Santos, 2003; Yuan *et al.*, 1999) através de dados espectrais das bandas das imagens ou através de transformações de bandas (Johnson e Kasischke, 1998; Lunetta, 1999); foi, originalmente, desenvolvida para ser aplicada a dados Landsat MSS, em especial

a duas dimensões espectrais denominadas por *brightness* e *greenness* da transformação *Tasseled Cap* (Cohen e Fiorella, 1999).

Esta metodologia pode ser aplicada a um qualquer número de bandas ou transformações destas para uma das duas épocas temporais em análise que, após serem processadas, produzem duas bandas, uma com a magnitude da alteração e outra com a direcção do vector de alteração.

Um *pixel* que tenha sofrido alterações é identificado, num espaço multi-dimensional (dependente do número de bandas a utilizar), por dois pontos (t_1 como ponto inicial e t_2 como ponto final), com um vector definido por eles, designado por vector de alteração. O comprimento deste vector indica a magnitude de alteração, enquanto a sua direcção indica a natureza da alteração (Figura 3.1.) (Daryaei, 2003; Johnson e Kasischke, 1998; Lunetta, 1999). A direcção daquele vector poderá ser utilizada para extrair informação relativa a determinados tipos de alterações (Johnson e Kasischke, 1998).

Quando a trajectória temporal de uma destas bandas ou transformações de bandas, num determinado *pixel*, se afasta do esperado para esse mesmo *pixel*, a alteração da cobertura do solo pode ser detectada (Lunetta, 1999). A decisão de existência de alteração é definida pela utilização de limiares, a partir dos quais se considera que houve alteração (Yuan *et al.*, 1999).

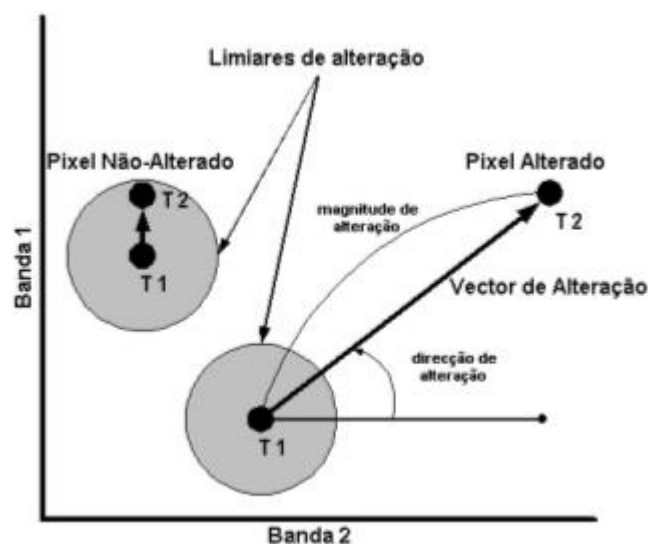


Figura 3.1. Representação do vector de alteração num espaço radiométrico de 2 bandas
(adaptado de Johnson e Kasischke, 1998)

- Principais vantagens (Johnson e Kasischke, 1998):
 - Capacidade de analisar as alterações em todas as bandas ou suas transformações.
 - Capacidade de detectar as alterações no tipo de cobertura e sua condição.
 - Apresentação das imagens de alteração, o que permite uma fácil interpretação das alterações.
- Principais desvantagens (Johnson e Kasischke, 1998):
 - Qualidade do mapa de alterações dependente da precisão da georreferenciação das imagens intervenientes.
 - Requerer uma correcção radiométrica das imagens.

3.1.5 Comparação pós-classificação

Nesta metodologia, as imagens das diferentes épocas temporais são classificadas individualmente, sendo atribuída a mesma nomenclatura a ambas. Posteriormente, os resultados das classificações são comparados, sendo que as diferenças entre classes representam as alterações (Civco *et al.*, 2002; Cohen e Fiorella, 1999; Daryaei, 2003; Gong, 2002; Jensen, 1996; Lunetta, 1999; Yuan *et al.*, 1999).

Para efectuar esta comparação com o máximo de precisão possível, a georreferenciação das imagens, só deverá ser efectuada após o processo de classificação, de forma a evitar a alteração dos valores espectrais com a re-amostragem das imagens (Jensen, 1996).

- Principais vantagens (Daryaei, 2003 ; Jensen, 1996; Yuan *et al.*, 1999):
 - Permite a utilização de imagens adquiridas em diferentes épocas do ano (ou, no caso de alterações do coberto florestal, diferentes épocas fenológicas).
 - Minimiza a necessidade de correcções atmosféricas e de sensor das diferentes datas, devido à classificação individual das imagens.
 - Fornece informação sobre quais as classes que sofreram alterações.
- Principais desvantagens (Daryaei, 2003; Jensen, 1996):

- Pelo menos duas classificações são sempre necessárias, tornando o processo mais moroso.
- O mapa de alterações está dependente da exactidão individual das classificações efectuadas, propagando-se o erro, caso haja imprecisões em alguma das classificações.

3.1.6 Métodos híbridos

Este tipo de metodologias engloba metodologias com a utilização conjunta de informação proveniente de cartografia de ocupação do solo e informação espectral (Civco *et al.*, 2002; Jensen, 1996; Yuan *et al.*, 1999).

Alguns exemplos são:

- *Cross-correlation analysis* (Civco *et al.*, 2002; Koeln e Bissonnette, 2000).

Utilizam-se os limites das classes da cartografia de ocupação do solo da data 1 para derivar uma média esperada para a resposta espectral de cada uma das classes.

Posteriormente, é derivada uma estatística Z para cada *pixel* da imagem da data 2. Esta estatística Z serve para identificar a proximidade da resposta espectral de cada *pixel* à resposta espectral esperada para a sua classe. Quanto maior for o valor de Z , maior a probabilidade de existência de alterações.

- Processo multitemporal de detecção de alterações através da aplicação de dados auxiliares como sendo a imagem da data 1 (Jensen, 1996).

Implica a utilização de cartografia de ocupação do solo em vez da imagem da data 1.

Após a classificação da imagem da data 2 (com a mesma nomenclatura do que a informação auxiliar), faz-se uma comparação pós-classificação.

- Principais vantagens (Jensen, 1996):
 - Há a possibilidade de utilizar informação de fontes fidedignas.
 - Pode-se obter informação relativa às classes que sofreram alterações, caso haja a classificação da imagem da data 2.

- Permite obter informação de, pelo menos, quais as classes afectadas por alterações na data 1.
- Principal desvantagem (Jensen, 1996):
 - Está dependente da qualidade da informação auxiliar.

3.1.7 Métodos mistos

Métodos mistos são aqueles que englobam mais do que uma das metodologias atrás referidas.

Um exemplo deste tipo de metodologias é o descrito por Jensen (1996), designado por “Detecção multitemporal de alterações através da aplicação de uma máscara de alteração binária à data 2”. Num primeiro passo, através de álgebra de bandas e aplicação de limiares, define-se quais as áreas afectadas por alterações; posteriormente, classifica-se ambas as imagens das datas 1 e 2, apenas nas áreas afectadas.

- Principais vantagens:
 - Permite reunir as capacidades dos diferentes métodos,
 - Poderá permitir a obtenção de informação sobre quais as classes afectadas.
- Principal desvantagem:
 - Exige maior período de tempo para a elaboração da cartografia de alterações.

3.2. Definição de limiares de alteração

Na aplicação da maioria das metodologias descritas no ponto anterior (álgebra de bandas, análise de vectores de alteração, métodos híbridos e métodos mistos), há a necessidade de identificação de um limiar. Este limiar é um valor a partir do qual se separam alterações não relevantes (por exemplo, o aumento da biomassa com o crescimento natural da vegetação) de alterações importantes (por exemplo, o aumento da biomassa devido a uma nova plantação) (Jensen, 1996; Salvador *et al.*, 2000).

Consoante a metodologia de detecção de alterações a aplicar, determinadas aproximações para definição dos limiares podem ser aplicadas. Esta definição de limiares pode ser efectuada de três formas distintas:

- Baseada numa base teórica – Para a utilização desta técnica, há necessidade de existir um elevado nível de confiança nas correcções radiométricas e uma correspondência exacta entre as condições existentes nas imagens e a base teórica. Nesta metodologia existe uma base teórica que determina que a alteração de certa ocupação do solo tem uma determinada correspondência na alteração da resposta espectral captada nas imagens de observação da Terra (Salvador *et al.*, 2000).
- Baseada numa aproximação estatística (Barbosa *et al.*, 2002; Lynds e Allen, 2001; Salvador *et al.*, 2000) – Nesta técnica utiliza-se a média e desvio-padrão dos valores dos pixels (população) existentes numa imagem resultante da diferença entre bandas, ou transformações destas, de diferentes datas (Salvador *et al.*, 2000). Esta técnica baseia-se na definição de um intervalo, dado por $\mu \pm Y \sigma$ (onde μ é a média, σ o desvio padrão e Y o número de desvios-padrão a utilizar na definição do limiar), existente numa população normal (valores existentes na imagem); através daquele intervalo há a probabilidade de encontrar os indivíduos (pixels) que sofreram alterações (i.e., que se encontram fora desse intervalo).
- Baseada numa aproximação empírica (Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; Trigg *et al.*, 2003) – Através da identificação visual, procura-se, iterativamente, qual o limiar que melhor representa as alterações (Salvador *et al.*, 2000).

3.3. Conclusões sobre metodologias de detecção de alterações

Durante o processo de detecção de alterações baseadas em informação espectral, há necessidade de se ter especial atenção a alguns pontos cruciais para uma correcta aplicação destas; são eles:

- Utilização de sensores com diferentes resoluções espaciais ou espectrais.
- Utilização de imagens adquiridas em intervalos temporais anuais.

- Variações de efeitos atmosféricos durante a aquisição das diferentes imagens.
- Deficiente georreferenciação das imagens.
- Diferenças do desempenho radiométrico de um mesmo sensor.

Torna-se importante que as imagens utilizadas no processo de detecção de alterações, caso se esteja a utilizar uma técnica que necessite de imagens pré e pós alteração (i.e., unicamente, informação espectral), sejam, sempre que possível, adquiridas pelo mesmo sensor, de forma a evitar a utilização de diferentes resoluções espaciais e espectrais que poderão provocar alterações não desejadas, provenientes da forma diferenciada de aquisição desta informação.

Um *pixel*, numa imagem de satélite, tem, após correcções radiométricas, um valor de reflectância representativo da média dos elementos existentes na área por si abrangida. A utilização de resoluções espaciais diferentes, implicará a utilização de *pixels* que, por representarem áreas distintas, terão um valor de reflectância representativo daquelas áreas distintas que, como tal, são incomparáveis quando sobrepostos directamente.

A utilização de imagens com diferentes resoluções espectrais implica a utilização de informação captada em diferente número de bandas e/ou bandas com diferentes gamas espectrais. Diferentes resoluções espectrais influenciarão a diferenciação de determinadas classes de ocupação do solo. Assim, classes que, embora podendo ser distinguidas com determinada resolução espectral, poderão não o ser com outra resolução.

No caso de estudos de detecção de alterações do coberto vegetal, a aquisição de imagens em intervalos anuais evita o aparecimento de diferentes respostas espectrais por parte da vegetação, devido ao facto de se encontrarem em diferentes estados fenológicos (Jensen, 1996). Assim, com a utilização de imagens onde existem condições fenológicas similares, existe uma maior probabilidade de identificar as alterações do coberto vegetal, uma vez que as alterações espectrais resultantes das diferenças entre os dois períodos de tempo se devem, essencialmente, a alteração do coberto (Jensen, 1996; Lunetta, 1999). A aquisição de imagens em

épocas semelhantes evita, ainda, diferentes ângulos de incidência dos raios solares (Accioly e Huete, 2000; Jensen, 1996).

Um grave problema durante a aquisição de imagens de observação da Terra, no domínio do óptico, é a influência que as condições atmosféricas podem exercer sobre a qualidade das mesmas. O aparecimento de nuvens pode impedir que a informação referente à área afectada seja extraída. Este problema é notório em imagens que abrangem grandes áreas, com grande variabilidade de características meteorológicas, como, por exemplo, as imagens NOAA-AVHRR ou MODIS. Assim, dever-se-á adquirir as imagens em épocas em que este problema seja mínimo.

Para resolver este tipo de problema, recorre-se, frequentemente, à criação de compósitos multitemporais. Na criação deste tipo de compósitos, atribui-se a cada *pixel* da imagem final, o valor de ND do *pixel* considerado como sendo o mais correcto de todos os *pixels* das imagens de entrada. Existem diversos métodos para criar aqueles compósitos (Ventura *et al.*, 2003), sendo que o mais usual é o método de valor máximo de NDVI. Este método selecciona, de entre todas as imagens de entrada, o *pixel* com o maior valor de NDVI, pois os *pixels* com nuvens têm um valor mais baixo de NDVI do que os *pixels* onde a superfície terrestre é visível (VITO, 2002).

Uma vez que a detecção de alterações baseada em imagens de satélite se efectua através da sobreposição e comparação entre imagens de épocas temporais distintas, há a necessidade de que os *pixels* referentes à mesma área, e das diferentes épocas temporais, se encontrem, tanto quanto possível, sobrepostos. Com uma boa georreferenciação de imagens, evita-se a detecção de alterações indesejadas, i.e., alterações devidas à comparação de *pixels* relativos a áreas distintas que, possivelmente, representarão ocupações do solo distintas e, como tal, terão diferentes respostas espectrais. De forma a minimizar este problema, deverá, durante a georreferenciação das imagens, utilizar-se um erro médio quadrático (RMSE⁹ - *root mean square error*) de, no máximo, 0,5 *pixels* (Jensen, 1996; Lunetta, 1999).

⁹ Erro médio quadrático – Idealmente, durante a georreferenciação de uma imagem, as coordenadas dos pontos de controlo e as coordenadas da imagem encontrar-se-iam exactamente na mesma posição. Qualquer discrepância entre estes valores representa uma distorção geométrica, que é, normalmente, medida através do cálculo do

Quando se utiliza imagens de um mesmo sensor, podem ocorrer situações em que há alterações, ao longo do tempo, do desempenho desse mesmo sensor; nestes casos, uma técnica muito utilizada é a normalização temporal (Caetano, 2002; Caetano *et al.*, 2002; Yuan *et al.*, 1999) que consiste na aplicação de um modelo que transforma os NDs de uma data nos NDs que se obteriam se a imagem tivesse sido adquirida noutra data.

Este modelo baseia-se nos NDs de *pixels* das ocupações do solo com reflectância invariante, como, por exemplo, massas de água ou zonas artificiais. Com as diferenças existentes entre as duas datas, para estas ocupações de solo invariantes, pode-se construir um modelo, através do qual se alteram os valores dos NDs dos *pixels* das diversas bandas da data posterior (Caetano, 2002).

RMSE. Uma imagem com um RMSE de 0,5 *pixels*, tem, em média, um desvio de meio *pixel* para todos os *pixels* que a compõem (Jensen, 1996).

4. DETECÇÃO REMOTA E ALTERAÇÕES DO COBERTO FLORESTAL

O coberto florestal, em Portugal Continental, sofre, frequentemente, diversas alterações provocadas por, essencialmente, incêndios florestais, cortes organizados e novas plantações.

Neste trabalho pretende-se detectar, diferenciar e quantificar as principais alterações do coberto florestal, que têm uma ocorrência anual (Caetano e Santos, 2000):

- Incêndios florestais na Primavera e Verão.
- Cortes florestais durante todo o ano.
- Novas plantações no Outono, Inverno e início da Primavera.

Assim, o espaço temporal considerado para a ocorrência destas alterações é um ano, pois há a necessidade de idealizar uma metodologia que permita a aquisição de informação relativa à sua incidência, frequência e intensidade.

4.1. Tipologia e definição de alterações de coberto florestal

Diversas são as mudanças que afectam o coberto florestal e, para a sua melhor compreensão, há necessidade de as tipificar e explicitar.

Quanto ao tipo de alterações do coberto florestal, estas podem ser divididas em (Gong, 2002):

- Alterações graduais ou abruptas, quanto à velocidade de mudança.
- Alterações longas ou curtas, quanto à duração da mudança.
- Alterações naturais ou antropogénicas, quanto à origem.
- Alterações reversíveis ou irreversíveis, quanto à possibilidade de recuperação.

Neste trabalho, abordam-se mudanças: abruptas, curtas, naturais e antropogénicas, reversíveis e irreversíveis.

De forma a não só explicar o que se pretende identificar, mas também para seguir um critério uniforme na sua identificação, há a necessidade de definir as diferentes alterações a serem abordadas (áreas ardidas, cortes organizados e novas plantações).

Assim, considera-se que:

- Uma área ardida é uma área de floresta atingida por um incêndio, afectando a totalidade ou parte da sua biomassa.
- Um corte organizado é um corte único no qual as árvores na fase de maturidade são retiradas da área destinada à exploração (Caetano e Santos, 2000). Não serão abordados cortes selectivos, i.e., áreas onde houve cortes aleatórios de árvores, não abrangendo uma continuidade de floresta.
- Uma nova plantação é a introdução de espécies arbóreas, por actividade antrópica, em zonas cujo terreno foi mobilizado, após o desaparecimento ou degradação da vegetação devido a cortes organizados, incêndios florestais ou outros.

4.2. Características espectrais de alterações do coberto florestal

Para que se possa compreender as diferenças existentes entre as diversas alterações do coberto florestal, possíveis de ser identificadas através das imagens de observação da Terra, há necessidade de explicar o seu comportamento ao longo do espectro electromagnético, i.e., as suas curvas de reflectância espectral.

Uma vez que não foi encontrado nenhum trabalho onde fosse apresentada a comparação entre as curvas de reflectância espectral dos principais elementos que ocupam a superfície terrestre e as alterações do coberto florestal, houve necessidade de efectuar este levantamento através de um produto MODIS. O produto utilizado foi o MOD09A1, de Setembro de 2003, com uma resolução espacial de 500m e 7 bandas compreendidas entre os 0.62 e 2.15 μm . Assim, a partir da identificação dos principais elementos que ocupam a superfície terrestre e as alterações do coberto

florestal em imagens SPOT HRG de Setembro de 2003 (Anexo 1), observou-se o comportamento espectral de *pixels* puros¹⁰ nas bandas do produto MODIS.

Na Figura 4.1., apresenta-se a curva da reflectância espectral de superfícies de água internas (continentais), zonas de solo nu, vegetação (espécies florestais), áreas ardidas, cortes florestais e novas plantações. Na figura, as curvas de reflectância espectral encontram-se divididas por linhas verticais que separam as principais zonas do espectro electromagnético utilizadas na obtenção de informação sobre o coberto florestal através de imagens de observação da Terra.

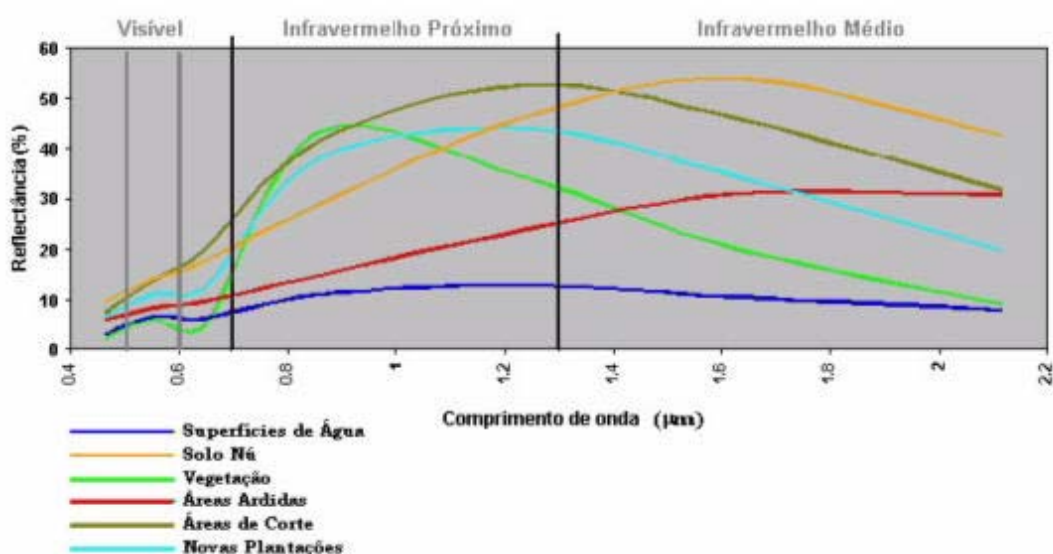


Figura 4.1. Curva da reflectância espectral dos principais elementos que ocupam o solo e alterações do coberto florestal (Anexo 1)

Seguidamente, explica-se, para cada uma das alterações florestais, a razão da forma da sua curva de reflectância espectral, os principais pontos a ter em conta na identificação e diferenciação espectral de cada uma, bem como as metodologias mais utilizadas na sua identificação.

4.2.1. Características espectrais de áreas ardidas

Após um incêndio florestal, existem dois pormenores que caracterizam as áreas afectadas por este fenómeno (Pereira *et al.*, 1997):

¹⁰ *Pixels* puros são *pixels* cujo sinal tem influência de um único elemento.

- Alteração da estrutura do coberto florestal, devido à diminuição da biomassa (Figura 4.2. A, B e C). Embora, neste caso, seja uma consequência directa dos incêndios florestais, esta alteração pode dever-se a outros fenómenos como, por exemplo, cortes florestais ou determinados acontecimentos naturais. O tipo de vegetação e condições meteorológicas influenciam a capacidade de recuperação pós-incêndio florestal, enquanto a quantidade de vegetação pré-incêndio florestal influencia a magnitude de alteração da estrutura do coberto florestal.
- Formação de carvão e deposição de cinzas (Figura 4.2. C), devido à combustão da biomassa por parte das chamas (Figura 4.2. B). Esta característica é exclusiva de áreas ardidas, embora a sua quantidade e manutenção determinem a possibilidade de ser utilizada para identificar estas áreas, diferenciando-as de outras alterações do coberto florestal. Esta característica está dependente de factores como o tipo de vegetação que determina a quantidade de materiais carbonizados e facilidade de recuperação. As características meteorológicas determinam a manutenção destes materiais ao longo do tempo (Figura 4.2. D).

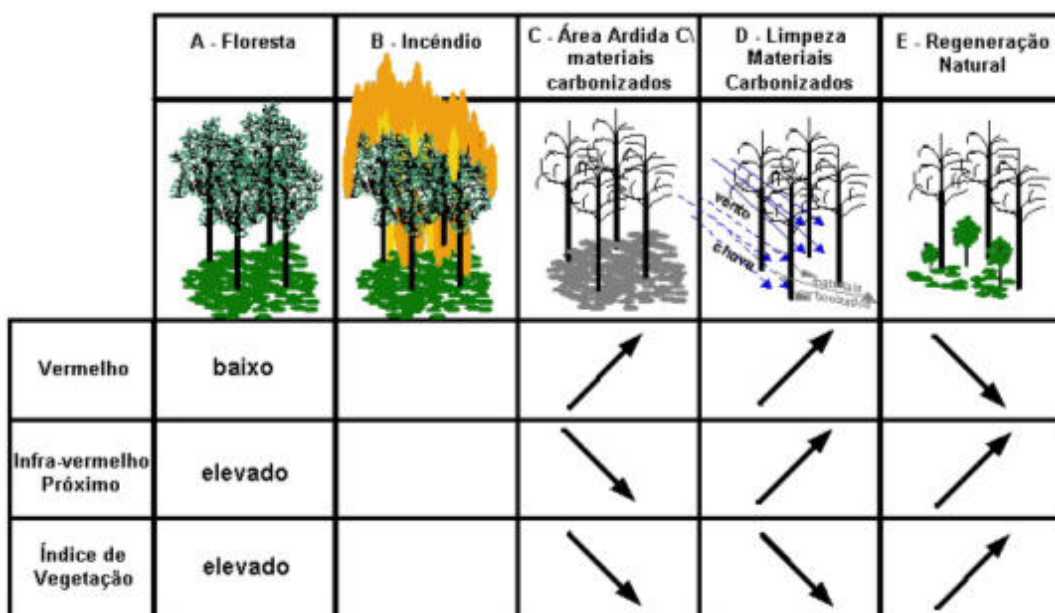


Figura 4.2. Evolução temporal das áreas ardidas

Por esta descrição das principais características das áreas ardidas, pode-se supor que estas têm uma assinatura espectral específica, através da qual podem ser

individualizadas, permitindo que sejam identificadas e diferenciadas de outro tipo de alterações do coberto florestal.

Na Figura 4.3. pode-se observar e comparar a curva da reflectância espectral de superfícies de água, áreas de solo nu, áreas com vegetação (florestadas) e áreas ardidas com materiais carbonizados.

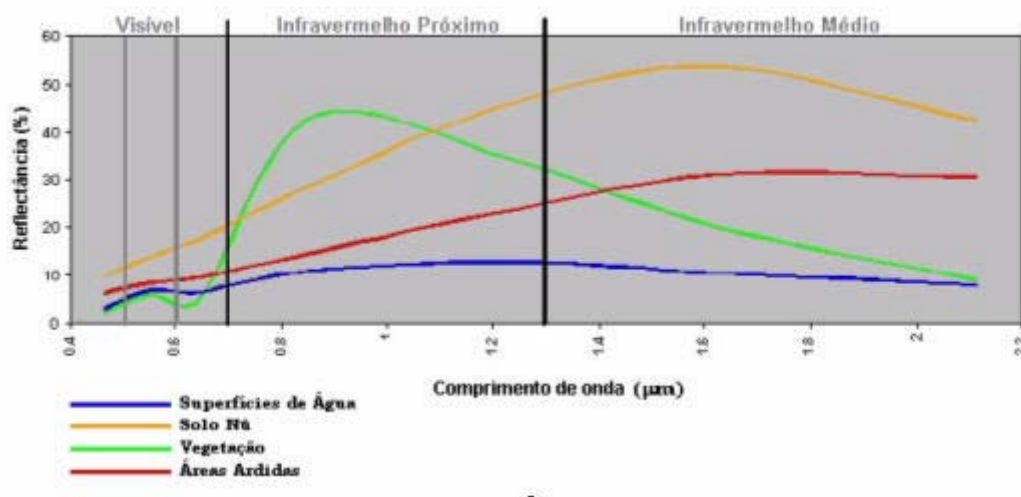


Figura 4.3. Curva da reflectância espectral de superfícies de água, áreas de solo nu, vegetação e áreas ardidas com materiais carbonizados (Anexo 1)

Para uma melhor compreensão do comportamento espectral das áreas ardidas, apresenta-se uma descrição das características destas áreas nas gamas espectrais mais relevantes:

– *Visível (0,4 a 0,7 μm)*

Devido ao facto de a vegetação, ao longo de toda a região do visível do espectro electromagnético ter baixos valores de reflectância (i.e., baixa reflectância da vegetação no azul [0,4 a 0,5 μm] e vermelho [0,6 a 0,7 μm] e um pouco mais elevada, ainda que pequena, no verde [0,5 a 0,6 μm]), é natural que, com o desaparecimento da vegetação e consequente diminuição de produção de clorofila, aumento de influência do elemento solo (que tem, nesta gama, uma reflectância mais elevada do que a vegetação) na reflectância da área e com o aparecimento dos materiais carbonizados, haja, também, uma aumento da reflectância nesta região (Figura 4.3.).

Segundo López e Caselles (In Pereira et al., 1997), Chuvieco e Congalton (In Pereira et al., 1997) e Caetano (In Pereira et al., 1997), este aumento é mais

significativo nas gamas do azul e vermelho; e isto deve-se ao stress a que foram sujeitas as plantas, levando a uma diminuição da produção de clorofila, provocando uma diminuição da absorção no vermelho e azul e um consequente aumento da reflectância nestes comprimentos de onda.

Embora esta região não seja boa para, isoladamente, discriminar estas áreas, pois podem facilmente ser confundidas com outro tipo de ocupações do solo (Pereira et al., 1997), alguns estudos para identificação de áreas ardidas (Barbosa et al., 2001; Barbosa et al., 2002; Eastwood et al., 1998; Escuin et al., 2002; García-Haro et al., 2001; Gitas et al., 2003; Koutsias et al., 2000; Recondo et al., 2003; San-Miguel-Aynz et al., 2002) têm-na utilizado em conjunto com outras.

Dentro da região do visível, a gama mais utilizada é a do vermelho, devido ao facto de, frequentemente, se utilizarem índices de vegetação na detecção de áreas onde ocorreram este tipo de alterações no coberto florestal (i.e., incêndios florestais), e em cuja composição entra, normalmente, uma banda correspondente a esta gama do espectro electromagnético (Barbosa et al., 2001; Barbosa et al., 2002; Eastwood et al., 1998; Escuin et al., 2002; García-Haro et al., 2001; Gitas et al., 2003; Koutsias et al., 2000; Mitri e Gitas, 2003; San-Miguel-Aynz et al., 2002).

– *Infravermelho Próximo (0.7 a 1.3 μm)*

Nesta região do espectro electromagnético há um decréscimo acentuado da reflectância, quando comparada com a reflectância existente anteriormente ao incêndio florestal (Figura 4.3.). Este decréscimo é mais acentuado quanto maior for a vivacidade da vegetação do pré-incêndio florestal, i.e., o decréscimo de reflectância está directamente relacionado com o decréscimo de vivacidade da vegetação.

Nesta gama de comprimento de onda, com a diminuição de vegetação, a radiação anteriormente reflectida pelas folhas das plantas, passa a ser controlada por uma menor reflectividade dos elementos que a ela ficam expostos (por exemplo, os materiais carbonizados). Nestas circunstâncias, relativamente ao pré-incêndio florestal, a radiação é menos reflectida e mais absorvida por estes elementos.

Esta região do espectro electromagnético é unanimemente aceite como a melhor região para identificação de áreas ardidas (Eastwood et al., 1998; Koutsias et al., 2000; Pereira et al., 1997; Salmon et al., 2003), o que se deve ao facto de, quando há vegetação saudável, existir uma elevada reflectância e, quando há uma área ardida, a reflectância ser, apenas, mais elevada do que as massas de água e zonas de sombra (Caetano et al., 1994). Contudo, é necessário ter em atenção o intervalo de tempo existente entre o incêndio florestal e a aquisição das imagens com as quais se quer identificar estas áreas. Esta identificação é influenciada pelo tipo de vegetação, que condiciona as características das partículas carbonizadas (Pereira et al., 1997) e pelo rigor das condições meteorológicas que vão condicionar a permanência destes elementos com características de maior absorção. Caso o espaço temporal entre a ocorrência do incêndio e a aquisição das imagens seja elevado, há a possibilidade de esta área ser limpa dos elementos que melhor a caracterizam (materiais carbonizados) e, conseqüentemente, há um aumento substancial da reflectância no infravermelho próximo (Figura 4.2. D), que fica com um comportamento espectral semelhante aos solos nus.

– *Infravermelho Médio (1.3 a 7.0 μm)*

No infravermelho médio, após o desaparecimento de vegetação e diminuição da humidade nos elementos afectados pelo incêndio florestal, há um aumento generalizado da reflectância (Figura 4.3.), o qual se deve à diminuição da absorção por parte da humidade anteriormente existente nas folhas das plantas (especialmente nos comprimentos de onda de 1.4, 1.9 e 2.6 μm), bem como do solo (Koutsias et al., 2000; Pereira et al., 1997).

Esta gama do espectro tem-se revelado de elevada importância na detecção de áreas ardidas, demonstrando ser a segunda gama mais importante na discriminação destas (Koutsias et al., 2000), logo a seguir à gama do infravermelho próximo. Este comprimento de onda tem sido cada vez mais utilizado na detecção de áreas ardidas, devido à disponibilidade gratuita de imagens de pequenas e médias resoluções espaciais, provenientes de sensores recentes [por exemplo, MODIS e Vegetation (Barbosa et al., 2001; Gerard et al., 2003; Salmon et al., 2003; Vidal et al., 1997)], e, também, ao cada vez menor

custo de imagens com grandes resoluções espacial e espectral [por exemplo, SPOT 4 e 5 ou Landsat 4, 5, 6 e 7 (Escuin et al., 2002; Koutsias et al., 2000; Trigg et al., 2003)], i.e., há uma maior capacidade de abranger uma maior gama do espectro electromagnético com cada vez maiores resoluções espaciais a preços mais reduzidos.

4.2.1.1 Metodologias utilizadas na detecção de áreas ardidas

Na bibliografia consultada, observou-se que a grande maioria dos autores utilizava metodologias de detecção de alterações baseadas em transformações de bandas, especialmente as que foram criadas com o intuito de enfatizar as características da vegetação, como, por exemplo, o NDVI (Al-Rawi *et al.*, 2001; Eastwood *et al.*, 1998; García-Haro *et al.*, 2001; Kushla e Ripple, 1998; Rodriguez *et al.*, 1997; Salvador *et al.*, 2000; Sunar e Özkan, 2001), o NDSWIR¹¹ (Gerard *et al.*, 2003) ou a componente *wetness* da transformação *Tasseled Cap* (Kushla e Ripple, 1998). Para a detecção de áreas ardidas, as metodologias de detecção de alterações mais utilizadas foram as classificações assistidas (Al-Rawi *et al.*, 2001; Escuin *et al.*, 2002; Recondo *et al.*, 2003; Sunar e Özkan, 2001) e a álgebra de bandas, ou transformações destas (García-Haro *et al.*, 2001; Recondo *et al.*, 2003; Salvador *et al.*, 2000; Sunar e Özkan, 2001). Contudo, também têm sido aplicadas metodologias menos convencionais, como, por exemplo, a análise de componentes principais multidata (García-Haro *et al.*, 2001), análises de misturas espectrais (Ricotta e Retzlaff, 2000), análise de vectores de mudança (García-Haro *et al.*, 2001) ou classificações orientadas a objectos (Gitas *et al.*, 2003; Mitri e Gitas, 2002; Mitri e Gitas, 2003).

Algumas comparações entre diversas metodologias foram efectuadas com o intuito de seleccionar a melhor para a identificação de áreas ardidas. García-Haro *et al.* (2001), através de imagens Landsat TM, compararam três metodologias distintas na detecção de áreas ardidas durante o ano de 1992, de forma a identificar qual a metodologia que deveria ser utilizada para detectar este tipo de áreas entre 1984 e 1994.

¹¹ O NDSWIR (*Normalized Difference Short Wavelength Infrared*) é um índice de vegetação idêntico ao NDVI, com a diferença de utilizar uma banda do infravermelho médio, em substituição da banda do vermelho.

Nesta perspectiva, foi feita uma comparação entre os resultados obtidos com uma análise multitemporal de componentes principais (com imagens dos anos 1992 e 1993), uma classificação multitemporal não-assistida de diferenças sucessivas de NDVI (com informação derivada de imagens dos anos 1992, 1993 e 1994) e uma análise de vectores de alteração (baseada em imagens dos anos 1992 e 1993). Segundo a comparação dos resultados atingidos com dados previamente existentes, a metodologia que conseguiu melhores resultados foi a classificação multitemporal não-assistida de diferenças sucessivas de NDVI. Segundo os autores, isto deve-se ao facto de, com esta metodologia, se ter utilizado informação de três épocas distintas (o pré-incêndio, o pós-incêndio imediato e dois anos após o incêndio), abordando o período de regeneração da vegetação.

Sunar e Özkan (2001), através de imagens Landsat TM (pré-incêndio), imagens IRS-1C LISS (pós-incêndio) e informação auxiliar, elaboraram duas classificações unitemporais (com a imagem do pós-incêndio), uma assistida e outra não-assistida, e um quociente entre índices de vegetação (NDVI). Após a realização da cartografia com as três metodologias, compararam-nas entre si e com informação levantada directamente no terreno, pelas autoridades competentes. Esta comparação demonstrou que as metodologias utilizadas tinham obtido resultados idênticos, embora com resultados quantitativos inferiores à informação adquirida directamente no terreno. Contudo, os autores referem que a informação daquelas autoridades está desajustada da realidade, por motivos óbvios de incapacidade de fazer um correcto levantamento directamente no terreno.

Após a revisão de literatura científica sobre detecção de áreas ardidas, baseada em imagens de observação da Terra, pôde-se comprovar que não existe um consenso quanto à melhor metodologia para obtenção desta informação. Conquanto, segundo a revisão efectuada, existe um conjunto de características que formam o método mais utilizado na detecção de áreas ardidas, e que são:

- Utilização de imagens, na sua maioria, de grande resolução espacial (e.g., Landsat).
- Utilização de um processo multitemporal.
- Utilização de transformações de bandas, nomeadamente as que enfatizam as características da vegetação.

- Utilização de diferenças de transformações de bandas, especialmente do índice de vegetação NDVI.

4.2.1.2 Conclusões sobre a discriminação espectral de áreas ardidas

Como conclusões deste estudo sobre áreas ardidas, pode-se referir que existem alguns parâmetros a ter em conta quando se pretende realizar a sua detecção.

A utilização de imagens adquiridas imediatamente após o incêndio florestal é preferível, uma vez que, em princípio, a principal característica deste tipo de diminuição abrupta de vegetação, i.e. os materiais carbonizados, ainda se encontrará bem identificável (Figura 4.2.).

Embora, classicamente, as transformações de bandas aplicadas na detecção deste tipo de áreas abordem, em conjunto, as regiões do visível e infravermelho próximo, (devido ao facto de serem duas regiões onde a vegetação tem respostas espectrais completamente diferentes, sendo, como tal, as regiões que melhor identificam a vivacidade da vegetação), de acordo com a curva da reflectância espectral das áreas ardidas (Figura 4.3.), a utilização conjunta das regiões do infravermelho próximo e médio, são as que têm melhores características para as discriminar (Pereira, 1999).

Esta melhor discriminação das áreas ardidas pôde ser confirmada por Koutsias *et al.* (2000) que, depois de uma exploração da informação existente nas bandas de uma imagem Landsat TM, chegaram à conclusão que "a banda TM4 (Infravermelho Próximo) é a mais sensível a alterações da resposta espectral das áreas ardidas" (devido à destruição da estrutura celular das folhas)," seguida pela TM7 (Infravermelho Médio) que provou ser a segunda banda mais discriminante" (devido à eliminação da vegetação e da água nela contida, que absorvia a radiação nesta região do espectro).

Na detecção de áreas ardidas, é comum encontrar-se algumas zonas com as quais estas possam ser confundidas, como, por exemplo, massas de água, áreas urbanas e áreas de sombra (Koutsias *et al.*, 2000; Mitri e Gitas, 2002; Pereira *et al.*, 1997).

Algumas formas de evitar estas confusões são:

- Utilização de metodologias multitemporais, pois permitem identificar tipos de ocupações do solo estáticas (massas de água e áreas urbanas). Contudo, um método unitemporal tem a vantagem de ser mais barato e de não ser necessário o pré-processamento exigido para estudos multitemporais (Koutsias *et al.*, 2000).
- Utilização de metodologias que utilizem informação do infravermelho próximo e médio permite diferenciar as massas de água de áreas ardidadas, devido ao facto de as massas de água terem uma reflectância muito baixa nestes comprimentos de onda (Figura 4.2.) (Caetano, 2002; CCRS, 2003; Mather, 1993).
- Aplicação de máscaras de análise a zonas de floresta, evitando a confusão com outros tipos de ocupação do solo.
- Utilização de classificações orientadas a objectos, o que torna possível a aplicação de conhecimento semântico, permitindo diferenciar as áreas ardidadas de outras, como, por exemplo, áreas ligeiramente ardidadas ou urbanas (Mitri e Gitas, 2002).
- Utilização da transformação RGB-IHS¹² que, quando utilizada a combinação RGB com bandas do infravermelho médio, próximo e azul, permite diferenciar as áreas ardidadas de áreas com sombra de nuvens (Koutsias *et al.*, 2000).

4.2.2. Características espectrais de cortes florestais

Neste trabalho ter-se-á em conta, apenas, os cortes rasos, isto é, todos os cortes que, numa área considerável, eliminam a totalidade da vegetação arbórea na sua fase de maturidade (Caetano e Santos, 2000).

Após um corte florestal, existem algumas características que, indubitavelmente, identificam a área afectada:

¹² Quando três bandas são combinadas no sistema RGB, o compósito de cores sofre, frequentemente, de falta de saturação. A transformação de uma composição de bandas no sistema de cores RGB para o sistema de cores IHS (*Intensity-Hue-Saturation*), permite melhorar a saturação e, consequentemente, a interpretação destas bandas (Jensen, 1996).

- A diminuição abrupta da biomassa vegetal, devido à eliminação do estrato arbóreo (Figura 4.4. A, B e C). Embora este facto se possa dever a outro tipo de alterações, como, por exemplo, os incêndios florestais, se a observação for feita na sequência imediata do acontecimento, a diferenciação entre estes dois tipos de alterações pode ser efectuada devido às características particulares das áreas ardidas (formação de materiais carbonizados) (Figura 4.2. C). A intensidade de alteração do quantitativo da biomassa é tanto mais relevante quanto maior for a biomassa existente no pré-alteração, i.e., imediatamente antes do corte florestal.
- Como consequência directa do desaparecimento total da vegetação arbórea, o solo, anteriormente supraposto por esta, torna-se num elemento com grande influência na reflectância de uma área anteriormente dominada pela vegetação. A exposição do solo está dependente da forma como o corte é efectuado, i.e., a forma como o solo é limpo da sua cobertura vegetal (Figura 4.4. C e D). Habitualmente, após um corte florestal, permanecem os resíduos de exploração (Figura 4.4. C) (i.e., ramos e folhas das árvores que foram retiradas), bem como os estratos herbáceo e arbustivo. Contudo, caso seja efectuada a limpeza dos resíduos de exploração ou, no caso de estes serem, em conjunto com os estratos herbáceo e arbustivo, de fraca intensidade, há a possibilidade de ocorrerem enganos na sua diferenciação de novas plantações (áreas com mobilização de terreno para inserção de novos espécimes arbóreos).

	A - Floresta	B - Corte	C - Cortes com resíduos de exploração	D - Cortes sem resíduos de exploração
				
Vermelho	baixo			
Infra-vermelho Próximo	elevado			
Índice de Vegetação	elevado			

Figura 4.4. Evolução temporal de uma área de corte florestal

Pela descrição das principais características dos cortes florestais, pode-se admitir que, quando as observações são efectuadas num momento correcto (i.e., imediatamente após o corte, quando ainda existem os resíduos de exploração), é possível identificá-los e diferenciá-los de outro tipo de alterações, particularmente das áreas de novas plantações, onde não existem estes resíduos.

Na Figura 4.5. pode-se observar e comparar a curva da reflectância espectral de superfícies de água, áreas de solo nu, áreas de vegetação (florestadas) e cortes florestais.

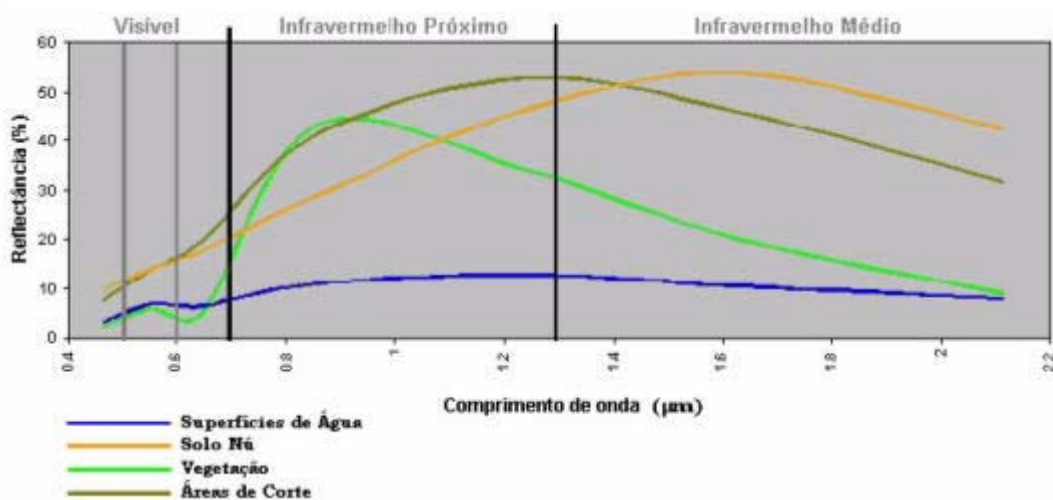


Figura 4.4. Curva da reflectância espectral da vegetação, superfícies de água, áreas de solo nu e cortes florestais (Anexo 1)

Para uma melhor compreensão do comportamento espectral dos cortes florestais, apresenta-se uma descrição das principais características destas áreas nas gamas espectrais mais relevantes:

– *Visível (0.4 a 0.7 μm)*

Devido ao facto de, após um corte florestal, a vegetação arbórea desaparecer completamente, é natural que a reflectância nesta região do espectro electromagnético aumente consideravelmente, uma vez que passa a ter uma grande influência do elemento solo. Com o desaparecimento da vegetação arbórea, diminui a produção de clorofila que anteriormente absorvia a radiação na região do azul [0.4 a 0.5 μm] e do vermelho [0.6 a 0.7 μm], conduzindo a elevados aumentos de reflectância nesta região do espectro.

Em toda esta região do espectro electromagnético, a reflectância das áreas de corte é bastante superior à existente em áreas florestadas (Figura 4.5.), aumentando a reflectância à medida que o comprimento de onda aumenta. A observação destas áreas, devido ao facto de terem uma elevada reflectância em todo este comprimento de onda, permite que se conclua que têm uma aparência muito mais clara do que as áreas com vegetação que, devido ao facto de absorverem mais nas regiões do azul e vermelho, têm uma aparência verde (Mather, 1993). Franklin et al. (2002b), em estudos de detecção de alterações de coberto florestal, devidos a cortes rasos, cortes selectivos e tratamentos

silvícolas, identificaram que os cortes rasos eram as alterações onde havia um maior aumento de reflectância nesta gama do espectro electromagnético.

Para a detecção destas áreas de corte, a gama mais utilizada, dentro do visível, é a gama do vermelho. A utilização da gama do vermelho deve-se ao facto de, na maioria das vezes, para se identificarem alterações do coberto vegetal, se utilizarem transformações de bandas que realçam as características da vegetação através da região do designado red edge (passagem do vermelho para o infravermelho próximo) (Cohen et al., 1998; Franklin e Lavigne, 2000; Franklin et al., 2002a; Franklin et al., 2002b; Lynds e Allen, 2001; Ochejo, 2003; Willhauck, 2000; Yijun e Yousif, 2003).

– *Infravermelho Próximo (0.7 a 1.3 μm)*

No Infravermelho próximo, a diferenciação entre as áreas de corte e áreas de floresta torna-se evidente, uma vez que, nas áreas de corte, o aumento do comprimento de onda leva a um aumento continuado de reflectância. No caso da vegetação, existe um pronunciado aumento de reflectância com a passagem do visível para o infravermelho (região do red edge), ficando com uma reflectância superior às áreas de corte entre os comprimentos de onda de 0.8 μm e 1 μm . A partir deste comprimento de onda, há uma descida da reflectância das áreas com vegetação, ficando as áreas de corte com valores de reflectância superiores (Figura 4.5.).

A reflectância das áreas de corte, quando comparada com a reflectância das áreas ardidas, é mais elevada em toda esta gama do espectro electromagnético. Quando comparada com a reflectância espectral do solo nu, estas áreas têm, normalmente, uma reflectância mais elevada, devido ao facto de, após um corte florestal, permanecerem os estratos herbáceo e arbustivo e, na maioria das situações, os resíduos de exploração (Figura 4.1.). Contudo, poderão surgir situações em que, devido ao facto de os estratos inferiores e os resíduos de exploração serem praticamente nulos, o sinal destas áreas se torna idêntico ao dos solos nus. Nesta situação, poderão ser utilizadas metodologias multitemporais, identificando as áreas de reflectância invariante (solo nu).

Este comprimento de onda do infravermelho próximo é bastante utilizado na identificação e diferenciação de áreas de corte (Cohen et al., 1998; Franklin e

Lavigne, 2000; Franklin et al., 2002a; Franklin et al., 2002b; Lynds e Allen, 2001; Ochejo, 2003; Willhauck, 2000; Yijun e Yousif, 2003), devido ao facto de caracterizar a quantidade e vivacidade da vegetação existente e, como tal, estar presente na maioria das transformações de bandas que caracterizam a vegetação.

– *Infravermelho Médio (1.3 a 7.0 μm)*

Com a passagem do infravermelho próximo para o infravermelho médio, a reflectância das áreas de corte sofre uma ligeira diminuição, devido à existência de algum quantitativo de vegetação (i.e., estrato herbáceo, estrato arbustivo e, na maioria das vezes, resíduos florestais) e consequente absorção da energia electromagnética nas regiões do espectro onde existe uma elevada absorção da radiação por parte da humidade (1.4, 1.9 e 2.7 μm) (Figura 4.5.). Contudo, com o desaparecimento do estrato arbóreo e consequente diminuição da absorção por parte da humidade nele contida, bem como, devido ao facto de o elemento solo ficar com maior influência na reflectividade, as áreas de corte, a seguir às áreas de solo nu, são os locais onde existem os maiores quantitativos de reflectância (Figura 4.1.). Conquanto, o teor de humidade dos solos pode afectar bastante a resposta espectral destas áreas.

Esta região do espectro electromagnético tem sido cada vez mais utilizada para identificação e caracterização destas áreas de cortes, devido ao facto de ser uma região do espectro onde há uma fácil diferenciação entre áreas de vegetação e áreas de reduzida, ou nula, vegetação. Esta maior utilização deve-se, também, ao facto de este comprimento de onda estar presente num cada vez maior número de transformações de bandas que permitem identificar e diferenciar as áreas de corte de áreas de vegetação, como, por exemplo, a componente wetness da transformação Tasseled Cap (Cohen et al., 1998; Franklin et al., 2002a; Franklin et al., 2002b; Lynds e Allen, 2001).

4.2.2.1 Metodologias de detecção de cortes florestais

Numa revisão bibliográfica sobre detecção e diferenciação de áreas de corte, constatou-se que existem poucos artigos científicos que tentem diferenciar as áreas de corte de outro tipo de alterações do coberto florestal. Para detecção destas

alterações do coberto florestal, utiliza-se, normalmente, uma abordagem multitemporal (Cohen *et al.*, 1998; Franklin e Lavigne, 2000; Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; Lynds e Allen, 2001; Matricardi *et al.*, 2001; Ocheço, 2003; Willhauck, 2000; Yijun e Yousif, 2003), tentando identificar as zonas onde, entre duas datas, houve um decréscimo acentuado de vegetação. É, também, frequente a utilização de máscaras de análise baseadas em informação previamente levantada (Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b) ou, quando esta é inexistente, em informação derivada da classificação de uma imagem (Matricardi *et al.*, 2001), limitando a procura destas alterações a zonas específicas em que têm possibilidade de ocorrer (zonas florestais).

Frequentemente, são utilizadas transformações de bandas cujo intuito é a concentração, numa única variável, de informação relativa à vegetação, existente, originalmente, em diversas bandas. As transformações de bandas mais utilizadas são o NDVI (Ocheço, 2003; Willhauck, 2000; Yijun e Yousif, 2003) e o componente *wetness* da transformação *Tasseled Cap* (Cohen *et al.*, 1998; Franklin e Lavigne, 2000; Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; Lynds e Allen, 2001).

A álgebra entre imagens de diferentes datas, quer sejam transformações de bandas ou as próprias bandas, é um método frequentemente utilizado (Cohen *et al.*, 1998; Franklin e Lavigne, 2000; Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; Lynds e Allen, 2001; Ocheço, 2003) para identificar áreas de corte. Este processo pode ser utilizado indirectamente para a identificação da diminuição de vegetação, servindo apenas para apoio de uma classificação (Ocheço, 2003), ou para detecção directa destas áreas de corte (Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; Lynds e Allen, 2001). A utilização desta metodologia de identificação directa implica a identificação de limiares a partir dos quais se define a existência de percas significativas de vegetação. Estes limiares são, normalmente, obtidos através de processos iterativos (Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b). A definição de diferentes limiares para a mesma imagem de diferença de transformações de bandas, também pode ser utilizada para identificar diferentes tipos de alteração do coberto florestal o qual é, quantitativamente, afectado de forma diferenciada, por, por exemplo, cortes rasos e cortes selectivos (Lynds e Allen, 2001).

Segundo a revisão bibliográfica efectuada, as imagens mais utilizadas no processo de identificação destas áreas de alteração do coberto florestal, são as Landsat TM (Cohen *et al.*, 1998; Franklin e Lavigne, 2000; Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; Lynds e Allen, 2001; Matricardi *et al.*, 2001; Ochejo, 2003).

4.2.2.2 Conclusões sobre a discriminação espectral de cortes florestais

Como conclusões desta revisão sobre cortes florestais, pode-se referir que existem alguns parâmetros a ter em conta quando se pretende realizar a sua detecção.

As imagens utilizadas para o processo de identificação destas alterações do coberto florestal devem ser adquiridas em intervalos anuais (Lynds e Allen, 2001), isto é, em épocas em que as condições fenológicas da vegetação sejam idênticas, evitando a confusão com áreas com ocorrência de diminuição de biomassa, devida ao ciclo natural da vegetação. Através de análises multitemporais, pode-se identificar diminuições abruptas e súbitas da biomassa que, por sua vez, se podem dever a diversas causas, pelo que, para as diferenciar, há necessidade de adquirir as imagens na sequência imediata destas ocorrências.

Embora, classicamente, as transformações de bandas aplicadas na detecção deste tipo de áreas abranjam as regiões do visível e infravermelho próximo, de acordo com as curvas de reflectância espectral de alterações do coberto florestal (Figura 4.1.), a utilização conjunta das regiões do visível, infravermelho próximo e médio, é a melhor solução, pois permite utilizar maior quantidade de informação para a identificação destas áreas de corte e sua diferenciação de outros tipos de alterações.

Ainda que nenhum dos autores tenha referido problemas de confusão entre áreas de corte e outro tipo de ocupações do solo, estes existem, nomeadamente com áreas de solo nu ou áreas de novas plantações.

A utilização de metodologias multitemporais permite identificar áreas de solo nu, devido ao facto de estas serem ocupações do solo estáticas, facilitando a sua diferenciação de áreas de cortes florestais.

A diferenciação entre áreas de corte e áreas com outras ocupações do solo pode ser efectuada, caso haja informação prévia sobre quais as áreas de floresta, através da utilização de máscaras de análise, limitando o espaço de busca destas

áreas de corte. Esta informação pode ser crucial, caso se queira identificar as áreas de corte através de uma abordagem unitemporal.

Outro problema que poderá ocorrer na identificação das áreas de corte é a possível confusão com áreas de novas plantações. Caso não exista um grande quantitativo de biomassa nos estratos herbáceo e arbustivo, e caso, após o corte florestal, haja uma limpeza dos resíduos de exploração, a reflectância destas duas áreas pode ser muito semelhante. Nestas circunstâncias, a diferenciação entre estes dois tipos de alteração, através de imagens de observação da Terra, será bastante complicado. Caso ocorra esta situação, apenas se poderá afirmar que houve um corte devido à diminuição súbita de vegetação, seguido, ou não, por uma nova plantação.

4.2.3. Características espectrais de novas plantações

Numa nova plantação, existem algumas características específicas que as caracterizam:

- Uma nova plantação implica, numa primeira fase temporal, a diminuição acentuada ou desaparecimento do estrato arbóreo e/ou arbustivo (Figura 4.6. B), seguida de uma mobilização do terreno (Figura 4.6. C) procedida da plantação de novas árvores (Figura 4.6. D), iguais ou diferentes das espécies anteriormente existentes.
- Uma vez que há um desaparecimento do estrato arbóreo sequenciado por uma mobilização do terreno, enquanto não houver crescimento dos espécimes introduzidas, o elemento solo passa a ser o único elemento com influência na resposta espectral da área afectada (Figura 4.6. C).
- Uma grande influência na resposta espectral destas áreas, caso as observações não sejam efectuadas imediatamente após a mobilização do terreno, poderá ser efectuada pelo estrato herbáceo e arbustivo que, em determinadas circunstâncias, com o desaparecimento do estrato arbóreo que anteriormente o ensombrava, passará a ter um desenvolvimento mais rápido do que as espécies arbóreas introduzidas, provocando, quando observado através de índices de vegetação, a impressão de existência de maiores quantitativos de vegetação arbórea do que os que realmente existem (Riaño *et al.*, 2002).

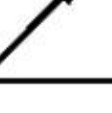
	A - Floresta	B - Diminuição de Vegetação (incêndio, corte ou outro)	C - Mobilização de terreno para nova plantação	D - Aparecimento de estrato arbóreo
				
Vermelho	baixo			
Infra-vermelho Próximo	elevado			
Índice de Vegetação	elevado			

Figura 4.5. Evolução temporal das novas plantações

A designação **nova plantação** implica que a detecção destas áreas seja efectuada durante o período em que há a mobilização do terreno para inserção dos novos espécimes arbóreos (Figura 4.6. C), ou imediatamente após a inserção destes (Figura 4.6. D).

Na Figura 4.7. pode-se observar e comparar a curva da reflectância espectral de superfícies de água internas, áreas de solo nu, áreas de vegetação (florestadas) e uma nova plantação (após a mobilização do terreno e inserção dos espécimes arbóreos [Anexo 1]).

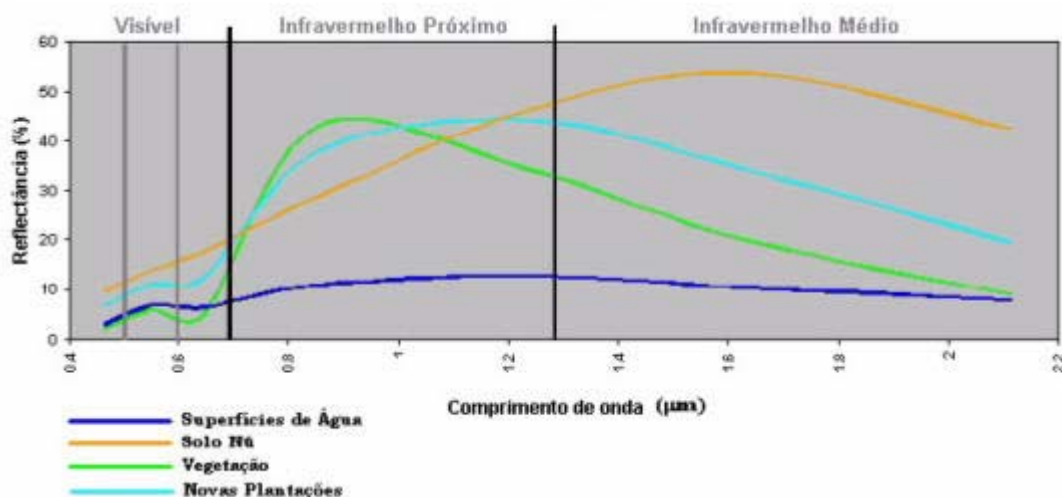


Figura 4.7. Curva da reflectância espectral de superfícies de água, áreas de solo nu, vegetação e novas plantações (Anexo 1)

Para uma melhor compreensão do comportamento espectral das novas plantações, apresenta-se uma descrição das principais características destas áreas nas gamas espectrais mais relevantes:

– *Visível (0.4 a 0.7 μm)*

As novas plantações, dependendo da altura em que são detectadas, podem ter dois comportamentos espectrais ligeiramente diferentes. Caso sejam detectadas imediatamente após a mobilização do terreno (Figura 4.6. C), têm um comportamento semelhante aos solos nus; caso esta detecção seja efectuada após a inserção dos novos espécimes arbóreos (Figura 4.6. D), terão um comportamento espectral influenciado pela pouca vegetação existente.

Individualmente, em termos comparativos de produção de clorofila por quantidade de biomassa, há determinadas espécies que, quando se encontram no seu estado inicial de desenvolvimento, produzem mais clorofila do que quando estão no seu estado adulto. Isto leva a que haja uma maior absorção da energia electromagnética nas regiões do vermelho e azul, e, consequentemente, uma menor reflectância nas mesmas. Contudo, devido à menor quantidade de biomassa existente numa área de nova plantação, após a introdução das novas espécimes, quando comparada com uma área de floresta adulta, existe, globalmente, uma menor produção de clorofila. Esta menor produção leva a que, em comparação com uma área florestada com espécimes adultas, haja uma

menor absorção das gamas do vermelho e azul (CCRS, 2003; Mather, 1993), provocando uma maior reflectância nestes comprimentos de onda (Figura 4.7.). Esta menor produção de clorofila também pode estar directamente relacionada com as variações sazonais que levam à senescência das plantas, ou com algum stress existente nas plantas. Outro factor que leva a que as áreas de novas plantações, quando comparadas com áreas de vegetação clímax, tenham, nestes comprimentos de onda, uma maior reflectância, é o facto de a sua reflectância sofrer uma elevada influência do elemento solo. Assim, numa área de nova plantação há, globalmente, uma maior reflectância em toda a região do visível do espectro electromagnético do que em áreas de vegetação adulta.

Nesta região do espectro electromagnético, estas áreas podem ter, quando comparadas com as principais ocupações que possam criar confusão, o seguinte comportamento espectral:

- Semelhante ao solo nu, caso ainda não tenha havido a inserção de novos espécimes (Figura 4.6. C).
- Caso os estratos herbáceo e arbustivo se tenham desenvolvido, poderá ter um comportamento semelhante aos cortes; contudo, caso já tenha ocorrido a introdução dos novos espécimes arbóreos, estes encontrar-se-ão com uma maior vivacidade, levando a uma maior absorção da radiação para o processo de fotossíntese e, conseqüentemente, a uma reflectância inferior aos cortes, nas regiões do azul e vermelho (Figura 4.1.).

Tal como para as outras alterações do coberto florestal, a região desta gama do espectro electromagnético mais utilizada é o vermelho, o que se deve ao facto de esta gama entrar na composição da maioria das transformações de bandas utilizadas no estudo da vegetação, nomeadamente nos índices de vegetação (Barbosa et al., 2000; Riaño et al., 2002; Santos et al., 1999).

– *Infravermelho Próximo (0.7 a 1.3 μm)*

Caso a área de nova plantação esteja com o terreno mobilizado, e ainda não tenha ocorrido a introdução dos novos espécimes arbóreos, o seu comportamento irá ser, ao longo de todo este comprimento de onda, idêntico às áreas de solo nu. No caso de já ter ocorrido a introdução dos novos espécimes, irá haver um comportamento semelhante às áreas florestadas, embora, como a quantidade de

vegetação é bastante inferior, a passagem do vermelho para o infravermelho próximo não será tão abrupta e a reflectância ao longo de praticamente todo este comprimento de onda seja inferior.

Devido ao facto de nestas áreas haver uma elevada influência por parte do elemento solo, e como este tem, nesta região do espectro, uma reflectância inferior à vegetação (Caetano, 2002; CCRS, 2003; Mather, 1993), é de esperar que a reflectância das áreas de novas plantações, no infravermelho próximo, seja inferior à existente nas áreas de floresta adulta.

Se a captação de informação não for efectuada imediatamente após a mobilização do terreno, a reflectância destas áreas resultará da mistura existente entre as características com que os novos espécimes estão introduzidos (como, por exemplo, a sua densidade), as características dos solos e a evolução dos estratos herbáceos e arbustivos (que poderão fazer com que haja uma diminuição da influência da reflectância do elemento solo na reflectância total da área de nova plantação), levando a que não haja uma resposta espectral homogénea, e possibilitando a confusão com áreas de corte.

A região do infravermelho próximo e a região do vermelho são as regiões do espectro mais utilizadas na detecção e monitorização de novas plantações, devido ao facto de, em conjunto, constituírem as transformações de bandas mais utilizadas neste tipo de estudos – os índices de vegetação (Barbosa et al., 2000; Riaño et al., 2002; Santos et al., 1999).

– *Infravermelho Médio (1.3 a 7.0 μm)*

Tal como nos outros comprimentos de onda, na região do infravermelho médio, as áreas de novas plantações, com o terreno mobilizado, têm um comportamento idêntico aos solos nus, isto é, a sua curva de reflectância tem uma subida contínua na passagem da região do infravermelho próximo para o infravermelho médio. Esta elevada reflectância continua sempre elevada durante o infravermelho médio, sofrendo apenas ligeiras diminuições nos comprimentos de onda de absorção por parte da humidade (1.4, 1.9 e 2.7 μm).

Se já tiver ocorrido a inserção dos novos espécimes florestais, o comportamento espectral será diferente, isto é, haverá uma diminuição da reflectância na passagem do infravermelho próximo para o infravermelho médio. Nos

comprimentos de onda de absorção por parte da água, a absorção da reflectância será influenciada pelo teor de humidade existente nestas novas plantas, sendo que é de se esperar que seja superior à existente em novas plantações com o terreno mobilizado.

Independentemente de já ter ocorrido a inserção dos novos espécimes arbóreos, a reflectância das áreas de novas plantações é sempre superior à reflectância das áreas com floresta adulta (Figura 4.7.) que, devido à maior quantidade de biomassa e, conseqüentemente, maior quantidade de humidade, absorvem maior quantidade de radiação neste comprimento de onda.

Dependendo da existência dos novos espécimes, a reflectância espectral destas áreas poderá ser superior ou inferior às áreas de corte. Caso já tenham sido inseridos no terreno, a reflectância será inferior, devido à humidade neles contida (Caetano, 2002; Mather, 1993); caso o terreno esteja mobilizado, a reflectância será superior, devido à não existência de vegetação e respectivo conteúdo de água.

4.2.3.1 Metodologias de detecção de novas plantações

A partir da revisão bibliográfica efectuada, observou-se que a totalidade dos autores, para identificar novas plantações, utilizava processos multitemporais, de forma a monitorizar áreas afectadas por diminuição súbita da biomassa florestal, devido a motivos naturais (incêndios florestais) (Riaño *et al.*, 2002), mobilização do terreno e/ou posterior aumento (novas plantações) (Barbosa *et al.*, 2000; Santos *et al.*, 1999).

Para a detecção e monitorização destas novas plantações, o índice de vegetação NDVI tem sido a transformação de bandas mais utilizada (Barbosa *et al.*, 2000; Riaño *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 1999). Contudo, o índice de vegetação ARVI, quando comparado com o NDVI na detecção e diferenciação de novas plantações, tem obtido os melhores resultados (Barbosa *et al.*, 2000; Santos *et al.*, 1999).

As metodologias de detecção de alterações mais utilizadas para identificação destas áreas são a álgebra de bandas, ou transformações destas, mais especificamente a diferença de índices de vegetação, seguidos da definição de um limiar (Barbosa *et al.*, 2000; Santos *et al.*, 1999).

As imagens mais utilizadas para a detecção deste tipo de alterações do coberto florestal são as imagens Landsat (Barbosa *et al.*, 2000; Santos *et al.*, 1999).

4.2.3.2 Conclusões sobre a discriminação espectral de novas plantações

Como se pode ter observado, a separação espectral entre as áreas de novas plantações e as outras ocupações do solo, nos diversos comprimentos de onda, encontra-se dependente da fase evolutiva da utilização da floresta como recurso natural, isto é, dependente da inserção dos novos espécimes florestais. Existem duas situações em que as novas plantações podem ser identificadas:

- Decorrido algum tempo após a inserção de espécimes arbóreos (Figura 4.8. A).
- Imediatamente após a mobilização do terreno (Figura 4.8. B).

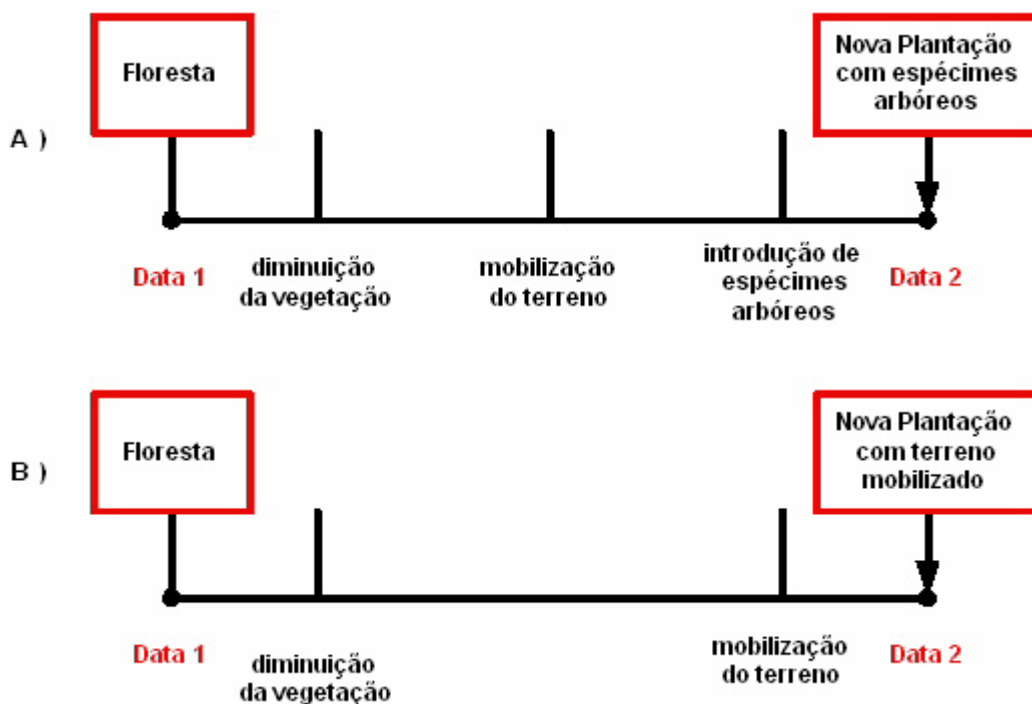


Figura 4.6. Possíveis aparências de uma nova plantação

Perante estas duas situações e as possíveis confusões entre elas e as outras ocupações do solo, pode-se afirmar que a captação de imagens durante o período em que o terreno se encontra mobilizado, seria a situação ideal para poder diferenciar estas zonas de todas as outras alterações do coberto florestal. Apesar de uma área de nova plantação, com o terreno mobilizado, ter um comportamento espectral idêntico

às áreas de solo nu, através de metodologias multitemporais ou máscaras de análise, seria facilmente diferenciada.

Na detecção destas áreas de novas plantações, a influência de elementos como o solo, estrato herbáceo e estrato arbustivo, é muito importante, podendo criar confusões entre diferentes tipos de ocupações do solo.

Podem ocorrer situações em que, após a mobilização do terreno e anteriormente à introdução de novos espécimes arbóreos, haja o crescimento das camadas inferiores. A influência destes estratos inferiores poderá indicar a existência de cortes, quando, na verdade, é terreno mobilizado e ligeiramente coberto por vegetação destes estratos inferiores. Um caso deste género ocorreu em estudos efectuados por Riaño *et al.* (2002), no qual o estrato herbáceo influenciava de tal forma o índice de vegetação utilizado (o NDVI), que fornecia, erradamente, a ilusão de que existiriam maiores quantitativos de vegetação arbórea. Uma forma de contornar este problema é através da aquisição de imagens quando estes estratos se encontram na sua fase de senescência, evitando a sua influência.

As transformações de bandas, especialmente os índices de vegetação que utilizem o vermelho e infravermelho próximo (e.g., o NDVI), têm sido utilizadas, com sucesso, na discriminação destas áreas (Barbosa *et al.*, 2000; Riaño *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 1999). Contudo, comparando a curva de reflectância espectral destas áreas com as dos outros tipos de alterações do coberto florestal, a utilização de transformações de bandas que possam utilizar, conjuntamente, a informação existente nestes dois comprimentos de onda, acrescidos da informação existente no infravermelho médio, apenas irá beneficiar o processo de identificação e diferenciação das alterações.

4.3. Conclusões sobre alterações do coberto florestal

Após uma revisão bibliográfica sobre detecção de alterações do coberto florestal com imagens de observação da Terra, pôde-se comprovar que, apesar de haver bastantes trabalhos realizados nesta área, não foram encontrados trabalhos que abordassem, conjuntamente, as diferentes alterações do coberto florestal.

Contudo, baseado nas conclusões obtidas pela referida, pode-se concluir que existem alguns pontos pertinentes para efectuar a detecção e diferenciação das alterações do coberto florestal:

1. Perante as épocas de incidência das diversas alterações do coberto florestal, a aquisição das imagens deverá ser efectuada durante o final do Verão (Setembro). A opção pelas imagens obtidas durante esta época deve-se a:
 - Durante esta época (final do Verão e início do Outono), os estratos herbáceo e arbustivo entram na sua fase de senescência, evitando a confusão entre determinadas ocupações do solo como, por exemplo, a confusão entre novas plantações (com pouca vegetação, após a inserção de novos espécimes arbóreos) e cortes florestais (com resíduos de exploração e estratos herbáceo e arbustivo).
 - Esta fase do ano aborda o final da época de incêndios florestais, encontrando-se presentes todas as características mais importantes deste tipo de alterações do coberto florestal (Pereira *et al.*, 1997), nomeadamente, os materiais carbonizados. Nesta época, ainda não houve limpeza destes materiais ou regeneração natural da vegetação, pois ainda não começou a época das chuvas.
 - Como a introdução de novos espécimes arbóreos ocorre, normalmente, entre os meses de Outubro e Abril (Caetano e Santos, 2000), esta altura é a mais indicada para captar áreas de novas plantações com o solo mobilizado.
 - Durante esta época do ano existe, também, facilidade de aquisição de imagens limpas de nuvens, devido à rara ocorrência de nebulosidade.
2. Na maioria dos trabalhos efectuados para a identificação de alterações do coberto florestal têm sido utilizadas metodologias multitemporais (Al-Rawi *et al.*, 2001; Barbosa *et al.*, 2000; Barbosa *et al.*, 2002; Cohen *et al.*, 1998; Franklin e Lavigne, 2000; Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; García-Haro *et al.*, 2001; Gerard *et al.*, 2003; Kushla e Ripple, 1998; Lynds e Allen, 2001; Matricardi *et al.*, 2001; Ochego, 2003; Recondo *et al.*, 2003; Riaño *et al.*, 2002; Salvador *et al.*, 2000; San-Miguel-Aynz *et al.*, 2002;

Santos *et al.*, 1999; Sunar e Özkan, 2001; Willhauck, 2000; Yijun e Yousif, 2003).

As metodologias multitemporais permitem identificar ocupações do solo que, frequentemente, acarretam confusões na identificação das alterações do coberto florestal. Alguns exemplos são:

- Identificação de massas de água e áreas urbanas que, sendo ocupações do solo estáticas, podem ser diferenciadas de áreas dinâmicas como as áreas ardidas (Koutsias *et al.*, 2000).
- Identificação de áreas de solo nu (áreas estáticas) e sua diferenciação de áreas com mobilização de terrenos para inserção de novos espécimes florestais (novas plantações).
- Identificação de áreas onde, embora exista algum quantitativo de vegetação, tenha havido uma diminuição brusca de vegetação (áreas de corte), permitindo a diferenciação de áreas de corte de áreas com uma cobertura de vegetação herbácea e arbustiva.

Conquanto, para a utilização de metodologias multitemporais, há necessidade de adquirir as imagens em períodos anuais (Jensen, 1996; Lunetta, 1999; Lynds e Allen, 2001), de forma a evitar alterações derivadas de diferenças fenológicas da mesma espécie florestal.

3. A maioria dos trabalhos científicos utiliza metodologias que fazem uso de informação proveniente de transformações de bandas, cujo principal objectivo é realçar a intensidade e estado da vegetação (Al-Rawi *et al.*, 2001; Cohen *et al.*, 1998; Eastwood *et al.*, 1998; Franklin e Lavigne, 2000; Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; García-Haro *et al.*, 2001; Gerard *et al.*, 2003; Kushla e Ripple, 1998; Lynds e Allen, 2001; Ochejo, 2003; Rodriguez *et al.*, 1997; Sunar e Özkan, 2001; Salvador *et al.*, 2000; Willhauck, 2000; Yijun e Yousif, 2003).

As transformações de bandas mais utilizadas são os índices de vegetação. Destes, o mais comum é o NDVI (Al-Rawi *et al.*, 2001; Barbosa *et al.*, 2000; Eastwood *et al.*, 1998; García-Haro *et al.*, 2001; Kushla e Ripple, 1998; Ochejo, 2003; Riaño *et al.*, 2002; Salvador *et al.*, 2000; Santos *et al.*, 1999;

Sunar e Özkan, 2001; Willhauck, 2000; Yijun e Yousif, 2003) que, quando comparado com outras transformações de bandas (Barbosa *et al.*, 2000; García-Haro *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 1999), tem obtido óptimos resultados.

4. Mais recentemente, para a identificação das alterações do coberto florestal, as metodologias mais clássicas, que utilizavam bandas, ou transformações de bandas, que abordavam os comprimentos de onda do vermelho e infravermelho próximo (por exemplo, o NDVI), têm sido substituídas por metodologias que utilizam, também, o comprimento de onda do infravermelho médio (Barbosa *et al.*, 2002; Cohen *et al.*, 1998; Eastwood *et al.*, 1998; Escuin *et al.*, 2002; Flanders *et al.*, 2003; Franklin *et al.*, 2002a; García-Haro *et al.*, 2001; Gerard *et al.*, 2003; Koutsias *et al.*, 2000; Matricardi *et al.*, 2001; Mitri e Gitas, 2003; Recondo *et al.*, 2003; Trigg *et al.*, 2003; Yijun e Yousif, 2003). A utilização do infravermelho médio acarreta grandes vantagens para a identificação e diferenciação das diferentes alterações do coberto florestal. O recurso a uma metodologia que aborde o infravermelho próximo e médio, permite identificar as massas de água, devido à sua muito baixa ou nula reflectância nestes comprimentos de onda (Caetano, 2002; CCRS, 2003; Mather, 1993), facilitando a sua distinção das áreas ardidas que, frequentemente, criam algumas confusões (Koutsias *et al.*, 2000).

A resposta espectral das diferentes alterações do coberto florestal tem curvas espectrais bastante diferentes ao longo destes comprimentos de onda (Figura 4.2.), sendo estas as zonas do espectro electromagnético, em conjunto, que contêm a maior quantidade de informação para a diferenciação das diferentes alterações do coberto florestal.

5. Frequentemente, de forma a evitar possíveis confusões entre alterações de coberto florestal e outras classes que não o sejam, utiliza-se cartografia de ocupação do solo, previamente realizada, como máscaras de análise (Caetano e Santos, 2000; Franklin *et al.*, 2002a; Franklin *et al.*, 2002b; Matricardi *et al.*, 2001). Estas máscaras limitam o espaço de procura de alterações do

coberto florestal a áreas onde estas realmente podem ocorrer, isto é, em espaços florestais.

5. EFEITOS DA ESCALA NA CARACTERIZAÇÃO DE DADOS DERIVADOS DA OBSERVAÇÃO DA TERRA

Uma escala representa, conceptualmente, “a janela de percepção, o filtro ou a ferramenta de medida” (Hay *et al.*, 2001), com os quais um sistema em estudo é observado ou quantificado. A escala refere-se às “dimensões espaciais nas quais, as entidades, padrões e processos podem ser observados e caracterizados” (Marceau, 1999), possibilitando a compreensão e actuação sobre os fenómenos existentes na paisagem.

Neste capítulo são identificados os principais relacionamentos entre escala e imagens de observação da Terra. Assim, num primeiro passo, identificam-se e definem-se os diversos tipos de escala existentes. Seguidamente, descreve-se uma das principais especificações técnicas da cartografia (a unidade mínima cartográfica) e a sua relação de interdependência com a escala. Descreve-se a influência que esta especificação técnica poderá ter nos padrões das entidades espaciais em estudo.

Por último, identificam-se os principais problemas relacionados com a escala inerente às imagens de observação da Terra (resolução espacial), analisando as principais formas de avaliação das consequências dos efeitos desta escala, permitindo a selecção de uma resolução apropriada para o estudo de entidades espaciais de interesse.

5.1. Tipos de escala

O termo escala é um termo genérico, muitas vezes utilizado para definir relações de observação distintas. Pelo facto de ser, por vezes, um termo indutor de enganos, há necessidade de identificar e diferenciar os diversos tipos de escala existentes (Dungan *et al.*, 2002).

5.1.1 Escala cartográfica ou escala de mapa

A escala cartográfica, ou escala de mapa, é definida pela razão entre as medidas existentes num mapa e as correspondentes medidas existentes na realidade, reduzidas ao plano horizontal (Atkinson e Tate, 2001; Bian, 1997; Cao e Lam, 1997; Casaca *et al.*, 2000; Dungan *et al.*, 2002; Robinson *et al.*, 1995).

A relação constante entre a realidade e a sua representação no mapa é apresentada numericamente pela razão entre distância gráfica (d) e a distância real (D) (Equação 4).

$$E = \frac{d}{D} \quad \text{Equação 4}$$

Usualmente, representa-se esta escala por:

$$E = \frac{1}{M} \quad \text{Equação 5}$$

em que:

$$M = \frac{D}{d} \quad \text{Equação 6}$$

Assim, por uma simples análise da Equação 5, pode concluir-se, de imediato, que o valor da escala (E) varia por uma razão inversa de M , i.e., a escala é tanto maior quanto menor for o valor da razão entre a distância real e a distância gráfica. Por outras palavras, uma maior escala providencia informação mais pormenorizada.

A escolha da escala cartográfica de um mapa está dependente do seu suporte físico, bem como dos elementos mínimos a serem representados. Enquanto os mapas de papel fazem, de uma forma estática, um retrato da superfície terrestre e fenómenos nela distribuídos, através de uma relação constante, ou quase constante, entre as medidas do mapa e as da realidade, o suporte digital permite fazer variar essa relação (Goodchild e Quattrochi, 1997).

No caso de o suporte da cartografia ser o formato digital, existe a possibilidade inerente de realização de operações de alteração do tamanho da escala. No entanto, nunca será possível obter um pormenor superior ao existente à informação de base.

Existem, assim, dois critérios a ter em conta aquando da escolha de uma escala cartográfica: o critério das dimensões e o critério da regularidade.

O critério da dimensão relaciona-se com o suporte físico da cartografia e, segundo este, para representar uma dimensão (L) da realidade num suporte físico de determinada dimensão (l), a escala a ser utilizada tem de ser obrigatoriamente dada por (Caetano e Mendes, 2003):

$$E = \frac{1}{M} \leq \frac{l}{L} \quad \text{Equação 7}$$

Segundo o critério da regularidade, independentemente da escala de uma carta, os pormenores da realidade que tenham um tamanho gráfico inferior ao erro de graficismo (ε_g), nunca poderão ser representados convenientemente (Casaca *et al.*, 2000). O erro de graficismo (0,2 mm) é, por norma, uma distância definida como o menor intervalo que a visão média humana pode identificar sobre um determinado desenho gráfico. Por exemplo, dois pontos nunca poderão ser distinguidos individualmente se a distância entre eles, numa representação gráfica, for inferior a 0.2 mm.

Assim, o erro de graficismo influencia a escolha da escala cartográfica de tal forma que uma distância gráfica (d) tem de se encontrar de acordo com a seguinte fórmula:

$$d \geq \varepsilon_g \quad \text{Equação 8}$$

5.1.2 Escala geográfica ou escala de observação

A escala geográfica ou de observação refere-se ao tamanho ou extensão da área de estudo.

Neste caso, ao contrário do caso anterior, o tamanho da escala está directamente relacionado com a extensão a ser cartografada, i.e., quando há referência a uma escala maior, indica-se que a extensão da área de estudo é maior (Bian, 1997; Cao e Lam, 1997).

Esta escala geográfica ou de observação é importante pois define o limiar máximo das observações da realidade a serem efectuadas.

É uma escala frequentemente utilizada por ecologistas da paisagem e por eles definida como *extent* (Dungan *et al.*, 2002; Hay *et al.*, 2001; Marceau, 1999).

Numa imagem de observação da Terra, a escala geográfica ou de observação é a área total da imagem a utilizar.

5.1.3 Escala operacional

A escala operacional refere-se ao nível a que um determinado fenómeno ocorre e é observável (Bian, 1997; Cao e Lam, 1997).

A descoberta da escala operacional de um fenómeno é um passo importante na determinação da escala geográfica ou de observação (totalidade da área de estudo). Por exemplo, um estudo da migração de populações entre o centro de uma cidade e a sua periferia deve ser efectuado a uma escala operacional diferente do mesmo tipo de fenómeno a escala regional, pois os padrões existentes poderão ser bastante distintos (Cao e Lam, 1997).

5.1.4 Escala de medida ou resolução espacial

A escala de medida ou resolução espacial refere-se à parte mais pequena e distinguível de um elemento, como, por exemplo, um *pixel* de uma imagem de satélite (Bian, 1997; Cao e Lam, 1997).

No caso específico da detecção remota, a utilização do termo escala refere-se a esta escala de medida ou resolução espacial, que, por sua vez, corresponde à capacidade de determinado sensor recolher, de forma detalhada, os elementos existentes na paisagem, separando-os dos elementos envolventes (Marceau e Hay, 1999).

A resolução espacial de uma imagem de observação da Terra depende do campo instantâneo de visão do sensor (IFOV - *Instantaneous Field of View*) (Figura

5.1.) que é o seu cone angular de visibilidade (A) e que determina a área da superfície terrestre (B) que é observada de uma determinada altitude, em determinado momento. A resolução espacial de um sensor é determinada pela multiplicação do IFOV pela distância do sensor à superfície (C) (CCRS, 2003).

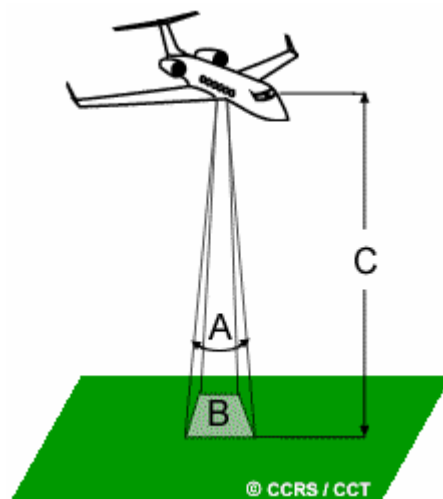


Figura 5.1. Elementos do cálculo do campo de visão instantâneo (CCRS, 2003)

A resolução espacial é, frequentemente, utilizada por ecologistas da paisagem, sendo por eles definida como *grain* (Benson e MacKenzie, 1995; Dungan *et al.*, 2002; Hay *et al.*, 2001; Marceau, 1999).

5.1.5 Relações entre escalas

A escolha de qualquer uma destas escalas deve estar sempre relacionada com o fenómeno a ser observado e há que se ter em conta que estes quatro tipos de escala estão directamente relacionados. Por exemplo, numa determinada resolução espacial (**escala de medida**), é necessário um conjunto de *pixels* para reconhecer um determinado fenómeno (**escala operacional**) e uma área ainda maior (**escala geográfica**) para reconhecer o padrão espacial desse tipo de fenómenos (Bian, 1997; Cao e Lam, 1997). Caso se pretenda cartografar este fenómeno, num determinado suporte físico, há necessidade de utilizar uma **escala cartográfica ou de mapa** que permita identificar os elementos e padrões de interesse.

5.2. Unidade Mínima Cartográfica

A unidade mínima cartográfica (UMC) é uma importante especificação técnica quando se pretende cartografar determinado conjunto de fenómenos; refere-se ao tamanho mais pequeno que as entidades areais podem tomar para que, repetitivamente e consistentemente, sejam cartografadas como entidades discretas (Caetano, 2002; Knight e Lunetta, 2003; Lunetta, 1999; Saura, 2002).

O processo de definição da UMC depende, essencialmente, da inter relação desta com (Alexandridis e Chemin, 2002; Salvador *et al.*, 2000):

- As entidades espaciais que se pretende identificar.
- A resolução espacial das imagens de observação da Terra (escala de medida) que permitirão realizar o levantamento da informação.
- O suporte onde se pretende apresentar a cartografia (escala cartográfica).

O relacionamento entre a UMC, as entidades de interesse, a resolução espacial das imagens e o suporte de apresentação, representa um círculo de interdependências. Um determinado suporte, no qual se pretende apresentar as entidades espaciais de determinada área de estudo, irá definir a escala cartográfica na qual essa área irá ser apresentada. Baseado no critério da regularidade (erro de graficismo), esta escala cartográfica irá, por sua vez, definir a área das unidades mínimas possíveis de serem cartografadas (UMC). No entanto, estas UMC só poderão ser identificadas se a escala de medida (resolução espacial) o permitir. Regra geral, a resolução espacial dos dados de observação da Terra deverá ser de uma ordem superior à área requerida para a UMC (Lunetta, 1999), i.e, a área da UMC deverá ser superior à área de um *pixel* da imagem.

Assim, estes quatro elementos (UMC, entidades espaciais de interesse, escala cartográfica e escala de medida) são interdependentes e precisam de ser definidos previamente ao processo de elaboração da cartografia.

Quando se efectua uma classificação de imagens de observação da Terra, quer por digitalização manual, após interpretação visual, quer pela utilização de classificadores automáticos, o resultado poderá incorporar elementos espaciais com áreas inferiores à definida para a UMC.

Na utilização de classificadores automáticos ao nível do *pixel*, é frequente o aparecimento de *pixels* isolados, com uma classificação diferente de toda a sua

envolvência, dando um aspecto salpicado. Uma vez que *pixels* individuais não são espectralmente puros, devido à influência do sinal de *pixels* vizinhos (Knight e Lunetta, 2003), há necessidade de os submeter a processos de generalização, de forma a aumentar a exactidão temática da classificação (Caetano, 2002). As principais operações de generalização são o exagero, a agregação e a eliminação (Carrão, 2002) e são aplicadas a todos os elementos que não tenham uma área igual ou superior à UMC.

Quando elementos espaciais de interesse têm uma área aproximada da UMC, embora sendo menores, é usual definir-se um limiar a partir do qual as suas áreas podem ser exageradas para o tamanho da UMC. Quando os elementos espaciais são inferiores ao limiar definido para o exagero, deverão ser eliminados e a sua área integrada em elementos adjacentes, com classe diferente, mas com uma área concordante com a UMC. Quando dois, ou mais, elementos espaciais, inferiores à UMC, se encontram a uma distância inferior a um determinado limiar, devem ser agrupados, de forma a criar um novo elemento, cuja área seja superior à UMC.

Frequentemente, as circunstâncias em que o processo de cartografia decorre também influenciam a UMC. De forma a reduzir os custos da produção da cartografia (Stohlgren *et al.*, 1997), ou quando não há possibilidade de aquisição de imagens com uma resolução espacial que permita extrair informação com uma UMC de determinada dimensão, aplica-se, por vezes, uma UMC com uma área maior.

Uma vez que a composição da cartografia, bem como a sua exactidão temática, depende da UMC aplicada, há necessidade de conhecer a possível influência que a utilização de uma UMC de dimensões maiores poderá provocar (Knight e Lunetta, 2003).

Ao aumentar a dimensão da UMC, determinadas entidades espaciais podem perder a sua representatividade devido ao facto de terem uma área inferior à UMC e por se encontrarem dispersas por pequenas áreas, podendo passar indetectáveis, levando, também, a que algumas entidades espaciais de grandes dimensões apareçam ainda maiores e contíguas (Saura, 2002; Stohlgren *et al.*, 1997; Turner *et al.*, 1989). Entidades espaciais com área inferior ao limiar do exagero apenas serão representadas se se encontrarem agrupadas num contínuo espacial e, no conjunto, tenham uma área superior à UMC definida (Turner *et al.*, 1989).

5.3. Problema da Unidade de Área Modificável

Cada *pixel* constituinte de uma imagem de observação da Terra corresponde a uma agregação das características espectrais das entidades espaciais existentes na área por si captada (Marceau e Hay, 1999). Toda a informação extraída a partir destes *pixels* é relativa a uma, parte ou conjunto de entidades espaciais, sendo a capacidade em diferenciá-las dependente da relação existente entre a área e forma das entidades espaciais e a resolução espacial (i.e., escala de medida).

Muitas entidades espaciais têm sido adquiridas através de dados de grande resolução espacial, i.e., um grande número de pequenas unidades espaciais não sobrepostas, representativas de parte ou totalidade de uma entidade espacial. Contudo, devido à dificuldade na sua aquisição, quer devido a questões monetárias, quer devido a questões temporais, estas entidades têm sido adquiridas através de uma escala menor (i.e., um menor número de grandes unidades espaciais) (Goodchild e Quattrochi, 1997; Marceau e Hay, 1999; Reynolds, 1998).

A utilização destas escalas menores provoca uma agregação das entidades espaciais em unidades espaciais de maior dimensão (*pixels*), onde os atributos de diversas entidades espaciais originais são integrados e substituídos por um único valor representativo de todas as entidades abrangidas pela área da unidade espacial (*pixel*). Este facto leva não só à perda de informação e capacidade de distinção das individualidades, como, também, pode provocar uma distorção da natureza intrínseca dos dados espaciais – a autocorrelação espacial. Dependendo da escala de agregação e da configuração espacial desta agregação, a utilização de diferentes unidades espaciais resulta em diferentes representações do mesmo conjunto de entidades espaciais iniciais. Este problema é conhecido como o Problema da Unidade de Área Modificável (MAUP - *Modifiable Area Unit Problem*) (Hay *et al.*, 2001; Marceau, 1999; Marceau e Hay, 1999; Openshaw e Albanides, 2001; Openshaw e Rao, 1994).

Em detecção remota, as unidades de área modificáveis são os *pixels* de cada imagem, determinados pelo IFOV do sensor e representam uma medida espectral integrada das entidades espaciais por elas abrangidas.

A aquisição de imagens de observação da Terra é um caso particular de amostragem espacial, uniforme e arbitrária, utilizada para capturar informação sobre entidades espaciais, que induz aos efeitos de escala e agregação (Hay *et al.*, 2001;

Marceau e Hay, 1999). Cada uma daquelas imagens pode ser vista como uma rede regular, arbitrariamente “atirada” sobre uma área de estudo onde a resolução espacial define as unidades de medida (Atkinson, 2001; Hay *et al.*, 2001). A análise espacial destas unidades de medida, arbitrariamente definidas, pode produzir resultados que não representam o conteúdo das entidades espaciais desejadas, mas sim de associações entre entidades espaciais distintas.

Tem havido muitas tentativas de solucionar este problema, principalmente em dados vectoriais provenientes de censos da população humana, devido à necessidade de manter a confidencialidade dos dados originais (Openshaw e Rao, 1994). No entanto, o MAUP é endémico a todos os dados espaciais agregados e irá afectar todas as análises e metodologias de modelação sensíveis aos dados espaciais (Cao e Lam, 1997; Openshaw e Alvanides, 2001; Openshaw e Rao, 1994).

Para enfrentar este problema, há necessidade de conhecer, pormenorizadamente, os efeitos por ele provocados (efeito de escala e efeito de agregação), de modo a tentar minimizá-los.

A agregação das entidades espaciais originais tem, como consequência, uma perda de informação, levando a um fenómeno denominado como **efeito de escala**.

O efeito de escala é a tendência para obter, para o mesmo grupo de entidades espaciais, diferentes resultados estatísticos quando os dados são agrupados em diferentes escalas de medida (resoluções espaciais) (Cao e Lam, 1997; Dias *et al.*, 2002; Hay *et al.*, 2001; Marceau e Hay, 1999; Openshaw e Rao, 1994). À medida que a escala de medida vai diminuindo (i.e., que os *pixels* vão aumentando de tamanho), a informação neles retida vai representando uma quantidade cada vez maior de entidades espaciais, dificultando a sua identificação individual e diferenciação.

Como se pode observar na Figura 5.2., a uma escala de medida de 250 m, a informação relativa a uma determinada entidade espacial (fábrica ou árvore) é retida por mais do que um *pixel*; a uma escala de medida de 500 m, é retida em apenas um *pixel*; a 1000 m, ambas as entidades são retidas num único *pixel*, tornando impossível a sua identificação e separação.

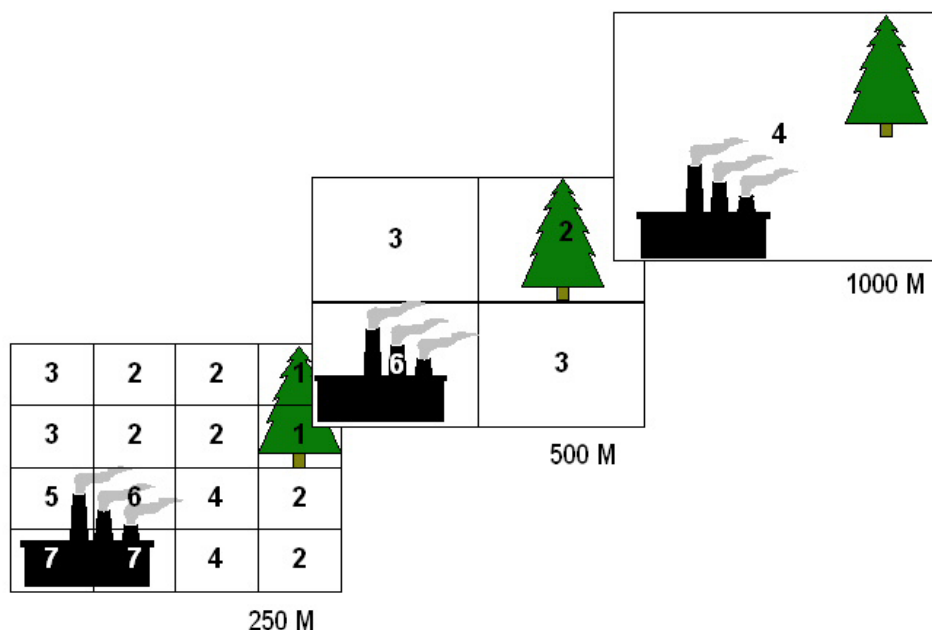


Figura 5.2. Efeito de escala na representação de dois elementos distintos

As M unidades espaciais resultantes de diferentes agregações¹³, efectuadas à mesma escala de medida, das N entidades espaciais originais, representam apenas uma das muitas possibilidades de agregação e, cada uma destas agregações, irá resultar em valores e estatísticas diferentes; este efeito é conhecido como o **efeito de agregação** (Cao e Lam, 1997; Hay *et al.*, 2001; Marceau e Hay, 1999; Openshaw e Rao, 1994; Reynolds, 1998).

Uma entidade, ou conjunto de entidades espaciais, pode ser captada, quando analisada à mesma resolução espacial, de formas completamente distintas. Estas diferentes formas de captação da informação alteram os valores que representam essa entidade espacial, ou conjunto de entidades, nos *pixels* de uma imagem.

Um exemplo encontra-se na Figura 5.3. onde duas imagens com a mesma resolução espacial captam os mesmos elementos através de abrangências espaciais diferentes.

¹³ Nesta perspectiva, uma agregação é um *pixel*, com um valor representativo de uma agregação de entidades espaciais.

Na imagem A, cada uma das entidades espaciais (fábrica e árvore) foi captada num único *pixel*, enquanto na imagem B, cada uma das entidades foi captada por mais do que um *pixel*.

Na imagem B, a identificação das entidades espaciais de interesse (fábrica e árvore) será, provavelmente, mais difícil, uma vez que o sinal existente nas unidades de medida será uma agregação do sinal destas com outras entidades espaciais, sem interesse para o estudo, mas abrangidos pelas mesmas unidades de medida.

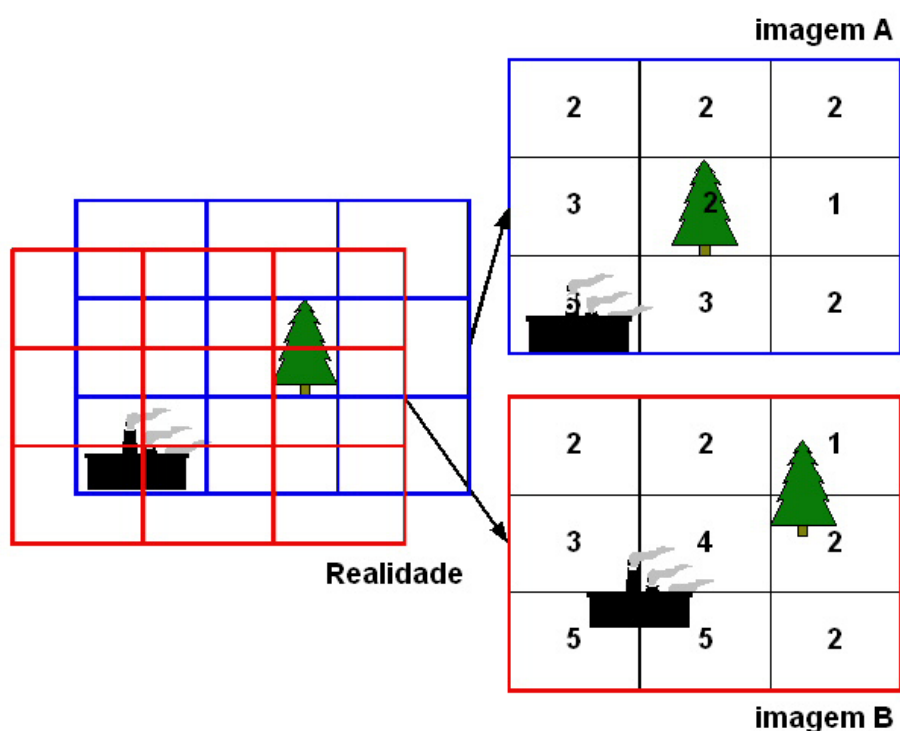


Figura 5.3. Exemplo de Efeito de Agregação

Este efeito de agregação tem bastante importância devido ao facto de, a determinada escala de medida, haver a possibilidade de entidades espaciais de interesse, ao serem captadas de formas diferenciadas, tornarem-se indistinguíveis.

Quando os resultados obtidos a partir de uma análise efectuada a uma escala de medida menor são assumidos, impropriamente, para os casos das entidades individuais em estudo a escalas de medida maiores, poderemos deparar-nos com um caso conhecido como a **falácia ecológica** (Cao e Lam, 1997; Dias *et al.*, 2002; Tranmer e Steel, 1998).

A falácia ecológica é o erro induzido pelo assumir de que um determinado atributo existente para uma determinada unidade de medida (*pixel*) é, também, característico de todas as entidades espaciais existentes nessa mesma unidade (*pixel*).

5.4. Quantificação dos efeitos do MAUP

Embora o problema do MAUP seja inerente a todos os dados espaciais agregados, este seria minimizado se as análises fossem efectuadas sobre as entidades básicas, i.e., sobre elementos compostos por partes similares e diferenciáveis entre si. Contudo, a definição das entidades básicas poderá ser complicada pelo facto de a resolução espacial óptima para um determinado tipo de entidades, não o ser para todos os tipos de entidades em estudo (Marceau e Hay, 1999).

Em cada imagem de observação da Terra, as entidades espaciais captadas, correspondem sempre a uma de três situações (Dungan *et al.*, 2002; Hay *et al.*, 2001):

- São maiores do que as unidades de medida (*pixel*).
- São do tamanho das unidades de medida.
- São menores do que as unidades de medida.

Para minimizar os efeitos do MAUP, há duas hipóteses alternativas a ter em conta:

- Utiliza-se a resolução espacial mais adequada para a identificação de cada um dos tipos de entidade espacial.
- Utiliza-se uma única resolução espacial que minimize estes efeitos para o conjunto dos diversos tipos de entidades espaciais em estudo.

Diversos índices têm sido utilizados para avaliar os efeitos do MAUP, permitindo, através da selecção dos melhores resultados, minimizá-los. Destes, salientam-se os pertencentes a três grandes grupos: índices de avaliação de qualidade; indicadores estatísticos e indicadores de paisagem.

5.4.1 Índices de avaliação de qualidade

Uma vez que resoluções espaciais mais adequadas para identificar determinadas entidades espaciais diminuiriam a influência dos efeitos do MAUP, poderá definir-se uma escala adequada para identificar estas entidades, através da comparação dos índices de avaliação de qualidade de um conjunto de classificações efectuadas ao longo de uma determinada gama de escalas, e selecção daquela que obtiver melhores resultados.

A validação de mapas produzidos a partir de imagens de observação da Terra faz-se, normalmente, por comparação com dados de referência em áreas de teste e materializa-se, frequentemente, em matrizes de confusão (*confusion matrix*). Estas matrizes são tabelas através das quais se calculam os erros de comissão e os erros de omissão (Jensen, 1996).

Para a avaliação individual da exactidão das classes, é frequente a utilização dos erros de comissão e dos de omissão, a par da exactidão temática do produtor e da exactidão temática do utilizador. Os erros de comissão indicam a proporção de observações que, embora tenham sido atribuídos a determinada classe, não o são na realidade. Os erros de omissão indicam a proporção de observações de uma determinada classe que não foram identificados como tal. A exactidão temática do produtor expressa a proporção de observações correctamente atribuídas às suas classes e é complementar aos erros de omissão. A exactidão temática do utilizador é complementar ao erro de comissão e é calculada através da razão entre o total de observações correctamente efectuadas para uma determinada classe e o total de observações efectuadas, correcta ou incorrectamente, para essa classe (Jensen, 1996).

A análise da qualidade global de um mapa (i.e., de todas as classes) pode ser analisada através da exactidão temática global e índice kappa. A exactidão temática global permite avaliar a qualidade de um mapa através do cálculo da percentagem de observações classificadas correctamente em todas as classes, tornando-se num indicador derivado dos erros de omissão. Esta exactidão temática é calculada através da razão entre o número total de observações correctamente classificadas e o total das observações (Jensen, 1996). A exactidão temática global, contudo, não tem em conta o facto de algumas observações serem correctamente classificadas apenas por acaso. O índice kappa é uma estatística que representa a percentagem das

observações correctamente classificadas subtraídas daquelas que poderão ocorrer por mero acaso (Longley *et al.*, 2001). Este índice tem em conta não só os dados relativos aos erros de omissão, mas também todos os outros existentes na matriz de confusão. O índice kappa é sempre inferior à exactidão temática global uma vez que a ajusta pelas classificações correctas, apenas por acaso.

5.4.2 Indicadores estatísticos – Variância

Uma vez que um *pixel* representa uma medida integrada do sinal de todos os elementos espaciais por si abordados, a melhor resolução espacial para identificar determinada entidade espacial será aquela onde, na maioria dos *pixels* que captem informação sobre esse tipo de entidades, não haja influência por parte de entidades espaciais sem interesse.

Assim, numa tentativa de identificar esta relação entre a resolução espacial e a captação, em cada *pixel*, exclusivamente do tipo de entidades espaciais de interesse, tem-se utilizado indicadores estatísticos. Através destes, tem-se tentado quantificar a relação entre os *pixels* que captam informação unicamente sobre as entidades espaciais de interesse e os *pixels* que captam informação sobre entidades espaciais de interesse, conjuntamente com entidades espaciais sem interesse.

Uma vez que diferentes entidades espaciais têm diferentes respostas espectrais, têm-se utilizado medidas de dispersão (Dungan *et al.*, 2002), especialmente a variância (Alexandridis e Chemin, 2002; Atkinson, 2001; Benson e MacKenzie, 1995; Dungan *et al.*, 2002; Marceau e Hay, 1999; Quattrochi *et al.*, 2001).

A variância (Var) (Equação 9) é uma medida de dispersão que se obtém através da média dos quadrados dos desvios das observações relativamente à sua média (Moore e McCabe, 2003):

$$Var = \frac{\sum_{i=1}^n (xi - \bar{x})^2}{n}$$

Equação 9

No caso concreto da identificação de uma escala de medida (resolução espacial) óptima para o estudo de determinado fenómeno, têm sido aplicadas diversas adaptações da variância:

- A. A variância média das classes de ocupação do solo, também designada por variância local.

Esta é calculada pela média da variância de todas as classes existentes. Marceau e Hay (1999) calcularam a variância interna de um conjunto de classes de ocupação do solo, numa série de resoluções espaciais. Após este cálculo, definiram que a melhor resolução espacial seria aquela que obtivesse uma média de variâncias mais baixa para todo o conjunto de classes em estudo, i.e., a resolução espacial onde houvesse maior harmonia espectral dentro de cada classe.

- B. A variância calculada por um determinado conjunto de *pixels*, ao longo de toda a imagem, também designada por análise de textura ou variância local (Alexandridis e Chemin, 2002; Cao e Lam, 1997).

Esta é calculada através da aplicação de uma janela com determinada dimensão, que se vai movendo, sequencialmente, ao longo de toda a imagem, calculando a variância para cada movimento; Posteriormente, calcula-se a média das variâncias calculadas. Se a resolução espacial for mais fina do que as entidades espaciais em estudo, haverá uma elevada correlação entre os *pixels* e os seus vizinhos, e a variância local será baixa. À medida que as entidades se vão aproximando do tamanho dos *pixels*, ou tornando-se maiores, a variância local aumenta. Alexandridis e Chemin (2002) aplicaram a variância local a índices de vegetação (NDVI) provenientes de três tipos de sensores diferentes, de forma a identificar qual o sensor que tinha a resolução espacial mais adequada para estudar a vegetação de determinada região. Neste cálculo, utilizaram uma janela de 3*3 *pixels* e identificaram que as imagens MODIS seriam as indicadas para o seu estudo.

- C. A variância aplicada à escala geográfica ou de observação, i.e., à totalidade da imagem, também designada por variância global ou geográfica (Cao e Lam, 1997).

Esta é calculada pela variância de todos os *pixels* existentes numa imagem. Alexandridis e Chemin (2002) aplicaram a variância global a índices de vegetação (NDVI) de três tipos de sensores diferentes, de forma a identificar qual o sensor que tinha a resolução espacial mais adequada para estudar a vegetação de determinada região. Definiram que, quanto maior fosse a sua variância global, mais indicada seria a resolução para o estudo, pois seria a que captava melhor as variações na vegetação.

A utilização da variância global pode tornar-se um pouco ambígua, uma vez que pode atingir elevados valores devido à existência de entidades espaciais sem interesse, mas dominantes na nossa escala geográfica (área de estudo) e não devido à variação entre aquelas e as entidades espaciais de interesse. Este facto pode levar à escolha de uma resolução espacial óptima para o estudo das entidades espaciais sem interesse cuja presença domina na área de estudo.

A escolha da utilização da mínima variância ao nível de classes (variância local), também poderá ser um pouco ambígua, uma vez que, à medida que a resolução espacial for diminuindo (os *pixels* vão aumentando), vai havendo uma diminuição da variância dentro de cada classe, devido ao facto de haver a possibilidade de haver uma integração de valores de entidades espaciais diferentes numa única unidade de medida (*pixel*) (Bian, 1997).

Assim, para que através da utilização desta estatística se possa captar a informação desejada, há necessidade de a aplicar a um espaço confinado (para não abordar informação de entidades sem interesse que contenham características que as levem a dominar a informação existente na imagem) que permita captar as entidades espaciais de interesse e entidades espaciais sem interesse, adjacentes às primeiras, sem que sejam dominantes na imagem. Ao calcular esta estatística neste espaço confinado, a captação da máxima diferença entre as entidades espaciais de interesse e as entidades, suas envolventes, sem interesse, será dada pelo maior valor da variância.

5.4.3 Indicadores de paisagem – Dimensão Fractal

Um indicador de paisagem é um relacionamento entre parâmetros que permite exprimir, numericamente, uma determinada realidade (Carrão, 2002).

Existem, essencialmente, duas categorias de indicadores de paisagem (Carrão, 2002; Saura, 2002):

- Os indicadores que avaliam a composição do mapa sem terem em conta os atributos espaciais dos seus elementos.
- Os indicadores que avaliam a configuração espacial da paisagem, requerendo, para o seu cálculo, informação espacial.

A dimensão fractal (FractDim) é um indicador da paisagem que avalia a configuração da paisagem, através da razão existente entre o perímetro e a área dos elementos que a constituem, e calcula-se através da seguinte fórmula:

$$FractDim = \frac{2 \ln[0.25 \times perimeter_ (m)]}{\ln[area_ (m^2)]} \quad \text{Equação 10}$$

Os valores da dimensão fractal variam numa gama entre 1 e 2, sendo que se a paisagem for composta por elementos geométricos simples, como, por exemplo, rectângulos ou quadrados, a dimensão fractal terá um valor aproximado de 1. À medida que os elementos se vão tornando mais complexos, o seu valor aproxima-se de 2 (Frohn, 1998; McGarigal, 1995; O'Neill *et al.*, 1988). Esta dimensão caracteriza, assim, o grau de complexidade da paisagem e a capacidade para os elementos, seus constituintes, preencherem o espaço (Carrão, 2002; Frohn, 1998; Klinkenberg, 1997; O'Neill *et al.*, 1988).

A essência da aplicação deste indicador de paisagem na definição de uma escala de medida (resolução espacial) apropriada para o estudo de determinados elementos, deve-se ao facto de os elementos verdadeiramente fractais não alterarem as suas propriedades geométricas com a alteração da escala (Atkinson e Tate, 2001), enquanto os fenómenos geográficos não são verdadeiros fractais, sendo o seu comportamento fractal, apenas, dentro de uma determinada gama de escalas de medida (Atkinson e Tate, 2001; Cao e Lam, 1997; Emerson *et al.*, 2004).

Quando a dimensão fractal é calculada para um conjunto de elementos geográficos, ao longo de uma gama de escalas, a escala a partir da qual existe uma alteração brusca da dimensão fractal, representará a escala a partir da qual a geometria destes elementos sofre alterações profundas (Cao e Lam, 1997). Desta forma, este indicador de paisagem providencia ferramentas para a análise das alterações geométricas ocorridas na representação dos elementos existentes na paisagem, com a mudança da escala de medida (Klinkenberg, 1997; Quattrochi *et al.*, 2001).

Um exemplo da aplicação deste indicador é o caso de Benson e MacKenzie (1995) que, num estudo efectuado para identificação de massas de água, observaram que, com a diminuição da resolução espacial de 20 metros para 1100 metros, a dimensão fractal teria, a partir de determinada resolução, um aumento significativo, indicativo de que a geometria dos elementos sofria alterações profundas.

Hoje em dia, têm sido estudadas novas formas de aplicação deste indicador, como, por exemplo, a aplicação da dimensão fractal como forma de classificar imagens de observação da terra. Uma vez que áreas humanamente modificadas (por exemplo, campos agrícolas ou zonas urbanas) obtêm formas simples e, como tal, um valor de dimensão fractal mais baixo, este indicador permitirá identificá-los (Frohn, 1998; O'Neill *et al.*, 1988).

5.5. Conclusões sobre escala em imagens de observação da Terra

Do exposto neste ponto, pode-se observar que existem diversos tipos de escala (escala cartográfica ou de mapa, escala geográfica ou de observação, escala operacional e escala de medida ou resolução espacial), referentes a diferentes características da forma como se faz a representação dos padrões das entidades espaciais.

No caso específico de modelação de qualquer processo físico com informação extraída a partir de imagens de observação da Terra, a escala de medida ou resolução espacial é fundamental pois, para capturar as variações espaciais significantes para a modelação desse processo, os dados de entrada têm de ser suficientemente detalhados (Goodchild, 2001b). No entanto, existe a tentativa de encontrar uma escala de medida óptima para a modelação de diferentes tipos de

entidades espaciais, sem ter em conta que essa escala, para determinado conjunto de entidades espaciais, poderá não a ser para todos os tipos de entidades em estudo (Marceau, 1999; Marceau e Hay, 1999; Openshaw e Rao, 1994). Isto pode ser observado em diversos trabalhos onde, para a mesma classificação, existem precisões bastante diferentes para as diferentes classes.

Como a informação obtida através das imagens de observação da Terra não é independente da escala de medida utilizada, a selecção nunca deverá ser feita aleatoriamente, pois haverá, concerteza, maiores efeitos do MAUP (Hay *et al.*, 2001). Contudo, a utilização de dados a uma escala óptima para a modelação de determinados processos é, por vezes, impossível, pelo que se torna importante ter uma medida que permita avaliar o montante de informação que não pode ser representado (Goodchild, 2001b). De forma a evitar a escolha aleatória de uma escala de medida, podem ser utilizados diversos índices e indicadores. Os indicadores mais utilizados são os índices de avaliação de qualidade, a variância e a análise da dimensão fractal.

6. METODOLOGIA DE DETECÇÃO DE ALTERAÇÕES

Neste capítulo, faz-se uma descrição detalhada da metodologia utilizada para analisar o efeito de diferentes resoluções espaciais (escala de medida) na detecção das principais alterações do coberto florestal (i.e., áreas ardidas, cortes e novas plantações).

A metodologia seleccionada para a detecção de alterações de coberto florestal foi a diferença de índices de vegetação, mais especificamente, de NDVI. A selecção desta metodologia foi influenciada, fundamentalmente, por ser uma metodologia simples, por ter sido aplicada com sucesso em diversas situações de detecção de alterações (Daryaei, 2003; Gong, 2002; Salvador *et al.*, 2000) e por permitir o desenvolvimento de um sistema que, de forma automática, identifique as alterações do coberto florestal.

As imagens utilizadas foram as imagens MODIS, por serem disponibilizadas com três tipos distintos de resoluções espaciais, enquadrando-se com o estudo em causa, e por serem imagens recentes, não havendo muitos estudos científicos baseados na sua utilização. Por serem imagens de distribuição gratuita¹⁴, podendo vir a ser utilizadas de forma sistemática, há todo o interesse em analisar as suas capacidades na extracção de informação deste género. Desta forma, para o desenvolvimento deste estudo, analisou-se a capacidade destas imagens na identificação das alterações do coberto florestal ocorridas, entre o Outono de 2002 e o Outono de 2003, em parte do Continente Português.

Uma vez que as alterações do coberto florestal podem ser interpretadas de forma um pouco ambígua, utilizou-se, para a sua identificação, a tipologia e definições apresentadas no Capítulo 4 (Alterações do coberto florestal) do presente trabalho.

¹⁴ A NASA disponibiliza, gratuitamente, estas imagens através do *Earth Observing System Data Gateway* (<http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub /imswelcome/>).

Neste capítulo, começa-se por fazer uma abordagem à área de estudo, às imagens utilizadas para o desenvolvimento da metodologia e aos dados auxiliares utilizados para obtenção de informação sobre as alterações efectivamente ocorridas no período considerado, bem como para aplicação de máscaras de análise. Por último, explica-se, pormenorizadamente, a metodologia de detecção de alterações do coberto florestal.

6.1. Área de estudo e dados utilizados

6.1.1. Selecção da área de estudo

A área escolhida para este estudo foi uma zona localizada no centro de Portugal Continental (compreendido entre as latitudes de 40° 08' 00'' N e 40° 55' 00'' N e entre as longitudes de 6° 48' 00'' W e 8° 55' 00'' W) (Figura 6.1.), com uma área de cerca de 1430 000 hectares. A escolha desta região e não de todo o Continente Português, deve-se ao facto de não haver informação de base possível de ser comparada com os resultados obtidos com a metodologia aplicada. Assim, com a necessidade de interpretar visualmente imagens de grande resolução espacial (SPOT HRG) e digitalizar essa informação, de forma a ser utilizada na avaliação da qualidade da cartografia realizada, optou-se por delimitar uma área:

- Bastante afectada pelos incêndios florestais ocorridos no período em estudo.
- Com grande densidade florestal, onde há elevada probabilidade de ocorrência de alterações de coberto florestal de menor dimensão (cortes e novas plantações).
- Com grande diversidade de características do coberto vegetal, levando a que as variações provocadas pelas alterações de coberto florestal sejam, consequentemente, de grande diversidade; este facto permite a aplicação da metodologia a uma grande variedade de características, facilitando a análise do seu comportamento perante esta multiplicidade de condições.

Morfologicamente, nesta zona, observam-se planícies no litoral (Orla Mesoceno­zóica Ocidental) e zonas montanhosas no interior (Cordilheira Central). Em termos florestais, encontram-se grandes manchas de Pinheiros Bravos (*Pinus Pinaster*) e eucaliptos (*Eucaliptus Globulus*). Do ponto de vista meteorológico, caracteriza-se pela existência de uma estação quente e seca – o Verão. Este conjunto de características facilitou a ocorrência de grandes incêndios florestais, nomeadamente durante o Verão de 2003, estação em que arderam, aproximadamente, 400 000 ha em todo o Continente Português (Ministério da Administração Interna, 2003).

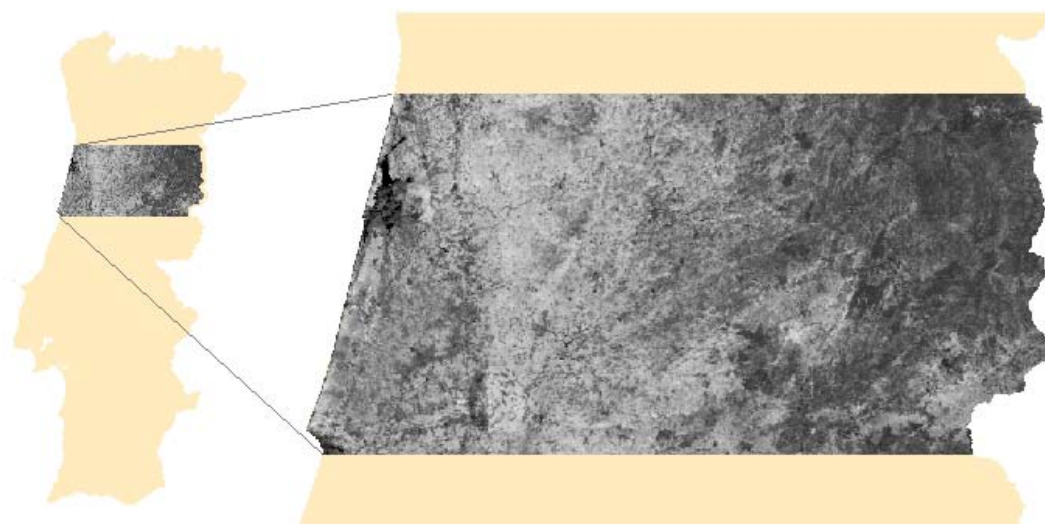


Figura 6.1. Área de estudo e respectivo NDVI de 2003, derivado de imagens MODIS com 250 metros de resolução espacial

6.1.2. Caracterização das imagens MODIS utilizadas

As imagens seleccionadas para analisar a influência da escala de medida na detecção das alterações do coberto florestal, bem como para o desenvolvimento de uma metodologia que detectasse estas alterações automaticamente, foram as imagens provenientes dos sensores MODIS. Estes sensores foram desenvolvidos pela NASA e encontram-se instalados a bordo dos satélites TERRA e AQUA.

O satélite TERRA, lançado em 18 de Dezembro de 1999, foi o primeiro satélite da missão EOS (*Earth Observing System*) da NASA, cujo principal objectivo é observar e perceber como todos os elementos constituintes do nosso planeta (atmosfera, criosfera, massa terrestre, oceanos) interagem. O TERRA é um satélite

não-geoestacionário, com uma órbita quase-polar, hélio-síncrona e que dista 705 Km da superfície terrestre (NASA, 2003c). O satélite AQUA, com características semelhantes ao TERRA, foi lançado em Maio de 2002. Enquanto o satélite TERRA faz a sua passagem no Equador às 10h30m locais, o satélite AQUA faz essa passagem às 13h30m locais.

Os sensores MODIS têm as seguintes características (NASA, 2003a; NASA, 2003b):

- Resolução temporal relativa – 1 a 2 dias.
- Resolução temporal absoluta – 16 dias.
- Resolução espacial –
 1. 250 m (bandas 1 a 2);
 2. 500 m (bandas 3 a 7);
 3. 1000 m (bandas 8 a 36).
- Resolução espectral – 36 bandas, entre 0.4 μm e 14.4 μm .
- Resolução radiométrica – 12 bits.
- Swath – 2330 km (largura) * 10km (comprimento).

Apesar deste tipo de sensor abranger 10 bandas no visível, 9 bandas no infravermelho reflectivo e 17 bandas no infravermelho térmico, para a realização do presente trabalho, apenas foram utilizadas as bandas 1 (0.62 μm a 0.67 μm) e 2 (0.841 μm a 0.876 μm) que compreendem, respectivamente, a região do vermelho (banda no visível) e infravermelho próximo (banda no infravermelho reflectivo), por estarem presentes nos três produtos utilizados e por permitirem calcular o índice de vegetação necessário à aplicação da metodologia. Os produtos provenientes das imagens destes sensores foram os seleccionados por serem disponibilizados com três resoluções espaciais distintas, permitindo elaborar um estudo multi-escala com imagens que continham as duas bandas requeridas e, principalmente, com a mesma gama espectral. O facto de as bandas utilizadas terem a mesma gama espectral, leva a que tipos de alterações do coberto florestal idênticos provoquem, nas diferentes imagens, o mesmo tipo de alterações espectrais. Assim, com a aplicação da mesma metodologia, a diferença de obtenção de informação não se deve à diferente gama espectral das bandas, mas sim à influência da resolução espacial.

De forma a tornar estas imagens operacionais, houve necessidade de realizar um pré-processamento. Este pré-processamento passou pela criação de um mosaico, alteração do tipo de ficheiros (de HDF5 para img) e uma transformação do sistema de coordenadas (do sistema WGS 84 para o sistema militar Português). A criação do mosaico deve-se ao facto de Portugal Continental ser abrangido por duas imagens MODIS (Figura 6.2.) que, sendo obtidas durante a mesma órbita, evitam, por exemplo, a aquisição com diferentes ângulos de visão.

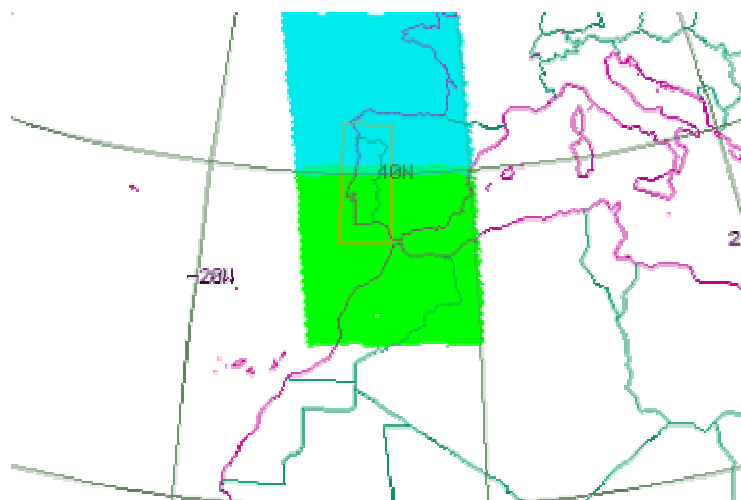


Figura 6.2. Área de abrangência das imagens MODIS que cobrem Portugal Continental

Os factores fundamentais para a escolha destes produtos foram o facto de serem distribuídos gratuitamente e terem correcções radiométricas semelhantes.

Os produtos MODIS utilizados foram:

1. MODIS MOD09Q1 - MODIS 250

O produto MODIS MOD09Q1 é um compósito de imagens de 7 dias do satélite AQUA, com uma resolução espacial de 250 metros (Figura 6.3.); por este motivo, será designado, neste trabalho, por MODIS 250.

Este produto é uma estimativa da reflectância espectral da superfície terrestre, para cada banda, como se tivesse sido medida directamente no solo. Esta reflectância resulta da radiância captada pelo sensor, corrigida para factores atmosféricos como vapor de água, aerossóis, neblina e nuvens, através da utilização de uma série de outros produtos MODIS e informação auxiliar (por exemplo, modelos digitais de terreno e pressão atmosférica).

O compósito temporal é realizado através da atribuição de prioridade às imagens diárias; é seleccionada a imagem com melhor qualidade geral dos *pixels* e menor valor da banda 3 (azul) (Vermote e Vermeulen, 1999).

O produto utilizado para a elaboração deste trabalho corresponde ao compósito com imagens adquiridas entre os dias 6 a 13 de Setembro dos anos de 2002 e 2003.

As designações das imagens utilizadas para o ano de 2002 são as seguintes:

- MYD09Q1.A2002249.h17v04.004.2004038081731.
- MYD09Q1.A2002249.h17v05.004.2004038224033.

As designações das imagens utilizadas para o ano de 2003 são as seguintes:

- MYD09Q1.A2003249.h17v05.004.2004161015837.
- MYD09Q1.A2003249.h17v04.004.2004161011757.

2. MODIS MOD09A1 – MODIS 500

O produto MODIS MOD09A1 é um compósito de imagens de 7 dias do satélite AQUA, com uma resolução espacial de 500 metros, e a sua génese é idêntica à do produto MOD09Q1 (Vermote e Vermeulen, 1999) (Figura 6.3.); atendendo ao valor da sua resolução espacial, será designado, neste trabalho, por MODIS 500.

O produto utilizado para a elaboração deste trabalho corresponde ao compósito com imagens adquiridas entre os dias 6 a 13 de Setembro dos anos de 2002 e 2003.

As designações das imagens utilizadas para o ano de 2002 são as seguintes:

- MYD09A1.A2002249.h17v05.004.2004038224034.
- MYD09A1.A2002249.h17v04.004.2004038081732.

As designações das imagens utilizadas para o ano de 2003 são as seguintes:

- MYD09A1.A2003249.h17v05.004.2004161015837.
- MYD09A1.A2003249.h17v04.004.2004161011758.

3. MODIS MOD43B4 – MODIS 1000

O produto MODIS MOD43B4 é um compósito de imagens de 16 dias, proveniente dos sensores MODIS dos satélites TERRA e AQUA, e tem uma resolução espacial de, aproximadamente, 1000 metros (Figura 6.3.); por este motivo, será designado, neste trabalho, por MODIS 1000.

Este produto encontra-se corrigido para factores atmosféricos como vapor de água, aerossóis, neblina e nuvens. O seu factor mais importante é a sua correcção através da função de distribuição bidireccional da reflectância (BRDF – *Bidirectional Reflectance Distribution Function*), i.e., a reflectância espectral ajustada à média do ângulo zenital, através da qual se corrige o efeito de diferentes ângulos de iluminação (Gonçalves, 2004; Strahler e Muller, 1999). Para a sua elaboração, além de dados de reflectância espectral corrigida atmosféricamente, são utilizados dados do sensor MISR (*Multi-angle imaging Spectro-radiometer*).

O compósito temporal deste produto é realizado através da atribuição de uma prioridade a dados adquiridos com os menores ângulos de aquisição¹⁵, menores quantidades de resíduos atmosféricos e que estejam livres de nuvens. Assim, após o afastamento de *pixels* com cobertura nebulosa, realiza-se o cálculo do NDVI; posteriormente, comparam-se os dois *pixels* com os valores mais elevados e selecciona-se o que tiver menor ângulo de inclinação (Strahler e Muller, 1999).

O produto utilizado para a elaboração deste trabalho corresponde ao compósito com imagens adquiridas entre os dias 14 a 29 de Setembro dos anos de 2002 e 2003.

As designações das imagens utilizadas para o ano de 2002 são as seguintes:

- MCD43B4.A2002273.h17v05.004.2004206213448.
- MCD43B4.A2002273.h17v04.004.2004206200459.

As designações das imagens utilizadas para o ano de 2003 são as seguintes:

- MCD43B4.A2003257.h17v04.004.2004354012734.
- MCD43B4.A2003257.h17v05.004.2004354015133.

¹⁵ Esta forma de criação de compósitos minimiza a utilização de imagens com diferentes ângulos de aquisição e, consequentemente, iluminação. As distorções causadas pelo sistema *cross-track scanning*, em que, à medida que o ângulo de aquisição aumenta, há um aumento do tamanho do pixel, são, também, eliminadas com esta forma de criação de compósitos.

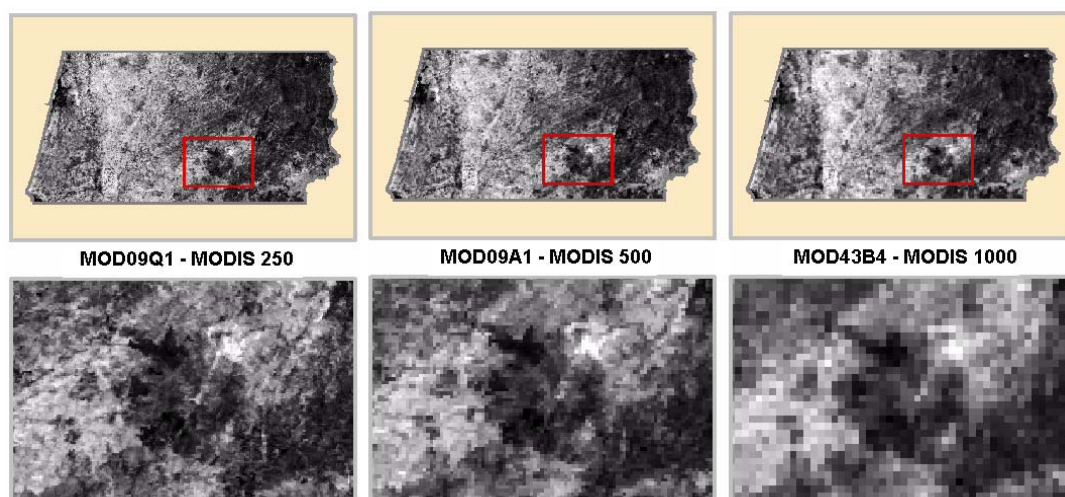


Figura 6.3. NDVI do ano de 2003, referentes aos diferentes produtos MODIS utilizados

6.1.3. Informação auxiliar utilizada

Para análise e avaliação dos resultados obtidos com a metodologia seguida, bem como para o refinamento dos seus parâmetros, houve necessidade de compilar um conjunto de informação relativo às alterações do coberto florestal (i.e., todas as áreas ardidas, cortes florestais e novas plantações) ocorridas durante o espaço temporal em questão. Com esse objectivo, utilizaram-se imagens de diferentes tipos que, conjuntamente com outra informação, permitiram a interpretação e digitalização manual das alterações do coberto florestal, ocorridas entre o Outono de 2002 e o Outono de 2003. Os tipos de imagens utilizadas foram: SPOT 5 HRG (*Système Pour l'Observation de la Terre 5 - High Resolution Geometric*), LANDSAT 5 TM (*Thematic Mapper*) e LANDSAT 7 ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*). De forma a elaborar máscaras de análise, melhorando, consequentemente, os resultados obtidos com a metodologia, foi utilizada a cartografia CORINE Land Cover 2000 (CLC2000, 2002). Seguidamente, faz-se uma breve abordagem a esta informação auxiliar utilizada.

6.1.3.1 SPOT 5 HRG

O programa SPOT lançou, em 4 de Maio de 2002, o satélite SPOT 5, a bordo do qual se encontra o sensor HRG que, a par com os sensores SPOT 2 HRV e SPOT 4 HRVIR, tem a capacidade de observação oblíqua com um ângulo de até 27° (SPOT

Image, 2003a). Este satélite tem uma órbita não-geoestacionária, quase-polar, retrógrada (98,7°), hélio-síncrona e encontra-se a uma altitude de 822 Km (SPOT Image, 2003b).

O sensor HRG tem as seguintes características (SPOT Image, 2003a; SPOT Image, 2003b; SPOT Image, 2003c; SPOT Image, 2003d):

- Resolução temporal – 26 dias.
- Resolução espacial –
 1. 2,5 m ou 5 m (banda PAN);
 2. 10 m (bandas 1 a 3);
 3. 20 m (banda SWIR).
- Resolução espectral – 5 bandas, entre 0.5 μm e 1.75 μm .
- Resolução radiométrica – 8 bits.
- Swath – 60 Km * 60 Km até 80 Km.

As imagens SPOT-HRG utilizadas são provenientes de um levantamento efectuado em todo o Continente Português durante os meses de Setembro e Outubro de 2003, adquirido pelo Instituto Geográfico Português.

6.1.3.2 LANDSAT

O programa Landsat iniciou-se em 1972 com o lançamento do satélite Landsat 1 e é o programa mais antigo com o objectivo de observação terrestre (CCRS, 2003; Sheffner, 1999). O satélite Landsat 5, com os sensores TM e MSS (*Multispectral Scanner*), foi lançado no dia 1 de Março de 1984, enquanto o satélite Landsat 7, com os sensores ETM+ e ALS (*Advanced Landsat Sensor*), foi lançado em 15 de Abril de 1999. Ambos os satélites têm uma órbita não-geoestacionária, quase polar, retrógrada (98,2° e 98,32°, para, respectivamente, Landsat 5 e 7), hélio-síncrona com altitudes médias de 705 Km (Sheffner, 1999).

Os sensores utilizados, TM e ETM+, têm as seguintes características (Sheffner, 1999):

- Resolução temporal – 16 dias em ambos os sensores.
- Resolução espacial do ETM+ –
 1. 15m (banda pancromática - PAN);

2. 30 m (bandas 1 a 5 e 7);
 3. 60 m (banda 6 – Infravermelho térmico).
- Resolução espacial do TM –
 1. 30 m (bandas 1 a 5 e 7);
 2. 120 m (banda 6).
 - Resolução espectral – entre 0.45 μm e 12.5 μm para ambos os sensores.
 - Resolução radiométrica – 8 bits em ambos os sensores.
 - Swath – 185 Km em ambos os sensores.

As imagens utilizadas são provenientes dos sensores TM e ETM+ e referem-se à fase anterior às alterações do coberto florestal. A imagem Landsat 5 TM foi adquirida no dia 1 de Abril de 2002, enquanto as Landsat 7 ETM+ foram adquiridas a 15 de Fevereiro de 2002 e a 24 de Janeiro de 2003. Todas as imagens Landsat utilizadas neste estudo são propriedade do Instituto Geográfico Português.

6.1.3.3 Mapa de referência das alterações do coberto florestal

Uma vez que não existia cartografia de base à qual se pudesse comparar a cartografia produzida, houve necessidade de criar um mapa de referência das alterações do coberto florestal. Este processo de realização de um mapa de referência implicou a interpretação visual das imagens SPOT e Landsat. A interpretação destas diferentes imagens prendeu-se com a necessidade de existência de informação sobre a fase pré-alteração, de forma a distinguir as alterações ocorridas durante o período em causa e as alterações ocorridas numa fase anterior. A utilização de imagens, quer do início, quer do final do período temporal em estudo, também facilitou a diferenciação entre alterações do coberto florestal e outros tipos de ocupações do solo com os quais poderiam ser confundidos.

Após a interpretação visual, digitalizou-se todas as alterações do coberto florestal, ocorridas entre o Outono de 2002 e o Outono de 2003, criando um mapa com uma UMC de 0,1 ha e que permitiu, através de comparação, avaliar a qualidade da cartografia produzida com a metodologia em estudo.

A Figura 6.4. apresenta um exemplo de uma alteração do coberto florestal (área ardida), digitalizada após interpretação visual de imagens SPOT.

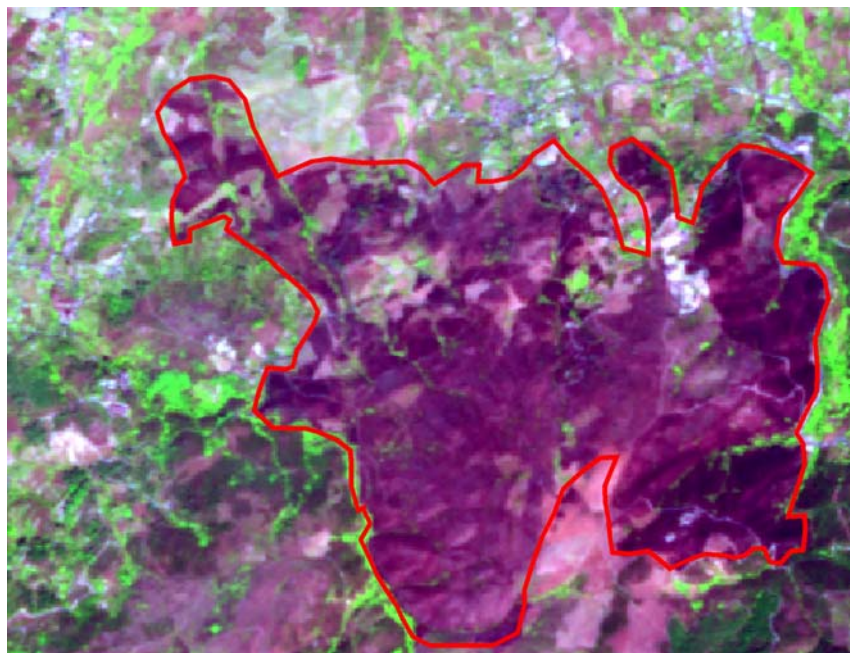


Figura 6.4. Área ardida digitalizada após interpretação visual de imagem SPOT (RGB: verde, infravermelho próximo e vermelho)

6.1.3.4 CORINE Land Cover 2000

A cartografia CORINE Land Cover 2000 (CLC2000, 2002) (Figura 6.5.), designada neste trabalho por CLC 2000, provém de um programa levado a cabo a nível Europeu, definido e apoiado pela Agência Europeia do Ambiente (EEA), de forma a poder ter informação sobre a ocupação do solo a nível pan-europeu e com especificações técnicas comuns, permitindo aplicar políticas baseadas nos mesmos princípios. Este projecto começou em 1990, com uma primeira versão (CLC 90), sendo a versão de 2000 uma actualização desta versão original. É uma cartografia representada através de uma nomenclatura de três níveis hierárquicos (Anexo 1), com 44 classes no terceiro nível, 15 no segundo e 4 no primeiro.

Esta cartografia, por ser a cartografia de ocupação do solo de Portugal Continental mais actualizada, foi a utilizada para elaborar máscaras de análise ao longo do processo de detecção de alterações do coberto florestal. Estas máscaras serviram para melhorar os resultados desta detecção, limitando a procura das alterações do coberto florestal a locais onde haveria a possibilidade da sua ocorrência e, conseqüentemente, eliminando grande quantidade de erros de comissão.

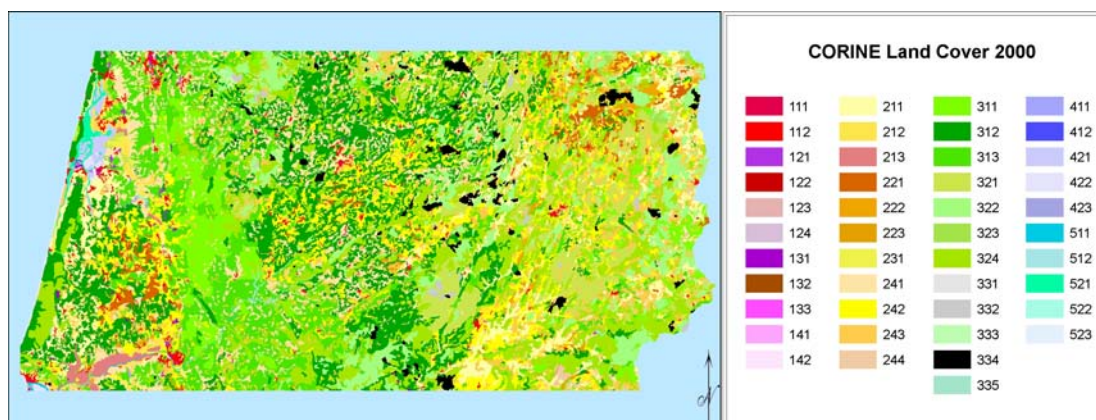


Figura 6.5. Cartografia de ocupação do solo CLC2000 para a área de estudo

6.2. Metodologia

Uma vez que houve a necessidade de seleccionar uma metodologia que pudesse ser aplicável de uma forma sistemática, sem intervenção humana, optou-se por utilizar a álgebra de bandas, mais especificamente a diferença de índices de vegetação (Daryaei, 2003; Gong, 2002; Jensen, 1996; Salvador *et al.*, 2000; Yuan *et al.*, 1999). Esta metodologia foi a escolhida devido ao facto de permitir variar os seus parâmetros, seleccionando o conjunto daqueles que conduziram a melhores resultados, permitindo, assim, o desenvolvimento de uma metodologia automática. Foi seleccionada, também, por, anteriormente, ter sido aplicada com sucesso em diversas situações de detecção de alterações do coberto florestal (e.g. Daryaei, 2003; Gong, 2002; Salvador *et al.*, 2000).

Nesta metodologia foram aplicados dois tipos de limiares de alteração¹⁶. Numa primeira fase, foi utilizado um limiar baseado numa aproximação estatística que, através da intensidade da alteração do índice de vegetação (0,75; 1 e 1,25 desvio padrão à média da alteração), permitisse detectar as alterações de coberto florestal. Uma vez que este primeiro limiar apenas detectava as alterações, não as diferenciando, houve necessidade de, numa segunda fase, aplicar um outro limiar suportado numa base teórica¹⁷ que, através da reflectância do ano de 2003, permitisse diferenciar essas alterações.

¹⁶ - A tipologia de limiares de alteração está desenvolvida em 3.2.

¹⁷ - A base teórica para a escolha deste limiar é a desenvolvida no Capítulo 4.

Para a análise da detecção de alterações do coberto florestal, aplicou-se, para cada uma das alterações, todas as combinações possíveis entre os três produtos MODIS (MODIS 250, MODIS 500 e MODIS 1000) e três parâmetros (i.e., o limiar de alteração para detecção, a unidade mínima cartográfica [1, 2, 4, 6, 8 e 10 *Pixels*] e as máscaras de análise [sem máscara, máscara de urbano e massas de água, máscara arbórea, máscara de arbustos e máscara integrada destas duas últimas]). Analisando os resultados obtidos para todas as combinações, através de índices de avaliação de qualidade, determinou-se a influência da resolução espacial na identificação das alterações do coberto florestal. Após a selecção da melhor combinação entre os produtos MODIS e os parâmetros utilizados, obteve-se uma metodologia que, implementada num sistema, permite, automaticamente, detectar estas alterações. Neste sistema automático (Anexo 4) implementou-se, também, um limiar de diferenciação que permitiu, após a escolha da melhor combinação entre resolução e parâmetros, diferenciar as alterações do coberto florestal.

Na Figura 6.6., apresenta-se um esquema da metodologia aplicada.

6.2.1. Método de detecção de alterações

Como anteriormente foi descrito, para a detecção das alterações do coberto florestal em Portugal Continental, utilizou-se a metodologia da álgebra de bandas, mais especificamente a diferença de índices de vegetação. Nesta metodologia, após o cálculo do índice de vegetação para as duas datas (2002 e 2003), determina-se a sua diferença, resultando uma imagem com valores nulos para áreas onde, entre essas duas datas, não ocorreram alterações de biomassa.

O índice de vegetação utilizado foi o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*); este índice foi escolhido, devido ao facto de:

- Ser a transformação de bandas mais utilizada na identificação das alterações florestais com maior peso na área de estudo, i.e., das áreas ardidas (García-Haro et al., 2001; Salvador et al., 2000).
- Variar entre uma gama de valores concreta (-1 e 1), facilitando o processamento, de forma automática, dos seus dados.
- Uma vez que os produtos utilizados se referem à reflectância, evita-se o principal problema deste índice de vegetação que é a influência dos efeitos atmosféricos (Kaufman e Tanré, 1992).

6.2.2. Aplicação de diferentes limiares de detecção de alterações

Após o cálculo da diferença entre os índices de vegetação, há necessidade de identificar um limiar a partir do qual se identificam alterações relevantes (Jensen, 1996). Neste caso específico, utilizou-se uma aproximação estatística (Salvador *et al.*, 2000) que se baseia na definição de um intervalo, dado por $\mu \pm Y \times \sigma$ (onde μ é a média, σ o desvio-padrão e Y uma constante), existente numa população normal (valores existentes na imagem), através do qual há a probabilidade de encontrar os indivíduos (*pixels*) que sofreram alterações (i.e., que se encontram fora desse intervalo) (Figura 6.7.). Aqueles limiares são baseados em medidas de centralidade e de dispersão, a média e o desvio-padrão, respectivamente, que permitem caracterizar e descrever uma população, facilitando a descoberta de valores anómalos (Longley *et al.*, 2001).

Assim, num primeiro passo, foram calculados os índices de vegetação de ambos os anos (2002 e 2003) para cada um dos produtos MODIS, subtraindo-se, posteriormente, o índice de 2002 ao de 2003 em todos os pares de imagens. Seguidamente, foi aplicada a técnica de definição de limiares com base em diferentes valores de desvio-padrão à média, procurando identificar o melhor limiar de detecção de alterações. Uma vez que se desejava encontrar as diminuições de biomassa entre os dois anos, estes diferentes valores de desvio-padrão apenas foram subtraídos à média da diferença dos índices de vegetação. Os limiares de 0.75, 1 e 1.25 desvios-padrão à média foram os seleccionados, após um longo processo de avaliação de uma série de valores de limiares aplicados a diferentes áreas de estudo em Portugal Continental (Figura 6.7.).

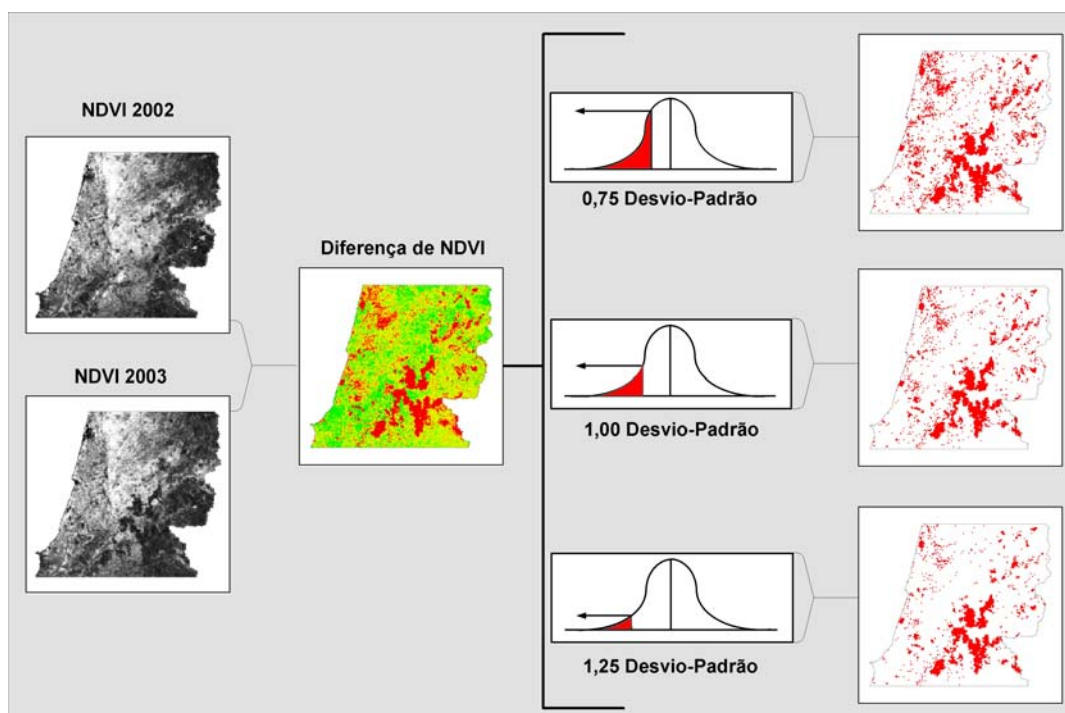


Figura 6.7. Metodologia de detecção de alterações pela diferença de índices de vegetação

6.2.3. Aplicação de diferentes Unidades Mínimas Cartográficas

A unidade mínima cartográfica (UMC) é uma especificidade técnica cartográfica de elevada importância e a utilização de diferentes UMC influencia directamente os resultados das análises, uma vez que aquelas unidades definem áreas

mínimas a partir das quais se determina que existem as entidades que se pretende representar, neste caso, as alterações do coberto florestal.

Uma vez que o intuito deste estudo era o desenvolvimento de uma metodologia para cartografia de alterações de coberto florestal, houve a necessidade de identificar as melhores especificações técnicas para esse efeito. Dessa forma, aplicou-se diferentes UMCs, baseadas no número de *pixels* dos diferentes produtos, de forma a identificar qual a UMC mais adequada para a detecção das alterações do coberto florestal. As UMC aplicadas foram 1, 2, 4, 6, 8 e 10 *pixels* (Tabela 6.1.).

Tabela 6.1. Correspondência entre o número de pixels e área (ha) da UMC utilizada para cada tipo de imagem (MODIS 250, MODIS 500 e MODIS 1000)

Imagens	Unidade Mínima Cartográfica					
	1 <i>Pixel</i>	2 <i>Pixels</i>	4 <i>Pixels</i>	6 <i>Pixels</i>	8 <i>Pixels</i>	10 <i>Pixels</i>
MODIS 250	5,37	10,73	21,47	32,20	42,93	53,66
MODIS 500	21,47	42,93	85,86	128,80	171,73	214,66
MODIS 1000	85,86	171,73	343,45	515,18	686,91	858,63

A aplicação de uma UMC permite eliminar elementos detectados como alterações mas cuja área seja inferior à da UMC. Estas pequenas alterações podem decorrer de alterações não relevantes do coberto florestal, provenientes de perturbações locais, ligeiras incorrecções na georreferenciação das imagens ou outros fenómenos que não podem ser tomados em linha de conta. No caso específico deste trabalho, ao aplicar-se uma determinada UMC, não só se elimina todos os polígonos isolados, com uma área inferior à UMC, bem como se define que todos os polígonos interiores (i.e., que sejam envolvidos na sua totalidade por uma alteração), com uma área inferior à UMC, são alteração.

6.2.4. Aplicação de diferentes máscaras de análise

Uma vez que, através desta metodologia, se identificava todas as regiões onde ocorressem diminuições do índice de vegetação, mesmo aquelas onde não existisse vegetação, optou-se por aplicar diversas máscaras de análise, baseadas na cartografia de ocupação do solo CLC 2000 (Anexo 2), na perspectiva de eliminar estas zonas sem interesse e, consequentemente, melhorar os índices de avaliação de qualidade da

cartografia a produzir. A aplicação de diferentes máscaras de análise permitiu, também, avaliar a possibilidade de existência de diferentes limiares de detecção de alteração em diferentes tipos de vegetação.

Assim, para todas as combinações dos parâmetros anteriores (limiares na diferença de NDVIs e UMC), foram efectuadas as seguintes análises:

- Sem máscara de análise (sem-masc), i.e., com todas as classes do CLC 2000.
- Com uma máscara de análise com todas as ocupações do solo, com a excepção das áreas artificializadas, áreas húmidas e corpos de água (masc-urbano/água), i.e., apenas com florestas, áreas agrícolas e áreas semi-naturais (classes 2 e 3 do nível 1 do CLC 2000).
- Com duas máscaras de análise individuais: uma indicando zonas maioritariamente arbóreas (masc-arbórea), com florestas de folhosas, resinosas e mistas (classes 311, 312 e 313 do nível 3 do CLC 2000); outra indicando zonas com espécies arbustivas (masc-arbustos), matos, floresta e vegetação arbustiva em transição (classes 322 e 324 do nível 3 do CLC 2000). A separação destas duas máscaras de análise deve-se ao facto de, em pesquisas anteriores, se ter concluído que diferentes tipos de vegetação, devido às diferentes alterações dos quantitativos de biomassa, obtinham diferentes alterações no índice de vegetação. Consequentemente, diferentes limiares representariam melhor as alterações nos diferentes tipos de vegetação.
- Com uma máscara de análise (masc-integrada), integrando as duas máscaras anteriores (floresta de folhosas, floresta de resinosas, florestas mistas, matos, floresta e vegetação arbustiva em transição).

6.3. Avaliação da cartografia produzida

Após a realização das diferentes cartografias, surgiu a necessidade de seleccionar uma metodologia de avaliação de qualidade. Uma vez que fazia todo o sentido utilizar índices de avaliação individual da exactidão das diferentes classes (alterações), optou-se por utilizar os erros de comissão e os de omissão. Os erros de comissão permitem identificar a percentagem de observações que, embora tenham

sido atribuídas a determinada alteração, não o são na realidade. Os erros de omissão permitem identificar a percentagem de observações, pertencentes a determinada alteração, que não foram identificadas como tal (Jensen, 1996).

A selecção destes dois índices de avaliação de qualidade (erros de comissão e erros de omissão) em vez da exactidão temática global que identifica o total de observações correctamente classificadas (Jensen, 1996), e que é idêntica à exactidão temática do produtor da classe alterada, deveu-se, essencialmente, ao facto de esta ser complementar aos erros de omissão, não tendo em linha de conta os erros de comissão. Uma vez que se esperaria obter, em determinadas circunstâncias, erros de comissão de elevada ordem, tornar-se-ia impossível avaliá-los.

6.4. Desenvolvimento da metodologia

Para o desenvolvimento da metodologia, analisou-se, num primeiro passo, a capacidade dos três tipos de imagens em detectar as alterações do coberto florestal, ocorridas na área de estudo. A capacidade de se identificar uma alteração de coberto florestal com um determinado *pixel* depende do preenchimento da área coberta por esse *pixel* por parte da alteração. Para que uma alteração seja detectada, a sua influência no sinal do *pixel* tem de ser relevante pelo que, quanto maior for o preenchimento do *pixel* por parte da alteração, maior será a possibilidade de esta ser identificada. Neste estudo, esta relação foi determinada através da comparação entre a área da alteração e a área do *pixel* e através da análise da compacidade dessa alteração. Esta dupla análise foi efectuada devido ao facto de ocorrerem situações em que, embora a área das alterações seja aproximada ou maior do que a área dos *pixels*, a sua forma pouco compacta as leve a influenciar de uma forma quase nula uma grande quantidade de *pixels*. Nestes casos, há necessidade de avaliar a compacidade das alterações do coberto florestal. No caso de a área das alterações ser idêntica ou superior à área dos *pixels*, acompanhada de uma forma bastante compacta, poder-se-á afirmar que o sinal do *pixel* tem, sem dúvida, uma elevada influência por parte destas alterações.

Para o estudo da área das alterações, avaliou-se a relação existente entre a área destas e a área das UMC utilizadas. Para o estudo da compacidade utilizou-se a seguinte fórmula (Goodchild, 2001a; Longley *et al.*, 2001):

$$compacidade = \frac{perímetro}{(3,54 \times \sqrt{área})} \quad \text{Equação 11}$$

O factor 3,54 (o dobro da raiz quadrada de π) assegura que, para a forma mais compacta, a circunferência, a compacidade tome o valor de 1 (Longley *et al.*, 2001). Quanto menos compacta for a forma de determinada entidade, mais elevado será o valor de compacidade.

Na Figura 6.8. encontram-se dois exemplos de alterações do coberto florestal (áreas ardidas) com um valor de área semelhante, mas com valores de compacidade bastante distintos.

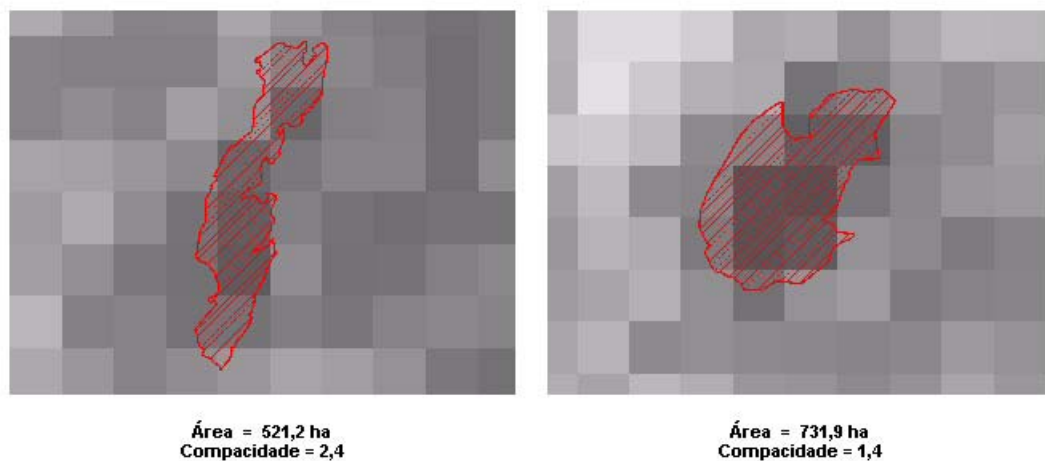


Figura 6.8. Exemplos de áreas ardidas com compacidades bastante diferentes, sobrepostas ao NDVI de 2003 de uma imagem MODIS 1000

Após a análise das características físicas das alterações do coberto florestal e, consequentemente, com a avaliação da capacidade das imagens em detectar as alterações do coberto florestal, analisam-se todas as combinações possíveis entre os diferentes parâmetros (limiar de alteração, UMC e máscara de análise mais correcta), avaliando os resultados com os índices de avaliação de qualidade seleccionados (erros de omissão e comissão).

Após o cálculo da diferença dos índices de vegetação dos dois anos consecutivos, subtraíram-se diferentes valores de desvio-padrão (0.75, 1 e 1.25 desvio-padrão) à média dos valores desta diferença, de forma a identificar o limiar de

detecção de alterações mais preciso na detecção das alterações do coberto florestal, ocorridas na área de estudo.

A aplicação das diferentes UMC, neste caso de estudo, permitiu a eliminação de todas as alterações com áreas inferiores à UMC seleccionada, bem como definir que todos os polígonos completamente envolvidos por alteração passassem a ser considerados como alteração.

A aplicação de diferentes máscaras de análise permitiu que se definisse o espaço de busca a zonas onde, efectivamente, podiam ocorrer alterações do coberto florestal. Este processo elimina, frequentemente, áreas que, perante a metodologia de detecção de alterações, surgem como alterações (erros de comissão), mas que ocorreram em zonas onde não existe vegetação, não sendo, como tal, alterações do coberto florestal.

Após a combinação de todos estes parâmetros, houve necessidade de identificar uma forma através da qual se pudesse seleccionar os melhores resultados para cada uma das imagens. Desta forma, optou-se por aplicar dois métodos de selecção dos melhores resultados: através da minimização da média dos dois tipos de erros (erros de comissão e erros de omissão) e através da minimização apenas dos erros de omissão. A selecção da minimização da média dos dois tipos de erros deveu-se ao facto de haver a necessidade de encontrar um equilíbrio entre eles, pois ao minimizar-se apenas um, estar-se-ia, incondicionalmente, a aumentar o outro. Contudo, uma vez que se pretendia, posteriormente, aplicar um segundo limiar, o limiar de diferenciação de alterações, que eliminaria grande parte dos erros de comissão, avaliou-se, também, o método da minimização dos erros de omissão.

Após a selecção do conjunto de parâmetros que obtinha os melhores resultados na detecção das alterações, aplicou-se um outro limiar, o limiar de diferenciação de alterações do coberto florestal. Este limiar de diferenciação, baseado na aplicação de limiares à reflectância espectral do ano de 2003, permitiu diferenciar as alterações do coberto florestal, eliminando grande parte dos erros de comissão obtidos.

A análise dos índices de avaliação de qualidade obtidos com esta metodologia de detecção de alterações, para cada uma das três imagens e com todas as combinações possíveis dos diferentes parâmetros, permitiu avaliar a capacidade das

diferentes escalas de medida (resoluções espaciais) em detectar as diferentes alterações do coberto florestal, ocorridas na área de estudo.

7. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo exploram-se os principais resultados, para cada imagem, através da sua apresentação e interpretação.

Para compreender os resultados obtidos com a metodologia seleccionada, procede-se, num primeiro passo, à análise das características físicas das alterações do coberto florestal, nomeadamente do seu tamanho e forma. Estas características influenciam a capacidade das imagens em detectar alterações, pelo que o seu estudo foi considerado de primordial importância.

Seguidamente, analisa-se, para cada imagem, os resultados obtidos com a variação de todos os parâmetros na detecção de alterações do coberto florestal. Para um conjunto integrando todas as alterações e para as áreas ardidas, individualmente, é apresentada a variação dos resultados da detecção com os diferentes limiares, unidades mínimas cartográficas e máscaras de análise. A avaliação dos resultados é efectuada com base na cartografia de referência elaborada a partir de interpretação visual de imagens SPOT.

Num passo seguinte, procede-se à selecção dos melhores conjuntos de parâmetros. Aplica-se dois métodos para efectuar esta selecção – a minimização da média dos erros de omissão e comissão e a minimização, unicamente, dos erros de omissão.

Para a selecção de parâmetros através da minimização dos erros de omissão, aplica-se um segundo limiar, o limiar de diferenciação de alterações de coberto florestal, baseado na reflectância do ano de 2003, de forma a diferenciar as alterações e, consequentemente, diminuir a grande quantidade de erros de comissão resultantes desta forma de selecção.

No desenvolvimento deste capítulo, pelo facto de a apresentação dos resultados obtidos para a totalidade¹⁸ da variação de parâmetros se tornar demasiado

¹⁸ A totalidade dos resultados é apresentada no Anexo 3.

extensiva, optou-se por mostrar os considerados mais importantes, o conjunto integrado de alterações e as áreas ardidas¹⁹.

Relativamente à máscara de análise, utilizou-se, apenas, a máscara de análise integrada, pelo facto de ser a única máscara de análise que abrange todas as classes de ocupação do solo onde, garantidamente, todas as alterações do índice de vegetação se devem a alterações do coberto florestal.

7.1. Características físicas das alterações do coberto florestal

A análise das características físicas das alterações do coberto florestal foi efectuada com o intuito de avaliar a capacidade dos três tipos de imagens em detectar aquelas alterações. Desta forma, foi analisada a relação entre a área das alterações e a área dos *pixels* das diferentes imagens e a compacidade média dos elementos alterados.

Na Figura 7.1. apresenta-se o relacionamento existente entre a área dos *pixels* dos diferentes tipos de imagens. Nesta figura, pode-se observar que as áreas dos *pixels* das diferentes imagens são bastante distintas e, como tal, também é a sua capacidade em detectar os diferentes tipos de alterações do coberto florestal.

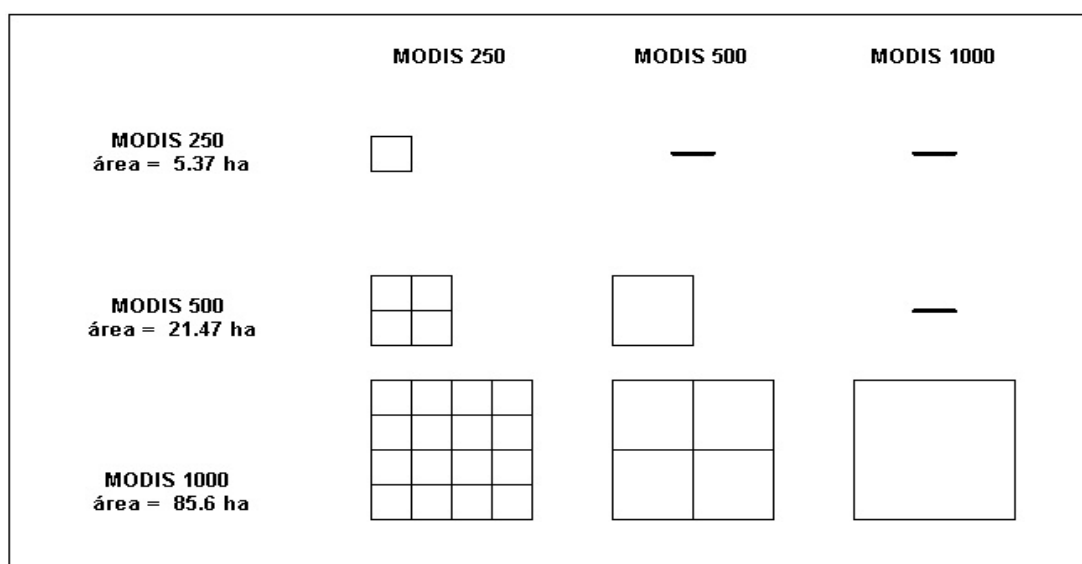


Figura 7.1. Relação existente entre a área dos *pixels* das diferentes imagens utilizadas

¹⁹ Esta opção deveu-se ao facto de as áreas ardidas representarem a maioria das alterações de coberto florestal.

Na Tabela 7.1. apresenta-se o número de elementos e a sua compactidade média para cada uma das alterações do coberto florestal (áreas ardidadas, cortes e novas plantações) e para o conjunto integrado de alterações.

Tabela 7.1. Compactidade média e número de elementos em cada tipo de alteração do coberto florestal

Alterações Características	Áreas Ardidas	Cortes Florestais	Novas Plantações	Todas as Alterações
Compacidade	1,53	1,41	1,39	1,42
N.º elementos	282	1314	627	2223

Na análise da Tabela 7.1., pode-se observar que, para qualquer tipo de alteração do coberto florestal, existe um valor de compactidade média bastante baixo, principalmente nos cortes florestais e novas plantações, indicando que grande parte dos elementos alterados tem elevada compactidade. A compactidade média do total de alterações é fortemente influenciada pelos cortes e novas plantações, uma vez que têm um número de elementos alterados bastante superior ao das áreas ardidadas. Esta análise da compactidade permite reconhecer que, devido ao facto de estas alterações do coberto florestal serem bastante compactas, a capacidade das diferentes imagens em detectar estes elementos irá depender, sobretudo, da área destas alterações.

Na Tabela 7.2. apresenta-se, para cada uma das alterações do coberto florestal, a percentagem e total de área alterada pertencente a elementos com uma área inferior a um *pixel* das imagens MODIS 250 ([0 – 5,37ha]), com áreas compreendidas entre um *pixel* das imagens MODIS 250 e MODIS 500 ([5,37 - 21,47 ha]), entre um *pixel* das imagens MODIS 500 e MODIS 1000 ([21,47 – 85,86 ha]) e superior a um *pixel* das imagens MODIS 1000.

Tabela 7.2. Percentagem e total de área de alteração pertencente a elementos com áreas compreendidas entre diferentes intervalos de áreas

Alterações UMC	Áreas Ardidas		Cortes Florestais		Novas Plantações		Todas as Alterações	
	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)
[0 – 5.37 ha]	0.5	258.9	35.2	2054.3	23.8	948.7	5.1	3262.2
[5.37 – 21.47 ha]	1.3	714.2	32.7	1909.7	26.3	1052.2	5.7	3675.7
[21.47 – 85.86 ha]	2.9	1550.1	16.5	962.8	21.7	865.6	5.3	3369
[85.86 – ∞]	95.4	51805	15.6	908	28.2	1128.2	83.9	53841.1

Na Tabela 7.3. apresenta-se, para cada uma das alterações do coberto florestal, a percentagem e total de elementos alterados com uma área inferior a um *pixel* das imagens MODIS 250, ([0 – 5.37ha]), com áreas compreendidas entre um *pixel* das imagens MODIS 250 e MODIS 500 ([5.37 - 21,47 ha]), entre um *pixel* das imagens MODIS 500 e MODIS 1000 ([21,47 – 85,86 ha]) e com área superior a um *pixel* das imagens MODIS 1000.

Tabela 7.3. Percentagem e total de elementos alterados com área compreendida entre diferentes intervalos de áreas

Alterações UMC	Áreas Ardidas		Cortes Florestais		Novas Plantações		Todas as Alterações	
	(%)	(total)	(%)	(total)	(%)	(total)	(%)	(total)
[0 – 5.37 ha]	44.7	126	82.9	1089	79.1	496	77	1712
[5.37 – 21.47 ha]	21.3	60	14.8	195	16.3	102	16	357
[21.47 – 85.86 ha]	12.4	35	1.9	25	3.7	23	3.7	83
[85.86 – ∞]	21.6	61	0.4	5	1	6	3.2	72

Na análise da área alterada (Tabela 7.2.) e do número de elementos em cada um dos tipos de alteração do coberto florestal (Tabela 7.3.), observa-se que:

- Uma percentagem muito elevada (99.5%) da área ardida (Tabela 7.2.), pertence a incêndios cuja área é superior à UMC mais pequena em utilização, i.e., a área ardida pertence, quase na totalidade, a incêndios de dimensões superiores a 5,37 ha. Para os cortes florestais e novas plantações, a percentagem da área alterada pertencente a elementos com

áreas superiores a 5.37 ha é bastante mais baixa (64.8 e 76.2%, respectivamente).

- Embora cerca de 80% dos cortes e novas plantações tenha uma área inferior a 5.37 ha (Tabela 7.3.), a maioria da área alterada pertence a elementos com áreas superiores a este valor (Tabela 7.2.). Há, para estas alterações, um elevado número de elementos com uma área inferior a 5.37 ha; no entanto, os 20% de elementos com área superior a 5.37 ha, contribuem com, respectivamente, 64.8 e 76.2%, da área alterada.
- Enquanto as áreas ardidas têm uma elevada percentagem de área (95.4%) pertencente a elementos com área superior a um pixel das imagens MODIS 1000, os cortes florestais e novas plantações têm percentagens muito inferiores (15.6 e 28.2%, respectivamente) (Tabela 7.2.).
- Apenas uma pequena percentagem dos elementos pertencentes a cortes (0.4%) e novas plantações (1%), tem uma área superior a um pixel das imagens MODIS 1000 (Tabela 7.3.).

Uma vez que a área ardida representa cerca de 85 % do total de áreas florestais alteradas (os cortes representam, aproximadamente, 9% e as novas plantações cerca de 6%), a análise efectuada à área do conjunto integrado de alterações é fortemente influenciada pelas características deste tipo de alterações.

Após a análise das características das alterações do coberto florestal, concluiu-se que, devido à grande percentagem de área ardida em consequência de grandes incêndios e à elevada compacidade média dos seus elementos, era expectável que se conseguisse obter bons resultados na sua identificação, através de qualquer uma das imagens em utilização.

Relativamente aos cortes e novas plantações, embora a compacidade média das suas entidades fosse elevada, não só a maioria tinha áreas bastante pequenas, bem como grande parte da percentagem da área alterada pertencia a entidades pequenas. Apesar de a percentagem da área alterada por estes fenómenos, pertencentes a elementos com áreas superiores a um *pixel* da imagem MODIS 250 (5.37 ha), ser razoável (64.8 e 76.2% para cortes e novas plantações, respectivamente), esta percentagem é muito inferior quando se faz a mesma relação

com um *pixel* das imagens MODIS 1000 (85.86 ha) (15.6% para os cortes florestais e 28.2% para as novas plantações). Assim, apesar da elevada compacidade dos seus elementos (Tabela 7.1.), baseando-nos no facto de que apenas uma diminuta percentagem daqueles elementos tinha áreas superiores a um pixel MODIS 1000 (0.4 e 1% para cortes e novas plantações, respectivamente), assumiu-se que a detecção deste tipo de alterações através destas resoluções espaciais estaria, à partida, bastante dificultada.

7.2. O efeito do limiar de detecção de alteração

A aplicação de diferentes limiares de detecção de alterações do coberto florestal, através da subtracção de diferentes valores de desvio-padrão (0.75, 1 e 1.25) à média dos valores da diferença dos índices de vegetação, permitiu analisar e avaliar a influência destes diferentes limiares na detecção daquelas alterações. Enquanto um limiar demasiado restritivo impunha o aparecimento de erros de omissão, um limiar demasiado permissivo facilitava o aparecimento de demasiados erros de comissão. Desta forma, houve necessidade de encontrar um limiar que permitisse o equilíbrio destes dois tipos de erros.

Na Figura 7.2. pode-se observar a influência dos diferentes limiares de detecção de alterações aplicados, com uma contínua diminuição dos erros de comissão e aumento progressivo dos erros de omissão, à medida que se vai aumentando o valor do desvio-padrão. Sobre a imagem MODIS 1000 observa-se polígonos, a amarelo, que representam as áreas alteradas e áreas, a vermelho, que resultam da detecção efectuada com os diferentes limiares de detecção de alteração.

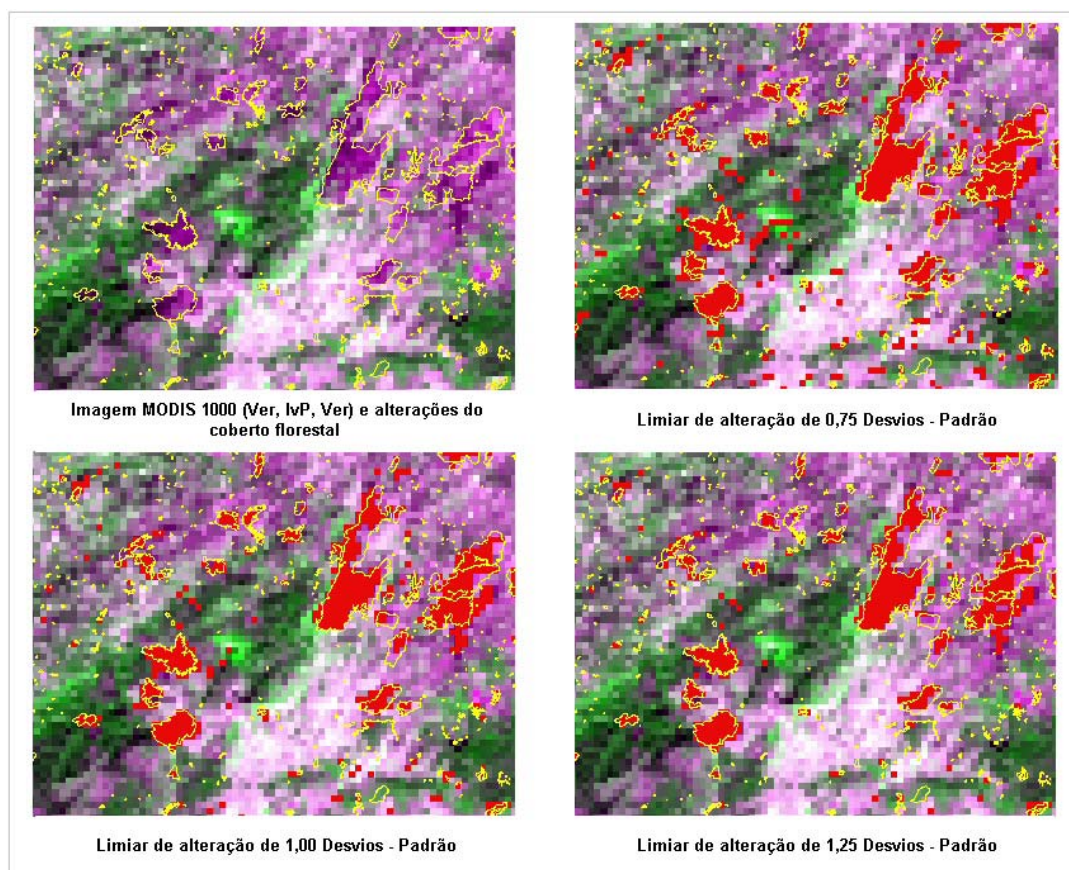


Figura 7.2. Aplicação de diferentes valores de desvio-padrão para a detecção de alterações do coberto florestal

Nas Tabelas 7.4. e 7.5., apresenta-se, respectivamente, os erros de omissão obtidos na detecção do conjunto integrado de alterações do coberto florestal e nas áreas ardidas, na máscara integrada, com os diferentes limiares de detecção de alterações e para as diferentes unidades mínimas cartográficas (total de *pixels* e respectiva área).

Tabela 7.4. Variação dos erros de omissão obtidos na detecção do conjunto de todas as alterações do coberto florestal, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC

Erros de Omissão	UMC 1	UMC 2	UMC 4	UMC 6	UMC 8	UMC 10
MODIS 250	5,37 ha	10,73 ha	21,47 ha	32,20 ha	42,93 ha	53,66 ha
0,75 DP	31,68	32,18	33,30	34,19	34,99	35,44
1,00 DP	38,78	39,50	40,56	41,77	42,96	43,79
1,25 DP	46,31	47,39	49,03	50,20	51,52	52,37
MODIS 500	21,47 ha	42,93 ha	85,86 ha	128,80 ha	171,73 ha	214,66 ha
0,75 DP	35,57	37,30	39,25	40,55	41,32	42,85
1,00 DP	43,20	45,02	47,12	48,50	50,20	51,45
1,25 DP	51,56	53,34	55,96	57,92	59,22	60,65
MODIS 1000	85,86 ha	171,73 ha	343,45 ha	515,18 ha	686,91 ha	858,63 ha
0,75 DP	33,35	36,40	41,78	44,16	48,29	51,06
1,00 DP	38,63	42,50	47,71	50,11	53,51	55,68
1,25 DP	44,28	48,49	53,15	55,00	56,54	61,11

Tabela 7.5. Variação dos erros de omissão obtidos na detecção das áreas ardidas, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC

Erros de Omissão	UMC 1	UMC 2	UMC 4	UMC 6	UMC 8	UMC 10
MODIS 250	5,37 ha	10,73 ha	21,47 ha	32,20 ha	42,93 ha	53,66 ha
0,75 DP	27,64	27,73	27,99	28,01	28,30	28,55
1,00 DP	33,94	34,12	34,26	34,68	35,32	35,66
1,25 DP	31,22	41,71	42,62	43,13	44,18	44,55
MODIS 500	21,47 ha	42,93 ha	85,86 ha	128,80 ha	171,73 ha	214,66 ha
0,75 DP	29,75	30,77	32,09	32,79	33,15	34,64
1,00 DP	36,98	38,06	39,75	40,32	41,80	43,28
1,25 DP	45,21	46,50	48,93	50,56	52,07	53,39
MODIS 1000	85,86 ha	171,73 ha	343,45 ha	515,18 ha	686,91 ha	858,63 ha
0,75 DP	24,19	26,00	30,42	32,34	37,43	39,56
1,00 DP	28,67	31,34	36,14	38,47	42,49	44,23
1,25 DP	34,58	37,61	41,97	44,11	46,09	50,79

Nas Tabelas 7.6. e 7.7., apresenta-se, respectivamente, os erros de comissão obtidos na detecção do conjunto integrado de alterações do coberto florestal e nas áreas ardidas, na máscara integrada, com os diferentes limiares de detecção de

alterações e para as diferentes unidades mínimas cartográficas (total de *pixels* e respectiva área).

Tabela 7.6. Variação dos erros de comissão obtidos na detecção do conjunto de todas as alterações do coberto florestal, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC

Erros de Omissão	UMC 1	UMC 2	UMC 4	UMC 6	UMC 8	UMC 10
MODIS 250	5,37 ha	10,73 ha	21,47 ha	32,20 ha	42,93 ha	53,66 ha
0,75 DP	80,02	76,95	73,17	70,72	69,11	67,12
1,00 DP	75,05	70,39	64,69	60,71	58,08	63,23
1,25 DP	69,50	63,32	55,16	48,89	45,14	42,18
MODIS 500	21,47 ha	42,93 ha	85,86 ha	128,80 ha	171,73 ha	214,66 ha
0,75 DP	78,41	74,42	70,32	67,68	66,08	65,42
1,00 DP	73,16	67,76	61,94	58,14	56,68	55,23
1,25 DP	67,41	59,75	52,04	47,53	44,14	39,38
MODIS 1000	85,86 ha	171,73 ha	343,45 ha	515,18 ha	686,91 ha	858,63 ha
0,75 DP	70,78	67,17	64,52	62,91	62,71	61,86
1,00 DP	60,28	54,03	51,48	50,50	49,41	48,95
1,25 DP	51,20	44,94	41,34	41,04	42,07	42,40

Tabela 7.7. Variação dos erros de comissão obtidos na detecção das áreas ardidas, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC

Erros de Omissão	UMC 1	UMC 2	UMC 4	UMC 6	UMC 8	UMC 10
MODIS 250	5,37 ha	10,73 ha	21,47 ha	32,20 ha	42,93 ha	53,66 ha
0,75 DP	83,47	80,81	77,37	74,97	73,38	71,57
1,00 DP	78,97	74,81	69,49	65,57	62,86	67,11
1,25 DP	69,48	68,25	60,57	54,39	50,66	47,41
MODIS 500	21,47 ha	42,93 ha	85,86 ha	128,80 ha	171,73 ha	214,66 ha
0,75 DP	81,61	77,94	74,08	71,45	69,81	69,10
1,00 DP	76,74	71,62	66,13	62,10	60,44	59,14
1,25 DP	71,20	63,94	56,56	51,84	48,71	43,89
MODIS 1000	85,86 ha	171,73 ha	343,45 ha	515,18 ha	686,91 ha	858,63 ha
0,75 DP	74,03	70,16	66,87	64,89	64,75	63,20
1,00 DP	63,93	57,12	53,71	52,31	51,10	49,81
1,25 DP	55,24	47,90	43,23	42,79	43,86	43,06

Nas Tabelas 7.8. e 7.9., apresenta-se, respectivamente, a média dos erros de comissão e de omissão obtidos na detecção do conjunto integrado de alterações do

coberto florestal e nas áreas ardidas, na máscara integrada, com os diferentes limiares de detecção de alterações e para as diferentes unidades mínimas cartográficas (total de *pixels* e respectiva área).

Tabela 7.8. Variação da média dos erros de comissão e de omissão obtidos na detecção do conjunto de todas as alterações do coberto florestal, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC

Erros de Omissão	UMC 1	UMC 2	UMC 4	UMC 6	UMC 8	UMC 10
MODIS 250	5,37 ha	10,73 ha	21,47 ha	32,20 ha	42,93 ha	53,66 ha
0,75 DP	55,85	54,57	53,24	52,46	52,05	51,28
1,00 DP	56,92	54,95	52,63	51,24	50,52	53,51
1,25 DP	57,91	55,36	52,10	49,55	48,33	47,28
MODIS 500	21,47 ha	42,93 ha	85,86 ha	128,80 ha	171,73 ha	214,66 ha
0,75 DP	56,99	55,86	54,79	54,12	53,70	54,14
1,00 DP	58,18	56,39	54,53	53,32	53,44	53,34
1,25 DP	59,49	56,55	54,00	52,73	51,68	50,02
MODIS 1000	85,86 ha	171,73 ha	343,45 ha	515,18 ha	686,91 ha	858,63 ha
0,75 DP	52,07	51,79	53,15	53,54	55,50	56,46
1,00 DP	49,46	48,27	49,60	50,31	51,46	52,32
1,25 DP	47,74	46,72	47,25	48,02	49,31	51,76

Tabela 7.9. Variação da média dos erros de comissão e de omissão obtidos na detecção das áreas ardidas, na máscara integrada, com diferentes limiares de detecção de alterações e UMC

Erros de Omissão	UMC 1	UMC 2	UMC 4	UMC 6	UMC 8	UMC 10
MODIS 250	5,37 ha	10,73 ha	21,47 ha	32,20 ha	42,93 ha	53,66 ha
0,75 DP	55,56	54,27	52,68	51,49	50,84	50,06
1,00 DP	56,46	54,47	51,88	50,13	49,09	51,39
1,25 DP	50,35	54,98	51,60	48,76	47,42	45,98
MODIS 500	21,47 ha	42,93 ha	85,86 ha	128,80 ha	171,73 ha	214,66 ha
0,75 DP	55,68	54,36	53,09	52,12	51,48	51,87
1,00 DP	56,86	54,84	52,94	51,21	51,12	51,21
1,25 DP	58,21	55,22	52,75	51,20	50,39	48,64
MODIS 1000	85,86 ha	171,73 ha	343,45 ha	515,18 ha	686,91 ha	858,63 ha
0,75 DP	49,11	48,08	48,65	48,62	51,09	51,38
1,00 DP	46,30	44,23	44,93	45,39	46,80	47,02
1,25 DP	44,91	42,76	42,60	43,45	44,98	46,93

Na análise dos erros de omissão do conjunto integrado de alterações (Tabela 7.4.), pode-se observar que, quando comparados com os obtidos para as áreas ardidas (Tabela 7.5.), são bastante superiores, uma vez que grande parte das pequenas alterações (cortes e novas plantações) pertencentes a este conjunto não são detectadas com estes tipos de imagens.

Devido ao facto de a aplicação deste limiar detectar todo o tipo de alterações do coberto florestal, os erros de comissão das áreas ardidas (Tabela 7.7.) são ligeiramente superiores aos obtidos com o conjunto integrado de alterações (Tabela 7.6.), devido à introdução de erro com a detecção de pequenas alterações provenientes, essencialmente, de cortes e novas plantações.

A análise da aplicação de diferentes limiares para detecção de alterações permite observar que, independentemente do tipo de alteração do coberto florestal ou unidade mínima cartográfica em estudo, à medida que se vai variando o limiar que define o intervalo de alterações, os erros de omissão e comissão têm comportamentos opostos. Este facto também se verifica numa análise mais detalhada, com todas as máscaras de análise. Com a diminuição do intervalo de alterações, i.e., à medida que se vai aumentando o valor de desvios-padrão, os erros de omissão vão aumentando (Tabelas 7.4. e 7.5.), enquanto os erros de comissão vão diminuindo (Tabela 7.6. e 7.7.). Desta forma, para todos os diferentes tipos de alterações de coberto florestal, os valores mais baixos de erros de omissão são atingidos com um limiar de 0,75 desvios-padrão à média da diferença dos índices de vegetação. Contudo, ao utilizar-se este limiar pouco restritivo, identificam-se ligeiras alterações de biomassa que não são pretendidas, por não serem consideradas nesta metodologia como alterações do coberto florestal. Este facto leva a que, apesar de se obter bons resultados em termos de erros de omissão, haja uma elevada quantidade de erros de comissão.

No caso dos erros de comissão, para todos os conjuntos possíveis de combinações de parâmetros, observa-se que os menores quantitativos são obtidos com um limiar de 1,25 desvios-padrão à média da diferença dos índices de vegetação. Contudo, ao aplicar-se este limiar tão restritivo, identificam-se apenas as alterações de grande intensidade. Desta forma, há alterações do coberto florestal relevantes que, por terem provocado uma alteração menos significativa de biomassa, ficam por identificar, levando a um aumento dos erros de omissão.

Na análise da média dos erros de comissão e de omissão (Tabelas 7.8. e 7.9.), pode-se observar que esta é sempre inferior na detecção das áreas ardidas do que na detecção do conjunto integrado de alterações. Esta diferença era de esperar uma vez que, apesar de os erros de comissão serem superiores na detecção de áreas ardidas do que na detecção do conjunto integrado de alterações, os erros de omissão na detecção do conjunto integrado de alterações, quando comparados com os existentes na detecção das áreas ardidas, é sempre de uma ordem superior aos primeiros.

7.3. O efeito da unidade mínima cartográfica

Na aplicação de diferentes UMC, há necessidade de ter em linha de conta que, devido ao facto de estas unidades serem derivadas de *pixels* (1, 2, 4, 6, 8 e 10 *pixels*) e não de áreas concretas, o comportamento é diferenciado para as diferentes imagens, uma vez que as áreas dos seus *pixels* são diferentes (Figura 7.3.).

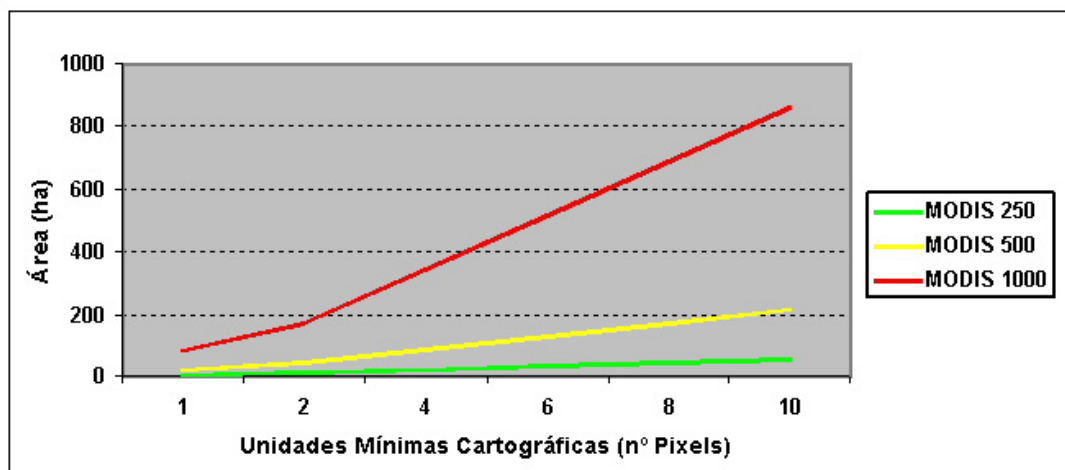


Figura 7.3. Evolução da área das UMC com as diferentes imagens

A aplicação das diferentes UMC permitiu a eliminação de todas as alterações com áreas inferiores à UMC seleccionada, eliminando, frequentemente, erros de comissão (Figura 7.4.). Permitiu, também, definir que todos os polígonos completamente envolvidos por alteração passassem a ser considerados como alteração, eliminando, frequentemente, os erros de omissão (Figura 7.4.).

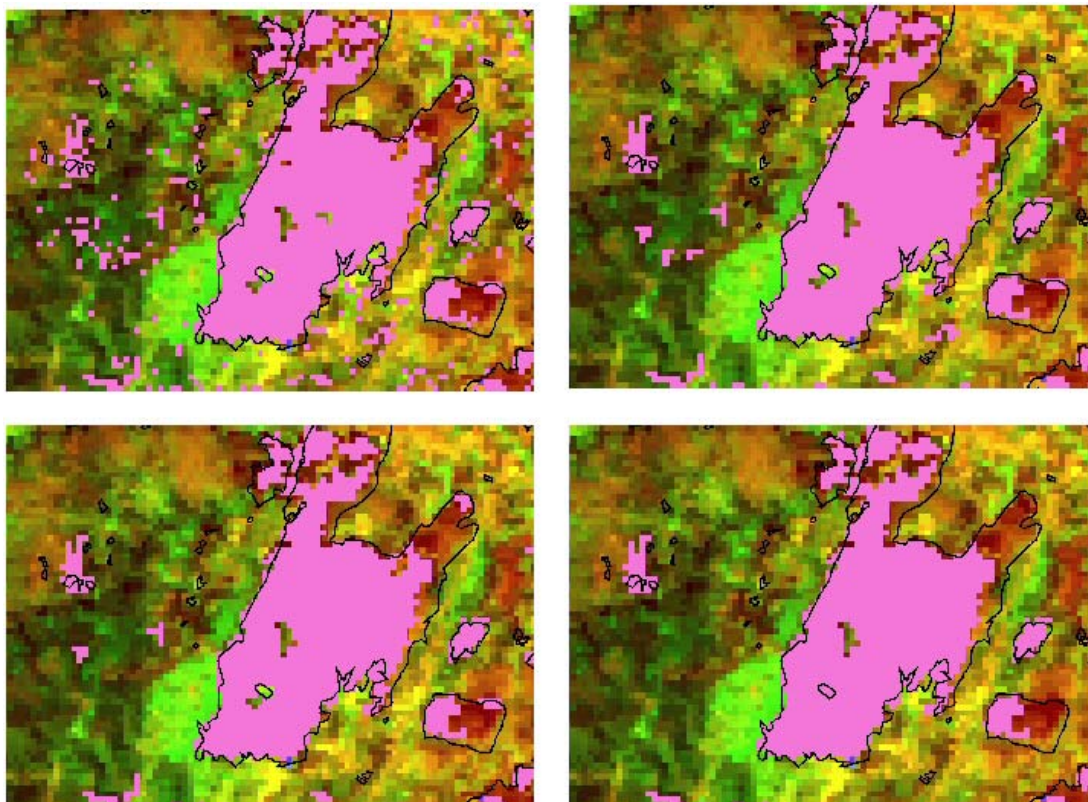


Figura 7.4. Exemplo da influência da UMC nos erros de comissão e de omissão na detecção de alterações do coberto florestal (neste caso, com o produto MODIS 250, para UMC de 1, 4, 6 e 10 pixels, respectivamente, e com um limiar de 1.25 desvios-padrão à média)

Nas Figuras 7.5. e 7.6. apresentam-se os erros de comissão e omissão obtidos com a variação das UMC para o conjunto integrado de alterações do coberto florestal e áreas ardidas, respectivamente, com um limiar de detecção de alteração de 0.75 desvios-padrão à média da diferença dos índices de vegetação e na máscara de análise integrada.

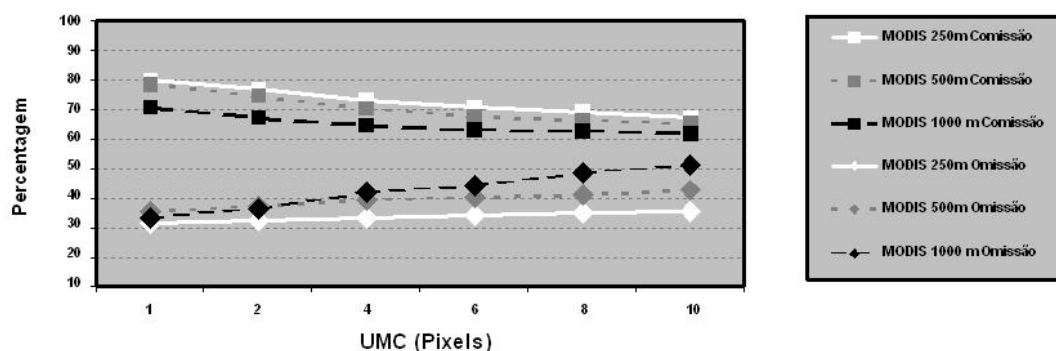


Figura 7.5. Variação dos erros de comissão e de omissão da cartografia do conjunto integrado de alterações do coberto florestal com as diferentes UMC

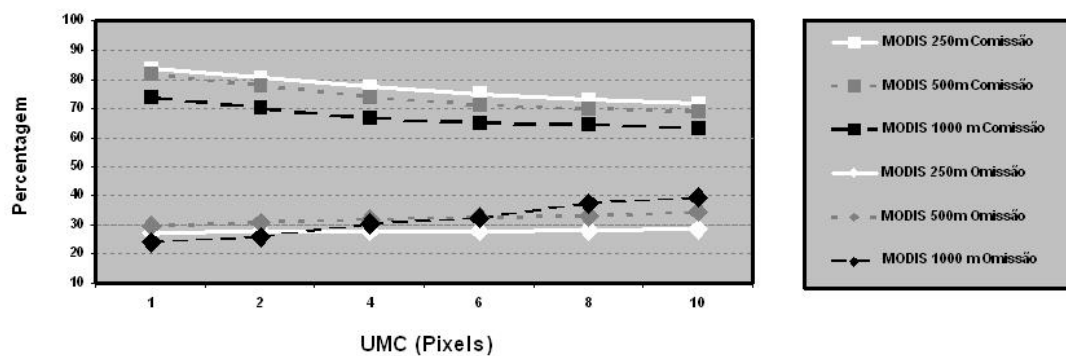


Figura 7.6. Variação dos erros de comissão e de omissão da cartografia de áreas ardidas com as diferentes UMC

Após a análise das figuras anteriores, pode-se afirmar que, de uma forma geral, independentemente das alterações do coberto florestal e limiares de detecção de alteração, à medida que a área das UMC aumenta, ocorre um decréscimo contínuo nos erros de comissão e um aumento contínuo dos erros de omissão. Este mesmo comportamento verifica-se para a totalidade das máscaras de análise (Anexo 3).

Na detecção do conjunto integrado de alterações do coberto florestal (Figura 7.5.), o aumento diferenciado dos erros de omissão nas diferentes imagens explica-se pelo facto de existir um significativo número de alterações de pequena dimensão (cortes e novas plantações) que, facilmente, deixam de ser detectadas. Como o aumento de uma UMC numa imagem de pequena resolução espacial, implica um aumento efectivo de área muito superior ao aumento do mesmo número de UMC numa imagem de resolução espacial imediatamente superior (Figura 7.3.), aquele primeiro aumento leva a uma perda maior de elementos de pequena dimensão (aumento mais rápido dos erros de omissão). Desta forma, na detecção do conjunto integrado de alterações, os erros de omissão têm um aumento mais acentuado nas imagens de menor resolução espacial, pois mais rapidamente se atinge um determinado limiar de UMC, no qual está compreendida uma grande quantidade de alterações de pequena dimensão (cortes e novas plantações). O aumento da UMC de 1 para 10 *pixels* na detecção do conjunto integrado de alterações implica um aumento dos erros de omissão em 3.76, 7.29 e 17.71 % nas imagens MODIS 250, 500 e 1000, respectivamente.

No caso da detecção de áreas ardidas (Figura 7.6.), e uma vez que grande parte da área ardida pertence a incêndios de grandes dimensões (Tabela 7.2.), a

influência das UMC testadas é bastante inferior à ocorrida no conjunto integrado de alterações. Desta forma, existe, para as três imagens em estudo, uma diminuição contínua dos erros de comissão e um aumento contínuo dos erros de omissão. Apesar de os erros de omissão terem um aumento mais forte nas imagens de menor resolução espacial (MODIS 1000), este aumento não é tão sentido como nos outros tipos de alterações, devido ao facto de grande quantidade da área ardida pertencer a elementos de grande dimensão. Isto leva a que não se ultrapassem, facilmente, limiares de UMC onde esteja contida uma grande quantidade de área ardida. O aumento da UMC de 1 para 10 *pixels* na detecção das áreas ardidas implica um aumento dos erros de omissão em 0.90, 4.89 e 15.37 % nas imagens MODIS 250, 500 e 1000, respectivamente.

Uma vez que a detecção de cada um dos tipos de alterações é efectuada como se estes fossem os únicos existentes, não havendo diferenciação entre si, a existência das áreas ardidas, por serem dominantes (Tabela 7.2.), leva a que a detecção das alterações dos cortes florestais e novas plantações obtenha elevada quantidade de erros de comissão (Anexo 3), com um decréscimo semelhante nas três resoluções espaciais. Na detecção destas alterações de menor dimensão, os erros de omissão são sempre elevados (Anexo 3), com um grande aumento à medida que a UMC ou resolução espacial aumenta. Como uma grande percentagem de áreas alteradas por cortes e novas plantações pertence a elementos de pequena dimensão (Tabela 7.3.), ocorrem situações em que, ao ultrapassar-se determinados limiares de UMC, nos quais estão contidos grande quantidade deste tipo de alterações, há aumentos bruscos nos erros de omissão. Pode-se afirmar que, devido às características físicas deste tipo de alterações, os melhores resultados, em termos de erros de omissão, atingem-se com a utilização de imagens MODIS 250 e uma UMC de 1 *pixel*. Contudo, identificou-se que, independentemente das UMC utilizadas, as resoluções espaciais empregues dificilmente permitem detectar a maior parte dos elementos pertencentes a este tipo de alterações do coberto florestal.

7.4. O efeito das máscaras de análise

Uma vez que a diferença dos índices de vegetação captava todas as diminuições existentes no seu valor entre os dois anos em causa, a utilização das

diferentes máscaras de análise (sem-masc, masc. urbana e água, masc. arbustos, masc. arbórea e masc. integrada) serviu para eliminar alterações, supostamente florestais, mas que, ocorrendo em áreas onde não havia vegetação, não o poderiam ser. As máscaras de análise limitaram a procura de alterações do coberto florestal a zonas onde, por definição, estas poderiam, efectivamente, ocorrer. Assim, com a aplicação das diferentes máscaras de análise, foi-se observando a eliminação de erros de comissão, principalmente os ocorridos em massas de água, zonas agrícolas e zonas urbanas. Um exemplo óbvio da eliminação de erros de comissão foi o facto de, quando não era aplicada nenhuma máscara de análise (sem-masc), surgirem alterações em zonas de água, derivadas de alterações dos quantitativos de fitoplâncton. Na Figura 7.7., apresenta-se duas imagens da área de estudo. No caso da imagem da esquerda (sem máscara de análise), aparecem muitos erros de comissão, sobretudo na zona noroeste (laguna de Aveiro) que, com a aplicação de uma máscara de análise (máscara integrada), são eliminados, como se pode observar na imagem da direita.

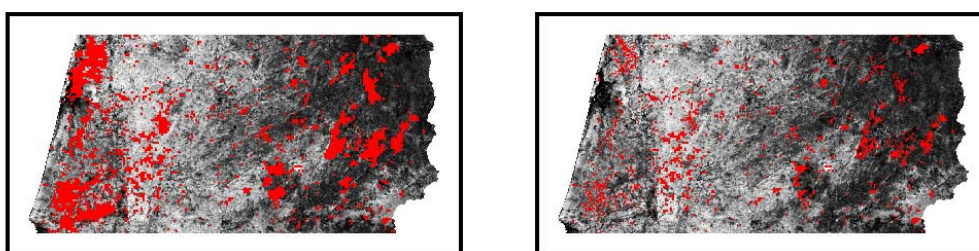


Figura 7.7. Eliminação de erros de comissão com aplicação da máscara de análise integrada

A aplicação das máscaras de análise, masc. arbustos, masc. arbórea e masc. integrada, impossibilita a detecção de alterações de coberto florestal em zonas agrícolas, nomeadamente as áreas ardidas e as novas plantações. No entanto, estas máscaras têm de ser tomadas em linha de conta uma vez que, os erros introduzidos por falsas alterações em zonas agrícolas, derivados de alterações fenológicas, implicavam uma elevada quantidade de erros de comissão.

Uma vez que, com a aplicação de determinada máscara de análise, se alterava as características físicas das alterações do coberto florestal e, consequentemente, a avaliação da cartografia produzida, que passava a ser efectuada apenas no interior

das máscaras em questão, no processo da sua detecção, não há sempre uma melhoria percentual dos erros quando comparados com os obtidos sem máscara.

Nas Tabelas 7.10. e 7.11. apresenta-se os erros de comissão e omissão obtidos, respectivamente, na detecção do conjunto integrado de alterações e nas áreas ardidas, para todos os limiares de detecção de alterações, UMC de 1 pixel e para todas as máscaras de análise.

Tabela 7.10. Variação dos erros de comissão e de omissão na detecção do conjunto integrado de alterações, ao longo das diferentes máscaras de análise utilizadas, para um desvio-padrão de 0,75 e uma UMC de 1 *pixel*

Imagens	Máscaras de Análise	0.75 Desvios-padrão		1.00 Desvios-padrão		1.25 Desvios-padrão	
		Erros de Comissão	Erros de Omissão	Erros de Comissão	Erros de Omissão	Erros de Comissão	Erros de Omissão
MODIS 250	Sem Máscara	82,56	32,50	78,64	40,68	74,36	49,08
	Masc. Urbana e Água	81,45	32,49	77,02	40,68	72,04	49,07
	Masc. Arbustos	66,41	32,39	59,05	39,42	51,59	47,15
	Masc. Arbórea	88,41	30,36	85,30	37,61	81,53	44,76
	Masc. Integrada	80,02	31,68	75,05	38,78	69,50	46,31
MODIS 500	Sem Máscara	81,27	35,14	76,78	43,10	72,45	52,48
	Masc. Urbana e Água	79,99	35,13	74,92	43,09	69,79	52,47
	Masc. Arbustos	66,45	34,84	59,81	42,90	52,30	51,04
	Masc. Arbórea	87,12	36,90	83,43	43,75	79,63	52,50
	Masc. Integrada	78,41	35,57	73,16	43,20	67,41	51,56
MODIS 1000	Sem Máscara	76,89	30,64	70,02	35,51	64,33	41,32
	Masc. Urbana e Água	75,61	30,61	68,13	35,47	61,87	41,28
	Masc. Arbustos	49,89	31,51	38,75	36,56	31,04	41,59
	Masc. Arbórea	84,03	36,74	76,80	42,43	69,85	49,22
	Masc. Integrada	70,78	33,35	60,28	38,63	51,20	44,28

Tabela 7.11. Variação dos erros de comissão e de omissão na detecção de áreas ardidas, ao longo das diferentes máscaras de análise utilizadas, para um desvio-padrão de 0,75 e uma UMC de 1 pixel

Imagem	Máscara de Análise	0.75 Desvios-padrão		1.00 Desvios-padrão		1.25 Desvios-padrão	
		Erros de Comissão	Erros de Omissão	Erros de Comissão	Erros de Omissão	Erros de Comissão	Erros de Omissão
MODIS 250	Sem Máscara	84,63	29,77	81,00	37,68	76,95	45,94
	Masc. Urbana e Água	83,64	29,76	79,53	37,67	74,85	45,94
	Masc. Arbustos	69,87	29,88	62,74	36,26	44,44	29,88
	Masc. Arbórea	91,85	21,98	89,37	28,06	86,28	34,61
	Masc. Integrada	83,47	27,64	78,97	33,94	69,48	31,22
MODIS 500	Sem Máscara	83,12	30,97	78,83	38,75	74,61	48,29
	Masc. Urbana e Água	81,95	30,97	77,12	38,74	72,14	48,29
	Masc. Arbustos	69,64	31,82	63,04	39,28	55,26	46,90
	Masc. Arbórea	90,33	24,51	87,28	31,16	84,10	40,92
	Masc. Integrada	81,61	29,75	76,74	36,98	71,20	45,21
MODIS 1000	Sem Máscara	78,54	23,94	71,77	28,31	66,19	34,32
	Masc. Urbana e Água	77,34	23,93	69,98	28,29	63,84	34,30
	Masc. Arbustos	52,59	25,07	41,64	30,12	34,06	35,43
	Masc. Arbórea	87,64	21,95	81,03	24,99	74,83	32,44
	Masc. Integrada	74,03	24,19	63,93	28,67	55,24	34,58

Na análise das Tabelas 7.10. e 7.11. pode-se observar que os valores mais baixos de erros de comissão foram obtidos com a máscara de arbustos. O comportamento dos erros na máscara de análise dos arbustos pode ser devido ao facto de, por esta máscara ter baixos quantitativos de biomassa, levar a que seja necessário uma grande alteração do seu coberto para que seja detectado (elevados erros de omissão e baixos erros de comissão). Contudo, como esta máscara apenas abrange uma pequena parte das ocupações do solo onde podem ocorrer alterações do coberto florestal, tem de ser analisada em conjunto com outro tipo de máscaras, nomeadamente a máscara arbórea. Esta análise deve ser efectuada quer quando estas máscaras estão separadas quer quando estão integradas na máscara integrada.

A máscara arbórea foi, por sua vez, a máscara que obteve os valores mais elevados de erros de comissão, bem como, na maioria das vezes, a que obteve os menores quantitativos de erros de omissão. O comportamento dos erros na máscara arbórea pode-se explicar pela maior quantidade de alterações de biomassa existente nesta máscara (desejadas ou não), levando a que os limiares de detecção de alterações utilizados detectem todas as alterações aqui ocorridas (elevados erros de comissão e baixos erros de omissão).

O comportamento da máscara de análise integrada deve-se ao comportamento integrado dos erros das máscaras arbustiva e arbórea.

Com a não utilização de máscara de análise (sem-masc) ou com a utilização da máscara com zonas urbanas e massas de água obtém-se um comportamento praticamente idêntico em termos de erros de omissão. Isto deve-se ao facto de não ocorrer praticamente nenhuma alteração do coberto florestal em zonas urbanas e nenhuma em massas de água. No entanto, ao não se utilizar máscara, obtém-se uma quantidade de erros de comissão bastante superior aos obtidos com a utilização da máscara de áreas urbanas e massas de água, devido a alterações detectadas quer em massas de água, por alterações do fitoplâncton (Figura 7.7.), quer as ocorridas em áreas urbanas. A máscara de análise com as zonas urbanas e massas de água obtém erros de comissão superiores à máscara integrada devido, sobretudo, a alterações ocorridas em zonas agrícolas (alterações fenológicas).

Tal como se tinha observado na análise do efeito do limiar de alteração, à medida que este vai aumentando, todas as máscaras de análise têm um aumento continuado dos erros de omissão e diminuição dos erros de comissão.

7.5. Selecção de parâmetros

Uma vez que a metodologia definida se encontrava dividida em dois passos distintos, detecção e diferenciação de alterações, houve necessidade de, após o cálculo, para cada uma das alterações do coberto florestal, dos erros de omissão e de comissão obtidos com todas as combinações possíveis entre resolução espacial, limiar de alteração e máscara de análise, diferenciar as alterações do coberto florestal. Nesta fase, apenas se diferenciou as áreas ardidas, uma vez que através das análises anteriores se tinha concluído que a detecção de cortes e novas plantações seria dificultada pelas resoluções espaciais em estudo.

Devido ao facto de as áreas ardidas terem uma grande percentagem do total de área alterada (cerca de 85%) e como a sua diferenciação de outro tipo de alterações implicaria a introdução de erros de omissão, por se eliminar áreas ardidas com comportamento espectral desviante, foi efectuada uma avaliação da melhoria de resultados com a sua diferenciação. A avaliação da diferenciação foi efectuada através da utilização de duas formas distintas de selecção de parâmetros: a minimização da média dos erros de omissão e comissão e a minimização apenas dos erros de omissão, seguida da aplicação de limiares, baseados na reflectância espectral

do ano de 2003²⁰. A comparação dos resultados destas duas metodologias de selecção de parâmetros permitiu avaliar a possibilidade de melhorar os resultados de detecção das áreas ardidas com a sua diferenciação de outros tipos de alterações do coberto florestal.

7.5.1. Selecção pela minimização da média dos erros

As Tabelas 7.12., 7.13. e 7.14. apresentam, para cada uma das imagens e máscaras de análise utilizadas, a UMC em hectares [UMC (ha)], a UMC em *pixels* [UMC (*pixels*)], o desvio-padrão aplicado no limiar de detecção de alterações (DP), os erros de comissão (EC), os erros de omissão (EO) e a média dos erros (MeE) obtidos quando a selecção dos melhores resultados da detecção do conjunto integrado de alterações do coberto florestal é efectuada através da minimização da média dos erros de omissão e comissão.

Tabela 7.12. Selecção dos melhores resultados para o conjunto integrado de alterações, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 250

MODIS 250	masc-arbórea	masc-arbustos	masc-integrada	sem-masc	masc-urbano/água
UMC (ha)	53.66	53.66	53.66	53.66	42.93
UMC (<i>pixels</i>)	10	10	10	10	8
DP	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25
EC	59.56	25.26	42.18	51.98	47.91
EO	53.38	51.82	52.37	54.43	53.55
MeE	56.47	38.54	47.27	53.20	50.73

Tabela 7.13. Selecção dos melhores resultados para o conjunto integrado de alterações, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 500

MODIS 500	masc-arbórea	masc-arbustos	masc-integrada	sem-masc	masc-urbano/água
UMC (ha)	128.80	214.66	214.66	171.73	214.66
UMC (<i>pixels</i>)	6	10	10	8	10
DP	1.00	1.25	1.25	0.75	1.25
EC	72.23	24.81	39.38	69.94	42.39
EO	49.96	58.22	60.65	39.63	61.42
MeE	61.09	41.51	50.02	54.78	51.91

²⁰ - As características espectrais das diferentes alterações do coberto florestal estão desenvolvidas no subcapítulo 4.2..

Tabela 7.14. Selecção dos melhores resultados para o conjunto integrado de alterações, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 1000

MODIS 1000	masc- arbórea	masc- arbustos	masc- integrada	sem-masc	masc- urbano/água
UMC (ha)	85.86	343.45	171.73	171.73	171.73
UMC (pixels)	1	4	2	2	2
DP	1.25	1.25	1.25	1.00	1.25
EC	69.85	20.73	44.98	66.97	58.4
EO	49.22	34.96	46.72	38.54	44.7
MeE	59.53	27.85	45.85	52.76	51.55

Pela análise destas três tabelas que apresentam os melhores resultados na detecção do conjunto integrado de alterações do coberto florestal, quando seleccionados através da minimização da média dos erros de comissão e omissão, pode-se observar que:

- Nas imagens MODIS 250, os melhores resultados são obtidos, com excepção da máscara urbano/massas de água, com a UMC de maior dimensão em utilização (53.66 ha) que, devido à influência da grande dimensão das áreas ardidas, leva à eliminação de grande quantidade de erros de comissão obtidos com pequenas UMC. Em todas as máscaras de análise, o limiar de detecção de alterações resultante é o mais restrito de entre os aplicados (1.25 desvios-padrão).
- Nas imagens MODIS 500, à semelhança das MODIS 250, obteve-se, também, UMC de grandes dimensões. Enquanto o limiar de detecção para as máscaras de arbustos, integrada e urbano/massas de água foi o mais restrito de todos (1,25 desvios-padrão), a não utilização de máscaras levava à utilização do limiar de detecção menos restrito (0,75 desvios-padrão). Para todas as máscaras de análise, obteve-se resultados de média de erros superiores às obtidas com as imagens MODIS 250.
- Nas imagens MODIS 1000, ao contrário das imagens MODIS 250 e 500, obteve-se UMC de pequena quantidade de pixels (1 pixel para a máscara arbórea; 2 pixels para as máscaras integrada, sem máscara e urbano/água; 3 pixels para a máscara arbustos), embora, devido à disparidade existente entre a área dos pixels das diferentes imagens (Figura 7.3.), a área destas UMC fosse semelhante às obtidas para as imagens MODIS 500. Relativamente ao limiar de detecção de alteração, observa-se que, tal

como na utilização das imagens MODIS 250 e 500, se obtêm limiares bastante restritos. Quando comparados com as imagens MODIS 250 e 500, os valores das médias dos erros são inferiores nas máscaras de arbustos, integrada e sem máscara e semelhante nas máscaras arbórea e urbano/massas de água.

- Os conjuntos de parâmetros que obtêm os melhores resultados na detecção do conjunto integrado de alterações do coberto florestal são, para as três imagens, fortemente influenciados por alterações de coberto florestal de grande dimensão, i.e., áreas ardidas.

As Tabelas 7.15., 7.16. e 7.17. apresentam, para cada uma das imagens e máscaras de análise utilizadas, a UMC em hectares [UMC (ha)], a UMC em *pixels* [UMC (*pixels*)], o desvio-padrão aplicado no limiar de detecção de alterações (DP), os erros de comissão (EC), os erros de omissão (EO) e a média dos erros (MeE) obtidos quando a selecção dos melhores resultados da detecção das áreas ardidas é efectuada através da minimização da média dos erros de omissão e comissão.

Tabela 7.15. Selecção dos melhores resultados para as áreas ardidas, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 250

MODIS 250	masc- arbórea	masc- arbustos	masc- integrada	sem-masc	masc- urbano/água
UMC (ha)	53.66	5.37	53.66	53.66	53.66
UMC (<i>pixels</i>)	10	1	10	10	10
DP	1.25	1.25	1.25	1.00	1.25
EC	66.94	44.44	47.41	64.80	48.50
EO	38.25	29.88	44.55	38.97	49.50
MeE	53.09	37.16	45.98	51.89	49.00

Tabela 7.16. Selecção dos melhores resultados para as áreas ardidas, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 500

MODIS 500	masc- arbórea	masc- arbustos	masc- integrada	sem-masc	masc- urbano/água
UMC (ha)	171.73	214.66	214.66	85.86	214.66
UMC (<i>pixels</i>)	8	10	10	4	10
DP	0.75	1.25	1.25	1.25	1.25
EC	82.76	27.48	43.89	52.74	45.08
EO	27.42	53.41	53.39	41.11	56.61
MeE	55.09	40.45	48.63	46.92	50.84

Tabela 7.17. Selecção dos melhores resultados para as áreas ardidas, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão, com as imagens MODIS 1000

MODIS 1000	masc- arbórea	masc- arbustos	masc- integrada	sem-masc	masc- urbano/água
UMC (ha)	171.73	515.18	343.45	171.73	171.73
UMC (pixels)	2	6	4	2	2
DP	1.00	1.25	1.25	1.00	1.25
EC	76.36	20.43	43.23	68.36	59.79
EO	27.22	42.47	41.97	30.49	36.93
MeE	51.74	31.45	42.60	49.43	48.36

Através da análise destas três tabelas que apresentam os melhores resultados na detecção das áreas ardidas, quando seleccionados através da minimização da média dos erros de comissão e omissão, pode-se observar que:

- Devido à grande influência das áreas ardidas no conjunto integrado de alterações do coberto florestal, existe, para todas as imagens, um comportamento muito semelhante nos resultados obtidos para a detecção de áreas ardidas e para o conjunto integrado de alterações do coberto florestal.
- Em todas as imagens e máscaras de análise (com excepção da máscara de análise dos arbustos nas imagens MODIS 1000), obteve-se médias mais baixas de erros na detecção das áreas ardidas do que na detecção do conjunto integrado de alterações do coberto florestal.
- Os melhores resultados, i.e. aqueles que conduzem a um valor mais baixo da média dos erros, são obtidos, com excepção da não utilização de máscaras de análise, com as imagens MODIS 1000.

As Tabelas 7.18. e 7.19. apresentam, respectivamente, para o conjunto integrado de alterações do coberto florestal e para as áreas ardidas, os conjuntos de todos os parâmetros (UMC, desvio padrão aplicado no limiar de detecção de alterações (DP), erros de comissão (EC), erros de omissão (EO) e imagem) que resultaram da selecção dos melhores resultados, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão (MeE).

Tabela 7.18. Selecção dos melhores resultados para o conjunto integrado de alterações, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão

Características	masc- arbórea	masc- arbustos	masc- integrada	sem-masc	masc- urbano/água
UMC (ha)	53.66	343.45	171.73	171.73	42.93
DP	1.25	1.25	1.25	1.00	1.25
EC	59.56	20.73	44.98	66.97	47.91
EO	53.38	34.96	46.72	38.54	53.55
MeE	56.47	27.85	45.85	52.75	50.73
Imagem	MODIS 250	MODIS 1000	MODIS 1000	MODIS 1000	MODIS 250

Tabela 7.19. Selecção dos melhores resultados para as áreas ardidas, através da minimização da média dos erros de omissão e comissão

Características	masc- arbórea	masc- arbustos	masc- integrada	sem-masc	masc- urbano/água
UMC (ha)	171.73	515.18	343.45	85.86	171.73
DP	1.00	1.25	1.25	1.25	1.25
EC	76.36	20.43	43.23	52.74	59.79
EO	27.22	42.47	41.97	41.11	36.93
MeE	51.74	31.45	42.60	46.92	48.36
Imagem	MODIS 1000	MODIS 1000	MODIS 1000	MODIS 500	MODIS 1000

Na selecção dos melhores resultados para o conjunto integrado de alterações do coberto florestal (Tabela 7.18.), pode-se observar que, em todas as máscaras de análise, a UMC tem uma grande dimensão. Isto acontece porque, ao minimizar-se os erros de comissão, a UMC será maioritariamente definida pela grande dimensão das influentes áreas ardidas.

Observa-se, também, que o limiar de detecção de alterações é, quase sempre, o mais restrito. Este facto deve-se, também, à influência da grande quantidade e dimensão das áreas ardidas. Estas, ao provocarem uma variação do índice de vegetação, normalmente, superior às outras alterações do coberto florestal (devido aos resíduos de exploração que ficam dos cortes e à vivacidade das novas plantações), conduzem a este restrito limiar de detecção de alterações.

A selecção dos melhores resultados para a detecção de áreas ardidas (Tabela 7.19.), devido à sua dominância no conjunto total de alterações e devido, também, à grande dimensão dos seus elementos, foi a que obteve, com excepção da máscara de arbustos, os melhores resultados para ambos os erros.

Embora os melhores resultados obtidos na detecção de áreas ardidas tenham sido atingidos com a máscara arbustiva (média de erros de 31.45%), esta não pode ser tomada em linha de conta isoladamente, devido ao facto de não abranger todas as ocupações do solo onde, por definição, poderiam ocorrer este tipo de alterações. Apesar de terem sido atingidas elevadas médias de erros para todas as outras máscaras de análise, determinou-se que a utilização da máscara integrada com as imagens MODIS 1000, um limiar de detecção de alterações de 1,25 desvios-padrão e uma UMC de 4 *pixels* seria o conjunto de parâmetros mais correcto por ter obtido o valor médio de erros mais baixo (42,60 %) para um conjunto de ocupações do solo onde pudesse ocorrer e ser identificada a maioria das áreas ardidas ocorridas no Continente Português.

Na análise dos melhores resultados obtidos na detecção de cortes florestais e novas plantações, observou-se que estes tinham sido alcançados com a UMC mais pequena em estudo (i.e., 1 *pixel* das imagens MODIS 250) e com o limiar menos restritivo de todos os aplicados (0,75 desvios-padrão à média da diferença de índices de vegetação) (Anexo 3). Contudo, determinou-se que estas alterações do coberto florestal não poderiam, efectivamente, ser detectadas com as imagens em estudo, devido à elevada quantidade de erros que acarretavam.

7.5.2. Selecção pela minimização dos erros de omissão

A análise das características físicas das diferentes alterações do coberto florestal, apresentada no ponto 7.1, bem como a dos resultados obtidos para as diferentes combinações de parâmetros (Anexo 3), permitiram identificar que os cortes e novas plantações ocorridas na área de estudo continham, na sua grande maioria, elementos que dificilmente seriam detectados e diferenciados, com exactidão, através das imagens utilizadas. Contudo, esta análise, acompanhada da análise dos resultados obtidos na secção anterior, também sugeriu que as áreas ardidas, pertencentes à área de estudo, poderiam ser identificadas, com bons resultados, através destas imagens e metodologia de selecção de resultados baseada na minimização de erros de omissão, seguida da aplicação de limiares de diferenciação, baseados na reflectância espectral. Desta forma, a diferenciação de

alterações apenas foi efectuada de forma a diferenciar as áreas ardidas de todos os outros tipos de alterações de coberto florestal.

A diferenciação das áreas ardidas foi efectuada com base nas suas características espectrais. Uma vez que as bandas comuns aos três tipos de imagens em causa eram apenas duas, o vermelho e o infravermelho próximo, para a diferenciação destas alterações do coberto florestal os limiares foram, apenas, aplicados nestas bandas. Assim, após um estudo sobre as características espectrais das áreas ardidas, desenvolvido no ponto 4.2 deste trabalho, definiu-se um mínimo de 5% de reflectância no vermelho e um máximo de 20 % de reflectância no infravermelho próximo como limiares de diferenciação (Figura 7.8.).

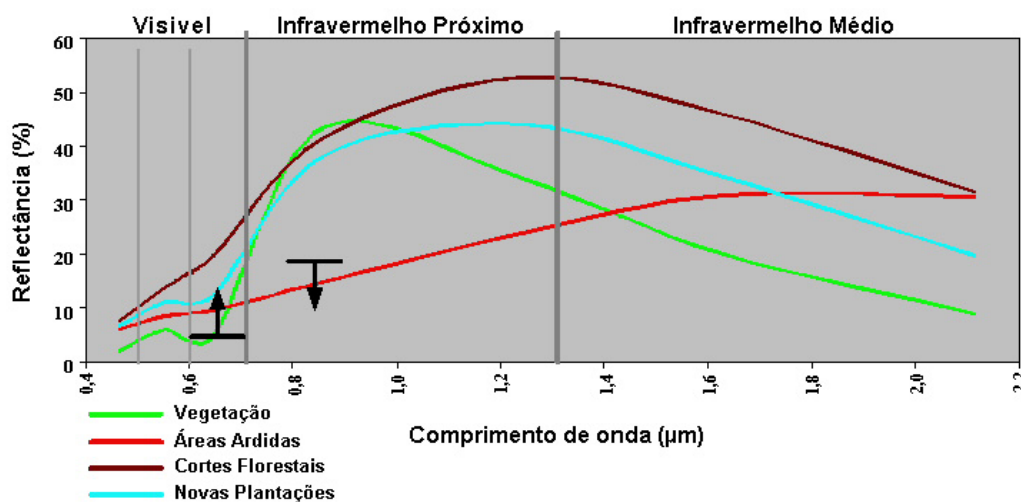


Figura 7.8. Reflectância espectral da vegetação e principais alterações do coberto florestal (as setas representam os limiares aplicados para diferenciação das áreas ardidas)

Após se ter aplicado os limiares de diferenciação de áreas ardidas aos conjuntos de parâmetros obtidos com a selecção pela minimização dos erros de omissão, calculou-se os erros de comissão (EC), os erros de omissão (EO) e a média dos erros (MeE) para cada uma das imagens (Tabelas 7.20., 7.21. e 7.22.).

Nestas tabelas, os valores sombreados a amarelo e a verde representam, respectivamente, aumento e diminuição de erros, comparativamente aos respectivos valores obtidos com a selecção de resultados através da minimização dos erros de comissão e dos de omissão (Tabelas 7.15., 7.16. e 7.17.).

Tabela 7.20. Resultados obtidos nas imagens MODIS 250 para a detecção de áreas ardidas, através da minimização dos erros de omissão e aplicação de limiares de diferenciação

Características	masc-arbórea	masc-arbustos	masc-integrada	sem-masc	masc-urbano/água
UMC (ha)	5.37	5.37	5.37	21.47	21.47
UMC (pixels)	1	1	1	4	4
DP	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
EC	87.07	61.97	68.94	50.69	48.33
EO	39.82	41.67	41.15	40.36	40.35
MeE	63.44	51.73	55.05	45.53	44.34

Tabela 7.21. Resultados obtidos nas imagens MODIS 500 para a detecção de áreas ardidas, através da minimização dos erros de omissão e aplicação de limiares de diferenciação

Características	masc-arbórea	masc-arbustos	masc-integrada	sem-masc	masc-urbano/água
UMC (ha)	21.47	21.47	21.47	21.47	21.47
UMC (pixels)	1	1	1	1	1
DP	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
EC	77.51	31.64	44.62	41.14	40.38
EO	35.99	40.78	39.42	38.72	38.71
MeE	56.75	36.21	42.02	39.93	39.54

Tabela 7.22. Resultados obtidos nas imagens MODIS 1000 para a detecção de áreas ardidas, através da minimização dos erros de omissão e aplicação de limiares de diferenciação

Características	masc-arbórea	masc-arbustos	masc-integrada	sem-masc	masc-urbano/água
UMC (ha)	85.86	85.86	85.86	85.86	85.86
UMC (pixels)	1	1	1	1	1
DP	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
EC	42.80	38.79	39.93	46.95	45.08
EO	32.95	32.36	32.53	31.42	31.39
MeE	37.88	35.58	36.23	39.19	38.24

Após a análise dos resultados obtidos para cada uma das imagens, com a selecção através da minimização dos erros de omissão e posterior aplicação dos limiares de diferenciação, obteve-se resultados, i.e. uma média de erros, bastante diferentes dos obtidos com a selecção efectuada através da minimização da média dos erros de comissão e omissão (Tabelas 7.15., 7.16. e 7.17.). Desta forma, o conjunto de parâmetros recaiu, sobretudo, na selecção das mais pequenas UMC em utilização (com excepção das máscaras sem/masc e masc-urbano/água, nas imagens

MODIS 250) e nos limiares de detecção de alterações menos restritos (0.75 desvios-padrão à média da diferença dos índices de vegetação).

Comparativamente aos resultados obtidos com a selecção através da minimização dos erros de comissão e omissão, houve, para as três imagens, uma descida da média dos erros quando não se utilizava máscara de análise (sem-masc), ou quando se utilizava a máscara urbano/massas de água. Esta descida pode-se explicar pela acção dos limiares de diferenciação, que permitiram diferenciar as áreas ardidas das alterações ocorridas quer em zonas agrícolas quer em massas de água e áreas urbanas, eliminando, desta forma, os erros de comissão provocados por estes últimos tipos de alterações. Uma vez que a maior parte dos erros de comissão se devia a alterações ocorridas em massas de água, especialmente na laguna de Aveiro, esta diminuição dos erros de comissão foi bastante superior na máscara sem/masc do que na máscara urbano/água.

Relativamente às restantes máscaras de análise (arbórea, arbustos e integrada), comparativamente aos resultados obtidos com a minimização dos erros de omissão e comissão (Tabelas 7.15., 7.16. e 7.17.), obteve-se os seguintes resultados:

- Nas imagens MODIS 250 houve um aumento da média dos erros devido, essencialmente, ao grande aumento dos erros de comissão derivados da forma de selecção de resultados que, ao minimizar os erros de omissão, facilitou a utilização de pequenas UMC e limiares de detecção de alteração pouco restritos, aumentando os erros de comissão. Neste tipo de imagens e máscaras de análise, a aplicação dos limiares de diferenciação não possibilitou a diminuição dos erros de comissão, geralmente de pequena dimensão.
- Nas imagens MODIS 500 houve um aumento da média dos erros na máscara arbórea e uma diminuição nas máscaras arbustos e integrada. A diminuição da média dos erros nas máscaras arbustos e integrada deveu-se à acentuada diminuição dos erros de omissão, apesar do ligeiro aumento dos erros de comissão. A diminuição dos erros de omissão teve as suas causas, essencialmente, na forma de selecção dos resultados, i.e., na minimização dos erros de omissão, não tendo a aplicação posterior de limiares de diferenciação provocado grande aumento dos mesmos. O

aumento de erros de comissão tem a mesma génese que os ocorridos com as imagens MODIS 250.

- Nas imagens MODIS 1000 houve uma diminuição da média dos erros para as máscaras de análise arbórea e integrada, tendo havido um ligeiro aumento na máscara de arbustos. O aumento na máscara de arbustos foi consequência do elevado aumento de erros de comissão, provocados pela diminuição da UMC (de 515.18 ha para 85.86 ha) e consequente detecção de pequenas alterações não desejadas.

Através desta forma de selecção de resultados, minimização dos erros de omissão, seguidos de aplicação de limiares de diferenciação, as imagens MODIS 1000 foram as que obtiveram os melhores resultados, i.e., menores valores da média de erros, para todas as máscaras de análise.

Esta metodologia de selecção de resultados para as áreas ardidas permitiu obter uma média do decréscimo da média dos erros nas imagens MODIS 1000 e 500 (com uma diminuição média, em todas as máscaras de análise de 7,3 % e 5,5 %, respectivamente). Contudo, levou a um aumento médio da média dos erros em 4,4 %, para todas as máscaras de análise, nas imagens MODIS 250.

Após se ter aplicado a mesma forma de selecção de resultados a uma área maior (3 350 000 ha) e mais homogénea em termos de ocupação do solo, com a utilização das imagens MODIS 1000, com o mesmo conjunto de parâmetros utilizados na detecção de áreas ardidas na máscara integrada, obteve-se resultados bastante melhores dos que foram obtidos nesta área de estudo. Desta forma, obteve-se erros de comissão e omissão de, respectivamente, 18% e 17%.

7.6. Conclusões

Neste capítulo pretendeu-se analisar a capacidade das diferentes imagens na detecção das alterações do coberto florestal. Assim, num primeiro passo, procedeu-se à análise das características físicas das alterações do coberto florestal e influência dos diferentes parâmetros utilizados neste processo de detecção. Posteriormente, aplicou-se duas técnicas distintas para a selecção dos melhores resultados, tentando identificar, para cada imagem, a melhor combinação de parâmetros para efectuar esta

detecção e avaliando a possibilidade de obter melhores resultados com a diferenciação das alterações do coberto florestal.

Na análise das características físicas (compactidade e área) das alterações do coberto florestal (Tabela 7.1.), observou-se que qualquer uma das alterações tinha formas compactas. Contudo, quer os cortes florestais, quer as novas plantações, tinham uma elevada percentagem de área alterada pertencente a elementos de pequena dimensão (Tabela 7.2.) e uma elevada percentagem de elementos com área inferior à UMC mais pequena em utilização (5,37 ha) (Tabela 7.3.), pelo que a sua detecção com as imagens em estudo estaria, à partida, condicionada. Apenas as áreas ardidadas apresentavam elementos com área suficientemente grande para garantir a sua detecção através dos *pixels* das imagens em questão.

Na análise da variação do limiar de detecção de alterações, identificou-se que, para qualquer uma das alterações, à medida que se ia aumentando o intervalo de detecção de alterações, i.e., quanto mais baixo fosse o valor do desvio-padrão à média da diferença dos índices de vegetação, menores eram os erros de omissão e maiores eram os erros de comissão. Desta forma, para a escolha do melhor limiar de detecção de alterações, teria de se encontrar um equilíbrio entre estes dois erros.

Com a aplicação de diferentes UMC, observou-se que, independentemente das alterações do coberto florestal, limiares de detecção de alteração e máscaras de análise, à medida que a área destas unidades ia aumentando, ocorria um decréscimo dos erros de comissão e um aumento dos erros de omissão. Na detecção de cortes e novas plantações, para qualquer UMC aplicada, ocorria um elevado valor, quer de erros de comissão, quer de erros de omissão.

A utilização de máscaras de análise, baseadas na ocupação do solo, permitiu limitar a procura de alterações do coberto florestal a zonas onde estas poderiam, efectivamente, ocorrer. Desta forma, foi possível eliminar grande parte dos erros de comissão, derivados de alterações ocorridas em zonas sem floresta (Figura 7.7.).

Na selecção dos melhores conjuntos de parâmetros utilizou-se duas técnicas distintas, comparando os resultados por elas obtidos. Numa primeira técnica, seleccionou-se os melhores resultados através da minimização da média dos erros de comissão e dos de omissão. A análise das características físicas das alterações do coberto florestal, variação dos diferentes parâmetros da metodologia e resultados

obtidos com a selecção baseada na minimização da média dos erros de comissão e dos de omissão, levaram à decisão de que estas imagens não permitiriam detectar, com exactidão aceitável, os cortes e as novas plantações. Seguidamente, apenas para as áreas ardidas, seleccionou-se os melhores resultados através da escolha do valor mais baixo de erros de omissão, seguindo-se a aplicação de limiares de diferenciação, baseados na reflectância do ano de 2003, de forma a poder diferenciá-las de outras alterações. Comparando a média dos erros de comissão e de omissão obtidos com estas duas metodologias de selecção de parâmetros, identificou-se, para cada uma das imagens, o melhor conjunto de parâmetros para a detecção das áreas ardidas.

Para as imagens MODIS 250, os melhores resultados (i.e., os que conduziam a uma média de erros mais baixa) na detecção de áreas ardidas, para as máscaras sem/masc e urbano/massas de água, foram obtidos com a selecção efectuada através da minimização dos erros de omissão e posterior aplicação de limiares de diferenciação, para uma UMC de 4 *pixels* (21,47 ha) e um limiar de detecção de 0,75 desvios-padrão. Para as restantes máscaras de análise, os melhores resultados foram obtidos através da selecção pela minimização da média dos erros de comissão e dos de omissão, para uma UMC de 10 *pixels* (53,66 ha) nas máscaras arbórea e integrada e 1 *pixel* na máscara de arbustos e um limiar de detecção de 1,25 desvios-padrão.

Nas imagens MODIS 500, os melhores resultados na detecção de áreas ardidas, para todas as máscaras, com excepção da máscara arbórea, foram obtidos com a selecção através da minimização dos erros de omissão, seguidos da aplicação de limiares de diferenciação, com uma UMC de 1 *pixel* (21,47 ha) e um limiar de detecção de 0,75 desvios-padrão. Na máscara de análise arbórea, os melhores resultados foram obtidos com a selecção pela minimização da média dos erros de comissão e dos de omissão, com uma UMC de 8 *pixels* (171,73 ha) e um limiar de detecção de 0,75 desvios-padrão.

Para as imagens MODIS 1000, os melhores resultados na detecção de áreas ardidas, para todas as máscaras, com excepção da máscara arbustos, foram obtidos com a selecção através da minimização dos erros de omissão, seguidos da aplicação de limiares de diferenciação, com uma UMC de 1 *pixel* (85,86 ha) e um limiar de detecção de 0,75 desvios-padrão. Na máscara de análise arbustos, os melhores

resultados foram obtidos com a selecção pela minimização da média dos erros de comissão e dos de omissão, com uma UMC de 6 *pixels* (515,18 ha) e um limiar de detecção de 1,25 desvios-padrão.

As imagens MODIS 1000 foram as que obtiveram as menores médias de erros na detecção e diferenciação das áreas ardidas, devido ao facto de grande parte da área ardida pertencer a elementos de grande dimensão. Desta forma, a utilização de *pixels* de grande dimensão permitia a eliminação de grande quantidade de erros de comissão, normalmente de pequenas dimensões, permitindo, no entanto, a detecção dos grandes elementos das áreas ardidas.

A detecção dos cortes e novas plantações tornou-se inviável, devido ao facto de terem pequena dimensão não podendo, desta forma, ser detectados. Apesar de os melhores resultados (i.e., o menor valor da média de erros), quando seleccionados através da minimização da média dos erros, terem sido obtidos com as imagens MODIS 250 e uma UMC de 1 *pixel* (5,37 ha), a utilização desta combinação permitia a introdução de grande quantidade de erros de comissão.

Após a análise dos resultados para todas as imagens, determinou-se que a combinação de parâmetros formada pelas imagens MODIS 1000, máscara integrada²¹ (com uma média de erros de 36,23 %) (Tabela 7.22.), UMC de 1 *pixel* (85,86 ha) e um limiar de alteração de 0.75 desvios-padrão, com a selecção de resultados baseada na minimização dos erros de omissão e aplicação de limiares de diferenciação, tinha sido a que obtinha os melhores resultados globais. Este conjunto de parâmetros foi utilizado no desenvolvimento de um sistema que permite identificar, de forma automática, este tipo de alterações do coberto florestal (Anexo 4).

Apesar dos melhores resultados globais terem sido obtidos com as imagens MODIS 1000, elas limitam a UMC à área do seu *pixel*, pelo que a escolha dos parâmetros deve ser sempre definida pelo utilizador e baseada nas especificações técnicas da cartografia que pretende desenvolver. Desta forma, caso o interesse do utilizador seja a detecção de alterações com determinada UMC, deverá seleccionar o

²¹ Apesar da máscara de arbustos obter médias de erros inferiores, determinou-se que a máscara integrada seria a mais correcta, por abranger a maior parte das ocupações do solo, onde, por definição, poderiam ocorrer áreas ardidas.

conjunto de parâmetros que, complementarmente à UMC desejada, obtenha os melhores resultados. A título de exemplo, apresenta-se na Tabela 7.23. as combinações de parâmetros (Imagem, UMC em pixels [UMC (*pixels*)], desvio-padrão [DP], erros de comissão [EC], erros de omissão [EO] e média de erros [MeE]) que obtiveram os melhores resultados (i.e., menores médias de erros de comissão e omissão) na detecção de áreas ardidas ocorridas na máscara integrada, com uma selecção através da minimização da média dos erros de comissão e de omissão²², para as UMCs de 5.37, 21.47, 42.93, 85.86 e 171.73 hectares.

Tabela 7.23. Melhores combinações de parâmetros identificadas para as UMCs de 5.37, 21.47, 42.93, 85.86 e 171.73 hectares, com selecção de resultados através da minimização da média dos erros de omissão e de comissão

Parâmetros	5.37 ha	21.47 ha	42.93 ha	85.86 ha	171.73 ha
Imagem	MODIS 250	MODIS 250	MODIS 250	MODIS 1000	MODIS 1000
UMC (<i>pixels</i>)	1	4	8	1	2
DP	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25
EC	69.48	60.57	50.66	55.24	47.90
EO	31.22	42.62	44.18	34.58	37.61
MeE	50.35	51.59	47.42	44.91	42.75

Com as análises efectuadas neste capítulo, concluiu-se que a aplicação de limiares de detecção permitiu identificar alterações ocorridas nos índices de vegetação dos dois anos e que, potencialmente, seriam alterações do coberto florestal. A aplicação de limiares de diferenciação, apesar de eliminar algumas alterações de coberto florestal, permitiu, efectivamente, diferenciá-las e, desta forma, eliminar erros obtidos com a selecção de resultados pela minimização da média dos erros de comissão e de omissão.

A utilização de máscaras de análise, baseadas na ocupação do solo, permitiu, para todas as imagens, eliminar alterações do índice de vegetação ocorridas em áreas sem vegetação e, consequentemente, eliminar erros ocorridos numa análise sem máscara. Apesar de a máscara integrada ter sido a que obteve quase sempre os

²² Os conjuntos de parâmetros apresentados como sendo os melhores para cada UMC, apenas foram seleccionados através da minimização dos erros de comissão e de omissão, devido ao facto de, ao longo do trabalho, não se ter aplicado os limiares de diferenciação, i.e., limiares de reflectância, a todos os conjuntos possíveis de parâmetros. Estes apenas foram aplicados aos conjuntos que apresentavam menores valores de erros de omissão.

melhores resultados, não permite identificar alterações do coberto florestal ocorridas, por exemplo, em zonas agrícolas. Desta forma, apesar de se piorar os resultados finais, há necessidade de se ter em consideração a utilização da máscara urbano/massas de água, pois elimina todas as ocupações do solo onde, invariavelmente, não ocorrerão alterações do coberto florestal.

A utilização de unidades mínimas cartográficas foi consequência das imagens utilizadas e nem sempre a utilização de uma UMC superior a 1 *pixel* demonstrou ser de grande utilidade como, por exemplo, no caso do conjunto de parâmetros que obteve, globalmente, os melhores resultados, i.e., menor média de erros de comissão e de omissão.

Como conclusão final desta análise dos resultados, pode-se dizer que, apesar de as alterações ocorridas na área de estudo serem uma amostra do que acontece no território Continental Português, todos os resultados são dependentes da área da imagem e das alterações nela ocorridas que influenciam, directamente, a média e o desvio-padrão aplicados na definição do limiar de detecção de alterações.

Apesar de se pretender identificar o conjunto de parâmetros que melhor detectaria determinado tipo de alteração do coberto florestal, o resultado mais importante deste trabalho foi a obtenção de conhecimento que permita auxiliar na escolha do melhor conjunto de parâmetros para fins específicos como, por exemplo, a detecção de áreas exclusivamente ardidas e/ou com determinada UMC.

8. CONCLUSÕES

Este capítulo enquadra e caracteriza, de uma forma resumida, o trabalho de pesquisa e desenvolvimento efectuado, referenciando os atributos mais significativos e apontando caminhos para trabalho futuro.

O trabalho presente recebe inspiração de vários campos do saber como, por exemplo, sistemas de informação, representação de dados espaciais, riscos naturais, ecologia, e aplica um conjunto de técnicas, nomeadamente, a detecção remota e ferramentas de sistemas de informação geográfica.

8.1. Síntese do trabalho desenvolvido

A constatação do desperdício do recurso natural mais importante em Portugal – as florestas, com a consequente influência nas alterações climáticas e a ausência de uma metodologia que, em tempo oportuno, permita identificar e estimar, com exactidão, as áreas afectadas pelos incêndios florestais que todos os anos assolam o nosso País, motivou, fortemente, a elaboração deste trabalho. As principais alterações do coberto florestal de Portugal Continental em consequência de incêndios florestais, cortes e novas plantações, têm que ser detectadas e identificadas. Desta forma, concluiu-se, então, que se justifica o desenvolvimento de ferramentas que permitam efectuar a detecção, identificação e monitorização daquelas alterações, de forma a obter informação concreta para uma melhor gestão e quantificação da principal fonte de retenção do carbono – as florestas. Na sequência desta constatação, verificou-se a necessidade de fazer uma análise cuidadosa das alterações do coberto florestal e das metodologias que têm sido utilizadas para a sua detecção através de imagens de observação da Terra. De acordo com o levantamento bibliográfico realizado, constatou-se a existência de um conjunto de metodologias, baseadas em imagens de observação da Terra. Analisou-se, cuidadosamente, estas metodologias, as quais apresentavam um conjunto de vantagens e desvantagens. De entre elas, seleccionou-se a diferença de índices de vegetação que, aparentemente, era a mais

adequada para o desenvolvimento de um sistema que, de forma automática, identificasse estas alterações.

Esta metodologia, aplicada a imagens com diferentes resoluções espaciais (250 metros, 500 metros e 1000 metros) permitiu analisar a influência do tamanho do *pixel* (escala de medida) na extracção de informação sobre alterações do coberto florestal.

Os principais resultados obtidos após a realização de 280 mapas de alterações, efectuados com todas as combinações possíveis de parâmetros utilizados (imagens, UMC, limiares de alteração e máscaras de análise) e diferentes formas de selecção de resultados, foram:

- A aplicação de diferentes parâmetros (limiar de alteração, UMC e máscaras de análise) permitiu refinar a detecção e diferenciação das diferentes alterações do coberto florestal.
- Apesar de as imagens com resolução espacial de 250 metros terem sido as que melhores resultados obtiveram na detecção das alterações de menor dimensão (i.e., os cortes e as novas plantações), devido às suas características físicas (essencialmente, a sua dimensão média), os erros obtidos eram de elevada ordem. Desta forma, identificou-se que estes tipos de alterações não poderiam ser detectados, com exactidão, através das resoluções espaciais utilizadas.
- As imagens com resolução espacial de 1000 metros foram as que obtiveram menor média de erros de comissão e de omissão na detecção das áreas ardidas, devido, essencialmente, à grande dimensão destas alterações. A utilização destas imagens de pequena resolução espacial permitiu eliminar grande parte dos erros de comissão, provenientes de alterações de pequena dimensão, identificados e quantificados com as imagens de maior resolução espacial. Contudo, a sua utilização implicou, necessariamente, a incapacidade de identificação de áreas ardidas de dimensão inferior ao tamanho do seu *pixel* (85.86 ha).
- A aplicação de um limiar de alteração de 0.75 desvios-padrão, seguido de um limiar de diferenciação baseado no padrão espectral das áreas ardidas,

permitiu obter cartografia de áreas ardidas com resultados bastante precisos.

Na sequência do trabalho desenvolvido para a aplicação da metodologia, concluiu-se da necessidade de um sistema que, utilizando-a, permitisse, de forma automática, a extração da informação pretendida, i.e., alterações do coberto florestal. Desenvolveu-se este sistema (Anexo 4) e provou-se que, com ele, é possível realizar, num curto espaço de tempo e, de forma automática, um conjunto de tarefas que seriam morosas e difíceis de realizar atempadamente por qualquer agente humano.

O sistema desenvolvido é de fácil utilização, baseado em metodologias suficientemente testadas e, embora não delimite os contornos das alterações com a exactidão necessária para determinado tipo de tarefas, permite a obtenção de estimativas que, em momentos de maior celeridade, são de grande utilidade. Apesar deste sistema de detecção de alterações ter sido desenvolvido com uma aplicação específica (ArcGIS 9[®]), a parametrização da metodologia de detecção em que se baseia é suficientemente flexível para que este desenvolvimento possa ser feito com qualquer outro tipo de aplicação de sistemas de informação geográfica, com capacidades de processamento de imagens.

Para o cumprimento dos objectivos propostos no início deste trabalho, foi-se encontrando, ao longo das várias fases do seu desenvolvimento, um conjunto de dificuldades de que se destaca:

- A parca existência de trabalhos científicos sobre os efeitos da escala na detecção de alterações e sobre as imagens utilizadas, i.e., imagens MODIS.
- A inexistência de cartografia das alterações do coberto florestal em Portugal Continental que servisse para a avaliação da qualidade da cartografia efectuada, acarretando a necessidade de digitalização desta mesma informação.

No entanto, e apesar das dificuldades encontradas, considera-se que o trabalho efectuado constitui uma mais valia porque permitiu a aquisição de conhecimento sobre um ponto extremamente importante, a influência da escala de medida (i.e., resolução espacial) na detecção das alterações do coberto florestal de uma área de estudo representativa da floresta existente em Portugal, o que não seria possível utilizando apenas um único tipo de resolução espacial. Desta forma, este estudo auxiliará, também, o utilizador na selecção do conjunto de parâmetros complementares a um determinado parâmetro previamente definido como, por exemplo, a UMC.

O trabalho desenvolvido e apresentado nesta tese foi já objecto de apresentações em eventos científicos e publicações parcelares que pretendem dar um contributo para o conhecimento científico nas áreas abrangidas por este trabalho e que foram:

Armas, R., Caetano, M., 2004, Scale effect on burned area assessment using earth observation data. In *Proceedings of 24th EARSEL Symposium on New Strategies for European Remote Sensing* (Dubrovnik: European Association of Remote Sensing Laboratories), pp. 61-67.

Caetano, M. and Armas, R., 2004, Burned areas mapping using MODIS images, *Workshop: MODIS images, What to get them? What can be done with them?*, Valladolid, Spain.

Armas, R., Caetano, M., 2005, Cartografia de áreas ardidas com imagens multi-resolução do sensor MODIS. In *Proceedings of IV Congresso Nacional de Cartografia e Geodesia* (Lisboa: Colégio de Engenharia Geográfica da Ordem dos Engenheiros), pp. 293-303.

Armas, R., Caetano, M., 2005, Mapping changes in forest cover using multi-scale MODIS imagery. In *Proceedings of the 31st International Symposium on*

8.2. Perspectivas futuras

No âmbito do trabalho ora desenvolvido, com um horizonte temporal bem delimitado, não foi possível aperfeiçoar alguns dos procedimentos desenvolvidos ou introduzir novas capacidades que reputamos de interessantes e úteis.

É possível, desde já, antever que este trabalho é passível de um conjunto de melhoramentos a ter em atenção:

- A utilização de imagens de maior resolução espacial que permitam a identificação das alterações do coberto florestal de menor dimensão, i.e., os cortes e novas plantações.
- A utilização de cartografia de ocupação do solo actualizada, de forma a identificar as alterações apenas em ocupações do solo onde estas possam ocorrer, eliminando a ainda elevada quantidade de erros de comissão.
- Uma vez que as estatísticas da imagem da diferença dos índices de vegetação variam com a dimensão da área em estudo, a análise deverá ser alargada a todo o Continente Português de forma a identificar o melhor limiar de detecção para este território.
- Uma vez que as imagens que melhores resultados²³ obtinham na detecção e diferenciação das áreas ardidas (MODIS 1000) permitem utilizar outras bandas para além das aqui utilizadas, será de primordial interesse a utilização destas bandas para uma melhor diferenciação das áreas ardidas de outros tipos de alteração. Esta utilização permitirá, consequentemente, a aplicação de outra combinação de parâmetros de forma a extrair, com melhores níveis de qualidade, este tipo de alterações.

Julga-se, assim, relevante prosseguir a investigação nesta área, tendo em atenção os melhoramentos acima enunciados.

²³ Menor média de erros de comissão e de omissão, após selecção por minimização de erros de omissão e posterior aplicação de limiares de diferenciação, baseados na reflectância.

8.3. Considerações finais

A conclusão de um projecto como este está associada à satisfação de um conjunto de requisitos, enunciados no início do presente trabalho, que têm como objectivo, trazer valor acrescentado à investigação na área da detecção remota, mais especificamente no estudo da influência e capacidades da resolução espacial na detecção das alterações do coberto florestal.

Sendo a finalidade desta dissertação o estudo da influência da escala na detecção de alterações do coberto florestal e desenvolvimento de um sistema automático para essa detecção, constatou-se a necessidade de definir uma metodologia que, ao aplicar-se a três imagens de diferentes resoluções espaciais, permitisse identificar o melhor conjunto de parâmetros para esta detecção. Esta necessidade deve-se ao facto de ser indispensável a existência de um conjunto de parâmetros para o desenvolvimento do sistema pretendido.

Considera-se que os objectivos inicialmente previstos foram cumpridos, embora se considere, também, que a matéria em estudo não se esgota com o presente trabalho, havendo campo aberto para muita investigação nesta área que se considera cada vez mais relevante para o controle de grandes alterações ambientais com consequências necessariamente catastróficas. Finaliza-se com a esperança de ter contribuído para o enriquecimento do conhecimento do estudo da escala na detecção das alterações do coberto florestal em Portugal e, assim, trazer uma mais valia à detecção remota em Portugal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Accioly, L., Huete, A., 2000, Resposta espectral de solos em razão do ângulo de visada, da humidade e da rugosidade superficial. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **35** (12), 2473-2484.
- Alexandridis, T., Chemin, Y., 2002, *Landsat ETM+, TERRA MODIS and NOAA AVHRR: Issues of scale and inter-dependency regarding land parameters*. Artigo apresentado na 2nd Asian Conference on Remote Sensing (Kathmandu: Asian Association on Remote Sensing).
(URL:<<http://gisdevelopment.net/aars/acrs/2002/eos/eos003.shtml>>, consulta em 29/03/2004).
- Al-Rawi, K., Casanova, J., Calle, A., 2001, Burned area mapping system and fire detection system, based on neural networks and NOAA-AVHRR imagery. *International Journal of Remote Sensing*, **22** (10), 2015-2032.
- Atkinson, P., 2001, Geostatistical Regularization in Remote Sensing. In *Modelling Scale in Geographical Information Science*, editado por N. Tate e P. Atkinson (Chichester: John Wiley & Sons), pp. 237-260.
- Atkinson, P., Tate, N., 2001, Five Key Recommendations for Gi Science. In *Modelling Scale in Geographical Information Science*, editado por N. Tate e P. Atkinson (Chichester: John Wiley & Sons), pp. 263-271.
- Atzberger, C., 2002, *Soil optical properties: A review*.
(URL:<http://fews12.unitrier.de:8080/pdf/Kursbegleitung/radiometrie/Atzberger_R_Review_Soil_Reflectance.pdf>, consulta em 28/09/2004).

- Barbosa, P., Caetano, M., Santos, T., 2000, *Detection of changes in forest landcover type after fires in Portugal*. Artigo apresentado no 19th ISPRS Congress and Exhibition (Amdsterdam: International Society of Photogrammetry and Remote Sensing).
(URL:<<http://naturalhazards.jrc.it/documents/fires/2000publications/ISPRS1000.pdf>>, consulta em 13/12/2003).
- Barbosa, P., San-Miguel-Ayanz, J., and Schmuck, G., 2001, *Remote sensing of forest fires in Southern Europe using IRS - WiFS and MODIS data*. Artigo apresentado no 8th SPIE Remote Sensing Symposium, (Toulouse: International Society for Optical Engineering).
(URL:<<http://naturalhazards.jrc.it/documents/fires/2001publications/SPIE2001.pdf>>, consulta em 20/03/2003).
- Barbosa, P., San-Miguel-Ayanz, J., Martinez, B., Schmuck, G., 2002, Burnt area mapping in southern Europe using irs-wifs. In *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*, editado por X. Viegas (Rotterdam: Millpress), pp. 43-44.
- Belward, A., 1999, Land use change and forestry implications of global change - Public Policy. In *Remote Sensing and the Kyoto Protocol: A review of available and future technology for monitoring treaty compliance*, editado por A. Rosenqvist, M. Imhoff, A. Milne e C. Dobson, (Michigan: International Society for Photogrammetry and Remote Sensing), pp .25-32.
(URL:<http://www.eecs.umich.edu/kyoto/kyoto/KP%26RS_WS-Rep_ISPRS_VII-5%266.pdf>, consulta em 20/01/2004).
- Benson, B, e MacKenzie, M, 1995, Effects of sensor spatial resolution on landscape structure. *Landscape Ecology*, **10** (2), 113-120.
- Bian, L., 1997, Multiscale nature of spatial data in scaling up environmental models. In *Scale in Remote Sensing and GIS*, Editado por D. Quattrochi e M. Goodchild (Boca Raton: Lewis Publishers), pp.13-26.

- Caetano, M., 2002, *Detecção Remota*. Manual da cadeira de Detecção Remota da Pós-Graduação e Mestrado em Ciência & Sistemas de Informação Geográfica, Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- Caetano, M., Mendes, M., 2003, *Aquisição Fontes e Qualidade de Dados*. Manual da cadeira de Aquisição Fontes e Qualidade de Dados da Pós-Graduação e Mestrado em Ciência & Sistemas de Informação Geográfica, Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- Caetano, M., Mertes, L., Pereira, J., 1994, Using spectral mixture analysis for fire severity mapping, In *Proceedings of the 2nd International Conference on Forest Fire Research* (Rotterdam: Millpress), pp. 667-677.
- Caetano, M., Santos, T., 2000, *Desenvolvimento de metodologias para produção anual de Cartografia de ocupação do solo (1:100 000) com imagens Landsat TM e informação auxiliar*. Relatório de Investigação, Centro Nacional de Informação Geográfica, Lisboa.
- Caetano, M., Santos, T. e Gonçalves, L., 2002, Cartografia de Ocupação do solo com imagens de satélite: estado de arte, In *Proceedings do VII Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica*, (Oeiras: Associação dos Utilizadores de Informação Geográfica), pp. 189-200.
- Cao, C., e Lam, N., 1997, Understanding the scale and resolution effects in Remote Sensing and GIS. In *Scale in Remote Sensing and GIS*, editado por D. Quattrochi e M. Goodchild (Boca Raton: Lewis Publishers), pp. 57-72.
- Carrão, H., 2002, *Os efeitos da escala na caracterização da paisagem: modelação e avaliação das transformações na representação da ocupação do solo*. Relatório de Fim de curso, Universidade de Évora, Évora.

- Casaca, J., Matos, J., Baio, M., 2000, *Topografia Geral* (Lisboa: LIDEL).
- CCRS, 2003, *Fundamentals of Remote Sensing*, Canadian Centre for Remote Sensing.
(URL:<http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/ccrs/learn/tutorials/fundam/fundam_e.html>, consulta em 15/12/2003).
- Chehbouni, J., Huete, A., Kerr, Y., Sorooshian, S., 1994, A Modified Soil Adjusted Vegetation Index, *Remote Sensing of Environment*, **48**, 119-126.
- Chen, Z., Elvidge, C., Groeneveld, D., 1999, Vegetation change detection using high spectral resolution vegetation indices. In *Remote Sensing Change Detection: Environmental Monitoring Methods and Applications*, Editado por R. S. Lunetta e C. D. Elvidge (London: Taylor and Francis), pp. 181-190.
- Civco, D., Hurd, J., Wilson, E., Song, M. e Zhang, Z., 2002, *A comparison of land use and land cover change detection*. Artigo apresentado na ASPRS-ACSM Annual Conference and FIG XXII Congress (Washington: American Society for Photogrammetry & Remote Sensing).
(URL:<http://resac.uconn.edu/publications/tech_papers/pdf_paper/Land_Cover_Change_ASPRS2002.pdf>, consulta em 20/02/2004).
- CLC2000, 2002, *I&CLC2000 Technical Reference Document*. Relatório técnico, European Environment Agency, Copenhagen.
- Cohen, W. e Fiorella, M., 1999, Comparison of Methods for Detecting Conifer Forest Change with Thematic Mapper Imagery. In *Remote Sensing Change Detection: Environmental Monitoring Methods and Applications*, Editado por R. S. Lunetta e C. D. Elvidge (London: Taylor and Francis), pp. 89-102.

- Cohen, W., Fiorella, M., Gray, J., Helmer, E., Anderson, K., 1998, An efficient and accurate method for mapping forest clearcuts in the pacific northwest using Landsat imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **64** (4), 293-300.
- Daryaei, J., 2003, *Digital change detection using multi-scale wavelet transformation & neural network*. Dissertação de mestrado, International Institute for Aerospace survey and Earth Sciences, Enschede, Netherlands.
- Dias, T., Oliveira, M., Câmara, G., Carvalho, M., 2002, Problemas de escala e a relação área-indivíduo em análise espacial de dados censitários. *IP Informática Pública Magazine*, **4** (1), 89-104.
- Dungan, J, Perry, J., Dale, M., Legendre, P., Citron-Pousty, S., Fortin, M., Jakamulska, A., Miriti, M., Rosenberg, M., 2002, A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography*, **25** (5), 626-640.
- Eastwood, J., Plummer, S., Wyatt, B., Stocks, B., 1998, The potential of Spot-Vegetation data for fire scar detection in boreal forests. *International Journal of Remote Sensing*, **19** (18), 3681-3687.
- Emerson, C., Quattrochi, D., Lam, N., 2004, *Fractal and Geostatistical Metadata for monitoring Global Change using remote sensing imagery*.
(URL:<<http://is.arc.nasa.gov/IDU/slides/reports02/StatMeta02b.pdf>>, consulta em 10/11/2004).
- Escuin, S., Navarro, R, Fernandez, P., 2002, Using remote sensing and GIS to assess wildfire damage throughout the Mediterranean. *Earth Observation Magazine*, **11** (5).

- Flanders, D., Hall-Beyer, M., Pereverzoff, J., 2003, Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **29** (4), 441-452.
- Franklin, S., Lavigne, M., 2000, *Interpretation, Classification, and digital update of partial harvest forest stand conditions using annual differences in Tasseled Cap Transformations of Landsat Thematic Mapper imagery: A study in the Fundy Model Forest*. Relatório de Investigação 15, Fundy Model Forest, New Brunswick.
(URL:<<http://www.fundymodelforest.net/site/publications/reports/J15.pdf>>, consulta em 12/01/2004).
- Franklin, S., Lavigne, M., McCaffrey, T., Wulder, M., 2002a, *Forest structure change detection in the Fundy Model forest with threshold maps based on the Landsat TM wetness index*. Relatório de Investigação 13, Fundy Model Forest, New Brunswick.
(URL:<<http://www.fundymodelforest.net/site/publications/reports/J13.PDF>>, consulta em 22-06-2004).
- Franklin, S., Lavigne, M., Wulder, M., McCaffrey, T., 2002b, Large-area forest structure change detection: an example. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **28** (4), 588-592.
- Fraser, R., Li, Z., Landry, R., 2000, SPOT VEGETATION for characterizing boreal forest fires. *International Journal of Remote Sensing*, **21**(18), 3525-3532.
- Frohn, R., 1998, *Remote Sensing for Landscape ecology: new metric indicators for monitoring, modeling and assessment of ecosystems* (Boca Raton: Lewis Publishers).

- García-Haro, F., Gilabert, M., Melía, J., 2001, Monitoring fire-affected areas using thematic mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, **22** (4), 533-549.
- García, J., Sánchez, C., Yagüe, J., Chuvieco, E., 1997, Detection of forest burning sites with NOAA-AVHRR. Trial for a forward method. In *A review of remote sensing methods for the study of large wildland fires*, editado por E. Chuvieco (Alcalá de Henares: Universidade de Alcalá), pp.109-126.
- Gerard, F., George, C., Baltzer, H., 2003, Identifying burnt areas in the Siberian boreal forests between 1990 and 2000 using SPOT VEGETATION. In *Proceedings of the 4th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Innovative concepts and methods in fire danger estimation* (Ghent: Earsel-European Association of Remote Sensing Laboratories), pp. 160-165.
- Gitas, I., Mitri, G., Chuvieco, E., Ventura, G., 2003, Object-Oriented image analysis for burned area mapping using NOAA-AVHRR imagery in Creus Cape, Spain. In *Proceedings of the 4th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Innovative concepts and methods in fire danger estimation* (Ghent: Earsel-European Association of Remote Sensing Laboratories), pp. 170-175.
- Gonçalves, P. 2004, *Synthesis on MODIS 09 and MODIS 43 Products*. Relatório de Investigação, Grupo de Detecção Remota, Instituto Geográfico Português, Lisboa.
- Gong, Peng, 2002, *Land Cover and Land Use Mapping and change dynamics modeling with remote sensing*. Advanced Training Workshop on Landuse and Landcover Change Study, Taipei, Taiwan.
(URL:<http://www.gcc.ntu.edu.tw/workshop/lecturers_materials.htm>, consulta em 30/03/2004).

- Goodchild, M., 2001a, *Spatial Analysis: Pre-Conference Seminar*. Apresentação efectuada na Conferência Internacional de Utilizadores da ESRI (San Diego: Environmental Systems Research Institute).
- Goodchild, M., 2001b, Models of Scale and Scales of Modelling. In *Modelling Scale in Geographical Information Science*, editado por N. Tate e P. Atkinson (Chichester: John Wiley & Sons), pp. 3-10.
- Goodchild, M., Quattrochi, D., 1997, Scale, Multiscaling, Remote Sensing and GIS. In *Scale in Remote Sensing and GIS*, editado por D. Quattrochi e M. Goodchild (Boca Raton: Lewis Publishers), pp. 1-11.
- Hay, G., Marceau, D., Dubé, P., Bouchard, A., 2001, A multiscale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecology*, **16** (6), 471-490.
- Huete, A., 1988, A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, **25**, 295-309.
- Huete, A., Hui, Q., 1994, An error and sensitivity Analysis of the atmospheric and soil Correcting variants of the NDVI for the MODIS-EOS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **32** (4), 897-905.
- Jeanjean, H., Gülinck, H., 2000, *European Forest Mapping using VEGETATION data*, Artigo apresentado na VEGETATION 2000 Conference (Belgirate: Centre National d'Etudes Spatiales).
(URL:<<http://vegetation.cnes.fr/vgtprep/vgt2000/jeanjean.pdf>>, consulta em 13/12/2003).
- Jensen, J., 1996, *Introductory Digital Image Processing* (2ª Ed.) (New Jersey: Prentice Hall).

- Johnson, R., Kasischke, E., 1998, Change vector analysis: a technique for the multispectral monitoring of land cover and condition. *International Journal of Remote Sensing*, **19** (3), 411-423.
- JRC, 2003, *Update to the report "The European Forest Fires Information System (EFFIS) results on the 2003 fire season in Portugal"*. Relatório de Investigação, European Commission, Directorate General Joint Research Centre Institute For Environment and Sustainability, Ispra.
(URL:<<http://naturalhazards.jrc.it/documents/fires/2003publications/ReportFireInPortugal-20030915-en.pdf>>, consulta em 13/12/2003).
- Kaufman, Y., Tanré, D., 1992, Atmospherically Resistant Vegetation Index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **30** (2), 261-270.
- Kaufman, Y., 2001a, *Biomass Burning*. Earth Observatory, National Aeronautics and Space Administration.
(URL:<<http://earthobservatory.nasa.gov/cgi-bin/texis/webinator/printall?Library/BiomassBurning/index.html>>, consulta em 12/03/2004).
- Kaufman, Y., 2001b, *Land Cover Classification*. Earth Observatory, National Aeronautics and Space Administration.
(URL:<http://earthobservatory.nasa.gov/cgi-bin/texis/webinator/printall?Library/LandCover/land_cover.html>, consulta em 12/03/2004).
- Klinkenberg, B., 1997, *Fractals*. NCGIA Core Curriculum, Unit 47.
(URL:<<http://www.geog.ubc.ca/courses/klink/gis.notes/ncgia/u47.html-UNIT47>>, consultado em 10/11/2004).

- Knight, J., Lunetta, R., 2003, An experimental assessment of minimum mapping unit size. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*, **41** (9), September 2003.
- Koeln, G., Bissonnette, J., 2000, *Cross-Correlation Analysis: Mapping Landcover changes with a historic landcover database and a recent, single-date, multispectral image*.
(URL:<http://www.glc.org/wetlands/docs/CCA_Paper.doc>, consulta em 24/06/2004).
- Koutsias, N., Karteris, M., Chuvieco, E., 2000, The use of Intensity-Hue-Saturation Transformation of Landsat-5 Thematic Mapper Data for Burned Land Mapping. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **66** (7), 829-839.
- Kucera, J., Yasuoka, Y., 2001, *Regional monitoring of forest disturbances and their potential effects to carbon cycling*. Artigo apresentado na 22nd Asian Conference on Remote Sensing (Singapore: Asian Association of Remote Sensing).
(URL:<<http://www.crisp.nus.edu.sg/~acrs2001/pdf/118KUCER.pdf>>, consulta em 20/01/2004).
- Kushla, J., Ripple, W., 1998, Assessing wildfire effects with Landsat thematic mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, **19** (13), 2493-2507.
- LBL, 2004, *Electromagnetic Spectrum*. Lawrence Berkeley National Laboratory.
(URL:<<http://www.lbl.gov/MicroWorlds/ALSTool/EMSpec/EMSpec2.html>>, consulta em 10/08/2004).
- Leckie, D., Gillis, M. e Wulder, M., 2000, *Designing of a system for measuring and reposting on deforestation under the Kyoto Protocol within the national forest inventory framework*. Relatório final, Canadian Forest Service, Victoria, Canada.

(URL:<http://www.nccp.ca/NCCP/pdf/KyotoDesignReport_May_16_2000.pdf>, consulta em 20/01/2004).

Longley, P, Goodchild, M., Maguire, D., Rhind, D., 2001, *Geographic Information Systems and Science* (Chichester: John Wiley & Sons).

Lunetta, R., 1999, Applications, project formulation, and analytical approach. In *Remote Sensing Change Detection: Environmental Monitoring Methods and Applications*, editado por R.S. Lunetta e C. D. Elvidge (London: Taylor and Francis), pp. 1-19.

Lynds, T., Allen, D., 2001, *Annual detection and classification of forest stand harvest conditions in the Fundy Model forest utilizing Landsat imagery, 1999-2000*. Relatório de Investigação 16, Fundy Model Forest, New Brunswick.
(URL:<<http://www.fundymodelforest.net/site/publications/reports/J16.PDF>>, consulta em 12/01/2004).

Lyon, J., Yuan, D., Lunetta, R., Elvidge, C., 1998, A change detection experiment using vegetation indices. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **64** (2), 143-150.

Marceau, D., e Hay, J., 1999, Remote Sensing contributions to the scale issue. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **25** (4), 357-366.

Marceau, D., 1999, The scale issue in Social and Natural sciences. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **25** (4), 347-356.

Mather, P., 1993, *Computer processing of remotely-sensed images: an introduction* (Chicester: John Wiley & Sons).

Matricardi, E., Skole, D., Chomentowski, Cochrane, M., 2001, *Multi-temporal detection and measurement of selective logging in the Brazilian Amazon using*

Landsat data. Relatório de Investigação, Center for Global Change and Earth Observations and Tropical Rain Forest Information Center Michigan State University, Michigan.

(URL:<<http://www.globalchange.msu.edu/publications/CGCEO%20RA%2003-01%20complete.pdf>>, consulta em 19/02/2004).

McGarigal, K., 1995, *Fractal Dimension Index*.

(URL:<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/Metrics/S_hape Metrics/Metrics/P9 - FRAC.htm>, consulta em 20/11/2004).

Mitri, G. e Gitas, I., 2002, The development of an object-oriented classification model for operational burned area mapping on the Mediterranean island of Thasos using Landsat TM images. In *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*, editado por X. Viegas (Rotterdam: Millpress).

Mitri, G. e Gitas, I., 2003, A performance evaluation of a burned area object-oriented classification model when applied to topographically and non-topographically corrected TM imagery. In *Proceedings of the 4th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Innovative concepts and methods in fire danger estimation* (Ghent: Earsel-European Association of Remote Sensing Laboratories), pp. 178-183.

Myneni, R., Hall, F., Sellers, P., Marshak, A., 1995, The Interpretation of Spectral Vegetation Indexes. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **33** (2), 481-486.

Moore, D, McCabe, G., 2003, *Introduction to the practice of statistics* (4^a ed.) (New York: W.H. Freeman and Company).

Navalgund, R., 2001, Remote Sensing: Basics and Applications. *Journal of Science Education*, **6** (11), 51-60.

- NASA, 2003a, *MODIS: Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer*, TERRA – The EOS Flagship, National Aeronautics and Space Administration.
(URL:<http://terra.nasa.gov/About/MODIS/about_modis.html>, consulta em 20/05/2004).
- NASA, 2003b, *MODIS WebSite*, National Aeronautics and Space Administration.
(URL:< <http://modis.gsfc.nasa.gov/>>, consulta em 20/05/2004).
- NASA, 2003c, *Terra, the EOS Flagship*, National Aeronautics and Space Administration.
(URL:< <http://eos-am.gsfc.nasa.gov>>, consulta em 20/05/2004).
- O'Neill, R., Krummel, J., Gardner, R., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D., Milne, B., Turner, M., Zygmunt, B., Christensen, S., Dale, V., Graham, R., 1988, Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, **1** (3), 153-162.
- Ochego, H., 2003, *Application of Remote Sensing in Deforestation Monitoring: A case study of the Aberdares (Kenya)*. Artigo apresentado no 2nd International Federation of Surveyors Regional Conference (Marrakesh: International Federation of Surveyors).
(URL:<http://www.fig.net/pub/morocco/proceedings/TS11/TS11_4_ochego.pdf>, consulta em 29/06/2004).
- Openshaw, S., Alvanides, S., 2001, Designing Zoning Systems for representation of socio-economic data. In *Life and Motion of Socio-economic Units*, editado por A. Frank, J. Raper e J. Cheylan (London: Taylor and Francis), pp. 281-291.
- Openshaw, S., Rao, L., 1994, *Re-engineering 1991 census geography: serial and parallel algorithms for unconstrained zone design*. Relatório de Investigação 94/7, Escola de Geografia, Universidade de Leeds, Leeds.
(URL:<<http://www.geog.leeds.ac.uk/papers/95-3/>> consulta em 13/11/2003).

- Pereira, J., 1999, A comparative evaluation of NOAA/AVHRR vegetation indexes for burned surface detection and mapping. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **37** (1), 217-226.
- Pereira, J., Chuvieco, E., Beaudoin, A., Desbois, N., 1997, Remote Sensing of burned areas: a review. In *A review of remote sensing methods for the study of large wildland fires*, editado por E. Chuvieco (Alcalá de Henares: Universidade de Alcalá), pp. 127-185.
- Quattrochi, D., Emerson, C., Lam, N., Qiu, H., 2001, Fractal Characterization of Multitemporal Remote Sensing Data. In *Modelling Scale in Geographical Information Science*, editado por N. Tate e P. Atkinson (Chichester: John Wiley & Sons), pp. 13-34.
- Recondo, C., Wozniak, E., Pérez-Morandeira, C., 2003, Map of burnt zones in Astúrias in the period 1991-2001 created from Landsat-TM Images. In *Proceedings of the 4th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Innovative concepts and methods in fire danger estimation* (Ghent: Earsel-European Association of Remote Sensing Laboratories), pp. 193-197.
- Reynolds, H., 1998, *The Modifiable Area Unit Problem: Empirical Analysis by statistical simulation*. Dissertação de doutoramento, Departamento de Geografia, Universidade de Toronto, Toronto.
(URL:<<http://www.badpets.net/Thesis/Chapter123.pdf>>, consulta em 13/11/2003).
- Riaño, D., Chuvieco, E., Ustin, S., Zomer, R., Dennison, P., Roberts, D., Salas, J., 2002, Assessment of vegetation regeneration after fire through multitemporal analysis of AVIRIS images in the Santa Monica Mountains. *Remote Sensing of Environment*, **79**, 60-71.

- Ricotta, C., Retzlaff, R., 2000, Self-similar spatial clustering of wildland fires: the example of a large wildfire in Spain. *International Journal of Remote Sensing*, **21** (10), 2113- 2118.
- Robinson, L., Morrison, J., Muehrcke, P., Kimerling, A., e Stephen C., 1995, *Elements of Cartography* (6th Ed.) (Toronto: John Wiley & Sons).
- Rodriguez, F., Navarro, R., Navarro, C. e Gonzalez, M., 1997, Evaluation of Forest fire damage with LANDSAT TM images and ancillary information. In *A review of remote sensing methods for the study of large wildland fires*, editado por E. Chuvieco (Alcalá de Henares: Universidade de Alcalá), pp. 185-192.
- Rosenqvist, A., Imhoff, M., Milne, A. e Dobson, C., 1999, *Remote Sensing and the Kyoto Protocol: A review of available and future technology for monitoring treaty compliance*. Relatório de Workshop, Universidade de Michigan, Michigan, USA. (URL:<<http://www.eecs.umich.edu/Kyoto/Remote%20Sensing%20Kyoto.pdf>>, consulta em 24/02/2004).
- Rosenqvist, A., Milne, A., Lucas, R., Imhoff, M. e Dobson, C., 2003, A review of remote sensing technology in support of the Kyoto Protocol. In *Environmental Science & Policy*, **6**, 441-455.
- Salmon, J, Hao, W., Miller, M., Nordgren, B., Kaufman, Y., Li, R., 2003, Validation of two MODIS single-scenefire products for mapping burned area: hot spots and NIR spectral test burn scars. In *Proceedings of the 4th International Workshop on Remote Sensing and GIS - Applications to Forest Fire Management: Innovative concepts and methods in fire danger estimation* (Ghent: Earsel-European Association of Remote Sensing Laboratories), pp. 197-202.
- Salvador, R., Valeriano, J., Pons, X. e Díaz-Delgado, R., 2000, A semi-automatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. *International Journal of Remote Sensing*, **21** (4), 655-671.

- San-Miguel-Aynz, J., Barbosa, P., Schmuck, G., Liberta, G., Schulte, E., 2002, Towards a coherent forest fire information system in Europe: The European Forest Fire Information System (EFFIS), In *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*, editado por X. Viegas (Rotterdam: Millpress).
- Santos, T., Caetano, M., Barbosa, P., Paúl, J., 1999, A comparative study of vegetation indices to assess land cover change after forest fires. In *Proceedings of SPIE, Remote Sensing for Earth Science, Ocean, and Sea Ice Applications* (Florence: The International Society for Optical Engineering), pp.232-240.
- Santos, T., 2003, *Actualização de cartografia temática com imagens de satélite*. Dissertação de Mestrado, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- Saura, S., 2002, Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal of Remote Sensing*, **23** (22), 4853-4880.
- Sheffner, E., 1999, *The Landsat Program*.
(URL:<<http://geo.arc.nasa.gov/sge/landsat/landsat.html>>, consulta em 28/06/2004).
- SPOT Image, 2003a, *The SPOT payload*, SPOT Technical Information.
(URL:<http://www.spotimage.fr/automne_modules_files/standard/public/p229_fileLINKEDFILE_Spot_payload.pdf>, consulta em 20/05/2004).
- SPOT Image, 2003b, *SPOT on its Orbit*, SPOT Technical Information.
(URL:<http://www.spotimage.fr/automne_modules_files/standard/public/p229_fileLINKEDFILE_Spo-on-its-orbit.pdf>, consulta em 20/05/2004).

- SPOT Image, 2003c, *Image Acquisition*, SPOT Technical Information.
(URL:<http://www.spotimage.fr/automne_modules_files/standard/public/p229_fileLINKEDFILE_images-acquisition.pdf>, consulta em 20/05/2004).
- SPOT Image, 2003d, *SPOT Satellite technical data*, SPOT Technical Information.
(URL:<http://www.spotimage.fr/automne_modules_files/standard/public/p229_fileLINKEDFILE_satp_en.pdf>, consulta em 20/05/2004).
- Stohlgren, T., Chong, G., Kalkhan, M., Schell, L., 1997, Multiscale sampling of plant diversity: effects of minimum mapping unit size. *Ecological Applications*, **7** (3), 1064-1074.
- Strahler, A. e Muller, J., 1999, *MODIS BRDF/Albedo Product: Algorithm Theoretical Basis Document v. 05*, Goddard Space Flight Center, Maryland.
(URL: <http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod09.pdf>, consulta em 20/09/2004).
- Sunar, F., Özkan, C., 2001, Forest fire Analysis with remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*, **22** (12), 2265-2277.
- Todd, S., Hoffer, R., 1998, Responses of spectral indices to variations in vegetation cover and soil background, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **64** (9), 915-921.
- Tranmer, M., Steel, D., 1998, Using Census data to investigate the causes of the ecological fallacy. *Environment and Planning*, **30**, 817-831.
- Trigg, S., Flasse, S., Roux, J, 2003, Assessing the accuracy of burned area maps made with moderate to coarse resolution data: improving reliability and intercomparability. In *Proceedings of the 4th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Innovative*

- concepts and methods in fire danger estimation* (Ghent: Earsel-European Association of Remote Sensing Laboratories), pp. 202-206.
- Turner, M., O'Neill, R., Gardner, R., Milne, B., 1989, Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, **3** (3), 153-162.
- United Nations, 1997, *Kyoto Protocol to the United Nations Framework convention on climate change*, Kyoto, Japan.
(URL:<<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.html>>, consulta em 25/12/2003).
- Ventura, G., Chuvieco, E., Martín, P., 2003, Multitemporal compositing techniques for burned land mapping. In *Proceedings of the 4th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire Management: Innovative concepts and methods in fire danger estimation* (Ghent: Earsel-European Association of Remote Sensing Laboratories), pp. 206-211.
- Vermote, E., Vermeulen, A., 1999, *Atmospheric Correction Algorithm: Spectral Reflectances (MOD09) v.04*, Goddard Space Flight Center, Maryland.
(URL:<http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod08.pdf>, consulta em 20/09/2004).
- Vidal, A., Desbois, N., Pereira, J.M., García, J. e Chuvieco, E., 1997, NOAA-AVHRR Satellite data processing: state of the art and choices in MEGAFiReS. In *A Review of remote sensing methods for the study of large wildland fires*, editado por E. Chuvieco (Alcalá de Henares: Universidade de Alcalá), pp. 7-29.
- VITO, 2002, *Frequent Asked Questions*, SPOT VEGETATION FAQ.
(URL:< <http://www.vgt.vito.be/faq/faq.html>>, consulta em 15/04/2004).
- Watkins, T., 2003, *The Tasseled Cap Transformation in Remote Sensing*.

(URL:<<http://www.applet-magic.com/remotesensing.htm>>, consulta em 15/07/2004).

Weier, J. e Herring, D., 2001, *Measuring Vegetation (NDVI & EVI)*, Earth Observatory, National Aeronautics and Space Administration.
(URL:<<http://earthobservatory.nasa.gov/Library/MeasuringVegetation/>>, consulta em 23/03/2004).

Willhauck, G., 2000, *Comparison of object oriented classification techniques and standard image analysis for the use of change detection between SPOT multispectral satellite images and aerial photos*. Artigo apresentado no XIX International Congress for Photogrammetry and Remote Sensing (Amsterdam: International Society of Photogrammetry and Remote Sensing).
(URL:<http://www.definiens_imaging.com/documents/publications/willhaucki_sprs.pdf>, consulta em 23/03/2004).

Yijun, C., Yousif, A., 2003, *Object-oriented classifier for detection tropical deforestation using Landsat ETM+ in Berau, East Kalimantan, Indonesia*. Artigo apresentado na 2nd Annual Asian Conference and Exhibition in the field of GIS, GPS, Aerial Photography and Remote Sensing (Kuala Lumpur: Malaysian Centre for Remote Sensing).
(URL:<<http://www.gisdevelopment.net/technology/ip/pdf/ma03168.pdf>>, consulta em 20/01/2004).

Yuan, D., Elvidge, C. e Lunetta, R., 1999, Survey of multispectral methods for land cover change analysis. In *Remote Sensing Change Detection: Environmental monitoring Methods and Applications*, Editado por R. S. Lunetta e C. D. Elvidge (London: Taylor and Francis), pp. 21-35.

ÍNDICE DE AUTORES

A

Accioly e Huete, 2000	21, 41
Alexandridis e Chemin, 2002	78, 86, 87, 88
Al-Rawi et al., 2001	24, 50, 69, 70
Atkinson e Tate, 2001	74, 89
Atkinson, 2001	81, 86
Atzberger, 2002	19, 20

B

Barbosa et al., 2000.....	3, 25, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71
Barbosa et al., 2001.....	7, 48, 49
Barbosa et al., 2002.....	7, 22, 23, 24, 39, 48, 69, 71
Belward, 1999.....	2
Benson e MacKenzie, 1995	77, 86, 90
Bian, 1997.....	74, 76, 77, 88

C

Caetano e Mendes, 2003.....	75
Caetano e Santos, 2000.....	43, 44, 53, 69, 71
Caetano et al., 1994.....	49
Caetano et al., 2002.....	4, 42
Caetano, 2002	15, 16, 18, 19, 21, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 29, 34, 42, 53, 65, 66, 71, 78, 79
Cao e Lam, 1997.....	74, 76, 77, 81, 82, 83, 87, 89, 90
Carrão, 2002	79, 89
Casaca et al., 2000	74, 75
CCRS, 2003	5, 13, 14, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 26, 27, 28, 29, 53, 64, 65, 71, 77, 100
Chehbouni et al., 1994	23, 25
Chen et al., 1999	22

Civco et al., 2002	36, 37
CLC2000, 2002	32, 99, 102
Cohen e Fiorella, 1999	32, 33, 34, 35, 36
Cohen et al., 1998.....	30, 57, 58, 59, 60, 69, 70, 71
Crist e Cicone, 1984	29

D

Daryaei, 2003	32, 33, 34, 35, 36, 92, 103
Dias et al., 2002.....	81, 83
Dungan et al., 2002	73, 74, 76, 77, 84, 86

E

Eastwood et al., 1998	6, 24, 48, 49, 50, 70, 71
Emerson et al., 2004.....	89
Escuin et al., 2002	7, 48, 50, 71

F

Flanders et al., 2003	71
Franklin e Lavigne, 2000	30, 57, 58, 59, 60, 69, 70
Franklin et al., 2002a.....	30, 39, 57, 58, 59, 60, 69, 70, 71
Franklin et al., 2002b	30, 39, 56, 57, 58, 59, 60, 69, 70, 71
Fraser et al., 2000	6
Frohn, 1998	89, 90

G

García et al., 1997	5
García-Haro et al., 2001 ..	7, 24, 48, 50, 69, 70, 71, 106
Gerard et al., 2003	6, 49, 50, 69, 70, 71
Gitas e Mitri, 2003	48
Gitas et al., 2003.....	48, 50
Gonçalves, 2004.....	98
Gong, 2002.....	31, 32, 33, 36, 43, 92, 103
Goodchild e Quattrochi, 1997	74, 80
Goodchild, 2001a	110

Goodchild, 2001b90, 91

H

Hay et al., 200173, 76, 77, 80, 81, 82, 84, 91

Huete e Hui, 199423, 25, 26

Huete, 198823, 25, 26

J

Jeanjean e Gülinck, 200024

Jensen, 1996.... 7, 15, 22, 23, 26, 27, 28,29, 31, 32, 33, 34, 36, 37, 38, 40, 41,42, 53,70,85,103, 106, 110

Johnson e Kasischke, 199834, 35, 36

JRC, 20036

K

Kaufman e Tanré, 199223, 24, 25, 106

Kaufman, 2001a1

Kaufman, 2001b1

Kauth e Thomas, 197628

Klinkenberg, 199789, 90

Knight e Lunetta, 200378, 79

Koeln e Bissonnette, 200037

Koutsias et al., 2000.....6, 48, 49, 50, 52, 53, 70, 71

Kucera e Yasuoka, 20012, 24

Kushla e Ripple, 1998.....24, 30, 50, 69, 70

L

LBL, 2004.....14

Leckie et al., 2000.....2

Longley et al., 200186, 106, 110, 111

Lunetta, 199932, 34, 35, 36, 40, 41, 70, 78

Lynds e Allen, 200130, 39, 57, 58, 59, 60, 69, 70

Lyon et al., 199822, 24

M

Marceau e Hay, 199976, 80, 81, 82, 84, 86, 91

Marceau, 199973, 76, 77, 80, 91

Mather, 1993 14, 16, 19, 20, 53, 56, 64, 65, 66, 71

Matricardi et al., 2001 59, 60, 69, 71

McGarigal, 1995 89

Mitri e Gitas, 2002 6, 50, 52, 53

Mitri e Gitas, 2003 48, 50, 71

Moore e McCabe, 2003 86

Myneni et al., 1995..... 22

N

NASA, 2003a 95

NASA, 2003b 95

NASA, 2003c 95

Navalgund, 2001 17, 18, 19, 21

O

O'Neill et al., 1988 89, 90

Ochego, 2003 24, 57, 58, 59, 60, 69, 70

Openshaw e Alvanides, 2001 80, 81

Openshaw e Rao, 1994..... 80, 81, 82, 91

P

Pereira et al., 1997..... 45, 47, 48, 49, 52, 69

Pereira, 1999 22, 23, 52

Q

Quattrochi et al., 2001 86, 90

R

Recondo et al., 2003 48, 50, 69, 71

Reynolds, 1998..... 80, 82

Riaño et al., 2002 24, 61, 64, 65, 66, 68, 69, 70

Ricotta e Retzlaff, 2000..... 50

Robinson et al., 1995..... 74

Rodriguez et al., 1997 6, 50, 70

Rosenqvist et al., 1999 3, 4

Rosenqvist et al., 2003 3, 4

S

Salmon et al., 2003 6, 49

Salvador et al., 2000..... 24, 33, 38, 39, 50, 69, 70, 71, 78, 92, 103, 106

San-Miguel-Aynz et al., 2002	48, 69
Santos et al., 1999	25, 64, 65, 66, 67, 68, 70, 71
Santos, 2003	28, 29, 34
Saura, 2002	78, 79, 89
Sheffner, 1999	28, 29, 100
SPOT Image, 2003a	100
SPOT Image, 2003b	100
SPOT Image, 2003c	100
SPOT Image, 2003d	100
Stohlgren et al., 1997	79
Strahler e Muller, 1999	98, 207
Sunar e Özkan, 2001	24, 50, 51, 70, 71

T

Todd e Hoffer, 1998	24
Tranmer e Steel, 1998	83
Trigg et al., 2003	39, 50, 71

Turner et al., 1989	79
---------------------------	----

U

United Nations, 1997	2
----------------------------	---

V

Ventura et al., 2003	41
Vermote e Vermeulen, 1999	97
Vidal et al., 1997	5, 49
VITO, 2002	41

W

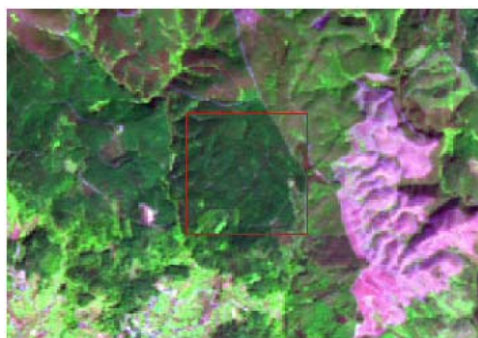
Watkins, 2003	26, 27, 28, 29, 30
Weier e Herring, 2001	17, 24
Willhauck, 2000	24, 57, 58, 59, 70, 71

Y

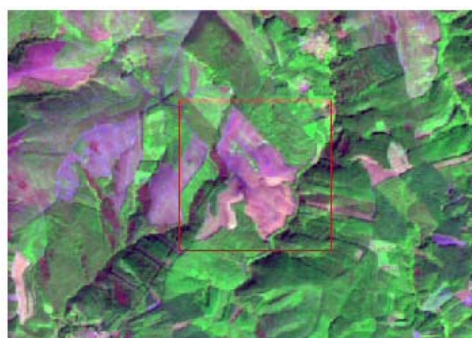
Yijun e Yousif, 2003	24, 57, 58, 59, 70, 71
Yuan et al., 1999	31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 42, 103

ANEXOS

Anexo 1. Entidades espaciais utilizadas na elaboração dos gráficos de resposta espectral



A - Vegetação Arbórea



B - Nova Plantação
(imediatamente após a inserção de
espécimes arbóreos;
idade inferior a um ano)



C - Corte Florestal
(com presença de estrato herbáceo, estrato
arbustivo e resíduos de exploração;
idade inferior a um ano)



D - Área Ardida (com, aproximadamente, 1
mês de existência)



E - Solo Nu



F - Superfícies de Água Interna
(com presença de sedimentos)

Anexo 2. Nomenclatura CORINE Land Cover

1 Territórios Artificializados

11 Zonas com dominância de habitação

- 111 Tecido urbano contínuo; $\geq 80\%$ área edificada
- 112 Tecido urbano descontínuo; 30 - 80% área edificada

12 Zonas com revestimento predominantemente artificializado

- 121 Espaços de actividades Industriais, comerciais e de equipamentos gerais
- 122 Infraestruturas de rede de auto-estradas e de rede ferroviária
- 123 Zonas Portuárias
- 124 Aeroportos

13 Zonas alteradas artificialmente, sem vegetação

- 131 Pedreiras, zonas de extracção de areia, minas a céu aberto
- 132 Descargas industriais, zonas de espalhamentos de lixos
- 133 Estaleiros

14 Zonas verdes ordenadas

- 141 Espaços verdes urbanos
- 142 Zonas com equipamentos desportivos e de ocupação de tempos livres

2 Áreas com Ocupação Agrícola

21 Áreas agrícolas com culturas anuais; 75% da área sofre sistema de rotação

- 211 Zonas de utilização agrícola fora de perímetros florestais
- 212 Perímetros regados; implica infraestruturas de rega
- 213 Arrozais

22 Culturas permanentes

- 221 Vinhas $\Rightarrow V_n \geq 50\%$ da área
- 222 Pomares $\Rightarrow P_m \geq 50\%$ da área
- 223 Olivais $\Rightarrow O_l \geq 50\%$ da área

23 Pastagens

- 231 Pastagens "permanentes" (pelo menos 5 anos), naturais ou semeadas

24 Zonas agrícolas heterogéneas

- 241 Culturas anuais associadas às culturas permanentes, na mesma parcela
- 242 Sistemas culturais e parcelares complexos
- 243 Terras ocupadas por agricultura com espaços naturais importantes
- 244 Territórios agro-florestais

3 Florestas e Meios Semi-Naturais

31 Florestas

- 311 Folhosas $\Rightarrow F \geq 75\%$ da área

	Sobreiro
	Azinheira
	Castanheiro
	Carvalho
	Eucalipto
312	Resinosas => R >= 75 % da área
	Pinheiro Bravo
	Pinheiro Manso
313	Floresta com mistura de várias espécies
32	Zonas com vegetação arbustiva e herbácea
321	Pastagens pobres, trilhos => Pp >= 75 %
322	Landes e matagal
323	Vegetação esclerofítica (por ex., maquial, carrascal e esteval)
324	Espaços florestais degradados
33	Zonas descobertas sem ou com pouca vegetação
331	Praias, dunas, areais e solos sem cobertura vegetal
332	Rochas nuas => Rocha >= 75 %
333	Estepes sub-desérticas
334	Zonas incendiadas recentemente
335	Neves eternas e glaciares
4	Meios Aquáticos
41	Zonas húmidas continentais
411	Zonas apaúladas
412	Turfeiras
42	Zonas húmidas marítimas
421	Sapais
422	Salinas
423	Zonas intertidais
5	Superfícies com Água
51	Zonas de água doce
511	Linhas de água
512	Planos de água, lagos
52	Zonas de água salgada
521	Lagunas e cordões litorais
522	Estuários
523	Mar e Oceano

Anexo 3. Erros de Comissão e Omissão obtidos com todas as combinações de parâmetros

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	0,75	88,41	30,36
	Masc. Arbustos	1	5,37	0,75	66,41	32,39
	Masc. Integrada	1	5,37	0,75	80,02	31,68
	Sem Máscara	1	5,37	0,75	82,56	32,50
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	0,75	81,45	32,49
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	0,75	87,12	36,90
	Masc. Arbustos	1	21,47	0,75	66,45	34,84
	Masc. Integrada	1	21,47	0,75	78,41	35,57
	Sem Máscara	1	21,47	0,75	81,27	35,14
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	0,75	79,99	35,13
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	0,75	84,03	36,74
	Masc. Arbustos	1	85,86	0,75	49,89	31,51
	Masc. Integrada	1	85,86	0,75	70,78	33,35
	Sem Máscara	1	85,86	0,75	76,89	30,64
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	0,75	75,61	30,61

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	0,75	86,62	31,19
	Masc. Arbustos	2	10,73	0,75	61,49	32,72
	Masc. Integrada	2	10,73	0,75	76,95	32,18
	Sem Máscara	2	10,73	0,75	79,79	32,87
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	0,75	78,37	32,85
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	0,75	84,54	39,19
	Masc. Arbustos	2	42,93	0,75	61,29	36,27
	Masc. Integrada	2	42,93	0,75	74,42	37,30
	Sem Máscara	2	42,93	0,75	77,73	36,31
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	0,75	76,05	36,30
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	0,75	82,19	40,69
	Masc. Arbustos	2	171,73	0,75	44,12	34,07
	Masc. Integrada	2	171,73	0,75	67,17	36,40
	Sem Máscara	2	171,73	0,75	74,69	32,92
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	0,75	73,22	32,88

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	0,75	84,30	33,01
	Masc. Arbustos	4	21,47	0,75	56,16	33,45
	Masc. Integrada	4	21,47	0,75	73,17	33,30
	Sem Máscara	4	21,47	0,75	76,41	33,44
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	0,75	74,59	33,43
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	0,75	81,67	41,31
	Masc. Arbustos	4	85,86	0,75	56,37	38,12
	Masc. Integrada	4	85,86	0,75	70,32	39,25
	Sem Máscara	4	85,86	0,75	73,70	37,48
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	0,75	71,65	37,46
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	0,75	81,58	48,00
	Masc. Arbustos	4	343,45	0,75	38,27	38,40
	Masc. Integrada	4	343,45	0,75	64,52	41,78
	Sem Máscara	4	343,45	0,75	73,24	37,21
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	0,75	71,57	37,17

Anexo 3.1. Resultados obtidos na detecção do conjunto integrado de alterações com um limiar de detecção de alterações de 0.75 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 pixels em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	0,75	82,81	34,61
	Masc. Arbustos	6	32,20	0,75	52,87	33,96
	Masc. Integrada	6	32,20	0,75	70,72	34,19
	Sem Máscara	6	32,20	0,75	74,27	34,06
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	0,75	72,19	34,04
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	0,75	79,81	42,88
	Masc. Arbustos	6	128,80	0,75	53,34	39,28
	Masc. Integrada	6	128,80	0,75	67,68	40,55
	Sem Máscara	6	128,80	0,75	71,42	38,95
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	0,75	69,20	38,93
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	0,75	80,60	50,00
	Masc. Arbustos	6	515,18	0,75	36,05	40,98
	Masc. Integrada	6	515,18	0,75	62,91	44,16
	Sem Máscara	6	515,18	0,75	72,50	39,70
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	0,75	70,77	39,67

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	0,75	81,76	35,78
	Masc. Arbustos	8	42,93	0,75	50,94	34,56
	Masc. Integrada	8	42,93	0,75	69,11	34,99
	Sem Máscara	8	42,93	0,75	72,95	34,69
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	0,75	70,69	34,66
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	0,75	78,74	43,84
	Masc. Arbustos	8	171,73	0,75	51,36	39,96
	Masc. Integrada	8	171,73	0,75	66,08	41,32
	Sem Máscara	8	171,73	0,75	69,94	39,63
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	0,75	67,53	39,60
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	0,75	80,64	54,08
	Masc. Arbustos	8	686,91	0,75	35,55	45,14
	Masc. Integrada	8	686,91	0,75	62,71	48,29
	Sem Máscara	8	686,91	0,75	72,83	43,59
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	0,75	71,04	43,56

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	0,75	80,39	36,60
	Masc. Arbustos	10	53,66	0,75	48,80	34,80
	Masc. Integrada	10	53,66	0,75	67,12	35,44
	Sem Máscara	10	53,66	0,75	71,44	35,12
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	0,75	68,95	35,09
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	0,75	78,20	45,50
	Masc. Arbustos	10	214,66	0,75	50,84	41,41
	Masc. Integrada	10	214,66	0,75	65,42	42,85
	Sem Máscara	10	214,66	0,75	69,15	41,09
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	0,75	66,69	41,07
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	0,75	80,89	58,88
	Masc. Arbustos	10	858,63	0,75	34,38	46,80
	Masc. Integrada	10	858,63	0,75	61,86	51,06
	Sem Máscara	10	858,63	0,75	72,46	46,92
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	0,75	70,55	46,88

Anexo 3.2. Resultados obtidos na detecção do conjunto integrado de alterações com um limiar de detecção de alterações de 0.75 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	1,00	85,30	37,61
	Masc. Arbustos	1	5,37	1,00	59,05	39,42
	Masc. Integrada	1	5,37	1,00	75,05	38,78
	Sem Máscara	1	5,37	1,00	78,64	40,68
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	1,00	77,02	40,68
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	1,00	83,43	43,75
	Masc. Arbustos	1	21,47	1,00	59,81	42,90
	Masc. Integrada	1	21,47	1,00	73,16	43,20
	Sem Máscara	1	21,47	1,00	76,78	43,10
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	1,00	74,92	43,09
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	1,00	76,80	42,43
	Masc. Arbustos	1	85,86	1,00	38,75	36,56
	Masc. Integrada	1	85,86	1,00	60,28	38,63
	Sem Máscara	1	85,86	1,00	70,02	35,51
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	1,00	68,13	35,47

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	1,00	82,45	38,77
	Masc. Arbustos	2	10,73	1,00	52,19	39,89
	Masc. Integrada	2	10,73	1,00	70,39	39,50
	Sem Máscara	2	10,73	1,00	74,57	41,29
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	1,00	72,40	41,29
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	1,00	79,74	45,47
	Masc. Arbustos	2	42,93	1,00	52,74	44,77
	Masc. Integrada	2	42,93	1,00	67,76	45,02
	Sem Máscara	2	42,93	1,00	71,68	44,39
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	1,00	69,22	44,38
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	1,00	72,44	46,76
	Masc. Arbustos	2	171,73	1,00	32,05	40,18
	Masc. Integrada	2	171,73	1,00	54,03	42,50
	Sem Máscara	2	171,73	1,00	66,97	38,54
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	1,00	64,80	38,51

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	1,00	78,59	40,86
	Masc. Arbustos	4	21,47	1,00	45,67	40,39
	Masc. Integrada	4	21,47	1,00	64,69	40,56
	Sem Máscara	4	21,47	1,00	69,55	42,13
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	1,00	66,68	42,13
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	1,00	75,49	47,93
	Masc. Arbustos	4	85,86	1,00	46,13	46,68
	Masc. Integrada	4	85,86	1,00	61,94	47,12
	Sem Máscara	4	85,86	1,00	66,50	46,36
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	1,00	63,37	46,36
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	1,00	71,77	53,75
	Masc. Arbustos	4	343,45	1,00	28,09	44,42
	Masc. Integrada	4	343,45	1,00	51,48	47,71
	Sem Máscara	4	343,45	1,00	65,98	42,90
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	1,00	63,58	42,86

Anexo 3.3. Resultados obtidos na detecção do conjunto integrado de alterações com um limiar de detecção de alterações de 1.00 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	1,00	75,72	42,74
	Masc. Arbustos	6	32,20	1,00	41,55	41,24
	Masc. Integrada	6	32,20	1,00	60,71	41,77
	Sem Máscara	6	32,20	1,00	66,15	42,95
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	1,00	62,73	42,94
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	1,00	72,23	49,96
	Masc. Arbustos	6	128,80	1,00	43,11	47,71
	Masc. Integrada	6	128,80	1,00	58,14	48,50
	Sem Máscara	6	128,80	1,00	62,98	47,55
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	1,00	59,50	47,54
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	1,00	70,85	55,53
	Masc. Arbustos	6	515,18	1,00	27,25	47,17
	Masc. Integrada	6	515,18	1,00	50,50	50,11
	Sem Máscara	6	515,18	1,00	65,07	44,98
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	1,00	62,64	44,92

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	1,00	73,91	44,26
	Masc. Arbustos	8	42,93	1,00	38,48	42,25
	Masc. Integrada	8	42,93	1,00	58,08	42,96
	Sem Máscara	8	42,93	1,00	63,85	43,77
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	1,00	60,04	43,75
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	1,00	71,25	52,33
	Masc. Arbustos	8	171,73	1,00	41,61	49,05
	Masc. Integrada	8	171,73	1,00	56,68	50,20
	Sem Máscara	8	171,73	1,00	61,32	48,81
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	1,00	57,83	48,80
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	1,00	70,65	60,27
	Masc. Arbustos	8	686,91	1,00	26,51	49,84
	Masc. Integrada	8	686,91	1,00	49,41	53,51
	Sem Máscara	8	686,91	1,00	65,57	49,25
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	1,00	62,97	49,20

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	1,00	79,89	45,96
	Masc. Arbustos	10	53,66	1,00	36,11	42,61
	Masc. Integrada	10	53,66	1,00	63,23	43,79
	Sem Máscara	10	53,66	1,00	62,15	44,42
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	1,00	57,98	44,40
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	1,00	70,64	53,80
	Masc. Arbustos	10	214,66	1,00	39,11	50,17
	Masc. Integrada	10	214,66	1,00	55,23	51,45
	Sem Máscara	10	214,66	1,00	59,65	50,36
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	1,00	56,09	50,34
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	1,00	71,06	63,37
	Masc. Arbustos	10	858,63	1,00	25,62	51,50
	Masc. Integrada	10	858,63	1,00	48,95	55,68
	Sem Máscara	10	858,63	1,00	65,15	50,59
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	1,00	62,57	50,54

Anexo 3.4. Resultados obtidos na detecção do conjunto integrado de alterações com um limiar de detecção de alterações de 1.00 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	1,25	81,53	44,76
	Masc. Arbustos	1	5,37	1,25	51,59	47,15
	Masc. Integrada	1	5,37	1,25	69,50	46,31
	Sem Máscara	1	5,37	1,25	74,36	49,08
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	1,25	72,04	49,07
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	1,25	79,63	52,50
	Masc. Arbustos	1	21,47	1,25	52,30	51,04
	Masc. Integrada	1	21,47	1,25	67,41	51,56
	Sem Máscara	1	21,47	1,25	72,45	52,48
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	1,25	69,79	52,47
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	1,25	69,85	49,22
	Masc. Arbustos	1	85,86	1,25	31,04	41,59
	Masc. Integrada	1	85,86	1,25	51,20	44,28
	Sem Máscara	1	85,86	1,25	64,33	41,32
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	1,25	61,87	41,28

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	1,25	77,18	46,01
	Masc. Arbustos	2	10,73	1,25	44,10	48,13
	Masc. Integrada	2	10,73	1,25	63,32	47,39
	Sem Máscara	2	10,73	1,25	68,88	49,99
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	1,25	65,67	49,99
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	1,25	74,15	54,56
	Masc. Arbustos	2	42,93	1,25	43,23	52,68
	Masc. Integrada	2	42,93	1,25	59,75	53,34
	Sem Máscara	2	42,93	1,25	65,77	54,12
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	1,25	62,19	54,12
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	1,25	65,04	54,07
	Masc. Arbustos	2	171,73	1,25	25,27	45,46
	Masc. Integrada	2	171,73	1,25	44,94	48,49
	Sem Máscara	2	171,73	1,25	61,20	44,74
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	1,25	58,40	44,70

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	1,25	70,79	48,28
	Masc. Arbustos	4	21,47	1,25	36,18	49,44
	Masc. Integrada	4	21,47	1,25	55,16	49,03
	Sem Máscara	4	21,47	1,25	61,91	51,46
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	1,25	57,45	51,45
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	1,25	68,17	58,13
	Masc. Arbustos	4	85,86	1,25	35,63	54,77
	Masc. Integrada	4	85,86	1,25	52,04	55,96
	Sem Máscara	4	85,86	1,25	58,97	56,70
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	1,25	54,36	56,69
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	1,25	63,65	60,44
	Masc. Arbustos	4	343,45	1,25	20,73	49,19
	Masc. Integrada	4	343,45	1,25	41,34	53,15
	Sem Máscara	4	343,45	1,25	60,15	49,27
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	1,25	57,05	49,22

Anexo 3.5. Resultados obtidos na detecção do conjunto integrado de alterações com um limiar de detecção de alterações de 1.25 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	1,25	65,42	49,89
	Masc. Arbustos	6	32,20	1,25	30,70	50,38
	Masc. Integrada	6	32,20	1,25	48,89	50,20
	Sem Máscara	6	32,20	1,25	56,95	52,40
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	1,25	51,52	52,39
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	1,25	64,19	61,18
	Masc. Arbustos	6	128,80	1,25	32,38	56,15
	Masc. Integrada	6	128,80	1,25	47,53	57,92
	Sem Máscara	6	128,80	1,25	55,17	58,36
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	1,25	49,94	58,33
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	1,25	64,39	63,80
	Masc. Arbustos	6	515,18	1,25	20,39	50,22
	Masc. Integrada	6	515,18	1,25	41,04	55,00
	Sem Máscara	6	515,18	1,25	60,15	51,14
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	1,25	56,95	51,08

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	1,25	61,82	51,39
	Masc. Arbustos	8	42,93	1,25	27,96	51,59
	Masc. Integrada	8	42,93	1,25	45,14	51,52
	Sem Máscara	8	42,93	1,25	54,17	53,58
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	1,25	47,91	53,55
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	1,25	62,06	63,23
	Masc. Arbustos	8	171,73	1,25	28,40	57,04
	Masc. Integrada	8	171,73	1,25	44,14	59,22
	Sem Máscara	8	171,73	1,25	52,51	59,86
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	1,25	46,73	59,83
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	1,25	64,97	64,50
	Masc. Arbustos	8	686,91	1,25	21,27	52,21
	Masc. Integrada	8	686,91	1,25	42,07	56,54
	Sem Máscara	8	686,91	1,25	60,75	52,82
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	1,25	57,74	52,77

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	1,25	59,56	53,38
	Masc. Arbustos	10	53,66	1,25	25,26	51,82
	Masc. Integrada	10	53,66	1,25	42,18	52,37
	Sem Máscara	10	53,66	1,25	51,98	54,43
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	1,25	45,13	54,40
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	1,25	57,52	65,13
	Masc. Arbustos	10	214,66	1,25	24,81	58,22
	Masc. Integrada	10	214,66	1,25	39,38	60,65
	Sem Máscara	10	214,66	1,25	48,89	61,46
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	1,25	42,39	61,42
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	1,25	65,91	68,85
	Masc. Arbustos	10	858,63	1,25	20,99	56,89
	Masc. Integrada	10	858,63	1,25	42,40	61,11
	Sem Máscara	10	858,63	1,25	61,03	55,82
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	1,25	57,87	55,77

Anexo 3.6. Resultados obtidos na detecção do conjunto integrado de alterações com um limiar de detecção de alterações de 1.25 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	0,75	91,85	21,98
	Masc. Arbustos	1	5,37	0,75	69,87	29,88
	Masc. Integrada	1	5,37	0,75	83,47	27,64
	Sem Máscara	1	5,37	0,75	84,63	29,77
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	0,75	83,64	29,76
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	0,75	90,33	24,51
	Masc. Arbustos	1	21,47	0,75	69,64	31,82
	Masc. Integrada	1	21,47	0,75	81,61	29,75
	Sem Máscara	1	21,47	0,75	83,12	30,97
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	0,75	81,95	30,97
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	0,75	87,64	21,95
	Masc. Arbustos	1	85,86	0,75	52,59	25,07
	Masc. Integrada	1	85,86	0,75	74,03	24,19
	Sem Máscara	1	85,86	0,75	78,54	23,94
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	0,75	77,34	23,93

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	0,75	90,49	22,06
	Masc. Arbustos	2	10,73	0,75	65,33	29,97
	Masc. Integrada	2	10,73	0,75	80,81	27,73
	Sem Máscara	2	10,73	0,75	82,11	29,80
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	0,75	80,83	29,79
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	0,75	88,11	25,51
	Masc. Arbustos	2	42,93	0,75	64,72	32,85
	Masc. Integrada	2	42,93	0,75	77,94	30,77
	Sem Máscara	2	42,93	0,75	79,73	31,54
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	0,75	78,18	31,53
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	0,75	85,65	23,88
	Masc. Arbustos	2	171,73	0,75	46,37	26,83
	Masc. Integrada	2	171,73	0,75	70,16	26,00
	Sem Máscara	2	171,73	0,75	76,14	25,33
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	0,75	74,75	25,32

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	0,75	88,55	22,18
	Masc. Arbustos	4	21,47	0,75	60,27	30,28
	Masc. Integrada	4	21,47	0,75	77,37	27,99
	Sem Máscara	4	21,47	0,75	78,89	29,67
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	0,75	77,24	29,66
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	0,75	85,65	26,80
	Masc. Arbustos	4	85,86	0,75	59,87	34,18
	Masc. Integrada	4	85,86	0,75	74,08	32,09
	Sem Máscara	4	85,86	0,75	75,83	32,14
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	0,75	73,92	32,13
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	0,75	84,63	30,88
	Masc. Arbustos	4	343,45	0,75	39,55	30,24
	Masc. Integrada	4	343,45	0,75	66,87	30,42
	Sem Máscara	4	343,45	0,75	74,33	28,89
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	0,75	72,73	28,88

Anexo 3.7. Resultados obtidos na detecção das áreas ardidas com um limiar de detecção de alterações de 0.75 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	0,75	87,15	22,14
	Masc. Arbustos	6	32,20	0,75	56,99	30,32
	Masc. Integrada	6	32,20	0,75	74,97	28,01
	Sem Máscara	6	32,20	0,75	76,76	29,70
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	0,75	74,87	29,68
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	0,75	83,85	27,22
	Masc. Arbustos	6	128,80	0,75	56,79	34,98
	Masc. Integrada	6	128,80	0,75	71,45	32,79
	Sem Máscara	6	128,80	0,75	73,53	33,24
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	0,75	71,47	33,23
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	0,75	83,64	32,81
	Masc. Arbustos	6	515,18	0,75	36,42	32,15
	Masc. Integrada	6	515,18	0,75	64,89	32,34
	Sem Máscara	6	515,18	0,75	73,41	31,17
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	0,75	71,74	31,16

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	0,75	86,11	22,08
	Masc. Arbustos	8	42,93	0,75	55,10	30,75
	Masc. Integrada	8	42,93	0,75	73,38	28,30
	Sem Máscara	8	42,93	0,75	75,42	29,94
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	0,75	73,36	29,92
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	0,75	82,76	27,42
	Masc. Arbustos	8	171,73	0,75	54,75	35,41
	Masc. Integrada	8	171,73	0,75	69,81	33,15
	Sem Máscara	8	171,73	0,75	72,02	33,64
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	0,75	69,76	33,63
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	0,75	83,76	38,63
	Masc. Arbustos	8	686,91	0,75	35,94	36,96
	Masc. Integrada	8	686,91	0,75	64,75	37,43
	Sem Máscara	8	686,91	0,75	73,75	35,65
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	0,75	72,02	35,64

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	0,75	85,00	22,73
	Masc. Arbustos	10	53,66	0,75	53,03	30,84
	Masc. Integrada	10	53,66	0,75	71,57	28,55
	Sem Máscara	10	53,66	0,75	73,91	30,01
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	0,75	71,62	29,99
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	0,75	82,21	29,12
	Masc. Arbustos	10	214,66	0,75	54,15	36,82
	Masc. Integrada	10	214,66	0,75	69,10	34,64
	Sem Máscara	10	214,66	0,75	71,21	35,10
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	0,75	68,90	35,09
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	0,75	83,07	41,94
	Masc. Arbustos	10	858,63	0,75	34,52	38,62
	Masc. Integrada	10	858,63	0,75	63,20	39,56
	Sem Máscara	10	858,63	0,75	73,10	38,78
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	0,75	71,23	38,77

Anexo 3.8. Resultados obtidos na detecção das áreas ardidas com um limiar de detecção de alterações de 0.75 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	1,00	89,37	28,06
	Masc. Arbustos	1	5,37	1,00	62,74	36,26
	Masc. Integrada	1	5,37	1,00	78,97	33,94
	Sem Máscara	1	5,37	1,00	81,00	37,68
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	1,00	79,53	37,67
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	1,00	87,28	31,16
	Masc. Arbustos	1	21,47	1,00	63,04	39,28
	Masc. Integrada	1	21,47	1,00	76,74	36,98
	Sem Máscara	1	21,47	1,00	78,83	38,75
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	1,00	77,12	38,74
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	1,00	81,03	24,99
	Masc. Arbustos	1	85,86	1,00	41,64	30,12
	Masc. Integrada	1	85,86	1,00	63,93	28,67
	Sem Máscara	1	85,86	1,00	71,77	28,31
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	1,00	69,98	28,29

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	1,00	87,17	28,66
	Masc. Arbustos	2	10,73	1,00	56,16	36,27
	Masc. Integrada	2	10,73	1,00	74,81	34,12
	Sem Máscara	2	10,73	1,00	77,22	37,90
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	1,00	75,25	37,89
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	1,00	84,05	31,59
	Masc. Arbustos	2	42,93	1,00	56,05	40,61
	Masc. Integrada	2	42,93	1,00	71,62	38,06
	Sem Máscara	2	42,93	1,00	73,88	39,44
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	1,00	71,59	39,44
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	1,00	76,36	27,22
	Masc. Arbustos	2	171,73	1,00	34,15	32,97
	Masc. Integrada	2	171,73	1,00	57,12	31,34
	Sem Máscara	2	171,73	1,00	68,36	30,49
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	1,00	66,28	30,48

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	1,00	83,89	29,10
	Masc. Arbustos	4	21,47	1,00	49,79	36,30
	Masc. Integrada	4	21,47	1,00	69,49	34,26
	Sem Máscara	4	21,47	1,00	72,41	38,08
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	1,00	69,79	38,08
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	1,00	80,28	33,24
	Masc. Arbustos	4	85,86	1,00	49,61	42,32
	Masc. Integrada	4	85,86	1,00	66,13	39,75
	Sem Máscara	4	85,86	1,00	74,62	52,02
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	1,00	65,91	41,10
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	1,00	75,19	35,22
	Masc. Arbustos	4	343,45	1,00	28,95	36,51
	Masc. Integrada	4	343,45	1,00	53,71	36,14
	Sem Máscara	4	343,45	1,00	66,95	34,51
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	1,00	64,62	34,50

Anexo 3.9. Resultados obtidos na detecção das áreas ardidas com um limiar de detecção de alterações de 1.00 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	1,00	81,27	29,61
	Masc. Arbustos	6	32,20	1,00	45,53	36,68
	Masc. Integrada	6	32,20	1,00	65,57	34,68
	Sem Máscara	6	32,20	1,00	69,01	38,33
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	1,00	65,86	38,32
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	1,00	76,94	33,77
	Masc. Arbustos	6	128,80	1,00	46,27	42,90
	Masc. Integrada	6	128,80	1,00	62,10	40,32
	Sem Máscara	6	128,80	1,00	65,18	41,75
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	1,00	61,88	41,74
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	1,00	74,18	37,22
	Masc. Arbustos	6	515,18	1,00	27,31	38,97
	Masc. Integrada	6	515,18	1,00	52,31	38,47
	Sem Máscara	6	515,18	1,00	65,85	36,47
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	1,00	63,47	36,44

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	1,00	79,51	30,25
	Masc. Arbustos	8	42,93	1,00	42,25	37,32
	Masc. Integrada	8	42,93	1,00	62,86	35,32
	Sem Máscara	8	42,93	1,00	66,63	38,72
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	1,00	63,10	38,71
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	1,00	75,85	36,20
	Masc. Arbustos	8	171,73	1,00	44,51	44,01
	Masc. Integrada	8	171,73	1,00	60,44	41,80
	Sem Máscara	8	171,73	1,00	63,41	42,83
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	1,00	60,08	42,82
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	1,00	73,85	43,60
	Masc. Arbustos	8	686,91	1,00	26,57	42,04
	Masc. Integrada	8	686,91	1,00	51,10	42,49
	Sem Máscara	8	686,91	1,00	66,28	41,33
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	1,00	63,74	41,30

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	1,00	83,89	31,01
	Masc. Arbustos	10	53,66	1,00	39,82	37,50
	Masc. Integrada	10	53,66	1,00	67,11	35,66
	Sem Máscara	10	53,66	1,00	64,80	38,97
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	1,00	60,90	38,96
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	1,00	75,45	38,43
	Masc. Arbustos	10	214,66	1,00	42,08	45,19
	Masc. Integrada	10	214,66	1,00	59,14	43,28
	Sem Máscara	10	214,66	1,00	61,85	44,59
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	1,00	58,47	44,57
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	1,00	72,69	44,91
	Masc. Arbustos	10	858,63	1,00	25,66	43,96
	Masc. Integrada	10	858,63	1,00	49,81	44,23
	Sem Máscara	10	858,63	1,00	65,55	42,33
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	1,00	63,00	42,31

Anexo 3.10. Resultados obtidos na detecção das áreas ardidas com um limiar de detecção de alterações de 1.00 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	1,25	86,28	34,61
	Masc. Arbustos	1	5,37	1,25	44,44	29,88
	Masc. Integrada	1	5,37	1,25	69,48	31,22
	Sem Máscara	1	5,37	1,25	76,95	45,94
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	1,25	74,85	45,94
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	1,25	84,10	40,92
	Masc. Arbustos	1	21,47	1,25	55,26	46,90
	Masc. Integrada	1	21,47	1,25	71,20	45,21
	Sem Máscara	1	21,47	1,25	74,61	48,29
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	1,25	72,14	48,29
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	1,25	74,83	32,44
	Masc. Arbustos	1	85,86	1,25	34,06	35,43
	Masc. Integrada	1	85,86	1,25	55,24	34,58
	Sem Máscara	1	85,86	1,25	66,19	34,32
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	1,25	63,84	34,30

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	1,25	82,76	35,02
	Masc. Arbustos	2	10,73	1,25	48,13	44,35
	Masc. Integrada	2	10,73	1,25	68,25	41,71
	Sem Máscara	2	10,73	1,25	71,82	46,53
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	1,25	68,89	46,53
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	1,25	79,40	42,30
	Masc. Arbustos	2	42,93	1,25	46,21	48,16
	Masc. Integrada	2	42,93	1,25	63,94	46,50
	Sem Máscara	2	42,93	1,25	68,15	49,59
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	1,25	64,79	49,59
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	1,25	69,43	36,00
	Masc. Arbustos	2	171,73	1,25	26,81	38,25
	Masc. Integrada	2	171,73	1,25	47,90	37,61
	Sem Máscara	2	171,73	1,25	62,51	36,95
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	1,25	59,79	36,93

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	1,25	77,41	36,27
	Masc. Arbustos	4	21,47	1,25	40,09	45,12
	Masc. Integrada	4	21,47	1,25	60,57	42,62
	Sem Máscara	4	21,47	1,25	65,11	47,49
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	1,25	61,00	47,49
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	1,25	74,07	45,66
	Masc. Arbustos	4	85,86	1,25	38,72	50,22
	Masc. Integrada	4	85,86	1,25	56,56	48,93
	Sem Máscara	4	85,86	1,25	52,74	41,11
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	1,25	57,14	52,02
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	1,25	67,53	43,68
	Masc. Arbustos	4	343,45	1,25	20,79	41,29
	Masc. Integrada	4	343,45	1,25	43,23	41,97
	Sem Máscara	4	343,45	1,25	60,94	41,30
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	1,25	57,90	41,27

Anexo 3.11. Resultados obtidos na detecção das áreas ardidas com um limiar de detecção de alterações de 1.25 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	1,25	72,70	36,97
	Masc. Arbustos	6	32,20	1,25	34,23	45,55
	Masc. Integrada	6	32,20	1,25	54,39	43,13
	Sem Máscara	6	32,20	1,25	60,15	47,97
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	1,25	55,09	47,96
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	1,25	70,13	48,39
	Masc. Arbustos	6	128,80	1,25	35,22	51,42
	Masc. Integrada	6	128,80	1,25	51,84	50,56
	Sem Máscara	6	128,80	1,25	57,54	53,43
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	1,25	52,59	53,43
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	1,25	68,08	48,29
	Masc. Arbustos	6	515,18	1,25	20,43	42,47
	Masc. Integrada	6	515,18	1,25	42,79	44,11
	Sem Máscara	6	515,18	1,25	60,86	43,34
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	1,25	57,73	43,32

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	1,25	69,33	37,78
	Masc. Arbustos	8	42,93	1,25	31,41	46,71
	Masc. Integrada	8	42,93	1,25	50,66	44,18
	Sem Máscara	8	42,93	1,25	57,29	48,92
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	1,25	51,45	48,92
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	1,25	68,42	51,23
	Masc. Arbustos	8	171,73	1,25	31,39	52,41
	Masc. Integrada	8	171,73	1,25	48,71	52,07
	Sem Máscara	8	171,73	1,25	55,00	55,09
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	1,25	49,53	55,09
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	1,25	68,67	49,40
	Masc. Arbustos	8	686,91	1,25	21,33	44,79
	Masc. Integrada	8	686,91	1,25	43,86	46,09
	Sem Máscara	8	686,91	1,25	61,49	45,34
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	1,25	58,53	45,32

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	1,25	66,94	39,25
	Masc. Arbustos	10	53,66	1,25	28,41	46,64
	Masc. Integrada	10	53,66	1,25	47,41	44,55
	Sem Máscara	10	53,66	1,25	54,93	49,50
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	1,25	48,50	49,50
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	1,25	64,32	53,34
	Masc. Arbustos	10	214,66	1,25	27,48	53,41
	Masc. Integrada	10	214,66	1,25	43,89	53,39
	Sem Máscara	10	214,66	1,25	51,27	56,62
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	1,25	45,08	56,61
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	1,25	67,23	52,29
	Masc. Arbustos	10	858,63	1,25	21,04	50,20
	Masc. Integrada	10	858,63	1,25	43,06	50,79
	Sem Máscara	10	858,63	1,25	61,31	48,21
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	1,25	58,17	48,19

Anexo 3.12. Resultados obtidos na detecção das áreas ardidadas com um limiar de detecção de alterações de 1.25 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	0,75	98,05	48,58
	Masc. Arbustos	1	5,37	0,75	98,27	49,68
	Masc. Integrada	1	5,37	0,75	98,14	48,97
	Sem Máscara	1	5,37	0,75	98,82	49,87
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	0,75	98,76	50,04
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	0,75	98,27	62,70
	Masc. Arbustos	1	21,47	0,75	98,29	52,02
	Masc. Integrada	1	21,47	0,75	98,28	58,87
	Sem Máscara	1	21,47	0,75	98,96	60,28
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	0,75	98,90	60,46
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	0,75	97,97	64,64
	Masc. Arbustos	1	85,86	0,75	99,00	80,20
	Masc. Integrada	1	85,86	0,75	98,37	70,21
	Sem Máscara	1	85,86	0,75	99,11	70,75
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	0,75	99,07	70,75

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	0,75	97,83	51,00
	Masc. Arbustos	2	10,73	0,75	98,08	51,36
	Masc. Integrada	2	10,73	0,75	97,93	51,13
	Sem Máscara	2	10,73	0,75	98,70	52,34
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	0,75	98,62	52,48
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	0,75	98,14	67,83
	Masc. Arbustos	2	42,93	0,75	98,15	55,82
	Masc. Integrada	2	42,93	0,75	98,14	63,53
	Sem Máscara	2	42,93	0,75	98,89	65,14
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	0,75	98,82	65,36
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	0,75	98,13	72,58
	Masc. Arbustos	2	171,73	0,75	99,25	87,25
	Masc. Integrada	2	171,73	0,75	98,57	77,84
	Sem Máscara	2	171,73	0,75	99,25	78,04
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	0,75	99,21	78,09

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	0,75	97,66	56,13
	Masc. Arbustos	4	21,47	0,75	97,97	55,46
	Masc. Integrada	4	21,47	0,75	97,79	55,89
	Sem Máscara	4	21,47	0,75	98,63	57,45
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	0,75	98,54	57,62
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	0,75	97,91	70,52
	Masc. Arbustos	4	85,86	0,75	98,04	59,72
	Masc. Integrada	4	85,86	0,75	97,97	66,65
	Sem Máscara	4	85,86	0,75	98,79	68,28
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	0,75	98,71	68,49
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	0,75	98,11	76,54
	Masc. Arbustos	4	343,45	0,75	99,63	94,61
	Masc. Integrada	4	343,45	0,75	98,71	83,01
	Sem Máscara	4	343,45	0,75	99,35	83,34
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	0,75	99,32	83,40

Anexo 3.13. Resultados obtidos na detecção dos cortes florestais com um limiar de detecção de alterações de 0.75 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 pixels em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	0,75	97,68	61,19
	Masc. Arbustos	6	32,20	0,75	97,95	58,50
	Masc. Integrada	6	32,20	0,75	97,79	60,23
	Sem Máscara	6	32,20	0,75	98,63	61,54
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	0,75	98,54	61,74
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	0,75	98,01	75,21
	Masc. Arbustos	6	128,80	0,75	98,01	62,45
	Masc. Integrada	6	128,80	0,75	98,01	70,64
	Sem Máscara	6	128,80	0,75	98,82	72,31
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	0,75	98,74	72,44
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	0,75	98,23	79,94
	Masc. Arbustos	6	515,18	0,75	99,68	95,68
	Masc. Integrada	6	515,18	0,75	98,80	85,58
	Sem Máscara	6	515,18	0,75	99,41	85,81
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	0,75	99,38	85,89

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	0,75	97,76	65,26
	Masc. Arbustos	8	42,93	0,75	97,92	59,78
	Masc. Integrada	8	42,93	0,75	97,82	63,30
	Sem Máscara	8	42,93	0,75	98,67	64,76
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	0,75	98,57	64,78
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	0,75	98,02	77,02
	Masc. Arbustos	8	171,73	0,75	98,02	64,66
	Masc. Integrada	8	171,73	0,75	98,02	72,59
	Sem Máscara	8	171,73	0,75	98,84	74,38
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	0,75	98,76	74,53
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	0,75	98,22	81,39
	Masc. Arbustos	8	686,91	0,75	99,66	95,76
	Masc. Integrada	8	686,91	0,75	98,79	86,54
	Sem Máscara	8	686,91	0,75	99,41	86,64
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	0,75	99,38	86,72

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	0,75	97,78	68,37
	Masc. Arbustos	10	53,66	0,75	97,91	61,46
	Masc. Integrada	10	53,66	0,75	97,83	65,90
	Sem Máscara	10	53,66	0,75	98,69	67,26
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	0,75	98,58	67,28
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	0,75	97,94	77,34
	Masc. Arbustos	10	214,66	0,75	98,05	66,29
	Masc. Integrada	10	214,66	0,75	97,99	73,38
	Sem Máscara	10	214,66	0,75	98,81	75,10
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	0,75	98,74	75,25
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	0,75	98,08	81,86
	Masc. Arbustos	10	858,63	0,75	99,89	98,74
	Masc. Integrada	10	858,63	0,75	98,82	87,91
	Sem Máscara	10	858,63	0,75	99,43	87,95
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	0,75	99,39	87,88

Anexo 3.14. Resultados obtidos na detecção dos cortes florestais com um limiar de detecção de alterações de 0.75 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	1,00	97,81	59,11
	Masc. Arbustos	1	5,37	1,00	98,28	63,14
	Masc. Integrada	1	5,37	1,00	97,99	60,55
	Sem Máscara	1	5,37	1,00	98,72	60,82
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	1,00	98,64	61,04
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	1,00	98,01	70,21
	Masc. Arbustos	1	21,47	1,00	98,27	64,40
	Masc. Integrada	1	21,47	1,00	98,12	68,12
	Sem Máscara	1	21,47	1,00	98,87	69,50
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	1,00	98,79	69,75
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	1,00	97,87	76,74
	Masc. Arbustos	1	85,86	1,00	99,17	87,61
	Masc. Integrada	1	85,86	1,00	98,44	80,64
	Sem Máscara	1	85,86	1,00	99,16	80,18
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	1,00	99,12	80,24

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	1,00	97,49	61,55
	Masc. Arbustos	2	10,73	1,00	98,22	67,58
	Masc. Integrada	2	10,73	1,00	97,78	63,71
	Sem Máscara	2	10,73	1,00	98,58	64,01
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	1,00	98,48	64,23
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	1,00	97,84	74,43
	Masc. Arbustos	2	42,93	1,00	98,13	68,39
	Masc. Integrada	2	42,93	1,00	97,97	72,26
	Sem Máscara	2	42,93	1,00	98,79	73,82
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	1,00	98,70	74,09
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	1,00	98,15	84,29
	Masc. Arbustos	2	171,73	1,00	99,52	93,89
	Masc. Integrada	2	171,73	1,00	98,78	87,73
	Sem Máscara	2	171,73	1,00	99,37	87,06
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	1,00	99,34	87,17

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	1,00	97,26	66,74
	Masc. Arbustos	4	21,47	1,00	98,21	71,51
	Masc. Integrada	4	21,47	1,00	97,66	68,45
	Sem Máscara	4	21,47	1,00	98,51	68,92
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	1,00	98,40	69,17
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	1,00	97,77	79,16
	Masc. Arbustos	4	85,86	1,00	98,07	72,40
	Masc. Integrada	4	85,86	1,00	97,91	76,73
	Sem Máscara	4	85,86	1,00	98,76	78,15
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	1,00	98,67	78,43
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	1,00	97,98	85,47
	Masc. Arbustos	4	343,45	1,00	99,95	99,45
	Masc. Integrada	4	343,45	1,00	98,90	90,48
	Sem Máscara	4	343,45	1,00	99,47	90,16
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	1,00	99,43	90,10

Anexo 3.15. Resultados obtidos na detecção dos cortes florestais com um limiar de detecção de alterações de 1.00 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 pixels em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	1,00	97,23	71,28
	Masc. Arbustos	6	32,20	1,00	98,30	75,31
	Masc. Integrada	6	32,20	1,00	97,70	72,72
	Sem Máscara	6	32,20	1,00	98,54	72,97
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	1,00	98,42	73,25
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	1,00	97,87	83,14
	Masc. Arbustos	6	128,80	1,00	98,26	76,86
	Masc. Integrada	6	128,80	1,00	98,06	80,89
	Sem Máscara	6	128,80	1,00	98,87	82,42
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	1,00	98,79	82,62
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	1,00	98,18	87,75
	Masc. Arbustos	6	515,18	1,00	99,97	99,64
	Masc. Integrada	6	515,18	1,00	99,01	92,02
	Sem Máscara	6	515,18	1,00	99,54	92,11
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	1,00	99,51	92,06

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	1,00	97,36	75,17
	Masc. Arbustos	8	42,93	1,00	98,42	78,54
	Masc. Integrada	8	42,93	1,00	97,83	76,38
	Sem Máscara	8	42,93	1,00	98,63	76,53
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	1,00	98,50	76,62
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	1,00	98,02	85,56
	Masc. Arbustos	8	171,73	1,00	98,23	77,57
	Masc. Integrada	8	171,73	1,00	98,12	82,70
	Sem Máscara	8	171,73	1,00	98,91	84,11
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	1,00	98,83	84,31
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	1,00	98,44	90,74
	Masc. Arbustos	8	686,91	1,00	99,97	99,74
	Masc. Integrada	8	686,91	1,00	99,18	93,97
	Sem Máscara	8	686,91	1,00	99,61	93,73
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	1,00	99,58	93,70

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	1,00	98,10	77,53
	Masc. Arbustos	10	53,66	1,00	98,50	80,51
	Masc. Integrada	10	53,66	1,00	98,25	78,60
	Sem Máscara	10	53,66	1,00	98,71	79,14
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	1,00	98,58	79,24
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	1,00	97,95	85,81
	Masc. Arbustos	10	214,66	1,00	98,13	77,85
	Masc. Integrada	10	214,66	1,00	98,04	82,96
	Sem Máscara	10	214,66	1,00	98,84	84,32
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	1,00	98,76	84,53
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	1,00	98,41	91,13
	Masc. Arbustos	10	858,63	1,00	99,97	99,74
	Masc. Integrada	10	858,63	1,00	99,17	94,22
	Sem Máscara	10	858,63	1,00	99,61	93,94
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	1,00	99,58	93,91

Anexo 3.16. Resultados obtidos na detecção dos cortes florestais com um limiar de detecção de alterações de 1.00 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	1,25	97,58	68,15
	Masc. Arbustos	1	5,37	1,25	98,35	73,93
	Masc. Integrada	1	5,37	1,25	97,89	70,22
	Sem Máscara	1	5,37	1,25	98,66	70,71
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	1,25	98,56	70,90
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	1,25	97,83	77,74
	Masc. Arbustos	1	21,47	1,25	98,40	76,22
	Masc. Integrada	1	21,47	1,25	98,09	77,20
	Sem Máscara	1	21,47	1,25	98,85	78,24
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	1,25	98,76	78,43
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	1,25	97,58	82,08
	Masc. Arbustos	1	85,86	1,25	99,18	89,94
	Masc. Integrada	1	85,86	1,25	98,35	84,90
	Sem Máscara	1	85,86	1,25	99,15	84,66
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	1,25	99,11	84,76

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	1,25	97,25	71,41
	Masc. Arbustos	2	10,73	1,25	98,38	78,22
	Masc. Integrada	2	10,73	1,25	97,72	73,85
	Sem Máscara	2	10,73	1,25	98,53	74,12
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	1,25	98,41	74,30
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	1,25	97,55	81,05
	Masc. Arbustos	2	42,93	1,25	98,26	78,97
	Masc. Integrada	2	42,93	1,25	97,88	80,30
	Sem Máscara	2	42,93	1,25	98,73	81,34
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	1,25	98,62	81,52
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	1,25	98,14	89,23
	Masc. Arbustos	2	171,73	1,25	99,49	94,61
	Masc. Integrada	2	171,73	1,25	98,82	91,16
	Sem Máscara	2	171,73	1,25	99,40	90,64
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	1,25	99,37	90,77

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	1,25	96,80	75,10
	Masc. Arbustos	4	21,47	1,25	98,42	81,85
	Masc. Integrada	4	21,47	1,25	97,53	77,52
	Sem Máscara	4	21,47	1,25	98,42	77,91
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	1,25	98,27	78,12
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	1,25	97,57	85,93
	Masc. Arbustos	4	85,86	1,25	98,16	81,33
	Masc. Integrada	4	85,86	1,25	97,86	84,28
	Sem Máscara	4	85,86	1,25	98,73	85,28
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	1,25	98,62	85,47
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	1,25	98,16	91,17
	Masc. Arbustos	4	343,45	1,25	99,95	99,54
	Masc. Integrada	4	343,45	1,25	99,09	94,17
	Sem Máscara	4	343,45	1,25	99,58	94,14
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	1,25	99,55	94,11

Anexo 3.17. Resultados obtidos na detecção dos cortes florestais com um limiar de detecção de alterações de 1.25 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 pixels em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	1,25	96,65	78,63
	Masc. Arbustos	6	32,20	1,25	98,65	85,99
	Masc. Integrada	6	32,20	1,25	97,60	81,27
	Sem Máscara	6	32,20	1,25	98,47	81,38
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	1,25	98,31	81,62
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	1,25	97,50	88,06
	Masc. Arbustos	6	128,80	1,25	98,24	83,48
	Masc. Integrada	6	128,80	1,25	97,89	86,42
	Sem Máscara	6	128,80	1,25	98,78	87,57
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	1,25	98,64	87,48
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	1,25	98,47	93,14
	Masc. Arbustos	6	515,18	1,25	99,97	99,74
	Masc. Integrada	6	515,18	1,25	99,26	95,50
	Sem Máscara	6	515,18	1,25	99,66	95,48
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	1,25	99,64	95,46

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	1,25	96,65	81,21
	Masc. Arbustos	8	42,93	1,25	98,72	87,58
	Masc. Integrada	8	42,93	1,25	97,67	83,49
	Sem Máscara	8	42,93	1,25	98,57	84,03
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	1,25	98,38	84,06
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	1,25	97,36	88,76
	Masc. Arbustos	8	171,73	1,25	98,06	83,16
	Masc. Integrada	8	171,73	1,25	97,74	86,75
	Sem Máscara	8	171,73	1,25	98,71	88,05
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	1,25	98,56	87,97
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	1,25	98,46	93,14
	Masc. Arbustos	8	686,91	1,25	99,97	99,74
	Masc. Integrada	8	686,91	1,25	99,25	95,50
	Sem Máscara	8	686,91	1,25	99,66	95,48
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	1,25	99,63	95,46

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	1,25	96,81	83,83
	Masc. Arbustos	10	53,66	1,25	98,79	88,67
	Masc. Integrada	10	53,66	1,25	97,81	85,57
	Sem Máscara	10	53,66	1,25	98,65	85,95
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	1,25	98,47	85,91
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	1,25	97,59	91,31
	Masc. Arbustos	10	214,66	1,25	98,46	87,60
	Masc. Integrada	10	214,66	1,25	98,07	89,98
	Sem Máscara	10	214,66	1,25	98,97	91,45
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	1,25	98,84	91,38
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	1,25	98,70	94,77
	Masc. Arbustos	10	858,63	1,25	99,97	99,74
	Masc. Integrada	10	858,63	1,25	99,36	96,55
	Sem Máscara	10	858,63	1,25	99,72	96,54
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	1,25	99,70	96,52

Anexo 3.18. Resultados obtidos na detecção dos cortes florestais com um limiar de detecção de alterações de 1.25 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	0,75	98,50	38,03
	Masc. Arbustos	1	5,37	0,75	98,27	47,23
	Masc. Integrada	1	5,37	0,75	98,41	42,21
	Sem Máscara	1	5,37	0,75	99,10	44,20
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	0,75	99,04	44,15
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	0,75	98,52	50,27
	Masc. Arbustos	1	21,47	0,75	98,52	56,47
	Masc. Integrada	1	21,47	0,75	98,52	53,08
	Sem Máscara	1	21,47	0,75	99,19	55,18
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	0,75	99,14	55,16
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	0,75	98,41	56,78
	Masc. Arbustos	1	85,86	0,75	98,30	64,84
	Masc. Integrada	1	85,86	0,75	98,37	60,44
	Sem Máscara	1	85,86	0,75	99,24	63,14
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	0,75	99,19	63,18

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	0,75	98,29	39,60
	Masc. Arbustos	2	10,73	0,75	98,08	49,19
	Masc. Integrada	2	10,73	0,75	98,21	43,96
	Sem Máscara	2	10,73	0,75	98,99	46,16
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	0,75	98,92	46,10
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	0,75	98,28	53,64
	Masc. Arbustos	2	42,93	0,75	98,42	60,62
	Masc. Integrada	2	42,93	0,75	98,34	56,81
	Sem Máscara	2	42,93	0,75	99,11	59,17
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	0,75	99,04	59,16
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	0,75	98,39	63,24
	Masc. Arbustos	2	171,73	0,75	98,50	73,22
	Masc. Integrada	2	171,73	0,75	98,43	67,77
	Sem Máscara	2	171,73	0,75	99,30	70,22
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	0,75	99,26	70,17

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	0,75	98,07	43,51
	Masc. Arbustos	4	21,47	0,75	97,91	52,03
	Masc. Integrada	4	21,47	0,75	98,01	47,38
	Sem Máscara	4	21,47	0,75	98,89	49,67
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	0,75	98,80	49,61
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	0,75	98,11	58,47
	Masc. Arbustos	4	85,86	0,75	98,47	67,14
	Masc. Integrada	4	85,86	0,75	98,27	62,41
	Sem Máscara	4	85,86	0,75	99,09	65,18
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	0,75	99,02	65,14
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	0,75	98,81	77,03
	Masc. Arbustos	4	343,45	0,75	99,10	86,40
	Masc. Integrada	4	343,45	0,75	98,93	81,29
	Sem Máscara	4	343,45	0,75	99,54	82,84
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	0,75	99,52	82,81

Anexo 3.19. Resultados obtidos na detecção de novas plantações com um limiar de detecção de alterações de 0.75 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 pixels em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	0,75	97,96	46,85
	Masc. Arbustos	6	32,20	0,75	97,92	55,98
	Masc. Integrada	6	32,20	0,75	97,95	51,00
	Sem Máscara	6	32,20	0,75	98,86	53,23
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	0,75	98,77	53,17
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	0,75	97,94	60,12
	Masc. Arbustos	6	128,80	0,75	98,55	71,34
	Masc. Integrada	6	128,80	0,75	98,22	65,22
	Sem Máscara	6	128,80	0,75	99,07	67,98
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	0,75	98,99	67,93
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	0,75	98,73	77,47
	Masc. Arbustos	6	515,18	0,75	99,96	99,38
	Masc. Integrada	6	515,18	0,75	99,21	87,43
	Sem Máscara	6	515,18	0,75	99,67	88,47
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	0,75	99,65	88,45

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	0,75	97,88	48,74
	Masc. Arbustos	8	42,93	0,75	97,92	58,00
	Masc. Integrada	8	42,93	0,75	97,89	52,94
	Sem Máscara	8	42,93	0,75	98,85	55,49
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	0,75	98,76	55,44
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	0,75	97,96	63,05
	Masc. Arbustos	8	171,73	0,75	98,59	73,64
	Masc. Integrada	8	171,73	0,75	98,25	67,86
	Sem Máscara	8	171,73	0,75	99,08	70,40
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	0,75	99,01	70,36
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	0,75	98,66	78,23
	Masc. Arbustos	8	686,91	0,75	99,95	99,39
	Masc. Integrada	8	686,91	0,75	99,17	87,85
	Sem Máscara	8	686,91	0,75	99,67	88,86
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	0,75	99,64	88,84

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	0,75	97,82	51,73
	Masc. Arbustos	10	53,66	0,75	97,86	58,79
	Masc. Integrada	10	53,66	0,75	97,84	54,94
	Sem Máscara	10	53,66	0,75	98,84	57,77
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	0,75	98,74	57,72
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	0,75	98,05	66,64
	Masc. Arbustos	10	214,66	0,75	98,64	75,50
	Masc. Integrada	10	214,66	0,75	98,33	70,67
	Sem Máscara	10	214,66	0,75	99,12	73,01
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	0,75	99,05	72,97
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	0,75	99,74	96,11
	Masc. Arbustos	10	858,63	0,75	99,97	99,63
	Masc. Integrada	10	858,63	0,75	99,83	97,70
	Sem Máscara	10	858,63	0,75	99,93	97,90
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	0,75	99,93	97,89

Anexo 3.20. Resultados obtidos na detecção de novas plantações com um limiar de detecção de alterações de 0.75 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	1,00	98,12	45,18
	Masc. Arbustos	1	5,37	1,00	98,03	55,94
	Masc. Integrada	1	5,37	1,00	98,08	50,07
	Sem Máscara	1	5,37	1,00	98,92	52,05
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	1,00	98,84	52,01
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	1,00	98,15	56,96
	Masc. Arbustos	1	21,47	1,00	98,50	67,75
	Masc. Integrada	1	21,47	1,00	98,30	61,86
	Sem Máscara	1	21,47	1,00	99,08	63,84
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	1,00	99,01	63,80
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	1,00	97,90	64,21
	Masc. Arbustos	1	85,86	1,00	97,93	67,50
	Masc. Integrada	1	85,86	1,00	97,91	65,71
	Sem Máscara	1	85,86	1,00	99,08	68,35
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	1,00	99,03	68,30

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	1,00	97,77	46,76
	Masc. Arbustos	2	10,73	1,00	97,81	58,28
	Masc. Integrada	2	10,73	1,00	97,79	52,00
	Sem Máscara	2	10,73	1,00	98,76	54,17
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	1,00	98,66	54,12
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	1,00	97,85	60,35
	Masc. Arbustos	2	42,93	1,00	98,56	74,56
	Masc. Integrada	2	42,93	1,00	98,17	66,81
	Sem Máscara	2	42,93	1,00	99,01	68,79
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	1,00	98,92	68,76
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	1,00	97,93	72,59
	Masc. Arbustos	2	171,73	1,00	98,38	78,47
	Masc. Integrada	2	171,73	1,00	98,14	75,26
	Sem Máscara	2	171,73	1,00	99,24	77,26
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	1,00	99,19	77,23

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	1,00	97,42	51,06
	Masc. Arbustos	4	21,47	1,00	97,68	61,43
	Masc. Integrada	4	21,47	1,00	97,53	55,77
	Sem Máscara	4	21,47	1,00	98,62	58,02
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	1,00	98,49	57,97
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	1,00	97,44	62,71
	Masc. Arbustos	4	85,86	1,00	98,45	76,77
	Masc. Integrada	4	85,86	1,00	97,91	69,10
	Sem Máscara	4	85,86	1,00	98,89	71,50
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	1,00	98,79	71,47
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	1,00	98,60	84,23
	Masc. Arbustos	4	343,45	1,00	99,19	90,57
	Masc. Integrada	4	343,45	1,00	98,87	87,11
	Sem Máscara	4	343,45	1,00	99,56	88,18
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	1,00	99,53	88,16

Anexo 3.21. Resultados obtidos na detecção de novas plantações com um limiar de detecção de alterações de 1.00 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 pixels em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	1,00	97,20	54,72
	Masc. Arbustos	6	32,20	1,00	97,72	65,35
	Masc. Integrada	6	32,20	1,00	97,43	59,55
	Sem Máscara	6	32,20	1,00	98,59	61,86
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	1,00	98,45	61,82
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	1,00	97,42	68,10
	Masc. Arbustos	6	128,80	1,00	98,58	80,24
	Masc. Integrada	6	128,80	1,00	97,98	73,62
	Sem Máscara	6	128,80	1,00	98,93	75,75
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	1,00	98,83	75,71
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	1,00	98,50	84,27
	Masc. Arbustos	6	515,18	1,00	99,97	99,69
	Masc. Integrada	6	515,18	1,00	99,18	91,27
	Sem Máscara	6	515,18	1,00	99,68	92,00
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	1,00	99,66	91,99

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	1,00	97,02	56,31
	Masc. Arbustos	8	42,93	1,00	97,81	68,93
	Masc. Integrada	8	42,93	1,00	97,37	62,05
	Sem Máscara	8	42,93	1,00	98,58	64,57
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	1,00	98,43	64,53
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	1,00	97,38	70,21
	Masc. Arbustos	8	171,73	1,00	98,87	85,11
	Masc. Integrada	8	171,73	1,00	98,11	76,98
	Sem Máscara	8	171,73	1,00	99,00	78,83
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	1,00	98,91	78,80
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	1,00	98,35	84,68
	Masc. Arbustos	8	686,91	1,00	99,97	99,69
	Masc. Integrada	8	686,91	1,00	99,13	91,50
	Sem Máscara	8	686,91	1,00	99,67	92,20
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	1,00	99,65	92,19

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	1,00	97,90	61,32
	Masc. Arbustos	10	53,66	1,00	97,79	69,97
	Masc. Integrada	10	53,66	1,00	97,86	65,25
	Sem Máscara	10	53,66	1,00	98,64	67,99
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	1,00	98,49	67,96
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	1,00	97,24	70,24
	Masc. Arbustos	10	214,66	1,00	98,90	86,39
	Masc. Integrada	10	214,66	1,00	98,05	77,58
	Sem Máscara	10	214,66	1,00	98,96	79,38
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	1,00	98,86	79,35
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	1,00	99,96	99,67
	Masc. Arbustos	10	858,63	1,00	99,98	99,79
	Masc. Integrada	10	858,63	1,00	99,97	99,72
	Sem Máscara	10	858,63	1,00	99,99	99,74
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	1,00	99,99	99,74

Anexo 3.22. Resultados obtidos na detecção de novas plantações com um limiar de detecção de alterações de 1.00 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	1	5,37	1,25	97,66	51,93
	Masc. Arbustos	1	5,37	1,25	97,87	64,88
	Masc. Integrada	1	5,37	1,25	97,74	57,81
	Sem Máscara	1	5,37	1,25	98,75	60,04
	Masc. Urbana e Água	1	5,37	1,25	98,63	60,01
MODIS 500	Masc. Arbórea	1	21,47	1,25	97,70	63,20
	Masc. Arbustos	1	21,47	1,25	98,64	78,94
	Masc. Integrada	1	21,47	1,25	98,12	70,35
	Sem Máscara	1	21,47	1,25	98,99	71,92
	Masc. Urbana e Água	1	21,47	1,25	98,89	71,90
MODIS 1000	Masc. Arbórea	1	85,86	1,25	97,44	70,38
	Masc. Arbustos	1	85,86	1,25	97,80	71,77
	Masc. Integrada	1	85,86	1,25	97,61	71,01
	Sem Máscara	1	85,86	1,25	98,99	73,30
	Masc. Urbana e Água	1	85,86	1,25	98,92	73,26

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	2	10,73	1,25	97,14	53,66
	Masc. Arbustos	2	10,73	1,25	97,59	66,21
	Masc. Integrada	2	10,73	1,25	97,33	59,36
	Sem Máscara	2	10,73	1,25	98,52	61,74
	Masc. Urbana e Água	2	10,73	1,25	98,36	61,71
MODIS 500	Masc. Arbórea	2	42,93	1,25	97,20	66,21
	Masc. Arbustos	2	42,93	1,25	98,76	84,33
	Masc. Integrada	2	42,93	1,25	97,92	74,44
	Sem Máscara	2	42,93	1,25	98,89	76,10
	Masc. Urbana e Água	2	42,93	1,25	98,77	76,08
MODIS 1000	Masc. Arbórea	2	171,73	1,25	97,47	77,22
	Masc. Arbustos	2	171,73	1,25	98,96	88,54
	Masc. Integrada	2	171,73	1,25	98,22	82,36
	Sem Máscara	2	171,73	1,25	99,29	83,77
	Masc. Urbana e Água	2	171,73	1,25	99,24	83,75

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	4	21,47	1,25	96,54	58,03
	Masc. Arbustos	4	21,47	1,25	97,67	72,03
	Masc. Integrada	4	21,47	1,25	97,05	64,39
	Sem Máscara	4	21,47	1,25	98,37	66,63
	Masc. Urbana e Água	4	21,47	1,25	98,18	66,60
MODIS 500	Masc. Arbórea	4	85,86	1,25	96,53	68,68
	Masc. Arbustos	4	85,86	1,25	98,74	86,59
	Masc. Integrada	4	85,86	1,25	97,62	76,82
	Sem Máscara	4	85,86	1,25	98,74	78,67
	Masc. Urbana e Água	4	85,86	1,25	98,60	78,66
MODIS 1000	Masc. Arbórea	4	343,45	1,25	97,97	84,85
	Masc. Arbustos	4	343,45	1,25	99,99	99,90
	Masc. Integrada	4	343,45	1,25	99,02	91,69
	Sem Máscara	4	343,45	1,25	99,63	92,38
	Masc. Urbana e Água	4	343,45	1,25	99,60	92,37

Anexo 3.23. Resultados obtidos na detecção de novas plantações com um limiar de detecção de alterações de 1.25 desvios-padrão, UMC de 1, 2 e 4 pixels em todas as máscaras de análise

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	6	32,20	1,25	96,03	60,59
	Masc. Arbustos	6	32,20	1,25	97,81	76,28
	Masc. Integrada	6	32,20	1,25	96,88	67,72
	Sem Máscara	6	32,20	1,25	98,32	70,22
	Masc. Urbana e Água	6	32,20	1,25	98,11	70,19
MODIS 500	Masc. Arbórea	6	128,80	1,25	96,57	74,53
	Masc. Arbustos	6	128,80	1,25	98,93	89,48
	Masc. Integrada	6	128,80	1,25	97,81	81,32
	Sem Máscara	6	128,80	1,25	98,85	82,82
	Masc. Urbana e Água	6	128,80	1,25	98,71	82,79
MODIS 1000	Masc. Arbórea	6	515,18	1,25	97,85	85,01
	Masc. Arbustos	6	515,18	1,25	99,99	99,90
	Masc. Integrada	6	515,18	1,25	98,99	91,78
	Sem Máscara	6	515,18	1,25	99,62	92,46
	Masc. Urbana e Água	6	515,18	1,25	99,59	92,45

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	8	42,93	1,25	95,81	63,41
	Masc. Arbustos	8	42,93	1,25	97,82	77,84
	Masc. Integrada	8	42,93	1,25	96,80	69,97
	Sem Máscara	8	42,93	1,25	98,30	72,31
	Masc. Urbana e Água	8	42,93	1,25	98,06	72,28
MODIS 500	Masc. Arbórea	8	171,73	1,25	96,27	75,20
	Masc. Arbustos	8	171,73	1,25	98,95	90,44
	Masc. Integrada	8	171,73	1,25	97,69	82,13
	Sem Máscara	8	171,73	1,25	98,79	83,56
	Masc. Urbana e Água	8	171,73	1,25	98,64	83,53
MODIS 1000	Masc. Arbórea	8	686,91	1,25	97,84	85,00
	Masc. Arbustos	8	686,91	1,25	99,97	99,69
	Masc. Integrada	8	686,91	1,25	98,96	91,68
	Sem Máscara	8	686,91	1,25	99,60	92,37
	Masc. Urbana e Água	8	686,91	1,25	99,57	92,36

Imagem	Máscara de Análise	UMC		Desvio Padrão	Erros Comissão	Erros Omissão
		pixels	ha			
MODIS 250	Masc. Arbórea	10	53,66	1,25	95,81	66,89
	Masc. Arbustos	10	53,66	1,25	98,07	81,13
	Masc. Integrada	10	53,66	1,25	96,96	73,36
	Sem Máscara	10	53,66	1,25	98,39	75,53
	Masc. Urbana e Água	10	53,66	1,25	98,17	75,51
MODIS 500	Masc. Arbórea	10	214,66	1,25	95,60	75,25
	Masc. Arbustos	10	214,66	1,25	98,86	90,44
	Masc. Integrada	10	214,66	1,25	97,41	82,15
	Sem Máscara	10	214,66	1,25	98,64	83,58
	Masc. Urbana e Água	10	214,66	1,25	98,47	83,56
MODIS 1000	Masc. Arbórea	10	858,63	1,25	99,98	99,84
	Masc. Arbustos	10	858,63	1,25	99,97	99,79
	Masc. Integrada	10	858,63	1,25	99,97	99,82
	Sem Máscara	10	858,63	1,25	99,99	99,83
	Masc. Urbana e Água	10	858,63	1,25	99,99	99,83

Anexo 3.24. Resultados obtidos na detecção de novas plantações com um limiar de detecção de alterações de 1.25 desvios-padrão, UMC de 6, 8 e 10 *pixels* em todas as máscaras de análise

Anexo 4. Sistema de detecção automática de alterações

Baseado no conjunto de parâmetros que se obteve através da selecção dos melhores resultados, i.e., selecção baseada no valor mínimo de erros de omissão e posterior aplicação de limiares na reflectância espectral das bandas do vermelho e infravermelho próximo, desenvolveu-se um sistema que, de forma automática, permite identificar as principais alterações do coberto florestal – as áreas ardidas. Para tal, foi desenvolvido, na aplicação *Model Builder*[®] da extensão *Spatial Analyst*[®] do *software* ArcGIS[®] 9 (ArcINFO), um modelo que, baseado numa sequência lógica de passos, permite, a qualquer utilizador e através de *interfaces* gráficos intuitivos, extrair, num breve intervalo de tempo, as áreas ardidas. A identificação exclusiva das áreas ardidas deve-se ao facto de, no estudo efectuado no ponto anterior, se ter determinado que, através dos tipos de imagens analisados, não se consegue detectar e diferenciar com exactidão as alterações de coberto florestal de menor dimensão existentes na área de estudo, i.e., cortes florestais e novas plantações. A utilização das imagens MODIS 1000 foi consequência dos resultados obtidos com a metodologia desenvolvida e que serve de base a este sistema.

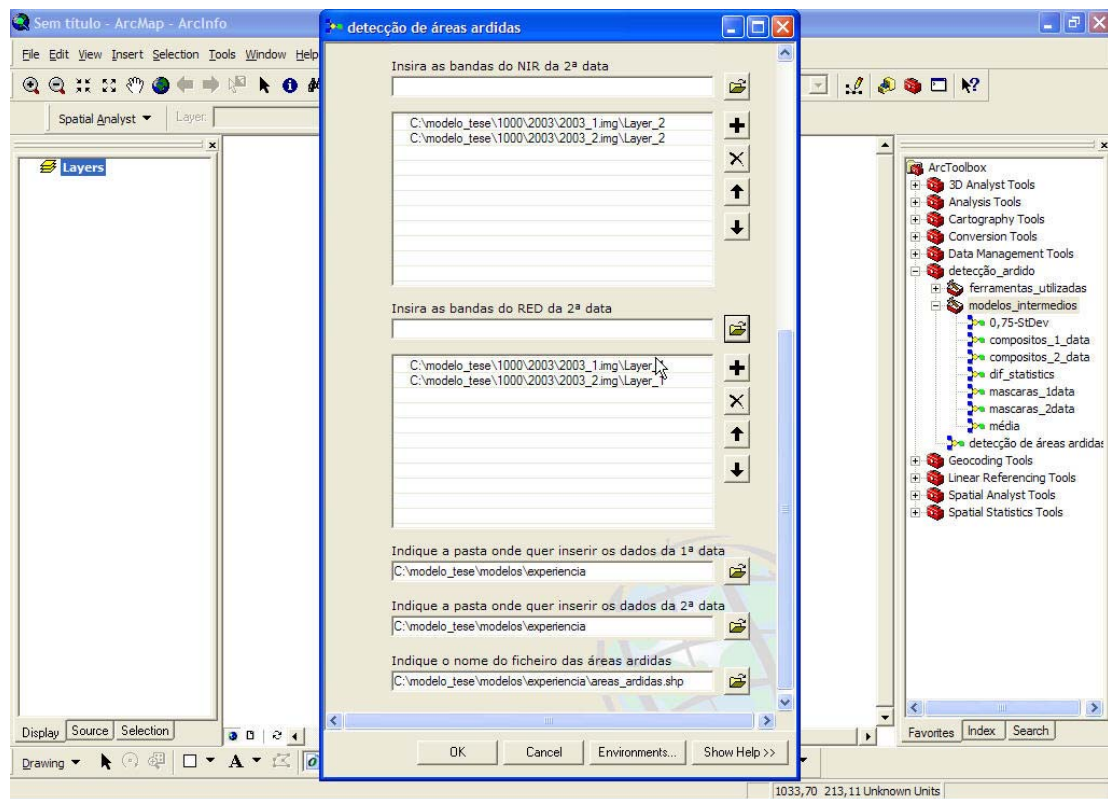
As pretensões deste sistema prendem-se com a necessidade de uma ferramenta que, para além da elaboração de estimativas de alterações do coberto, de forma a cumprir as directivas do protocolo de Quioto, possa ser utilizada durante uma fase de crise, i.e., durante a época de incêndios florestais.

Esta ferramenta inicializa-se através da única *interface* gráfica (Anexo 4.1.), onde o utilizador introduz os *inputs* (as bandas do vermelho e infravermelho próximo das duas imagens²⁴ MODIS 1000) e indica o caminho para os *outputs* (mosaicos das bandas e o resultado final, as áreas ardidas). Estes dados iniciais devem encontrar-se em qualquer um dos formatos aceites pelo *software*, pelo que, as imagens originais, disponibilizadas pela NASA, no formato *hdf*, devem ver o seu formato alterado²⁵ de forma a poderem ser aqui utilizadas.

²⁴ - A introdução de duas imagens deve-se ao facto de o espaço relativo ao Continente Português ser abrangido por duas imagens MODIS.

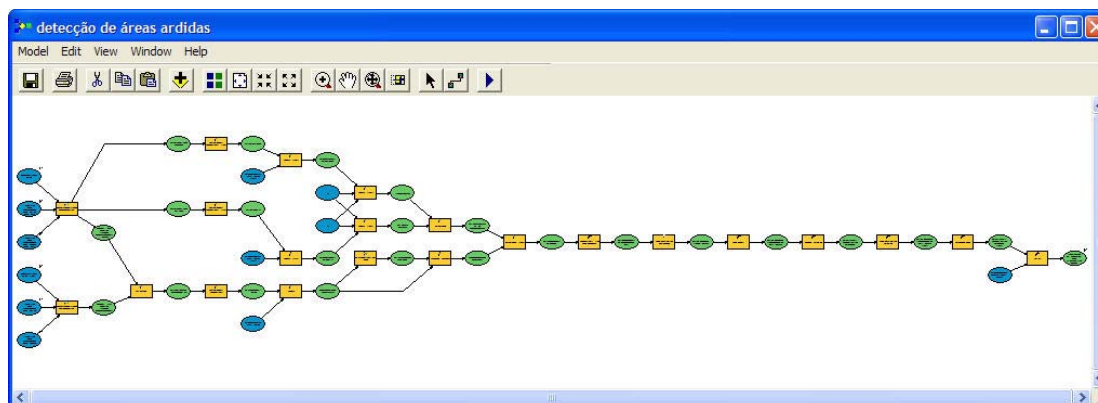
²⁵ - Existem diversas ferramentas, disponibilizadas de forma gratuita, que permitem alterar o formato destas imagens originais, nomeadamente, a ferramenta MODISTool.

Após a sua introdução, todos os dados sofrem, automaticamente, uma limitação espacial através de uma máscara de análise inicial que é definida por um rectângulo envolvente ao Continente Português. Esta máscara tem por finalidade a minimização do esforço e, consequentemente, do tempo de processamento em todos os passos posteriores.



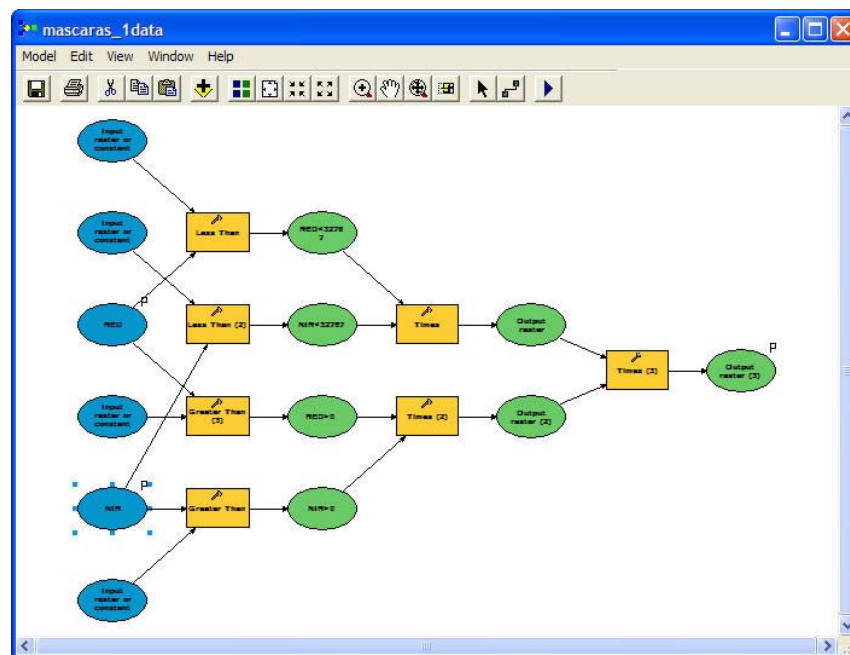
Anexo 4.1. A interface gráfica inicial, através da qual o utilizador interage com o sistema

Esta *interface* gráfica inicial tem como motor um modelo principal (Anexo 4.2.), através do qual se procede a todas as operações. O modelo principal constitui-se por um conjunto de sub-modelos, que, por sua vez, são subdivididos em outros modelos de menor dimensão e com tarefas específicas. Estes sub-modelos serão explicados segundo a sequência lógica existente no interior deste modelo principal.



Anexo 4.2. O modelo principal, que serve de motor a todo o sistema

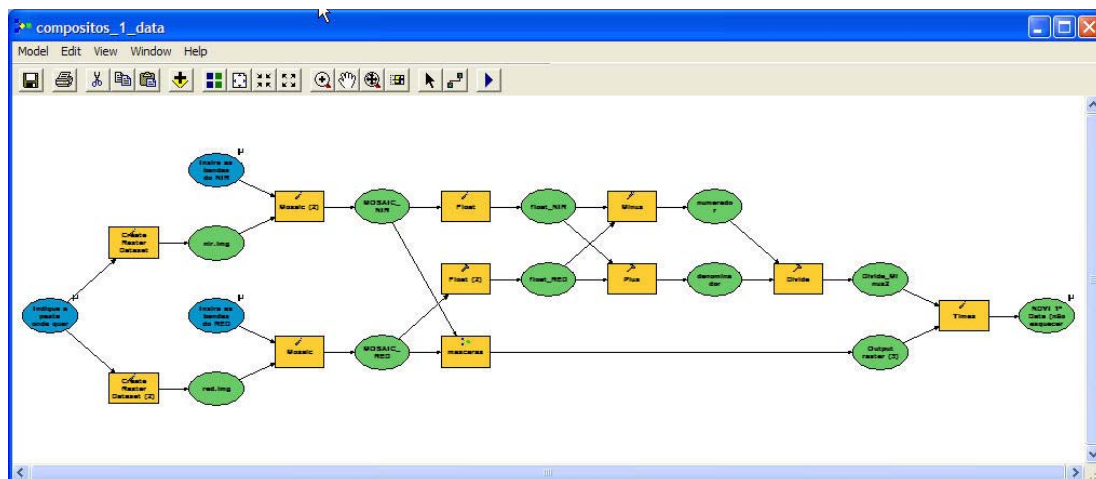
Após a inserção dos dados iniciais, aplica-se um outro sub-modelo (Anexo 4.3.) que efectua, para cada uma das datas, uma nova máscara de análise que servirá de base para todos os processos seguintes. Estas segundas máscaras efectuem-se através da eliminação de todos os pixels sem interesse ou que contenham valores incorrectos, sendo estes identificados através de uma norma de atribuição de valores para este tipo de imagens. Para cada uma das bandas, valores de pixels inferiores a 0 é indicativo de que o sensor teve problemas em adquirir dados; caso sejam superiores a 32766, é indicativo de que são zonas de água em mar aberto (Strahler e Muller, 1999). Desta forma, através da aplicação de limiares aos valores contidos nos *pixels* das bandas iniciais, cria-se uma máscara de análise. Contudo, as imagens inseridas no modelo devem ser, sempre que possível, analisadas previamente, para que se possa seleccionar o melhor par de imagens, de forma a retirar o máximo de informação.



Anexo 4.3. Sub-modelo que cria as máscaras de análise

Apesar deste sistema ter sido desenvolvido especificamente para a utilização das imagens MODIS 1000, os sub-modelos foram desenvolvidos para que, facilmente, se possa utilizar outro tipo de imagens. A alteração deste sub-modelo permitirá a utilização de imagens que tenham técnicas diferentes para extracção de anomalias radiométricas. Um exemplo, frequentemente utilizado, é a aplicação de limiares na banda do azul para extracção de nuvens das imagens NOAA-AVHRR. Para que esta utilização possa ser efectuada, apenas é necessário inserir a banda do azul e alterar os valores dos limiares das bandas já existentes.

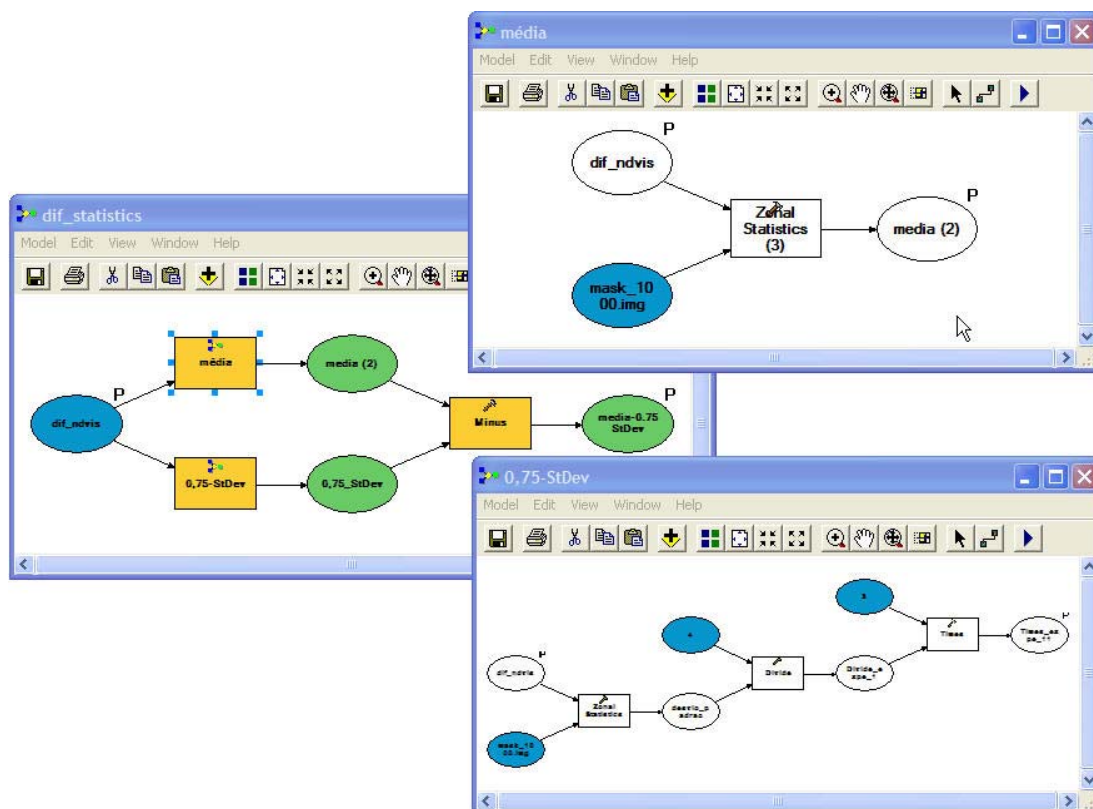
Após a criação desta máscara de análise, indicativa das áreas sobre as quais se poderá extrair informação, aplica-se um outro sub-modelo(s) (Anexo 4.4.), que cria, para cada uma das datas, o compósito espacial, ou mosaico, e efectua o cálculo do índice de vegetação NDVI.



Anexo 4.4. Sub-modelo que cria os mosaicos das imagens e calcula o NDVI

Após a eliminação dos dados inválidos para cada uma das quatro imagens (duas por cada data), realização de mosaicos e cálculo de NDVI, efectua-se, no modelo principal (Anexo 4.2.), a subtracção entre os NDVIs das duas datas e altera-se o seu sistema de coordenadas, bem como o das bandas da imagem da data mais recente, para o sistema militar nacional (Sistema Hayford-Gauss Datum Lisboa).

Seguidamente, calcula-se, num conjunto de sub-modelos distintos (Anexo 4.5.), as estatísticas da diferença de NDVIs. Estas estatísticas (média, desvio-padrão*0.75 e subtracção entre estas duas) foram realizadas em sub-modelos distintos, para que, caso se pretenda fazer posteriores experiências, se possa definir o valor de desvio-padrão como parâmetro do modelo. A definição deste valor como parâmetro do modelo permitirá que o utilizador, através da *interface* gráfica inicial, possa interagir com o modelo, alterando-o facilmente.

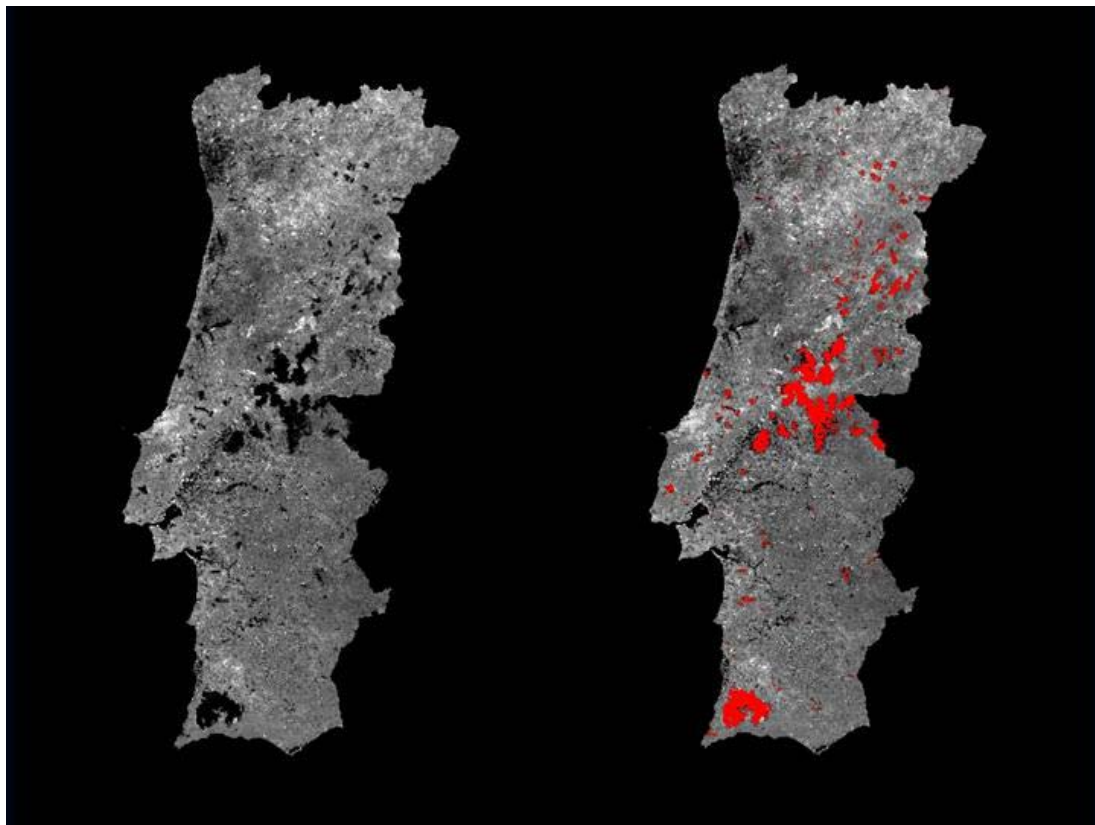


Anexo 4.5. Os sub-modelos que calculam as estatísticas da imagem

Posteriormente, no modelo principal (Anexo 4.2.), identificam-se todas as alterações do coberto florestal, i.e., todos os pixels que tenham valores inferiores ao valor resultante da subtração entre a média e $0.75 \times$ desvio-padrão e aplicam-se os limiares de diferenciação de alterações (limiares espectrais nas bandas da imagem mais recente). Após a identificação das áreas ardidas, faz-se a transformação dos dados resultantes, do modelo de dados raster para o modelo de dados vectorial e aplica-se a máscara de análise da ocupação do solo, a máscara integrada (floresta de folhosas, floresta de resinosas, florestas mistas, matos, floresta e vegetação arbustiva em transição) baseada no CLC2000. Por último, adiciona-se um novo campo na tabela do tema resultante, e calcula-se a área das áreas ardidas ocorridas entre as duas datas.

No Anexo 4.6., pode-se observar o resultado obtido, através da aplicação deste sistema, para todo o Continente Português. Na imagem da esquerda, observa-se o resultado da diferença dos índices de vegetação, enquanto na imagem da direita se

observa a mesma imagem sobreposta pelas áreas identificadas como ardidas entre os meses de Setembro dos anos de 2002 e 2003.



Anexos 4.6. Resultado obtido para o Continente Português através da aplicação deste sistema