



ANÁLISE DA PAISAGEM E DAS ALTERAÇÕES DE USO/OCUPAÇÃO DO SOLO NO LUBANGO E ARREDORES

António Valter Chisingui

Tese apresentada à Universidade de Évora
para obtenção do Grau de Doutor em Ciências do Ambiente

ORIENTADORES: *Professor Doutor Nuno de Sousa Neves*
Professora Doutora Ana Isabel Rosa Cabral

ÉVORA, JANEIRO DE 2017



DEDICATÓRIA

Dedico essa tese a minha querida família

AGRADECIMENTOS

Essa tese é resultado de empenho e dedicação, mas também de muitos momentos de solidão e angústia, que só foram ultrapassados devido a ajuda fraterna, e orientação de muitos. Por isso, aproveito endereçar aqui os meus sinceros e profundos agradecimentos a todos os que ao longo destes anos me ofereceram a sua prestimosa ajuda, para que um dia eu chegasse ao fim. Agradeço primeiro a Deus pelo dom da vida e por todas bênçãos que tenho recebido em toda minha existência.

Agradeço ao Doutor Nuno Sousa Neves e a Doutora Ana Isabel Cabral por terem assumido de forma sábia, pedagógica e fraterna a orientação dessa tese, e por terem sabido orientar o meu crescimento científico e intelectual da melhor maneira. Confesso que essas palavras são poucas para expressar o tamanho da minha gratidão e reconhecimento pelo vosso excelente trabalho, muito obrigado.

Agradeço profundamente a minha mãe por tudo que me deu ao longo da vida, principalmente pelo investimento feito na minha educação.

Aos queridos amigos Helder Bahu e Emília Carlota Dias, muito obrigado pela confiança e por terem permitido de forma especial, que esse trabalho acontecesse. Agradeço também o suporte dos amigos, Adolosi, Agnes, Yoenls, Milagres, Queta, Maiato, Marina, Figueira, Tchamba, Zé Luís, Domingos Pascoal, dos meus irmãos, Manuel, Yuri, Magno, Nadya, Queia, Sandra, Dulce e Maria Cafita, da minha querida sogra Olga, da Jany, Suraia, Mizé, Victor e Santos.

Agradeço ao INAGBE, pela atribuição da bolsa de estudos que serviu para financiar esse doutoramento e especialmente ao Dr. Jesus Baptista e a Dra. Elvira Cabral por terem tratado do processo de atribuição da bolsa com a rapidez requerida.

Aos Doutores Fernando Costa e Fernanda Lages, Achim Roder, Marion Stellmes, Anne Schneibel e David Frantz agradeço pela ajuda que me deram na análise dos textos de alguns capítulos.

A minha esposa Márcia e aos meus filhos, Vatiel e Valmir, obrigado pelo carinho, amor e, pela compreensão durante os longos períodos que se viram privados da minha presença.

Obrigado a todos

ÍNDICE

DEDICATÓRIA	iii
AGRADECIMENTOS.....	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
CAPÍTULO I- INTRODUÇÃO	viii
CAPÍTULO II- ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO	viii
CAPÍTULO IV. GERAÇÃO DE VARIÁVEIS PARA A ANÁLISE DA PAISAGEM E DA FRAGMENTAÇÃO.	x
CAPITULO V- ECOLOGIA E ANÁLISE DA PAISAGEM	x
ÍNDICE DE TABELAS	xii
CAPÍTULO II- ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO	xii
CAPÍTULO III- CARTOGRAFIA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	xii
CAPÍTULO IV- GERAÇÃO DE VARIÁVEIS PARA A ANÁLISE DA PAISAGEM E DA FRAGMENTAÇÃO.	xiii
CAPITULO V- ECOLOGIA E ANÁLISE DA PAISAGEM	xiii
LISTA DE ACRONIMOS	xiv
RESUMO	xvii
ABSTRACT	xviii
CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO	19
1.1 Enquadramento.....	19
1.2 Objectivos.....	22
1.3 Visão geral da metodologia.....	23
1.4 Estrutura da tese	24
CAPÍTULO II- ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO	26
2.1 Geologia	28
2.2 Solos	31
2.3 Relevo e hidrografia	35
2.4 Clima.....	37
2.5 Vegetação.....	44
2.6 População.....	46
CAPÍTULO III- CARTOGRAFIA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	53
3.1 Enquadramento.....	53
3.2 Metodologia	58
3.2.1 Dados de satélite	58
3.2.2 Dados auxiliares	59
3.3 Técnicas e processamento	60
3.3.1 Pré-processamento	61

3.3.2	Legenda e classificação	70
3.3.2.1	Sistemas de classificação de ocupação do solo	70
3.3.2.2	Legenda e definição do conjunto de dados de referência	72
3.4	Classificação das imagens Landsat	78
3.4.1	Avaliação da fiabilidade das classificações.....	80
3.5	Análise das alterações do coberto do solo.....	82
3.5.1	Comparação das alterações entre os mapas de coberto do solo globais e os mapas Landsat	83
3.5.2	Análise da desflorestação.....	85
3.6	Resultados	87
3.6.1	Correcção do efeito atmosférico.....	87
3.6.2	Correcção do efeito topográfico	88
3.6.3	Caracterização espectral das classes de coberto do solo e separabilidade espectral entre classes.....	89
3.6.4	Avaliação da fiabilidade do mapa de coberto do solo do ano 2010	93
3.7	Coberto do solo em 1990.....	97
3.7.1	Coberto do solo em 1990 por município.....	99
3.8	Coberto do solo em 2000.....	100
3.8.1	Coberto do solo em 2000 por município.....	102
3.9	Coberto do solo em 2010.....	103
3.9.1	Coberto do solo em 2010 por município.....	105
3.10	Análise das alterações do coberto do solo no período 1990 - 2010.....	106
3.11	Dinâmica das classes de coberto do solo entre 1990-2010.....	110
3.12	Dinâmica entre classes de coberto do solo.....	117
3.13	Comparação entre os mapas Landsat e os mapas globais.....	119
3.14	Taxas de desflorestação	122
3.15	Discussão	123
CAPÍTULO IV- GERAÇÃO DE VARIÁVEIS PARA A ANÁLISE DA PAISAGEM E DA FRAGMENTAÇÃO.....		127
4.1	Enquadramento.....	127
4.2	Variáveis morfológicas e socioeconómicas.....	127
4.3	Metodologia	128
4.4	Resultados	130
4.5	Variáveis morfológicas em estudos da paisagem	132
4.5.1	Geomorfologia e modelos digitais de elevação	133
4.5.2	Classificação morfométrica	134

4.5.3	Influência da escala na classificação morfométrica	137
4.6	Metodologia	138
4.6.1	Cálculo dos parâmetros morfométricos.....	139
4.6.2	Elaboração do mapa de classes de relevo.....	140
4.7	Resultados	142
CAPITULO V-	ECOLOGIA E ANÁLISE DA PAISAGEM	145
5.1	Enquadramento.....	145
5.2	Modelos de padrões da paisagem	147
5.2.1	O modelo da Ilha biogeográfica	147
5.2.2	O modelo mancha-corredor-matrix	148
5.2.3	Modelo dos gradientes de paisagem	149
5.2.3.1	Gradientes dos atributos de padrões categóricos	150
5.2.3.2	Gradientes de análise de dados contínuos	151
5.3	Sustentabilidade e ecologia da paisagem	151
5.4	Métricas da paisagem	155
5.5	Heterogeneidade, fragmentação e escala da paisagem	159
5.6	Métricas de fragmentação a nível das classes de coberto.....	163
5.6.1	Limitações das métricas de fragmentação a nível de classes de coberto do solo	164
5.7	Criação de novas métricas de fragmentação	164
5.7.1	Metodologia	166
5.8	Análise da dinâmica da paisagem	186
5.9	Resultados	188
5.9.1	Análise temporal das mudanças	194
5.9.2	Avaliação da influência das variáveis socioeconómicas sobre as medidas da paisagem ..	201
5.9.3	Influência das variáveis independentes sobre a fragmentação focal simples.....	205
5.10	Discussão	213
CAPÍTULO VI-	CONCLUSÕES	215
6.1	Desenvolvimentos futuros	218
REFERÊNCIAS	BIBLIOGRÁFICAS	220

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO I- INTRODUÇÃO

Figura 1.1 Esquema conceptual da tese, com as respectivas etapas de pesquisa	24
--	----

CAPÍTULO II- ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO

Figura 2.1 Localização da área de estudo: Relevo.	26
Figura 2.2 Localização da área de estudo: Divisões administrativas.....	27
Figura 2.3 Formações vegetais (Barbosa, 1970).....	44
Figura 2.4 Unidades litológicas. Baseado em Araújo & Guimarães (1992).....	30
Figura 2.5 Tipos de solos. Baseado em FAO-SOTER (2007).....	32
Figura 2.6 Área de estudo no contexto geomorfológico do sudoeste de Angola (adaptado de Feio, 1981).	36
Figura 2.7 Localização das estações meteorológicas selecionadas para o estudo.	39
Figura 2.8 Temperatura média mensal de Humpata, Lubango e Quihita (1951-1970).	40
Figura 2.9 Precipitação média anual na região de estudo.	41
Figura 2.10 Precipitação média mensal de Humpata, Lubango e Quihita (1951-1970).	42
Figura 2.11 Regime termo pluviométrico anual. Lubango 1931-60 e 1961-90. Base de dados: IPMA Portugal, INAMET Angola.....	43
Figura 2.12 Evolução da população na região de estudo entre 1960 e 2014. Fonte: Censos de Angola de 1960, 1970 e 2014 e Geohive para o ano 2006	48
Figura 2.13. Distribuição das indústrias existentes na região de estudo. Fonte: Estatísticas do GPH...53	

CAPÍTULO III- CARTOGRAFIA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Figura 3.1 Fluxograma das etapas de processamento digital de imagens.....	60
Figura 3.2 Esquema de classificação do LCCS modificado. Fonte (Herold & Di Gregorio, 2012).....	72
Figura 3.3 Localização das áreas de treino para os diferentes anos.	76
Figura 3.4 Curvas de reflectancia da água, áreas cultivadas/solo nu e miombo, (a) antes e (b) depois da correcção do efeito atmosférico.	87
Figura 3.5 Aspecto visual das imagens Landsat (A) antes e (B) apos a correcção do efeito topografico	88
Figura 3.6 Representação das curvas de reflectancia antes e após a correcção do efeito topográfico.	89
Figura 3.7 Representação das reflectancias das classes de coberto recolhidas sobre a área de estudo nas seis bandas espectrais.	90

Figura 3.8 (a) Composição colorida em falsa cor RGB743; (b) Mapa de coberto do solo de 1990.....	97
Figura 3.9 Ocupação de cada classe, em percentagem, no mapa de coberto do solo de 1990.	98
Figura 3.10 Representação gráfica da área ocupada pelas classes de coberto Herbáceas, Zonas Húmidas, Artificializado, Rochas e Ardido, em percentagem, no mapa de coberto do solo de 1990..	98
Figura 3.11 Representação das principais classes de coberto para o ano de 1990 nos 3 municípios que compõem a região de estudo.	99
Figura 3.12 (a) Composição colorida em falsa cor RGB743; (b) Mapa classificado de 2000 A legenda das nuvens está cortada.....	100
Figura 3.13 Representação, em percentagem, das principais classes de coberto do solo em 2000..	101
Figura 3.14 Representação gráfica da área ocupada pelas classes de coberto Herbáceas, Zonas Húmidas, Artificializado, Rochas e Ardido, em percentagem, no mapa de coberto do solo de 2000.	101
Figura 3.15 Representação das principais classes de coberto do solo, para o ano de 2000, nos 3 municípios que compõem a região de estudo.	102
Figura 3.16 (a) Composição colorida em falsa cor RGB743; (b) Mapa classificado de 2010	103
Figura 3.17 Representação, em percentagem, das principais classes de coberto do solo em 2010..	104
Figura 3.18 Representação gráfica da área ocupada pelas classes de coberto, Herbáceas, Zonas Húmidas, Artificializado, Rochas e Ardido, em percentagem, no mapa de coberto do solo de 2010	104
Figura 3.19 Representação das principais classes de coberto do solo, para o ano de 2010, nos 3 municípios que compõem a região de estudo.....	105
Figura 3.20 Mapas de uma subárea da área de estudo ilustrando as alterações do coberto do solo em 1990 (A) 2000 (B) 2010 (C), a área alterada entre 1990-2000 (D) e a área alterada entre 2000-2010 (E).	107
Figura 3.21 Dinâmica das classes de coberto na região entre 1990-2010.....	108
Figura 3.22 Área alterada em cada município entre 1990-2000 (esquerda) e entre 2000-2010 (direita)	109
Figura 3.23 Área alterada por célula de 100 hectares entre 1990-2000 (A) e entre 2000-2010 (B) pôr na figura as unidades e o período a que corresponde.....	110
Figura 3.24 Percentagem de alteração por classe de coberto entre 1990-2000.....	111
Figura 3.25 Percentagem de alteração por classe de coberto entre 2000-2010.....	111
Figura 3.26 Área alterada da classe de coberto Miombo denso entre 1990 e 2010 em relação à área total.	112
Figura 3.27 Área alterada da classe de coberto Miombo aberto entre 1990 e 2010 em relação à área total.	113
Figura 3.28 Área alterada da classe de coberto Savana entre 1990 e 2010.	114
Figura 3.29 Área alterada da classe de coberto Áreas cultivadas/solo nu entre 1990 e 2010.....	115

Figura 3.30 Exemplo de uma área que mostra as diferenças na visualização das zonas húmidas (pixéis mais escuros) nas imagens (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010	116
Figura 3.31 Áreas ocupadas pelas classes de coberto (A) mapas globais e (B) mapas Landsat	121

CAPÍTULO IV. GERAÇÃO DE VARIÁVEIS PARA A ANÁLISE DA PAISAGEM E DA FRAGMENTAÇÃO.

Figura 4.1 Distâncias euclidianas às vias de acesso na região de estudo.	130
Figura 4.2 Distâncias euclidianas aos aglomerados populacionais na área de estudo.....	131
Figura 4.3 Densidade de povoamento na área de estudo.	131
Figura 4.4 Detalhe das formas do relevo da região de estudo nas várias janelas móveis seleccionadas.	142
Figura 4.5 Formas de relevo da região de estudo.....	144

CAPITULO V- ECOLOGIA E ANÁLISE DA PAISAGEM

Figura 5.1 Relação entre a ciência da sustentabilidade da paisagem e a ecologia da paisagem. Adaptado de Wu (2013).....	153
Figura 5.2 Modelo conceptual dos estados de alteração da paisagem. Adaptado de McIntyre & Hobbs (1999)	162
Figura 5.3 Estrutura geral do modelo de avaliação de densidade de orlas.	172
Figura 5.4 Entrada de dados e cálculo do modelo de orlas	173
Figura 5.5 Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais.....	174
Figura 5.6 Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de estandardização.	174
Figura 5.7 Estrutura geral do modelo de fragmentação focal simples.	177
Figura 5.8 Entrada de dados e cálculo do modelo de orlas.	177
Figura 5.9 Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais.....	178
Figura 5.10 Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de estandardização.	178
Figura 5.11 Representação bidimensional com as coordenadas das classes de coberto do solo resultantes da análise estatística MDS.....	181
Figura 5.12 Estrutura geral do modelo de avaliação de densidade de orlas.	183
Figura 5.13 Entrada de dados e cálculo do modelo de orlas.	184
Figura 5.14 Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais.....	185
Figura 5.15 Criação da métrica final MPFM através da integração de variáveis num processo de estandardização.	185

Figura 5.16 Criação da métrica final MPFM através da integração de variáveis num processo de estandardização.	188
Figura 5.17 Mapas de fragmentação focal simples para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 100, 500 e 1000 metros.	189
Figura 5.18 Mapas de fragmentação pericial multidimensional para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 100, 500 e 1000 metros.	190
Figura 5.19 Mapa de densidade de orlas para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 500, 1000 e 2000 metros.....	191
Figura 5.20 Mapas de fragmentação para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 500, 1000 e 2000 metros.....	192
Figura 5.21 Mapas de fragmentação pericial multidimensional para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 500, 1000 e 2000 metros.	193
Figura 5.22 Mapas de densidade de orlas para o período (A) 1990-2000 e janelas 100,500,1000, (B) densidade de orlas para o período 2000-2010 e janelas 100,500,1000, (C) densidade de orlas para o período 1990-2000 e janelas 500,1000,2000, (D) densidade de orlas para o período 2000-2010 e janelas 500,1000,2000	194
Figura 5.23 Mapas de fragmentação focal simples para o período (A), 1990-2000 e janelas 100,500,1000, (B), fragmentação para o período 2000-2010 e janelas 100,500,1000, (C) fragmentação para o período 1990-2000 e janelas 500,1000,2000, (D) fragmentação para o período 2000-2010 janelas 500,1000,2000	195
Figura 5.24 Mapas de fragmentação pericial multidimensional para o período (A) 1990-2000 e janelas 100,500,1000, (B) fragmentação pericial multidimensional para o período 2000-2010 e janelas 100,500,1000, (C) fragmentação pericial multidimensional para o período 2000-2010 janelas 500,1000,2000	197

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO II- ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO

Tabela 2.1 Distribuição das comunas pelos respectivos municípios	27
Tabela 2.2 Descrição da legenda das formações vegetais existentes na região.....	44
Tabela 2.3 Distribuição dos principais tipos de rochas por período geológico.....	29
Tabela 2.4 Tipos de solos, área ocupada e número de perfis observados.	32
Tabela 2.5 Localização e características dos postos meteorológicos da região	39
Tabela 2.6 Distribuição da população total nos municípios em análise (1960-2014).	47

CAPÍTULO III- CARTOGRAFIA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Tabela 3.1 Características das bandas dos sensores Landsat TM e ETM+	59
Tabela 3.2 Trajetória e data das imagens	59
Tabela 3.3 Coeficientes de calibração correspondentes às cenas Landsat 5, path/row 181/70 e 181/71, de 19 de Abril de 1990.....	64
Tabela 3.4 Coeficientes de calibração correspondentes à cena Landsat 7, path/row 181/70, de 06 de Maio de 2000	64
Tabela 3.5 Coeficientes de calibração correspondentes à cena Landsat 7, path/row 181/71, de 06 de Maio de 2000	64
Tabela 3.6 Coeficientes de calibração correspondente às cenas Landsat 5, path/row 181/70 e 181/71, de 24 de Abril de 2010	65
Tabela 3.7 Legenda das classes de coberto do solo.....	73
Tabela 3.8 Distâncias de J-M calculadas para as áreas de treino recolhidas para o ano de 1990.....	91
Tabela 3.9 Distâncias de J-M calculadas para as áreas de treino recolhidas para o ano de 2000.....	92
Tabela 3.10 Distâncias de J-M calculadas para as áreas de treino recolhidas para o ano de 2010.....	93
Tabela 3.11 Tabela de contingência, em percentagem, para os dados de validação da classificação de coberto do solo em 2010	94
Tabela 3.12 Erros de comissão e de omissão obtidos na validação do mapa de coberto do solo de 2010.....	95
Tabela 3.13 Precisão do produtor e do utilizador para os dados de validação da classificação de coberto do solo de 2010	96
Tabela 3.14 Área das classes de coberto e percentagem de área alterada entre 1990-2010.....	108
Tabela 3.15 Principais conversões entre as classes de coberto no período 1990-2010 e nos sub-periodos	118

Tabela 3.16 Simplificação e agrupamento entre a legenda simplificada e a do IGBP-DISCover, LCCS GLC2000, GLOBCOVER 2009 e Mapas Landsat.	120
Tabela 3.17 Índice de concordância de Kappa entre os mapas de coberto	122
Tabela 3.18 Taxas de desflorestação calculadas para a região de estudo e da FAO para Angola	122

CAPÍTULO IV- GERAÇÃO DE VARIÁVEIS PARA A ANÁLISE DA PAISAGEM E DA FRAGMENTAÇÃO.

Tabela 4.1 Características dos dados utilizados.....	129
Tabela 4.2 Principais parâmetros morfométricos e seu significado.	135
Tabela 4.3 Classes de declive.	139
Tabela 4.4 Classes de amplitude do relevo.....	140
Tabela 4.5 Classes de relevo segundo Cress et al. (2009).	141
Tabela 4.6 Classes de relevo na região e sua superfície	143

CAPITULO V- ECOLOGIA E ANÁLISE DA PAISAGEM

Tabela 5.1 Valores dos indicadores de sustentabilidade e de biodiversidade para cada classe de coberto do solo	181
Tabela 5.2 Pares de coordenadas das classes de coberto do solo resultantes da análise estatística MDS.....	182
Tabela 5.3 Resultados da ANOVA para a densidade de orlas	198
Tabela 5.4 Resultados da ANOVA para a fragmentação focal simples	199
Tabela 5.5 Resultados da ANOVA para a fragmentação pericial multidimensional	200
Tabela 5.6 Determinantes das variações na densidade de orlas	202
Tabela 5.7 Determinantes das variações na densidade de orlas	203
Tabela 5.8 Determinantes das variações na densidade de orlas	204
Tabela 5.9 Determinantes das variações na densidade de orlas	205
Tabela 5.10 Determinantes das variações na fragmentação focal simples	206
Tabela 5.11 Determinantes das variações na fragmentação focal simples	207
Tabela 5.12 Determinantes das variações na fragmentação focal simples	208
Tabela 5.13 Determinantes das variações na fragmentação focal simples	209
Tabela 5.14 Determinantes das variações na fragmentação pericial multidimensional	210
Tabela 5.15 Determinantes das variações na fragmentação pericial multidimensional	211
Tabela 5.16 Determinantes das variações na fragmentação pericial multidimensional	212
Tabela 5.17 Determinantes das variações na fragmentação pericial multidimensional	213

LISTA DE ACRONIMOS

ANOVA- Análise de variância

AtCPro- Atmospheric Correction Processor for Multi- & Hiperspectral Data

AVHRR- Advanced Very High Resolution Radiometer

BDM- Métrica de densidade de orlas

DOS- Dark Object Subtraction

EEA- European Environment Agency

EROS- Earth Resources Observation Systems

ERTS- Earth Resources Technology Satellite

ESA- Agência Espacial Europeia

ETM- Enhanced Thematic Mapper Plus

EUNIS- European Union Nature Information System

FAO- Food and Agriculture Organization

FNUAP- Fundo das Nações Unidas para População

FRA- Forest Resources Assessments

FSFM- Métrica de Fragmentação Focal Simples

GCOS- Global Climate Observing System

GLC2000- Global Land Cover 2000

GLCN- Global Land Cover Network

IGBP- International Global Biosphere Programme

INAMET- Instituto Nacional de Meteorologia

INE- Instituto Nacional de Estatística de Angola

IPMA- Instituto Português do Mar e da Atmosfera

IUSS- International Union of Soil Sciences

JM- Jeffries-Matusita

JRC- Joint Research Center

L1T- Level 1 Terrain-corrected data

LCCS- Land Cover Classification System

MDDV- Modified Dense Dark Vegetation

MDE- Modelo Digital de Elevação

MDS- Escalonamento Multidimensional

MEA- Millennium Ecosystem Assessment

MERIS- Medium Resolution Imaging Spetrometer

MIAA- Missão dos Inquéritos Agrícolas de Angola

MODIS- Moderate Resolution Imaging Spetroradiometer

MODTRAN- MODerate resolution atmospheric TRANsmission

MoRAP- Missouri Resources Assessment Partnership

MPA- Missão Pedológica de Angola

MPFM- Métrica pericial de fragmentação multidimensional

NASA- National Aeronautics and Space Administration

NOAA- National Oceanic and Atmospheric Administration

PSSSR- Processing Scheme for Standardized Surface Reflectance

RGB- Red Green Blue

SADC- Southern Africa Development Community

SIG- Sistemas de Informação Geográfica

SPOT- Satellite Pour l'Observation de la Terre

SRTM- Shuttle Radar Topographic Mission

TM- Thematic Mapper

UN- United Nations

UNEP- United Nations Environment Programme

UNESCO- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

UNFCCC- United Nations Framework Convention on Climate Change

USAID- Agência dos Estados Unidos da América para o Desenvolvimento Internacional

USGS- United States Geological Survey

UTM- Universal Transverse Mercator

WCED- World Commission on Environment and Development

WGS84- World Geodetic System 1984

WRB- World Reference Base

RESUMO

A cartografia temática surge como um aliado indispensável ao estudo e conhecimento do estado da paisagem e dos ecossistemas terrestres. Angola é um país com uma enorme lacuna em termos de informação cartográfica para suporte a diversas actividades desenvolvidas em várias áreas. É por isso necessária informação sobre a superfície terrestre que registre as alterações temporais ocorridas nos ecossistemas e identifique os factores que estão na sua origem de forma a implementar medidas que permitam uma gestão mais sustentável do seu enorme território. O presente estudo foi realizado no sector Sudoeste de Angola, abrangendo os municípios do Lubango, Humpata e Chibia, com uma área aproximada de 9600 km². Os objectivos foram: a) cartografar o coberto do solo e monitorizar as alterações ocorridas na área de estudo no período 1990-2010, b) analisar e interpretar as alterações da estrutura da paisagem nos últimos 20 anos usando cartografia de ocupação do solo, produzida recorrendo a imagens de satélite, e métricas da paisagem, e c) quantificar e examinar a relação entre a fragmentação da paisagem e os factores geradores. A metodologia utilizada no estudo é composta por duas partes, sendo a primeira dedicada às operações de processamento e interpretação de imagens de satélite Landsat e, a segunda dedicada à produção de novas métricas de fragmentação da paisagem com recurso à ferramenta SIG utilizando operações de álgebra de mapas. O comportamento da fragmentação é analisado, à luz do efeito dos fatores ambientais e socioeconómicas ao nível da região. Os resultados obtidos, através da aplicação de técnicas de deteção remota e usando imagens Landsat TM e ETM+, permitiram a elaboração de mapas de coberto do solo, onde se distinguiram 8 classes temáticas e espectralmente diferentes. Verificou-se em termos globais que aproximadamente 38% da área sofreu algum tipo de alteração no período estudado, sendo as classes de miombo e áreas cultivadas as que mais alterações sofreram. A fragmentação da paisagem foi avaliada através da implementação de novas métricas, mostrando os resultados, que no período 1990-2000, a fragmentação foi superior à que se verificou entre 2000-2010. A nível espacial, a dinâmica de fragmentação foi mais acentuada, entre 1990-2000, na Humpata e, entre 2000-2010, no Lubango.

Palavras-chave: Coberto do solo; Paisagem; Métricas de paisagem; Alterações da paisagem.

ANALYSIS OF LANDSCAPE AND LAND USE LAND COVER CHANGE IN LUBANGO AND SURROUNDINGS

ABSTRACT

Thematic cartography shows up as an essential ally in the study and knowledge of the state of landscapes and terrestrial ecosystems. Angola is a country with an enormous lack of cartographic information to support the several activities carried out in a variety of areas. This is the reason information on the earth's surface is necessary, registering alterations which occur over time in ecosystems and identifying the associated factors in its origin, so as to implement metrics that allow a more sustainable management of its enormous territory. This study was carried out in the Southeast of Angola in the Lubango, Humpata and Chibia Municipalities, with an area of approximately 9600 km². Our objectives were the following: a) land cover mapping and land cover changes monitoring over the period 1990 to 2010 using Landsat images, b) to analyze and interpret landscape structures changes using land cover maps, and landscapes metrics, and c) to quantify and to examine the relationship between landscape fragmentation and its drivers. The methodology developed in the study has two parts, the first includes Landsat satellite images processing and interpretation and, the second the production of new landscape fragmentation metrics with support to a GIS tool and algebraic mapping operations. The fragmentation behavior is analyzed, taking into account the effect of environmental and socioeconomic factors at a regional level. The results allowed obtaining land cover maps, in which 8 spectrally different thematic classes were distinguished. It was observed that 38% of the area suffered some type of alteration in the studied period, with higher changes observed in the classes of miombo and agriculture. Landscapes fragmentation results, evaluated through the implementation of new metrics, show that, values are greater in the period 1990-2000 than in 2000-2010. At municipality level, fragmentation dynamics were more accentuated in Humpata between 1990 -2000 and in Lubango between 2000 -2010.

Key words: Land cover; Landscape fragmentation; Landscape metrics; Landscape alterations, Angola.

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento

As mudanças nos sistemas terrestres, as transformações induzidas pelo homem aos ecossistemas e paisagens, bem como, as mudanças resultantes na cobertura do solo vão muito além das alterações locais e são factores que originam mudanças ambientais globais (Verburg et al., 2013).

Atualmente, os seres humanos transformaram mais de três quartos da biosfera terrestre, transformando-os em biomas antropogénicos (*anthromes*), existindo grande incorporação de áreas significativas de biomas remanescentes em novas paisagens agrícolas e assentamentos humanos (Ellis et al., 2013).

Existe, uma grande necessidade de estudar essas alterações e documentar os processos a elas inerentes, já que a terra fornece recursos socioeconómicos vitais para as sociedades, tais como os alimentos, combustíveis, fibras e muitos outros serviços de ecossistemas que suportam funções de produção, regulação dos riscos de catástrofes naturais, ou prestação de serviços culturais e espirituais (Verburg, 2013).

Para além das mudanças mensuráveis em termos globais, destacamos um conjunto de alterações locais onde se inserem as alterações do uso/ocupação do solo e da paisagem.

As mudanças do uso do solo e da estrutura da paisagem são uma componente importante das alterações globais (EEA, 2006). Para Pijanowski et al. (2009) e Mucher et al. (2010), a nível global, as paisagens têm sido alteradas mais rapidamente, mais extensivamente e mais profundamente do que em qualquer outro período da história da humanidade.

Da interacção entre o género humano e os fenómenos naturais a nível da superfície terrestre, surge como consequência imediata o desenvolvimento da heterogeneidade das paisagens (Ali et al., 2014). Entre os principais factores envolvidos nessas mudanças estão a urbanização, a industrialização e a agricultura (Fenarec et al., 2010; Lindenmayer & Fischer, 2006).

As condições socioeconómicas das populações africanas, são o mote para um conjunto de dinâmicas que se reflectem a escala da paisagem. A dinâmica de crescimento demográfico do continente e o modo de vida a que as actividades estão conectadas, colocam um

conjunto de desafios urgentes, que obrigam as lideranças do continente a investirem numa relação mais sustentável com as paisagens.

Nos países africanos, com uma população em grande crescimento, são previstas alterações importantes no uso do solo. Segundo as Nações Unidas, a população africana que atingiu o efectivo de mil milhões em 2009, vai dobrar nos próximos 40 anos, exacerbando os problemas e impactos na produção alimentar, água potável e outros recursos naturais (Clerici et al., 2013; Linard et al., 2013). Alguns autores chegam a afirmar que o continente funciona como um “*hotspot*” de mudanças de uso do solo, com um aumento estimado de 34 – 40 % das áreas agrícolas até 2050 (Alcamo et al., 2011).

Brink & Eva (2009) analisaram as alterações do coberto do solo em Africa nos últimos 25 anos e constataram uma diminuição de 21% da vegetação natural, com taxas de desflorestação de 5 milhões de hectares por ano. Estas taxas de desflorestação são derivadas, principalmente, do facto de viverem cerca de 60 milhões de habitantes nas florestas africanas a sul do Sahara onde a madeira é a principal fonte de energia de 80% da população (Mayaux et al, 2013).

Outro aspecto importante a ter em conta no processo de alterações do coberto do solo em Africa é o crescimento urbano, já que as cidades africanas apresentam taxas de expansão das mais altas do mundo, estimando-se um crescimento médio de cerca de 12 vezes até 2050 (Angel, 2011).

Analisados estes aspectos fica clara a tendência de transformação do coberto do solo e, conseqüentemente do padrão da paisagem no continente africano, tal como afirmam em seu estudo Carvalho-Ribeiro et al. (2013) de que a ocupação do solo é a forma de comunicação do significado da paisagem numa região.

A degradação da paisagem em África é principalmente um processo de origem antrópica, caracterizado pela diminuição da estrutura natural e das funções dos ecossistemas, onde as alterações da paisagem aumentam com o tempo. Recentemente estudos ligados a análise das alterações da paisagem e fragmentação de habitats em África têm recebido a atenção de vários investigadores, por exemplo, na área da biodiversidade, Murwira & Skidmore (2005) e Pittiglio (2010) realizaram estudos para analisar o efeito da heterogeneidade da paisagem sobre a distribuição dos elefantes, na África austral, entre o período de 1980 e 1990, no primeiro caso e, entre 1980 e 2001 no segundo, usando ambos a abordagem de gradientes

de paisagem (*intensity - dominant scale*), tendo o método previsto 61% e 82% respectivamente da variância na mudança da distribuição dos elefantes.

Bogaert et al. (2008) and Cho et al. (2013) verificaram, através de imagens de satélite, uma sensível diminuição da área florestal no continente africano, tendo os autores afirmado que grande parte dos países do continente apresentam taxas elevadas de desflorestação.

Num estudo realizado no continente africano, Ouedraogo et al. (2011) incorporam métricas da paisagem para análise das mudanças na África ocidental mostrando resultados em que a desflorestação ocupa 63% da paisagem, enquanto a reflorestação ocupa apenas 28% da paisagem.

O sul de Angola onde se insere a região do Lubango e arredores, que é estudada nessa tese, apresenta condições ambientais diferentes do Norte e Leste do país, tendo por exemplo solos menos férteis e uma duração mais curta da estação das chuvas. O relevo é também uma característica marcante, existindo uma extensão assinalável de áreas montanhosas e escarpadas, e esses aspetos por si só são fortes condicionantes ao desenvolvimento de atividades importantes para o bem-estar social das populações.

Entre as grandes tradições ocupacionais dos povos do sul de Angola estão a agricultura, que é maioritariamente de subsistência, onde os camponeses depois de alguns anos vão à procura novas áreas de cultivo o que acarreta destruição de áreas naturais; a pecuária com carácter extensivo, com o gado a circular em extensas áreas e impondo um conjunto de pressões sobre o substrato arbustivo, herbáceo, e sobre o solo; a indústria de extracção de areia e granito, que causa também um forte impacto sobre a paisagem. O ritmo das transformações da paisagem e do coberto do solo aumentou muito entre 1990 e 2010, embora varie a nível da região.

Nesta tese se exploram um conjunto de metodologias para produção de informação cartográfica essencial para a caracterização ambiental da região do Lubango, mas também se produzem métricas novas de caracterização da paisagem, para posteriormente se avaliar os fatores que influenciam as transformações a escala da paisagem, com realce para a fragmentação.

Importância da região do Lubango no contexto de Angola, motivou o desenvolvimento de uma abordagem metodológica, assente nas técnicas de processamento digital de imagens e

modelação geográfica. O fato de se utilizar essa abordagem no Lubango, não impede que a mesma abordagem metodológica seja replicada noutros contextos e lugares.

1.2 Objectivos

A paisagem está em constante mudança devido a fenómenos naturais e à ação do homem, o que requer uma compreensão clara da dinâmica espaço-temporal dos processos de mudança. É, assim, importante promover uma avaliação à escala espacial e temporal.

Pretende-se com essa tese apresentar um trabalho eminentemente metodológico, com a aplicação de vários métodos e técnicas, relacionados com a produção de cartografia temática, com base em imagens de satélite, bem como apresentar um conjunto de procedimentos de modelação geográfica que culminaram com a produção de novas medidas de caracterização da paisagem, fáceis de replicar e adoptar em contextos diferentes.

Serviram de motivação para o presente trabalho, (i) o facto de quase não existirem na actualidade e no contexto angolano trabalhos sobre a região, onde o recurso as Tecnologias de Informação Geográfica é parte importante; (ii) o facto de as alterações da paisagem na região de estudo serem muito intensas devido a grande dinâmica populacional e a herança agropecuária da região; (iii) a oportunidade de apresentar uma alternativa metodológica aos métodos usados em grande parte dos trabalhos desenvolvidos com o Fragstats.

O principal objectivo deste estudo é produzir cartografia de coberto do solo, analisar a influência de factores ambientais e socio demográficos na estrutura e nas alterações da paisagem ao longo do tempo. Esta análise reveste-se de alguma complexidade, principalmente derivada do conjunto de factores envolvidos e que actuam na génese das alterações da forma, da composição e da conectividade da paisagem, gerando heterogeneidade e fragmentação. Para atingir esse objectivo, um conjunto de objectivos específicos serão considerados:

- Analisar e explicar as alterações da estrutura da paisagem nos últimos 20 anos usando cartografia de ocupação do solo, produzida recorrendo a imagens de satélite, e métricas da paisagem
- Quantificar e examinar a relação entre a fragmentação da paisagem e os factores geradores.

Para atingir esses objectivos, um conjunto de questões são respondidas ao longo do trabalho e são consolidadas nas conclusões. As questões que essa tese responde são as seguintes:

- 1- Qual é a estrutura e composição das classes de coberto do solo na região?
- 2- Qual é a magnitude das alterações do coberto do solo e qual é a localização das principais alterações?
- 3- Quais são as características da paisagem e como se caracterizam as suas principais transformações?
- 4- Que factores explicam melhor as alterações a escala da paisagem na região de estudo?

1.3 Visão geral da metodologia

A metodologia de desenvolvimento dessa tese consistiu na caracterização ambiental e socio-económica da região, com base num conjunto de informações constantes da bibliografia, cartografia e na geração de mapas em ambiente SIG.

Numa etapa posterior procedeu-se à classificação de um conjunto de imagens de satélite Landsat e foram produzidos 3 mapas de coberto do solo (1990, 2000 e 2010), bem como mapas de alterações e produzidas estatísticas por classe de coberto e por área administrativa (municípios).

No capítulo 4 procedeu-se à modelação e geração de variáveis que foram utilizadas numa etapa posterior como factores explicativos nas transformações da paisagem.

Foram desenvolvidas novas métricas de caracterização da paisagem, com enfoque na fragmentação e análise das transformações. As métricas foram construídas com recurso à modelação geográfica e as análises basearam-se numa abordagem multiescala e multidimensional.

Para o alcance dos objectivos, o trabalho foi desenvolvido segundo as etapas presentes no esquema conceptual da figura 1.1 abaixo.

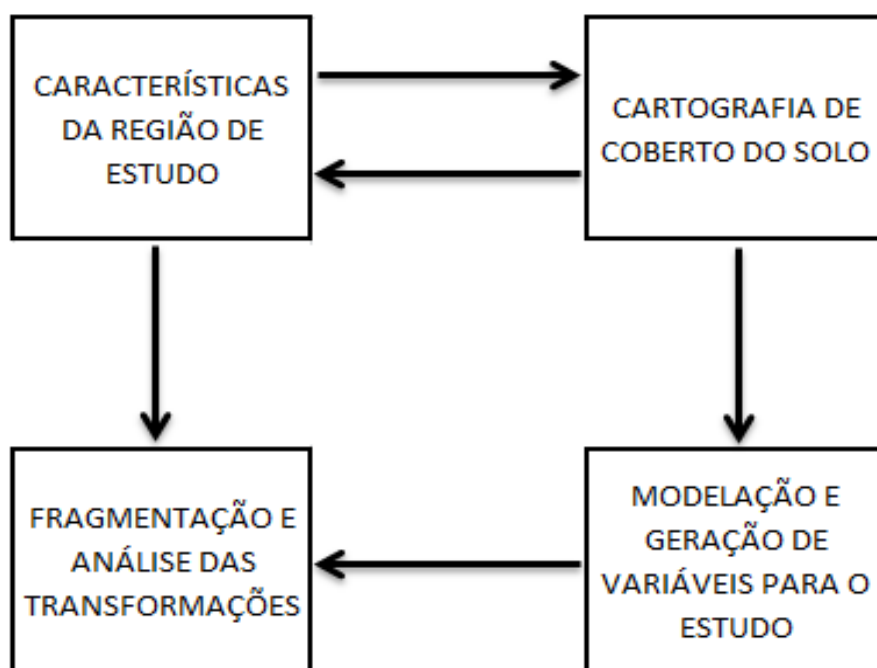


Figura 1.1. Esquema conceptual da tese, com as respectivas etapas de pesquisa.

1.4 Estrutura da tese

Capítulo 1 fornece uma síntese teórica dos aspectos relacionados com a ecologia da paisagem, fazendo referência à estrutura, funções e mudanças. É também abordada a heterogeneidade espacial e os desafios para a sua quantificação, apresentam-se também os objectivos e estrutura da tese.

Capítulo 2 fornece uma visão sobre a região de estudo, onde são apresentadas as características ambientais, sociodemográficas do Lubango e arredores, uma das áreas mais dinâmicas de Angola, devido ao facto de albergar uma população em grande crescimento, mais ou menos concentrada no Lubango que conta com mais de 700.000 habitantes.

Capítulo 3 dedica-se ao processamento digital de imagens de satélite e à produção de cartografia de coberto do solo. São apresentadas as características dos sensores utilizados, as imagens são submetidas a correcção radiométrica, pela utilização de modelos digitais de elevação e modelos como MODTRAN. É escolhida a legenda do mapa, seguindo as orientações do *Land Cover Classification System* da FAO. O algoritmo de classificação seleccionado foi o da máxima verossimilhança, tendo sido gerados os mapas de coberto do

solo para as datas seleccionadas, finalmente são analisadas as alterações de coberto do solo no período considerado e os factores que estão na sua origem.

Capítulo 4 dedica-se à geração de métricas para posterior caracterização da paisagem, como métricas de caracterização morfológica e de distância. Pretende-se neste capítulo realizar um conjunto de operações de análise espacial para geração de dados a serem usados na fase posterior. Pelo facto da região de estudo, estar localizada na zona da grande escarpa de Angola, é dado grande enfoque ao desenvolvimento de um mapa de unidades geomórficas.

Capítulo 5 foca-se na análise da estrutura da paisagem e na quantificação da fragmentação, usando dados gerados nos dois capítulos anteriores. Nesse capítulo são apresentadas as ferramentas *Border Density Measure*, *Focal Fragmentation Measure* e *Multidimensional Fragmentation Measure*, desenvolvidas especificamente no âmbito dessa tese, para analisar a paisagem e suas transformações, para além disso, é feita a análise dos factores ambientais e não só que têm influência nos processos de fragmentação da paisagem na região de estudo.

Capítulo 6 apresenta-se as conclusões finais e desenvolvimentos futuros. Pode-se concluir com o presente estudo que a região de estudo caracteriza-se por um grande dinamismo a nível das classes de coberto do solo, bem como a nível da paisagem quando se caracterizam os três municípios.

CAPÍTULO II- ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO

A área de estudo localiza-se no sector Sudoeste de Angola, mais precisamente na província da Huíla, sensivelmente entre os paralelos 14° 30' e 15° 45' de Latitude Sul e os meridianos 13° 10' e 14° 17' de Longitude Este (figura 2.1). O relevo é caracterizado por planaltos que ocupam uma grande extensão, à semelhança de outras regiões do território nacional, correspondendo sobretudo ao designado Planalto Principal (Feio, 1981). Encontram-se limitados a Oeste pela escarpa da Chela, com mais de 1000 metros de altura e as altitudes variam entre os 1300 metros no Sul e os 2300 metros na região ocidental (figura 2.1), mais concretamente nos Planaltos de Bimbe e Humpata, que constituem os sectores do topo daquela escarpa. A rede hidrográfica é dominada pela presença do rio Caculuar que é um importante afluente do rio Cunene.

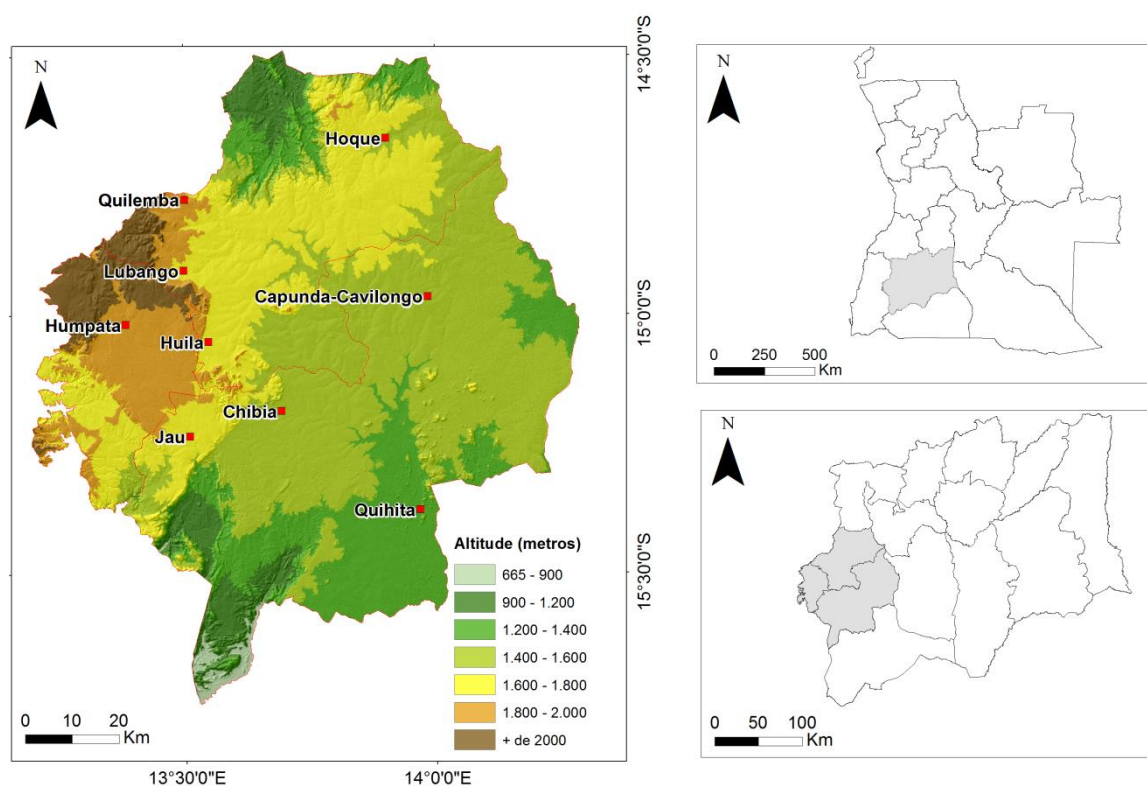


Figura 2.1. Localização da área de estudo: Relevo.

Com uma superfície total de 960.000 hectares, a área de estudo compreende os municípios da Chibia, Humpata e Lubango e as suas respectivas comunas, como se pode observar na tabela 2.1, que se apresenta adiante.

Tabela 2.1. Distribuição das comunas pelos respectivos municípios.

Municípios	Comunas
Chibia	Capunda - Cavilongo
	Chibia
	Jau
	Quihita
Humpata	Humpata
Lubango	Arimba
	Hoque
	Huíla
	Lubango

O município da Humpata não apresenta comunas oficiais e por isso consta apenas uma comuna que corresponde a toda extensão do município.

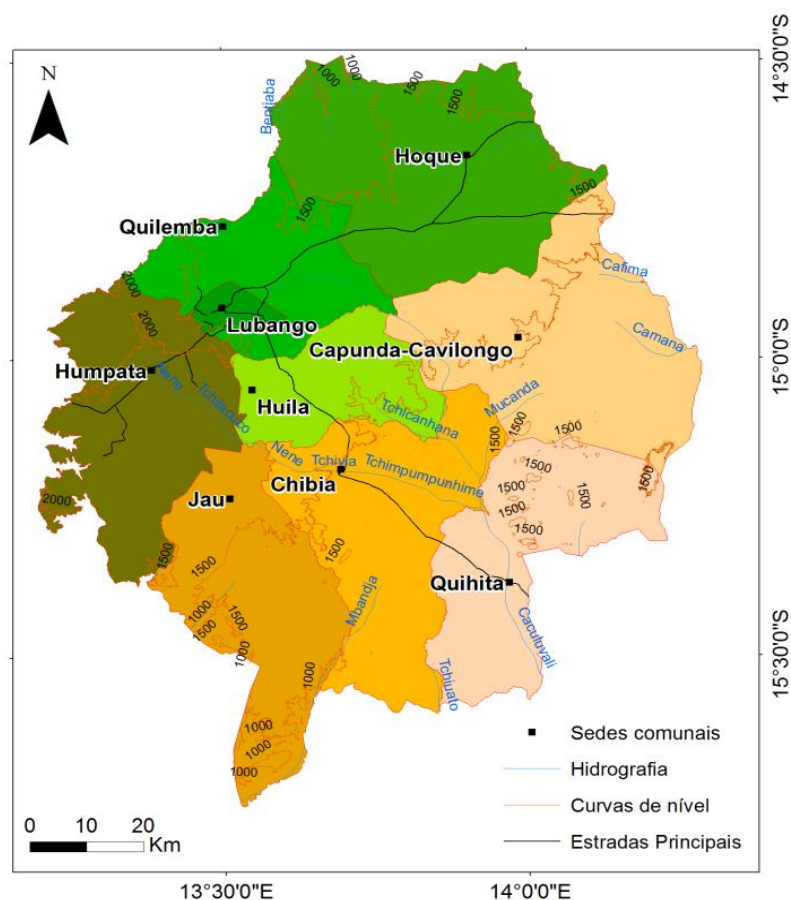


Figura 2.2. Localização da área de estudo: divisões administrativas.

A região foi estudada no passado sob o ponto de vista agronómico devido à importância que possui no contexto do Sul de Angola, e por albergar o principal centro populacional da região austral do país. Na década de 1960, a Missão dos Inquéritos Agrícolas de Angola (MIAA) fez

um levantamento exaustivo, no âmbito do qual a região é denominada de zona geoeconómica das Terras Altas da Huíla (Medeiros, 1976) ou Zona Agrícola número 30 (Diniz, 2009). Outros estudos importantes na região foram realizados por geólogos como (Vale et al., 1973), e Correia (1976) que serviram para o conhecimento geológico da região, e estudos geomorfológicos foram desenvolvidos Feio (1981). Um estudo muito importante foi realizado por Medeiros (1976), onde sintetiza um conjunto de estudos sobre a região, e aborda aspectos novos relacionados com a economia e a demografia dos povos nas terras altas da Huíla.

2.1 Geologia

A área de estudo é dominada por formações rochosas muito antigas, do Arcaico e Proterozóico, existindo também formações mais recentes do Cenozóico, principalmente em regiões mais baixas. As rochas mais antigas ocupam uma área central estendendo-se desde o limite Norte até ao limite Sul (figura. 2.4).

Os vários estudos de geocronologia e de geologia regional colocam essa parte do território no escudo ou cratão de Angola, devido à presença da crosta proterozóica constituída principalmente de anortositos e rochas granitóides (McCourt *et al*, 2013).

Os vários estudos geológicos tiveram grande impulso na década de 1970, com a publicação de cartas geológicas a escalas 1:100.000; 1:250.000 e 1:1.000.000, publicadas pela Direcção Provincial dos Serviços de Geologia e Minas e, depois da independência, pelo Ministério da Geologia e Minas.

A região pode ser dividida em duas unidades geocronológicas principais: Pré-câmbrico, que inclui os períodos Arcaico e Proterozóico, e Cenozóico, como atestam os trabalhos de Pereira *et al.* (2006), Carvalho & Fernandes (1973) e Vale (1973).

Nesta região há grande diversidade geológica, que segundo Feio (1981) se pode agrupar nas quatro unidades petrográficas seguintes: granitos, granodioritos, quartzo-dioritos e gnaisses, Anortositos e gabros, Quartzitos e rochas associadas, e Calcários e dolomites.

Tabela 2.3. Distribuição dos principais tipos de rochas por período geológico.

Período geológico	Litologia/ Formações geológicas
Arcaico	
	Quartzitos, Epidotitos, Anfibolitos, Gnaisses e Xistos Granitos biotíticos Gnaisses e Xistos, Anfibolitos, Leptitos, Quartzitos
Proterozóico Inferior	
	Anortositos, Gabro-Anortositos, Troctolitos Granitos Leucocráticos Granitos do tipo Rapakivi Pórfiros Graníticos Riolitos, Dacitos, Andesitos Peridotitos, Dunitos, Piroxenitos
Cenozóico	
	Grupo Kalahari- Formação de areias ocreas Grupo Kalahari- Argilas, Siltitos, Grés Depósitos aluvionares Depósitos aluvio-proluvionares

- Granitos, granodioritos, quartzo-dioritos e gnaisses, correspondem às formações petrográficas mais abundantes da região, ocupando mais de metade do território. Estas rochas ácidas têm idades variadas, indo desde o arcaico até ao proterozóico, localizando-se nas regiões mais elevadas, menos influenciadas pela erosão (Vale & Simões, 1971). Esta grande unidade está representada no mapa geológico pelos granitos (biotíticos, leucocráticos, tipo rapakivi), pórfiros graníticos, gnaisses e xistos e quartzitos da formação Tundavala pertencente ao Grupo Chela (Vale & Simões, 1971; Pereira *et al.*, 2006).

- Anortositos e gabros, estão bem representados na parte sudeste da área de estudo, constituindo a grande intrusão de rochas básicas do sudoeste de Angola denominada Complexo Gabro-Anortosítico (Vale *et al.*, 1973). Neste complexo estão presentes para além dos gabros e anortositos outras rochas, com destaque para os troctolitos, noritos e diques de doleritos.

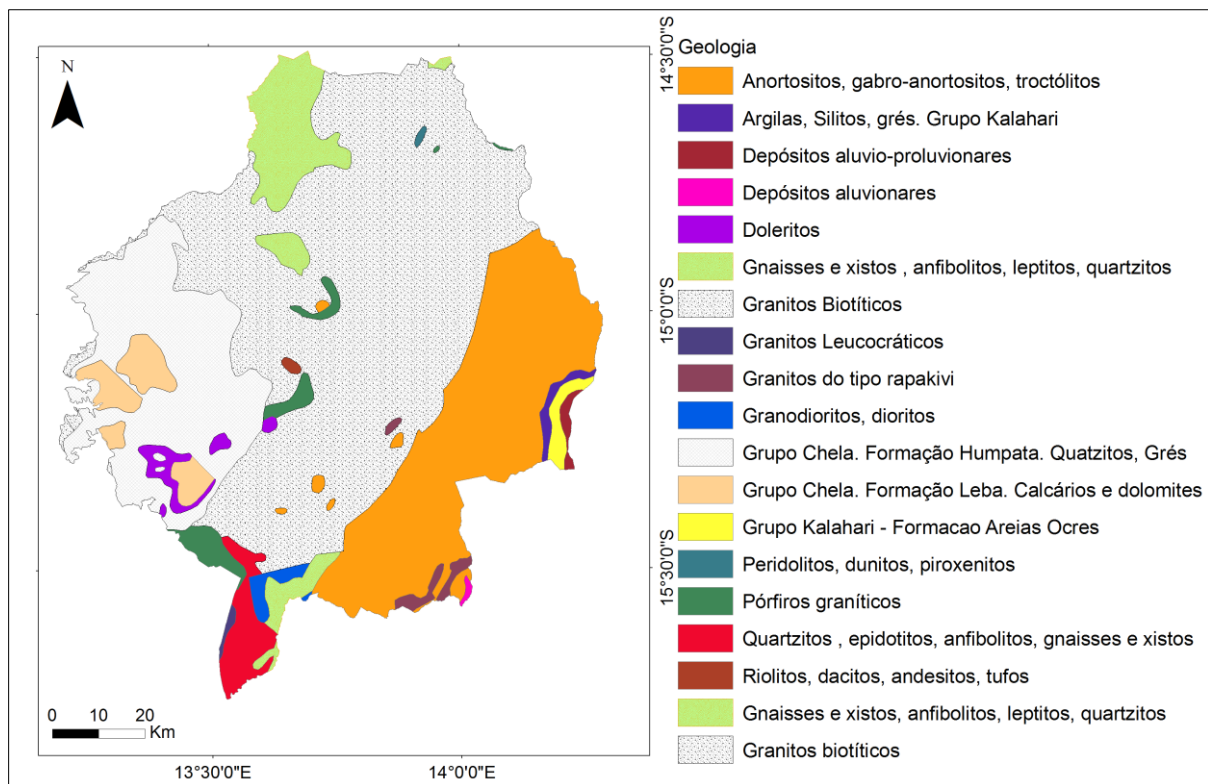


Figura 2.4. Unidades litológicas. Baseado em Araújo & Guimarães (1992).

- Quartzitos e rochas associadas, unidade petrográfica bem representada na Formação da Humpata, pertencente ao Grupo Chela, muito embora seja possível encontrar-se rochas quartzíticas noutras regiões. Para Araújo & Guimarães (1992) na Humpata essa unidade assenta sobre rochas metamórficas antigas, do Arcaico, mas também sobre rochas magmáticas do Proterozóico. Associados aos quartzitos estão os conglomerados, os grés quartzosos, argilitos e siltitos.

- Calcários e dolomites constituem um grupo de rochas carbonatadas, que segundo Araújo & Guimarães (1992) pertencem à Formação da Leba ou série média da Formação da Chela. As rochas mais representativas são os calcários cinzento-azulados e dolomites com intercalações de material silicioso. Estas rochas calcárias têm sido ao longo do tempo submetidas a alteração química, originando importantes grutas, como as da Leba, Tchivinguiro e Cangalongue (Vale *et al.*, 1973).

Para além destas unidades petrográficas são também importantes na região, embora com maior representatividade na parte sudeste, os depósitos sedimentares pertencentes ao Grupo Kalahari, formados principalmente por areias cenozóicas. Os depósitos aluvionares estão presentes principalmente junto a linhas de água, constituindo terraços baixos com

cotas até 3m, formados por areias, calhaus e algumas vezes por argilas. Os depósitos alúvio-proluvionares ocupam os interflúvios nas grandes regiões planas, representadas muitas vezes por meandros abandonados de rios. São formados por areias e argilas com algumas dezenas de metros de espessura. Na região do Cunene foram encontrados utensílios paleolíticos associados a este tipo de depósitos sedimentares (Araújo & Guimarães, 1992). Ainda como depósitos sedimentares existem as formações de “Grés polimorfos”, constituídos de areias com colorações variadas e cascalhos, e a de “Areias ocre”, constituída de finas areias quartzosas com teores apreciáveis de argilas e hidróxido de ferro (Vale *et al.*, 1973).

2.2 Solos

O solo é um recurso indispensável ao desenvolvimento de actividades humanas vitais. Em países como Angola e em particular na província da Huíla, onde a agricultura e a pastorícia são as actividades com maior expressão nas áreas rurais, o solo desempenha um papel fulcral na manutenção de vários aspectos ligados à produção de alimentos. A enorme importância do solo acarreta um conjunto de responsabilidades, ligadas à sua protecção, conservação e gestão, o que evidencia a necessidade de se ter conhecimentos adequados sobre o solo, sobretudo das suas propriedades físicas, químicas e minerais, e da sua distribuição espacial, o que resulta na produção de cartografia pedológica. Os mapas de solos fornecem descrições dos atributos espaciais do solo e da paisagem.

A cartografia de solos da Huíla teve o seu início nos anos 1950 com a criação da Missão Pedológica de Angola, pertencente à Junta de Investigações do Ultramar, criada em 1953 (MPA, 1959). A “Carta Geral de Solos de Angola Distrito da Huíla”, na escala de 1:1.000.000, ficou disponível oficialmente em 1959, abrangendo uma área aproximada de 170 000 km² do então Distrito da Huíla.

A classificação dos solos da Huíla, resultante de um conjunto de trabalhos desenvolvidos a partir da década de 1950, tornou possível recolher um conjunto de perfis até 1965, que serviram de base para a sua caracterização (MPA, 1959; Engelen & Dijkshoom, 2013).

A classificação dos solos de Angola tem sido feita com base nos seguintes sistemas ou taxonomias de classificação de solos: o Sistema de Classificação de Solos de Portugal Cardoso (1974) e o sistema da FAO-UNESCO (1974), que deu posteriormente origem ao

World Reference Base (WRB), publicado em 2006 e atualizado em 2014. No presente trabalho é usado com maior predomínio o sistema WRB, por ser global e mais atualizado para o caso de Angola. A área de estudo está totalmente inserida na carta da Província da Huíla de 1959 onde estão representadas 6 grandes ordens de solos: Ferralíticos, Leptossolos, Arenosos, Vertissolos, Cambissolos e áreas rochosas, subdivididos em subordens (Tabela 2.4 e figura. 2.5).

Tabela 2.4. Tipos de solos, área ocupada e número de perfis observados.

Solos	Área em Km ²	Número de perfis
Ferralíticos	5043	17
Leptossolos	1645	10
Arenossolos	1048	4
Vertissolos	786	4
Cambissolos	199	0
Áreas Rochosas	815	0

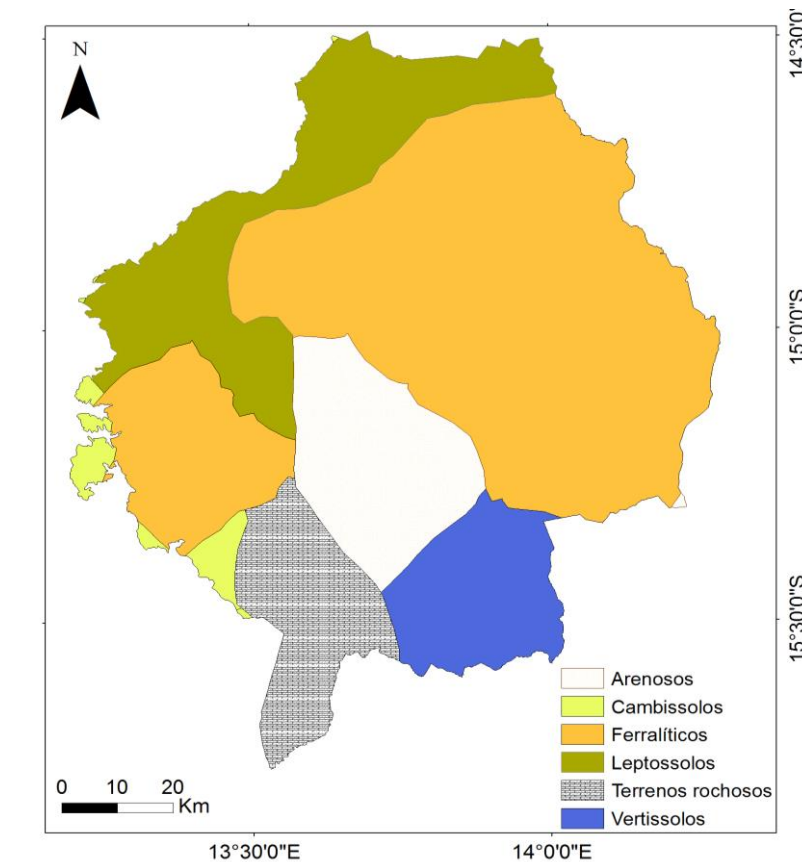


Figura 2.5. Tipos de solos. Baseado em FAO-SOTER (2007).

Ferralíticos

Estes solos são de longe os mais representativos na área de estudo, nos seus sectores central e oriental, e abrangem a região de Lubango, Hoque, Chibia, Humpata, Quihita e Capunda-Cavilongo. Trata-se de solos clássicos, profundamente meteorizados onde a concentração de minerais primários, como o quartzo, juntamente com caulinite e óxidos, associada ao pH baixo, origina a cor vermelha ou amarela (IUSS, 2007).

Localizam-se nas regiões tropicais húmidas, de paisagens planas e onduladas, sobre rochas mais antigas, e distinguem-se dos demais pela presença de elementos químicos como alumínio e ferro (IUSS, 2014). A maioria dos solos ferralíticos tem boas propriedades físicas, como a grande profundidade, boa permeabilidade e microestrutura estável, que os torna fáceis de trabalhar. A sua fertilidade química é, no entanto, muito pobre, já que apresentam deficiência de minerais e a retenção de catiões pelo que a fracção mineral do solo é débil, sendo que os nutrientes existentes no solo provem da biomassa (Diniz, 2009; IUSS, 2007).

Leptosolos

Estes solos têm uma distribuição bastante ampla na área de estudo com representação assinalável na parte norte e ocidental, e abrangem grande parte do planalto da Humpata e parte do Hoque, sempre relacionados com a escarpa da Chela. São constituídos por muito material rochoso tendo por isso pouca profundidade devido à proximidade da rocha mãe. Apresentam muito material calcário, constituindo o carbonato de cálcio 40% da fracção mineral, e a partir dos 75 metros apresentam menos de 20% de matéria fina (IUSS, 2007).

São solos azonais localizados principalmente em regiões montanhosas altamente dissecadas, onde o crescimento das raízes das plantas é fortemente limitado, sendo por isso utilizados para o pastoreio e em alguns casos para a silvicultura (IUSS, 2007).

Arenossolos

Esta ordem ocupa também uma extensa área na região, muito localizada na Huíla e Chibia, ou seja, no sector central. Abrangem tanto as areias resultantes de sedimentos de rochas ricas em quartzo, como as calcárias, acumuladas em praias e desertos. Estes solos são constituídos por material não consolidado, com granulometria superior à das argilas, podendo conter até 40% de material grosseiro, até uma profundidade de 100 cm. Nas

regiões áridas quase não desenvolvem perfis e nas mais húmidas apresentam perfis pouco espessos e horizontes eluviais de materiais grosseiros, a profundidades superiores a 100 cm. (IUSS, 2014).

Podem ser encontrados em todas as regiões do globo com climas áridos e semiáridos e nas regiões costeiras. Os solos arenosos caracterizam-se também por possuírem alta permeabilidade e baixa capacidade de retenção de água e nutrientes, a sua mobilização para o cultivo é fácil, mas a pobreza em nutrientes aconselha outros tipos de uso como a pastorícia.

Cambissolos

São solos onde há combinação de pelo menos um horizonte sub-superficial incipiente, e onde os processos de formação de materiais são evidenciados pela mudança de coloração do solo, por aumento da percentagem de argila e/ou remoção de carbonatos (FAO, 2006). Caracterizam-se por apresentar materiais com textura média ou fina devido à quantidade de rochas e à intensidade dos processos de meteorização. Aparecem em todos os tipos de climas e em relevos que vão do mais plano ao montanhoso e geralmente são muito bons para o desenvolvimento da prática agrícola. Estes solos aparecem na região ocidental do município da Humpata.

Vertissolos

Apresentam uma grande quantidade de argilas expansíveis, onde se formam fendas desde a superfície, devido a alternâncias sazonais de períodos húmidos e secos. Estão localizados na região sudeste, mais precisamente na Quihita e Jau, e relacionam-se com formações rochosas do complexo Gabro-anortosítico (Diniz, 2009). São constituídos por um horizonte vértico, situado a menos de 100 cm da superfície, onde mais de 30% do material são argilas. Para além destas características, destaca-se também o facto de apresentarem grande quantidade de retenção de biomassa, o que os torna bons para o desenvolvimento da agricultura (Magalhães, 2007). Desenvolvem-se em regiões depressionárias e planas ou onduladas, com declives suaves, de clima tropical, subtropical, árido, semiárido ou húmido, com vegetação de savana (FAO, 2006).

Áreas rochosas

Estes são também denominados solos incipientes ou não evoluídos, pois não apresentam horizontes genéticos nitidamente diferenciados, a não ser o horizonte A, muito delgado, com até 10 cm de profundidade onde há acumulação de matéria orgânica (Magalhães, 2007). Na região de estudo estão localizados na parte meridional, abrangendo a Humpata e o Jau.

2.3 Relevo e hidrografia

A região de estudo é constituída essencialmente por níveis planálticos. A altitude mais baixa é inferior a 700 metros e situa-se na região do Jau, mais precisamente em Matunda, e a mais elevada na serra da Nompaca com 2320 metros de altitude. Vários são os lugares com altitudes acima dos 2000 metros, como o Hihaluio (2305m), Hombua (2228m), Maputo (2221m), Caculucai (2102m), serra Nambongula (2020m) ou serra Mutundo (2010m).

A região foi estudada sob o ponto de vista geomorfológico por Jessen em 1936, mas é Mariano Feio que realizou um trabalho mais aprofundado. Feio (1981) diferencia para a área de estudo três superfícies geomorfológicas: O Planalto da Humpata-Bimbe, o Planalto Principal e a Escarpa da Chela (figura 2.6).

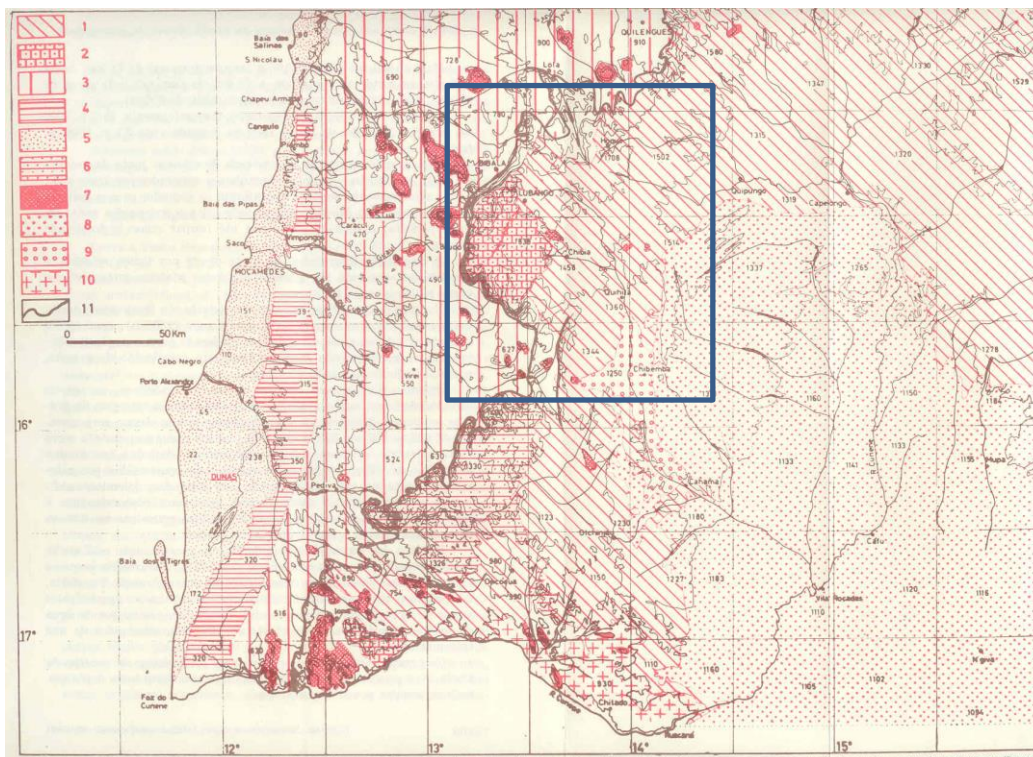


Figura 2.6. Área de estudo no contexto geomorfológico do sudoeste de Angola (adaptado de Feio, 1981) 1- Planalto Principal; 2- Planalto da Humpata-Bimbe; 3- Superfície Intermédia; 4- Superfície da Flexura (a traço grosso onde foi observada; a traço fino, áreas onde lhe correspondem, pela altitude e posição); 5- plataformas litorais, talhadas em regra em formações de idade secundária e terciária; a área ao sul do Curoca está ocupada por dunas; 6- planalto estrutural do Curoca; 7- relevos residuais; 8- depósitos da bacia do Cuanhama; 9- ciclos de erosão endorreicos embutidos (Cuanhama); 10- superfície do Chitado; 11- Escarpa da Chela. As cotas dão ideia esquemática da altitude das aplanções. Curvas de nível equidistantes de 200 m.

O Planalto Humpata-Bimbe, constitui a aplanção mais elevada do sudoeste de Angola, talhada essencialmente por quartzitos e calcários dolomíticos. Na região da Humpata a altitude encontra-se acima dos 2000 metros, e na região mais elevada do Bimbe, a norte da Leba, as altitudes atingem os 2300 metros.

O Planalto Principal, constitui a superfície mais extensa na região, que se desenvolve a Leste da anterior, com relevo pouco acidentado, onde a platitude dos topos é muitas vezes dominada por elevações isoladas, como na região da Chibia e Quihita. As altitudes nessa superfície passam dos 1800 metros, na região de Lubango para cotas mais baixas a Sul e a Este.

A Escarpa da Chela constitui um enorme degrau, com desníveis, frequentemente superiores a 1000 metros, em relação à região mais ocidental. Estes desníveis são mais pronunciados na região do planalto Humpata-Bimbe e vão diminuindo para Norte e para Sul dentro da área de estudo.

Em termos hidrográficos grande parte da região integra-se na bacia hidrográfica do Rio Cunene, cujas cabeceiras se encontram no planalto central de Angola e se desenvolve para o Sudoeste. A área que corresponde aos municípios do Lubango, Humpata e Chibia é drenada pelas bacias do Rio Calonga, a Norte e Nordeste, e a do Rio Caculuar, para a porção restante. Segundo Diniz (2009), na parte do território para Oeste da escarpa da Chela a drenagem faz-se para o litoral para os rios Bero, Giraul, Bentiaba, Coporolo e Qué.

A importância dos rios da região é notória pelo número de explorações agrícolas que ao longo dos anos foram surgindo nas suas margens, devido à fertilidade dos seus solos. Segundo Medeiros (1976) a rede hidrográfica é constituída por rios ou riachos quase sempre temporários, que secam durante uma parte do ano, mas que apresentam regime torrencial extremo quando as chuvas são intensas. A superfície das terras altas da Huíla é muitas vezes recortada por linhas de água temporárias, que localmente recebem a denominação de “mulolas”, que convergem para os principais rios (Diniz, 2009).

A bacia do Rio Caculuar, afluente da margem direita do Cunene, é a mais importante da região. As suas cabeceiras centram-se nas proximidades da cordilheira marginal e planalto da Humpata-Bimbe, a mais de 2000 metros de altitude. Este rio é o colector principal e recebe ao longo do seu percurso águas do seu tributário Nene, conforme se designa no município da Humpata, ou Tchimpunhime de acordo com a sua denominação na Chibia e Huíla. No município do Lubango os seus principais afluentes são o Mapunda, o Mucufi, o Muholo e o Capitão.

A bacia do Rio Calonga abrange grande parte da área da comuna do Hoque, os cursos de água mantêm os seus caudais por períodos de tempo mais dilatados, devido à pluviosidade mais abundante nessa região. Os seus principais tributários são os rios Bentiaba, Tchilondambongue, Vicondo, Hole, Nondgimbo e Nondgivi.

2.4 Clima

O clima é um aspecto importante em estudos ecológicos, devido à sua influência sobre as espécies. A diversidade climática a nível global está ligada à grande diversidade de seres vivos, sendo por isso necessário o estudo dos elementos e factores climáticos relativos a cada região. Actualmente vários estudos têm sido feitos relacionados com aquecimento global e mudanças climáticas. É o caso, por exemplo, de Morishima & Akasaka (2010) que

realizaram um estudo sobre a região austral de Africa onde descrevem, para o período, entre 1979 e 2007 um aumento na temperatura média anual e uma diminuição da precipitação média anual. Também McSweeney *et al.* (2010) estimam um aumento da temperatura média em 1,5°C de 1960 a 2006 e uma diminuição da quantidade de precipitação média anual em 2,4% por cada década no mesmo período em Angola. Estas projecções tornam evidentes a importância de desenvolver novos estudos ligados ao clima em Angola, apesar destes estarem limitados pela falta de dados climáticos da superfície a partir de meados da década de 1970 essenciais para conhecimento da evolução climática recente (Rodríguez-Fonseca & Xavier 2009).

Na região em análise caracterizada pela enorme escarpa existente que impede a chegada de ventos húmidos do mar e pela proximidade ao deserto do Kalahari que a torna semiárida, a agricultura e a pecuária estão entre as actividades mais importantes desenvolvidas pelas populações, o que torna o conhecimento do comportamento do clima, fulcral para garantir a manutenção dos ecossistemas e a segurança alimentar das populações.

O estudo do clima na região começou na primeira metade do século XX com a instalação dos postos meteorológicos e climatológicos para recolha de dados na então colónia de Angola, que dispõem de séries até 1972. Na região, foram instalados o posto meteorológico do Lubango, ex Sá da Bandeira, os postos climatológicos da Humpata, da Huíla, do Tchivinguiro, da Chibia e da Quihita e, os postos udométricos do Hoque, Jau e Humpata. Devido ao facto destes postos não serem todos da mesma natureza, nem serem instalados no mesmo período, procurou-se neste estudo fazer uma análise dos elementos climáticos, com base nos postos com as séries climáticas mais longas, recolhendo informação dos boletins meteorológicos mensais e anuais. Assim, foram seleccionados os postos do Lubango, da Humpata e da Quihita, para o período temporal de 1951-1970. Na Quihita não foi possível usar o mesmo período devido aos boletins mensais se apresentarem incompletos (tabela 2.5)

Tabela 2.5. Localização e características dos postos meteorológicos da região.

Posto	Latitude	Longitude	Altitude em metros	Anos sem dados	Nº de anos com dados completos	Período
Humpata	14° 55' S	13° 20' E	2070	Nenhum	20	1951-1970
Lubango	14° 54' S	13° 31' E	1763	Nenhum	20	1951-1970
Quihita	15° 24' S	14° 00' E	1340	1955, 1956, 1959, 1960, 1964, 1967	13	1951-1970

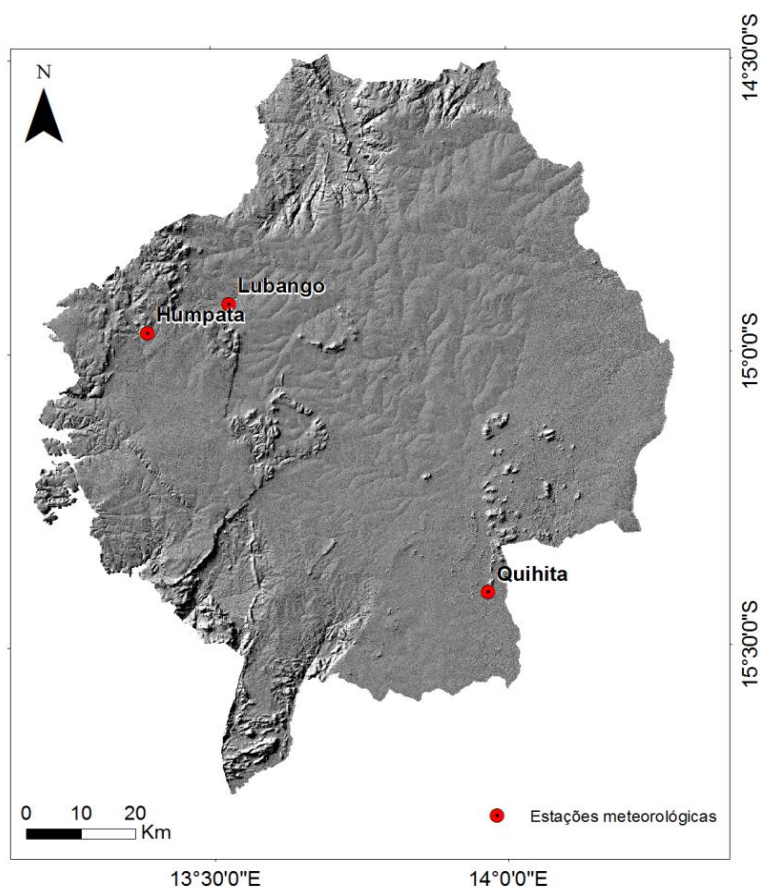


Figura 2.7. Localização das estações meteorológicas selecionadas para o estudo.

A análise do clima da região será realizada com base em valores de temperatura e de precipitação atmosférica.

Temperatura atmosférica

Na região, a temperatura média anual varia entre os 17°C e os 21°C aproximadamente, com temperaturas médias mais elevadas no sudeste e temperaturas menos elevadas na região com maior altitude, evidenciando uma diminuição nítida da temperatura com o aumento da altitude. Os meses mais quentes do ano são Outubro e Novembro com as temperaturas médias mais elevadas e, os mais frios os de Junho e Julho, tendo-se registado em alguns anos temperaturas negativas durante a noite. Na figura 2.8, apresenta-se a variação anual da temperatura atmosférica em 3 estações meteorológicas da região. A escolha das estações meteorológicas em análise está relacionada com a maior abundância de registos que as mesmas possuem comparativamente às demais. Medeiros (1976), ao caracterizar a área das Terras Altas da Huíla, seleciona também a estação climatológica da Chibia, critério que não foi seguido no presente estudo, devido ao facto da estação da Chibia ter menos registos do que a da Quihita, no material consultado.

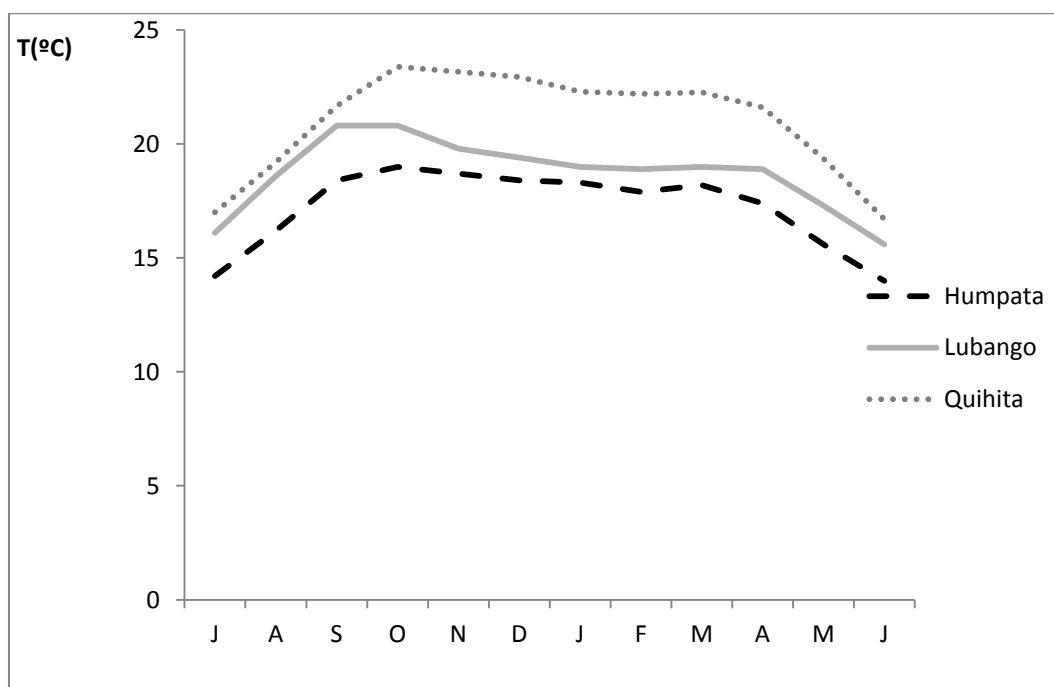


Figura 2.8. Temperatura média mensal de Humpata, Lubango e Quihita (1951-1970).

As temperaturas médias mensais mais baixas registam-se no posto climatológico de Humpata com um valor médio de 17,2°C, uma temperatura mínima de 14°C no mês de Junho e máxima de 19°C registada no mês de Outubro (figura 2.8). As temperaturas médias mensais no Lubango são mais elevadas, com uma média anual de 18,7°C sendo a mínima de 15,6°C no mês de Junho, e a máxima de 20,8°C em Outubro.

As temperaturas médias mensais mais elevadas na região foram registadas no posto climatológico da Quihita com uma média anual de 20,9°C, a mais elevada da região, sendo a temperatura mínima de 16,7°C no mês de Junho, e a máxima de 23,4°C em Outubro.

Precipitação atmosférica

As chuvas nas terras altas da Huíla apresentam um comportamento muito irregular, verificando-se uma enorme variabilidade inter-anual, em boa parte relacionada com a movimentação dos centros barométricos (Medeiros, 1976). Na região nota-se uma diminuição dos valores de precipitação atmosférica com o aumento da latitude (figura 1.9).

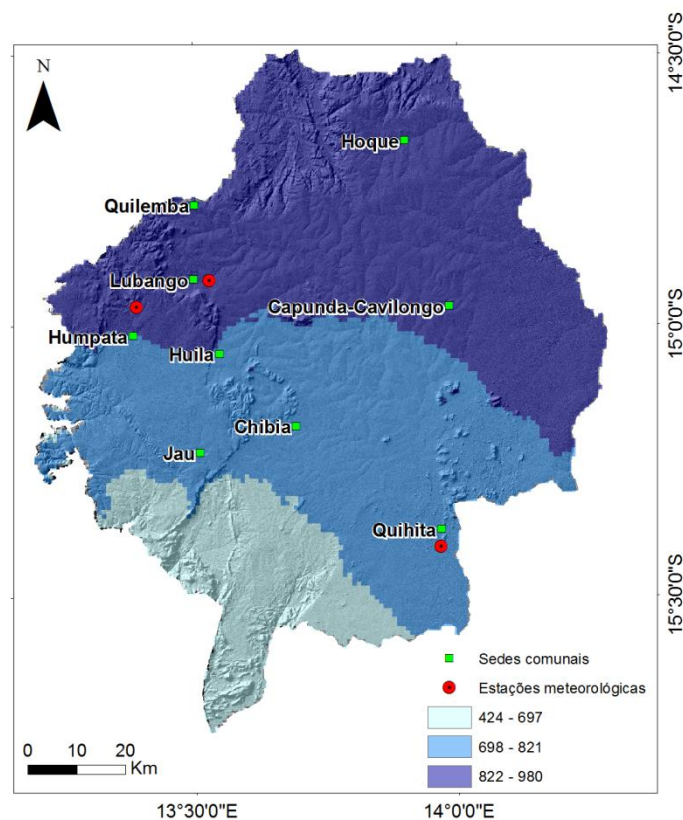


Figura 2.9. Precipitação média anual na região de estudo. Fonte de dados WorldClim-Global Climate Data.

Na região de estudo, a época das chuvas começa geralmente em Outubro e termina em Abril, os valores médios de precipitação anual variam entre os 780mm/ano e os 960mm/ano, sendo o mês mais chuvoso o de Março, com 201 mm no Lubango, e os meses de Maio a Setembro os mais secos.

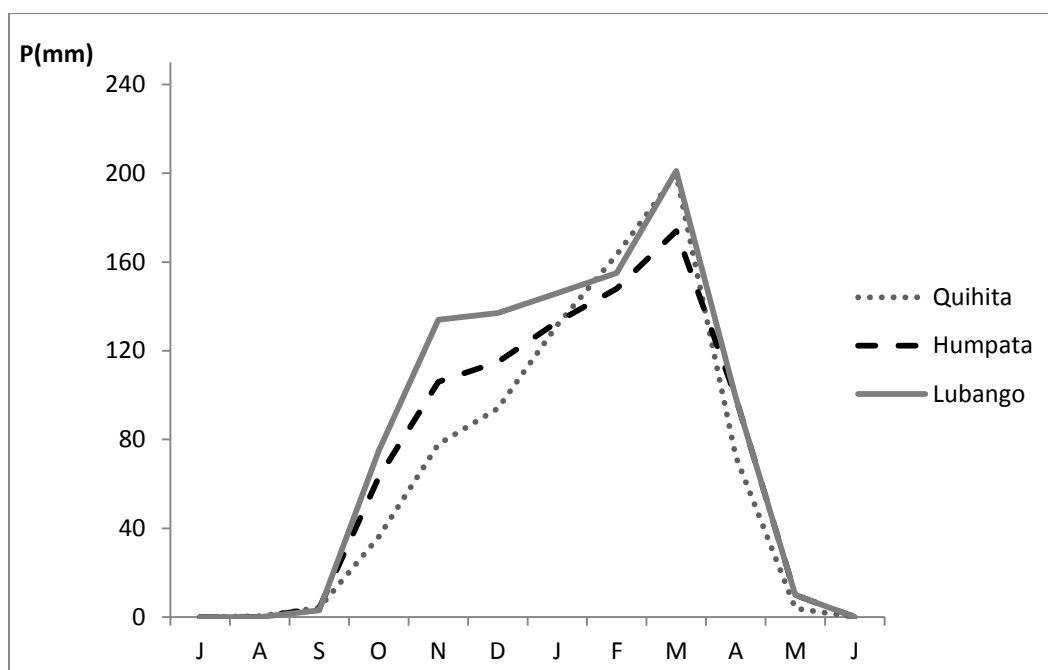


Figura 2.10. Precipitação média mensal de Humpata, Lubango e Quihita (1951-1970).

Na Quihita, a precipitação média anual é de 780 mm/ano aproximadamente, sendo o valor máximo em Março, com 199 mm de chuva (figura 2.10). Na Humpata, onde a precipitação média anual é superior, atinge 852 mm em Março, o mês mais chuvoso, e tem um período húmido com quantitativos pluviométricos mais elevados que na Quihita. O Lubango é o local mais chuvoso com um total anual de 960 mm. Tal como nos outros locais, o mês mais chuvoso é em Março com mais de 200mm de precipitação.

Em todas as estações meteorológicas o período chuvoso ocorre na época mais quente, de Outubro a Abril, sendo Março o mês mais pluvioso, ou seja, o mês seguinte ao da segunda culminação zenital do sol, observada em cada ano hidrológico àquelas latitudes.

Ao analisar a variação temporal do comportamento da temperatura e precipitação mensais no Lubango, nos períodos de 1931-60 e 1961-90, constata-se que as temperaturas médias mensais se mantiveram em ambos os períodos. As precipitações totais diminuíram em todos os meses da época húmida à exceção de Março, o que se reflete na diminuição do total anual de 908,5mm para 787,2mm. Assistiu-se igualmente a uma redução do período húmido, com o seu início mais tardio para finais de Outubro-Novembro.

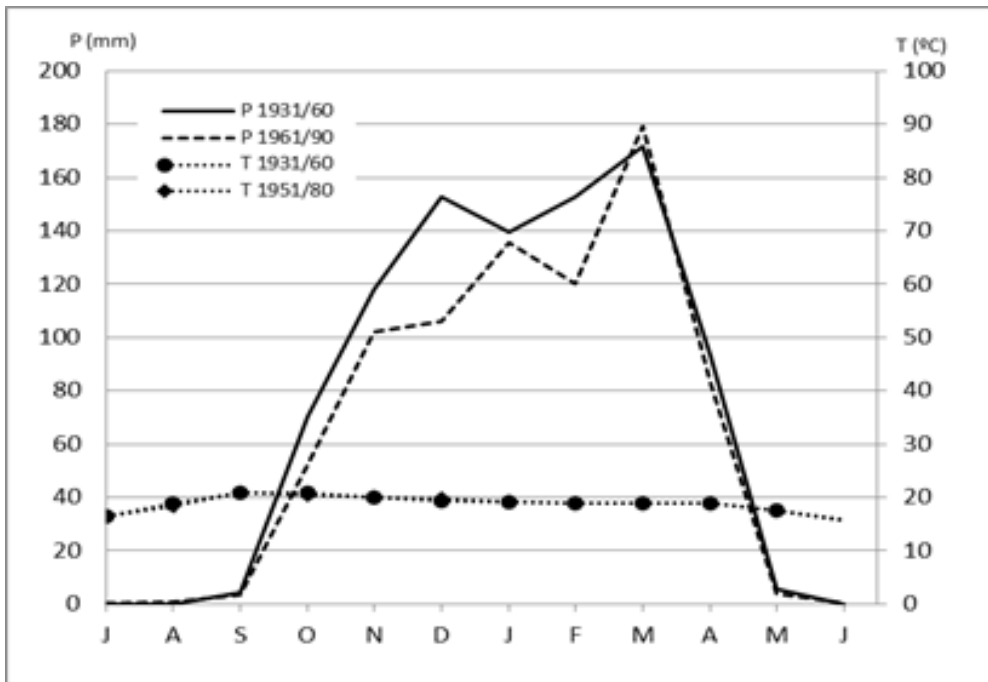


Figura 2.11. Regime termo pluviométrico anual. Lubango 1931-60 e 1961-90. Base de dados: IPMA Portugal, INAMET Angola.

Pode afirmar-se que há diferenças na distribuição espacial dos valores da temperatura e da precipitação atmosférica na região, sendo essas diferenças reflexo dos fatores altitude, latitude e interioridade. Os dois elementos climáticos, temperatura e precipitação são os principais responsáveis por uma certa diversidade de tipos climáticos que se refletem nas várias formações vegetais que se encontram na região.

De acordo com Azevedo *et al.* (1972) verifica-se a existência de quatro tipos climáticos segundo o sistema de classificação de Köppen. O clima tropical de savana (Aw) com chuvas na época mais quente do ano e que se encontra apenas numa pequena porção mais a Norte do Hoque, onde as chuvas mais abundantes permitem o desenvolvimento de formações vegetais mais densas. O Clima subtropical quente com inverno seco (Cwa), ocupando grandes extensões do Lubango, Huíla, Chibia, Capunda-Cavilongo e Jau. O Clima subtropical temperado (Cwb), localizado no planalto da Humpata, onde a altitude confere características mais temperadas, relacionado com a existência de formações vegetais mais abertas, como as savanas e os prados de altitude os mais característicos destas regiões na Humpata. O Clima semiárido quente (BSh) característico das regiões mais a Sul e Sudeste, mais precisamente da região Sul da Chibia e da Quihita, onde aparecem grandes extensões de plantas xerófitas como as acácias, muito adaptadas ao *deficit* de humidade.

2.5 Vegetação

A região é ocupada sobretudo por miombo, formação vegetal de grande extensão em Angola. Existem vários grupos de formações vegetais locais, que compreendem sobretudo a associação de miombo com savana. Estes grupos são diferenciados de acordo com o clima e com as características edáficas e geomorfológicas (Barbosa, 1970), e distribuem-se de acordo com a figura 2.3.

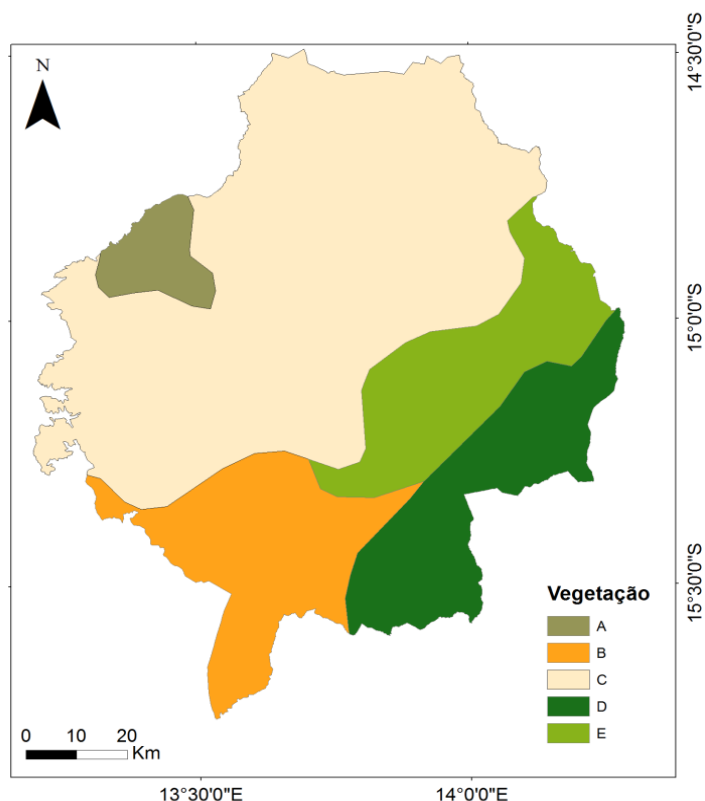


Figura 2.3. Formações vegetais (Barbosa, 1970).

Tabela 2.2. Descrição da legenda das formações vegetais existentes na região

A	Prados de altitude ou Anharas do alto
B	Miombo geralmente ralo e savanas dos declives meso planálticos
C	Miombo, Savanas e Ongote, Submontados
D	Mosaico de savanas com ou sem árvores e arbustos e florestas
E	Miombo mediano do planalto central

- Prados de altitude ou «Anharas do alto»

Esta formação, iminentemente edáfica, é característica das superfícies mais elevadas nomeadamente entre os 1800 e os 2300 metros de altitude, e integram as anharas do alto do Bimbe e da Tundavala. Caracterizam-se por serem zonas de drenagem interna e externa deficientes onde frequentemente aparecem lagoas de carácter temporário e, na época chuvosa, todo o meio se encontra saturado de água em resultado de camadas superficiais impermeáveis.

Nestas regiões é possível encontrar miombo anão, restos de *Podocarpos angolensis* isolados e outros tipos de vegetação como *Protea*, *Parinari*, *Syzygium*, *Stoebe*, *Helichrysum*, *Phillippia*, *Ctenium*, *Fimbristylis*.

- Miombo geralmente ralo e savanas dos declives meso planálticos de transição

Este tipo de miombo de altura média ocupa os declives meso planálticos e tem grande representatividade na região do Jau e sul da Chibia, onde as altitudes não ultrapassam os 1450-1500 metros. Existe predominância de espécies como a *Colophospermum mopane*, *Baikiea plurijuga*, *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia boehmii*, *Julbernadia paniculata*, *Brachystegia gossweileri* e de tipos de vegetação mais xerofíticos. Este tipo de miombo pode ser considerado como uma transição entre os bosques de miombo típico do planalto e as savanas de capins altos com árvores e arbustos.

Miombo, savanas e «Anharas de ongote»

Esta formação vegetal ocupa uma grande extensão da área de estudo, e localiza-se em particular nas regiões mais elevadas entre os 1450 - 1800 metros, para Norte e Oeste, correspondendo ao Planalto Principal, com excepção de algumas extensões dos planaltos da Humpata e do Bimbe. Em seguida é descrita cada tipo de vegetação de forma mais pormenorizada.

- Miombo anão, de 2 a 5 metros de altura, localizado nas regiões de maior altitude, como na Humpata, Leba, Bata-Bata, Cangalongue, Lubango, Huíla e Tchivinguiro. Ocupa sobretudo os sectores onde afloram quartzitos, como na Chela, calcários dolomíticos e doleritos. As espécies dominantes são a *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia floribunda* e *Julbernadia paniculata*.

- Miombo mediano ou alto, de 7 a 15 metros de altura, submontano, desenvolve-se em ferralssolos ou afins na região do Lubango e também em solos aluvionares na região de Hoque. São comuns as espécies como a *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia floribunda*, *Brachystegia gossweileri* e *Julbernadia paniculata*.

- “Anharas de Ongote” são formações de plantas herbáceas perenes, geralmente rizomatosos, que aparecem em regiões com vales abertos próximo das nascentes dos rios, e muito abundantes junto das linhas de cumeada. São associações formadas principalmente por *Brachystegia russelliae*, *Cryptosepalum maraviense* e *Cryptosepalum crassiusculum*. Esta formação desenvolve-se, principalmente, nas imediações do Bimbe, sendo característica de vastas extensões desabrigadas e sujeitas a grandes oscilações de temperatura e humidade.

2.6 População

Pretende-se fazer uma caracterização dos vários aspetos demográficos da área de estudo, bem como os elementos que caracterizam o quotidiano da população residente e as estratégias para colmatar as suas necessidades. Esta caracterização baseia-se num conjunto de relatórios e estatísticas do Instituto Nacional de Estatística de Angola (INE) e de outros organismos internacionais como o Banco Mundial, o Fundo das Nações Unidas para População (FNUAP), a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) e a Agência dos Estados Unidos da América para o Desenvolvimento Internacional (USAID).

Aspectos sociodemográficos

Angola apresenta uma grande lacuna a nível de informação demográfica e os dados existentes são pouco fiáveis (Nzatuzola, 2011). Este facto é confirmado quando se comparam os dados oficiais do INE com os dados de outras fontes dos governos provinciais e dados dos departamentos da Organização das Nações Unidas (<http://www.geohive.com/cntry/angola.aspx>). A título de exemplo, em 2012, o INE divulgava para a província da Huíla uma população estimada em 1.868.411 habitantes (INE, 2011a) e o governo apresentava estimativas de 3.036.570 habitantes de acordo com o Diário da República I Série-Nº 5 de 9 de Janeiro de 2012.

Assim o conhecimento da população é feito apenas com base nos valores totais de estimativas feitas com base nos dados dos censos de 1940, 1950, 1960 e 1970, e em dados de amostragens realizadas na década de 1980 em algumas províncias de Angola. Em Maio de

2014, Angola realizou o seu primeiro censo populacional e habitacional, não estando ainda disponíveis os dados.

O país caracteriza-se em termos etários por uma população jovem, tendo aproximadamente 48% menos de 15 anos de idade e apenas 2,4% mais de 64 anos. As mulheres em idade reprodutiva (15-49 anos) constituem 44% do total das mulheres e a taxa de fecundidade é elevada com 6,4 filhos por mulher (INE, 2011b).

A população angolana vive maioritariamente nos meios urbanos (cerca de 57%) devido ao grande êxodo rural, motivado pela procura de segurança e de novas oportunidades de emprego e negócios (Nzatuzola, 2011).

Todas as estimativas apontam para um aumento da população em Angola, com uma taxa de crescimento anual média estimada para o período de 2010-2015 de 2,7%, sendo o crescimento urbano de 4,0% e o crescimento rural de 0,8% (UN, 2013). Considerando a distribuição da população, constata-se que a província da Huíla é a segunda mais populosa do país (INE, 2014), representando 10% do total de Angola.

A província da Huíla é composta por 14 municípios, entre os quais se encontram os da Chibia, Humpata e Lubango, em análise no presente estudo, onde em 2014 se concentrava aproximadamente quase metade da população total da província (tabela 2.5). Estes municípios constituíram no passado importantes núcleos de colonização, devido principalmente às suas características físico-naturais específicas (Medeiros, 1976), que levaram as populações europeias a fixarem-se na região para se dedicarem principalmente à agro-pecuária nas áreas rurais próximas do centro urbano do Lubango.

Tabela 2.6. Distribuição da população total nos municípios em análise (1960-2014).

Local	Período			
	1960 ¹	1970 ¹	2006 ²	2014 ¹
Angola	4.830.449	5.673.046	18.915.437	24.383.301
Huíla	594.609	644.864	1.558.852	2.354.398

Fonte: Censos de Angola de 1960, 1970 e 2014,¹ Geohive.²

No período 1960 a 2014 nota-se um grande aumento da população em Angola e na Província da Huíla, tendência que se verifica nos vários municípios. Segundo dados oficiais do último

censo realizado em Angola, a população do município do Lubango representa 31,1% do total dos habitantes da província em 2014, Chibia 7,7% e Humpata 3,5% (INE,2014).

A avaliação da evolução da população, a nível dos três municípios em análise neste trabalho, para o período de 1960 até a atualidade, pode ser observada na figura 2.12.

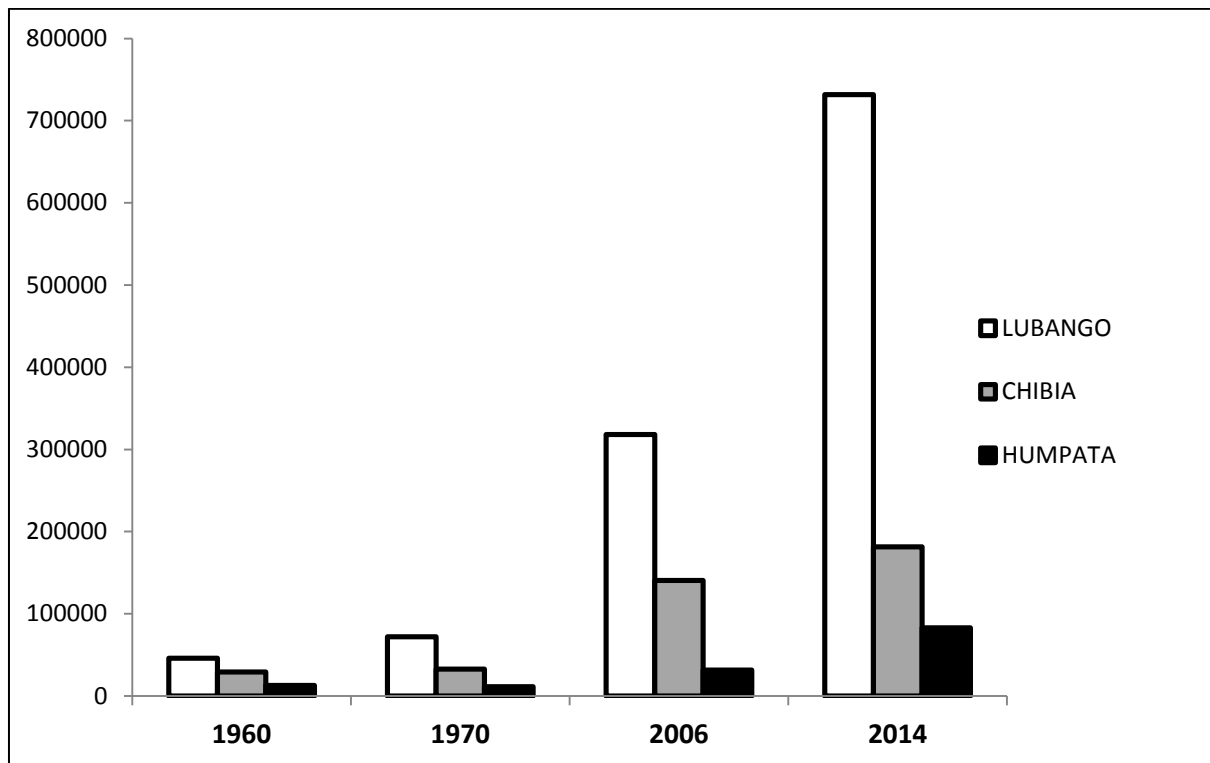


Figura 2.12. Evolução da população na região de estudo entre 1960 e 2014. Fonte: Censos de Angola de 1960, 1970 e 2014 e Geohive para o ano 2006.

De uma forma geral, o aumento populacional combinado com as características socioeconómicas dos povos da região, imprimiu ao longo dos anos marcas notórias na paisagem, fortemente afetada pela prática agrícola na proximidade dos principais cursos de água da região, e também pela pastorícia profundamente enraizada entre os indivíduos de etnia Nyaneka-Nkhumbi, principais habitantes da região.

Em estudos sobre biodiversidade e conservação, o conhecimento dos fatores demográficos permite traçar estratégias para minimizar os impactos futuros da população sobre os recursos naturais (Cacerés *et al.*, 2013). De entre estes fatores, o tamanho e a estrutura da população são particularmente importantes nas regiões rurais onde existe uma grande dependência dos recursos naturais para a sua sobrevivência.

No geral, os agregados familiares são compostos em média por 7 indivíduos sendo o número médio de elementos do agregado familiar semelhante entre residências no meio urbano e no meio rural (Consep *et al.*, 2011). O papel de chefe de família é desempenhado maioritariamente por homens, correspondendo a 95% em meio rural e 87% em meio urbano.

Aspetos socioeconómicos

Na área urbana, a população dedica-se a uma multiplicidade de actividades, com destaque para o comércio e os serviços. Na área rural predomina a agro-pecuária e outras actividades ligadas à extração direta de bens produzidos pela natureza como a recolha de lenha e de inertes.

Relativamente à educação, verificam-se assimetrias entre o meio urbano e o rural, podendo inferir-se que, no geral, os inquiridos em meio urbano possuem um maior grau de educação do que em meio rural. As assimetrias educacionais entre os dois tipos de zona de residência continuam a evidenciar-se quando se analisa o grau académico obtido. No meio urbano menos de 4% da população não tem qualquer escolaridade tendo mais de 33% o ensino secundário, pelo contrário no meio rural cerca de 45% das pessoas nunca frequentou a escola e apenas 2,4% possui o ensino secundário (INE,2011a).

As condições das residências são, também, muito diferentes entre o meio urbano e rural. Quando analisadas as residências com electricidade, pode verificar-se que 51,9% da população, em meio urbano, afirma não possuir electricidade, enquanto em meio rural atinge os 98% (INE,2011b). A lenha é a principal forma de energia para cozinhar em meio rural (78,7%), onde 38,9% das famílias a recolhe diariamente.

As diferenças entre meio urbano e rural são, também, evidentes no tipo de materiais para construção de residências. Em meio rural, 33,7% das casas possuem nas suas paredes materiais como, paus, palha e lama, situação que não se verifica em meio urbano (Consep *et al.*, 2011). O acesso a água é também muito desigual já que em meio urbano a grande maioria da população tem acesso a uma fonte de água potável, e em meio rural é raro existirem habitações com água canalizada até ao quintal, obrigando mais de 50% da população a recorrer a fontes de água não potável (INE, 2011a).

Os factores demográficos como o tamanho, a estrutura da população e a composição das habitações, associados às suas actividades, são aspectos que influenciam o uso e ocupação

do solo do território, produzindo efeitos sobre os bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas existentes (Entwisle & Stern, 2005). Na região de estudo, a população urbana tem beneficiado de investimentos a nível das infraestruturas enquanto a população rural enfrenta graves carências a nível estrutural (Dijkhorst, 2011), o que a torna muito dependente de uma agricultura de subsistência e de actividades ligadas à recolha de bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas existentes, tais como, recolha de lenha, madeira para construção e alimentos para consumo. Esta exploração dos recursos pode imprimir mudanças profundas no meio ambiente e afectar a sustentabilidade dos ecossistemas.

A agropecuária

Uma característica marcante das populações da Huíla é a sua dedicação a agricultura e a pecuária. Das 317 propriedades agrícolas registadas pelas autoridades em 2003, em termos espaciais, 52,4% das propriedades localizavam-se no município do Lubango, 33,1% no município da Humpata e 6,3% no município da Chibia (Governo da Província da Huíla, 2004).

Se analisarmos toda extensão da província da Huíla, nota-se que na região de estudo existiam mais de 90% das explorações registadas em toda extensão da província da Huíla, no ano 2003, embora se deva ter em conta que esses números estão muito longe de representar o total de explorações agrícolas existentes, já que grande parte dos agricultores existentes não tem as terras registadas, pelo facto de muitas serem herança dos seus ancestrais. Ainda assim, podemos dizer que a região de estudo, desde cedo se evidenciou na província como um centro agrícola e de serviços importante, daí que em 1960 a maior parte da população ativa pertencesse ao setor primário (49%) e de serviços (30%) (Medeiros, 1976). Mais recentemente, os estudos realizados, como o do Governo da Província da Huíla (2004), dão conta do facto de que no início do ano 2000, nos municípios da Humpata e Chibia 65,2%, e 26,9% respectivamente da população ativa encontrava-se empregada no setor primário.

No Lubango, Humpata e Chibia, a importância do setor primário caracteriza-se pelo elevado número de pequenas explorações pecuárias e agrícolas, essencialmente vocacionadas para a exploração de bovinos e caprinos, bem como para a horticultura e fruticultura (Governo da Província da Huíla, 2004).

A indústria

A indústria é um setor com pouca representatividade na província da Huíla, estando presentes na província unidades industriais de pequena dimensão e em números irrisórios. As poucas fábricas existentes, dedicam-se a produção alimentar e de bebidas, bem como a extração de recursos do subsolo.

Mais especificamente, na região das terras altas da Huíla, a indústria extrativa é de pequena dimensão, por não existirem atividades extrativas relacionadas com minerais metálicos ou outros de grande valor económico. Existem na região algumas explorações de granito nos municípios da Chibia e do Lubango principalmente, e exploração de calcários e águas minerais no município da Humpata (Governo da Provincial da Huíla, 2004).

Nas regiões montanhosas há também um conjunto de pedreiras, muitas delas ilegais que servem de matéria-prima para o setor da construção civil e perto dos rios existem vários areeiros, que estão espalhados por todos os três municípios da província.

Uma análise aos dados atuais constantes dos relatórios não publicados do governo provincial da Huíla, permite fornecer uma noção da estrutura industrial da região. Verifica-se que as indústrias são principalmente das tipologias ligeiras, com destaques para as moagens e panificadoras, seguidas pelas indústrias do setor da construção civil (marcenarias, serralharias e de materiais de construção) e de bens alimentares como se observa na figura 2.13.

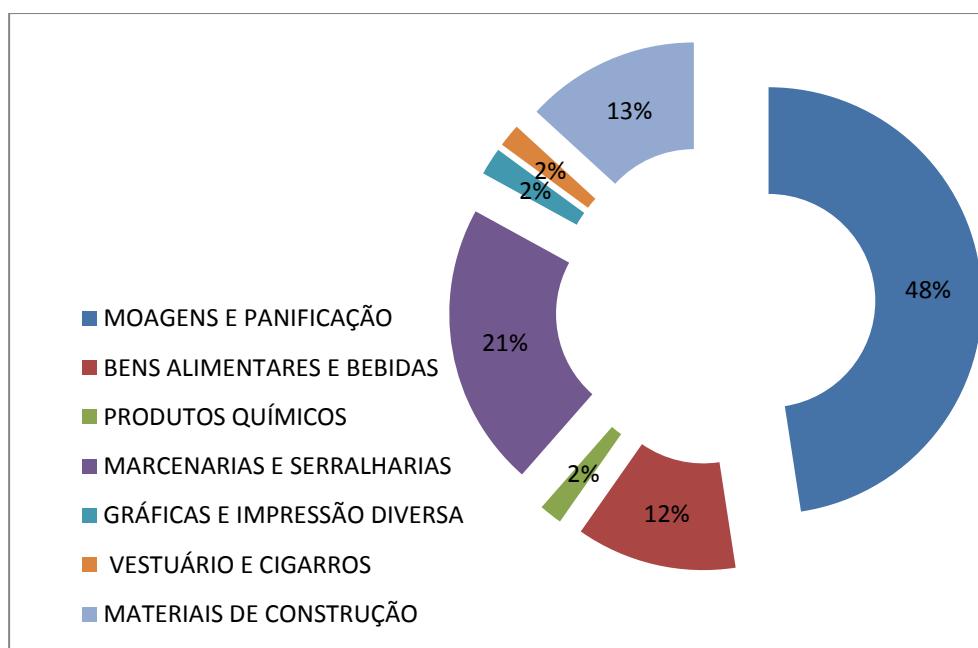


Figura 2.13. Distribuição das indústrias existentes na região de estudo. Fonte: Estatísticas do GPH

Neste capítulo procurou-se evidenciar as características dessa região importante, no contexto das terras altas da Huíla, no sul de Angola, apresentando-se as suas características físicas mais marcantes, como a sua estrutura geológica e geomorfológica complexa, que seguramente, constitui um desafio quando se pretende classificar imagens de satélite, já que obriga a procedimentos exigentes de correcção, bem como um conjunto de características edafo-climáticas que determinam a estrutura e composição dos grupos vegetais e do seu coberto, mas também um conjunto de características demográficas e socioeconómicas, com um impacto considerável sobre a organização dos tipos de coberto do solo, bem como do padrão da paisagem e sua dinâmica.

CAPÍTULO III- CARTOGRAFIA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

3.1 Enquadramento

Nas últimas décadas, os ecossistemas terrestres têm vindo a ser gravemente alterados e degradados em consequência da crescente actividade humana. Estas alterações têm-se reflectido a nível da paisagem originando perda de biodiversidade e fragmentação dos ecossistemas. Dada a importância de uma gestão sustentável que promova uma política de conservação, é necessário identificar e perceber a relação entre os padrões de alteração e os processos que lhe estão associados, particularmente os resultantes das actividades humanas.

A cartografia surge como um aliado indispensável ao estudo e conhecimento do estado da paisagem, sendo cada vez mais utilizada em várias áreas científicas (p.e., geografia, geologia, ambiente, arqueologia, etc.) sob a forma de informação digital e com recurso a sistemas de informação geográfica (Crampton, 2010).

O continente africano é caracterizado por uma grande diversidade de ecossistemas terrestres, devido à sua situação geográfica particular, como o facto de ser atravessado pela linha do equador e receber a influência climática dos hemisférios norte e sul, que é conjugada pela influência dos oceanos que o circundam (Odada & Olago, 2005).

A gestão dos ecossistemas existentes em África tem levantado enormes preocupações junto dos decisores políticos, uma vez que nos últimos 50 anos a população cresceu dos 200 para os 850 milhões de habitantes, causando uma pressão enorme sobre os ecossistemas a nível continental (Openshaw, 2005). Esta pressão é sentida ao nível da contaminação atmosférica, da qualidade e quantidade de terras aráveis e a nível da água e da biodiversidade, causando uma diminuição da qualidade e quantidade de bens e serviços prestados pelos ecossistemas e necessários para o bem-estar das populações (UNEP,2006).

Para mitigar os efeitos adversos da pressão humana sobre a natureza, os países africanos necessitam desenvolver políticas sustentáveis de gestão dos recursos naturais, investir no desenvolvimento do capital humano e diversificar a economia para diminuir a dependência desses recursos (UN, 2013).

Nas últimas décadas, um conjunto de iniciativas têm sido tomadas com o objectivo de se avaliar o estado actual e prognosticar o futuro dos ecossistemas no continente africano. Os

estudos mais recentes relacionados com o estado dos ecossistemas em Africa, visam principalmente garantir a sua sustentabilidade, conforme o sétimo objectivo do milénio. O mais recente relatório sobre os objectivos do desenvolvimento do milénio dá conta de taxas de desflorestação alarmantes a nível do continente africano e de um aumento de quase 1% nas emissões de CO₂ (UN, 2013).

Bodart *et al.* (2013) detetam uma diminuição de 16 Milhões de hectares nas florestas decíduas de Africa para o período entre 1990 e 2000 e Hansen *et al.* (2013) analisam o estado global das florestas para o período 2000-2012, apontando no continente africano um aumento da desflorestação de cerca de 53600 hectares por ano, onde a Zâmbia e Angola estão entre os 10 países com maiores taxas de desflorestação no mundo.

Angola é um país com uma enorme lacuna em termos de informação cartográfica para suporte a diversas actividades desenvolvidas em várias áreas, tais como nas áreas de cadastro urbano e rural, coberto florestal, só para citar algumas. A cartografia oficial existente foi elaborada na década de 1980, quando o antigo Instituto de Geodesia e Cartografia de Angola, pertencente na altura ao ministério da defesa, publicou a carta topográfica à escala 1:100.000. Esta cartografia embora bastante desactualizada, está numa escala adequada para diversos estudos da paisagem e tem sido utilizada por várias instituições públicas como cartografia de base no cadastro de terras agrícolas. No entanto, esta informação origina a tomada de decisões pouco precisas por parte dos vários decisores que empregam informação cartográfica nas suas actividades, sendo por isso importante, produzir cartografia actualizada para todo o território de Angola, dentro dos padrões exigidos pelas normas internacionais vigentes. Adicionalmente, é necessária informação sobre a cobertura terrestre de forma a registar as alterações temporais ocorridas nos ecossistemas e identificar os factores que estão na sua origem de forma a implementar medidas que permitam uma gestão mais sustentável.

A recolha de dados e o desenvolvimento de cartografia de suporte à tomada de decisões, com vista a uma gestão sustentável, é extremamente importante na implementação de modelos ambientais e na identificação de alterações ocorridas (Jensen, 2005).

Inicialmente, a recolha dos dados era feita essencialmente com base em medições directas de campo, com recurso a variadíssimos métodos e procedimentos, como o inventário

florestal e o fitossociológico. Estes dados permitiam a recolha de informação a uma escala espacial mais detalhada (Brimicombe, 2010). No entanto, os métodos de recolha de dados baseados em observações de campo são bastante dispendiosos o que dificulta a recolha de informação de forma contínua e consistente pelas organizações (Yang, 2009), que numa conjuntura de poucos recursos optam por não adotar este tipo de procedimentos.

A acessibilidade a diversas áreas remotas em conjugação com o ambiente institucional são também constrangimentos à realização deste tipo de medições. Uma alternativa aos métodos de observação directos, são os métodos indirectos que utilizam sensores remotos.

A detecção remota associada à análise digital pode ser uma ferramenta valiosa pois permite a aquisição de informação sobre a superfície terrestre de forma consistente e contínua mesmo em locais de difícil acesso, e tem sido muito utilizada em estudos de caracterização dos aspectos biofísicos e socioeconómicos.

Nas últimas décadas têm sido desenvolvidos e lançados para o espaço um conjunto enorme de sistemas de observação da superfície terrestre, tornando possível o acesso a diferentes escalas de dados espaciais e conseqüentemente a produção de cartografia de uso e ocupação do solo e análise da superfície terrestre.

A cartografia de ocupação do solo à escala global marca o seu início com o projecto global IGBP DISCover implementado pelo *International Global Biosphere Programme* (IGBP) (Loveland *et al.*, 2000), que consistiu em adquirir, arquivar, processar e distribuir dados do sensor *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR), a bordo dos satélites *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), e produzir cartografia de coberto do solo numa resolução espacial de 1.1 km, à escala global.

Nas últimas décadas, outros produtos foram disponibilizados, com destaque para os resultantes do sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), a bordo dos satélites Aqua e Terra, disponibilizados anualmente entre 2001 e 2012 a uma resolução espacial de 250 metros, 500 metros e 1 quilómetro. A agência espacial europeia (ESA) e o *Joint Research Center* (JRC) disponibilizaram, nos últimos anos, dois produtos de cartografia a nível global, o produto Global Land Cover 2000 (GLC2000) obtido a partir de imagens provenientes do sensor VEGETATION a bordo do *Satellite Pour l'Observation de la Terre* (SPOT), com resolução espacial de 1,1 km, e o GlobeCover 2009, gerado a partir de dados do

sensor *Medium Resolution Imaging Spetrometer* (MERIS), a bordo da plataforma Envisat e com uma resolução de 300 metros por pixel.

O desenvolvimento e o uso de cartografia de uso/coberto do solo à escala global são bastante úteis em várias aplicações, como a detecção de alterações, quantificação de biomassa terrestre, impacto das alterações antrópicas sobre os ecossistemas e biodiversidade. Contudo o facto de serem desenvolvidas por diferentes organismos internacionais, tais como o USGS (*United States Geological Survey*), ESA (*European Space Agency*), GLCN (*Global Land Cover Network*) utilizando diferentes fontes de dados, legendas e metodologias, impõe várias limitações, o que tem sido destacado em vários trabalhos (Cabral *et al.*, 2010; Comber *et al.*, 2013).

Vários autores (Baumann *et al.*, 2012; Townshend *et al.*, 2012; Giri *et al.*, 2013), aconselham a utilização de resoluções mais detalhadas, uma vez que os estudos de ocupação do solo à escala global, produzidos utilizando resoluções espaciais grosseiras (300m-1km) pode não fornecer suficiente detalhe para aplicações de gestão dos recursos naturais e de detecção de alterações da superfície.

Uma alternativa a essas limitações passa por utilizar dados de sensores remotos com resolução mais apurada, como por exemplo os do Landsat, inicialmente denominado ERTS (*Earth Resources Technology Satellite*), lançados desde 1972 até a actualidade e operados pela NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) e pelo USGS. Segundo Clarke *et al.* (2010) há uma forte tradição na utilização de dados de satélite de média resolução (10-60 metros), especialmente dados Landsat, em estudos de alteração do uso e ocupação do solo à escala local e nacional. Os dados Landsat permitem detectar e distinguir alterações de ocupação do solo, a uma resolução adequada para estudos de fragmentação e degradação dos ecossistemas e comparação de dados a nível do globo (Townshend *et al.*, 2012; Giri *et al.*, 2013).

Os satélites Landsat e SPOT, têm sido utilizados com sucesso em diversos projectos, como o CORINE Land Cover dedicado à produção de cartografia de ocupação do solo para o continente europeu e o Africover, suportado pela *Food and Agriculture Organization* (FAO), *United Nations Environment Programme* (UNEP) e a Cooperação italiana, cujo objectivo é a

produção de uma base de dados georreferenciada com informação sobre ocupação do solo para o continente africano.

As imagens Landsat têm sido bastante utilizadas em estudos da paisagem devido à distribuição gratuita das imagens, à sua resolução espacial permitir fornecer a precisão exigida na construção de mapas de ocupação do solo (Lillesand & Kiefer, 2000; Townshend *et al.*, 2012), e por a escala obtida permitir detectar as alterações associadas às actividades humanas, tornando possível a parametrização de modelos ambientais usados posteriormente em estudos globais (Giri *et al.*, 2013).

Wasige *et al.* (2013) defendem que as alterações do uso e ocupação do solo são elementos importantes nas mudanças ecológicas, funcionando como interface entre as actividades humanas e as mudanças ambientais globais. A falta de informação sobre o uso e ocupação do solo é considerada como uma lacuna crítica no conhecimento de processos de degradação do solo, dos habitats e da qualidade da água (Mas *et al.*, 2014). Por outro lado, o *Global Climate Observing System (GCOS)* considera a informação sobre o coberto do solo como uma das cinco variáveis mais importantes para o estudo do clima (variáveis climáticas essenciais, ECVs) num grupo de cinquenta variáveis identificadas pelo *United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCC)* (Giri *et al.*, 2013; Gessner *et al.*, 2013).

O uso e ocupação do solo constituem, assim, o mais conjuntural de todos elementos que caracterizam o espaço. Quer se trate do coberto vegetal, quer de qualquer estrutura de carácter antropogénico, a sua estabilidade estrutural e temporal é baixa, tornando necessária a actualização constante da sua cartografia (Batista, 2009; Brink & Eva, 2009).

A África subsaariana tem experimentado grandes alterações do uso e ocupação do solo nas últimas décadas, mas existem poucos estudos, que utilizam séries multitemporais a nível da região, que as documentem. Os existentes localizam-se em áreas muito específicas, nomeadamente, na região dos grandes lagos africanos e nas margens dos principais rios (Wasige *et al.*, 2013). Dada a constante mudança da paisagem é, assim, importante desenvolver estudos sobre as alterações de uso/ocupação do solo e analisar os fatores que estão na sua origem bem como as suas consequências.

A ocupação do solo é parte indivisível da paisagem e o seu estudo a nível temporal reflecte o seu estado em diferentes etapas de desenvolvimento. Por essa razão as alterações de

ocupação do solo são uma fonte de informação essencial sobre os processos e dinâmicas da paisagem (Fenarec *et al.*, 2010).

Os mapas de uso/ocupação do solo permitem a análise e a quantificação da heterogeneidade espacial e da fragmentação, importantes em estudos sobre a estrutura da paisagem. A inexistência de informação sobre o coberto do solo numa das regiões mais importantes e mais dinâmica de Angola, serviu como impulso necessário para a utilização de técnicas de processamento digital de imagens, com o objetivo de colmatar essa lacuna de informação e providenciar uma imagem clara da estrutura e composição do coberto do solo, respondendo a questão 1 colocada nesse estudo.

3.2 Metodologia

3.2.1 Dados de satélite

As imagens provenientes do satélite Landsat foram selecionadas neste estudo devido ao facto deste possuir uma base de dados de imagens bastante extensa, tornando-se assim muito valiosa para estudos multitemporais sobre coberto do solo (Wulder *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2012; Schneibel *et al.*, 2013).

Na realização deste estudo, foram utilizados dados multiespectrais provenientes dos satélites Landsat 5 TM e Landsat 7 ETM+. Todas as imagens foram adquiridas gratuitamente através do *Earth Resources Observation Systems* (EROS) (<http://glovis.usgs.gov>) pertencente ao USGS, com resolução de 30 metros (tabela 3.1).

Foi adquirido um conjunto composto por 6 imagens de modo a caracterizar a região de estudo. Esta é coberta por duas cenas Landsat, cujo *path/row* é 181/70 e 181/71, para as quais se construiu um mosaico para os anos 1990, 2000 e 2010.

A data das imagens foi escolhida de acordo com o período de maior actividade fotossintética da vegetação, isto é no final da época chuvosa (tabela 3.2).

A área de estudo é coberta por duas imagens Landsat, correspondentes à trajectória 181/70 e 181/71, a partir das quais foi produzido um mosaico. Deste mosaico foi extraída apenas a área de interesse para análise, que corresponde aos municípios do Lubango, Humpata e Chibia.

Tabela 3.1. Características das bandas dos sensores Landsat TM e ETM+

Bandas	Descrição	Comprimento de onda (μm)	Resolução (m)
Banda 1	Azul	0.45 - 0.515	30
Banda 2	Verde	0.525 - 0.605	30
Banda 3	Vermelho	0.63 - 0.690	30
Banda 4	Infravermelho próximo	0.75 - 0.90	30
Banda 5	Infravermelho médio	1.55 - 1.75	30
Banda 6	Infravermelho térmico	10.40 - 12.5	60 (ETM+) 120 (TM)
Banda 7	Infravermelho médio	20.9 - 23.5	30
Banda 8(Apenas ETM+)	Pancromática	0.52 - 0.90	15

Tabela 3.2. Trajetória e data das imagens.

Path	Row	1990	2000	2010
181	70	17-04-1990	06-05-2000	24-04-2010
181	71	17-04-1990	06-05-2000	24-04-2010

3.2.2 Dados auxiliares

Durante o estudo foram utilizados diversos dados auxiliares, nomeadamente:

1. O modelo digital de elevação *Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) 1 Arc Second* banda X, disponível no *EarthExplorer* (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), projectado no Sistema UTM zona 33S e *Datum* WGS84.
2. Os limites administrativos, adquiridos junto do Instituto Geográfico e Cadastral de Angola, vectorizados a partir da carta topográfica de Angola à escala 1:100.000, projectado no Sistema UTM zona 33S e *Datum* WGS84.
3. A carta topográfica de Angola na escala 1:100 000, reprojectada para o Sistema UTM zona 33S e *Datum* WGS84.
4. Dados de alta resolução a partir de imagens do Google Earth, *Datum* WGS84
5. Mapas globais do coberto do solo (IGBP, GLC2000, GlobeCover), no *Datum* WGS84.
6. Conjunto de pontos georreferenciados, recolhidos no campo durante o trabalho.

3.3 Técnicas e processamento

A metodologia desenvolvida engloba várias etapas que vão desde o pré-processamento das imagens até à classificação digital. Na figura 3.1 estão representadas, através de um fluxograma, as principais operações aplicadas nesta etapa do estudo.

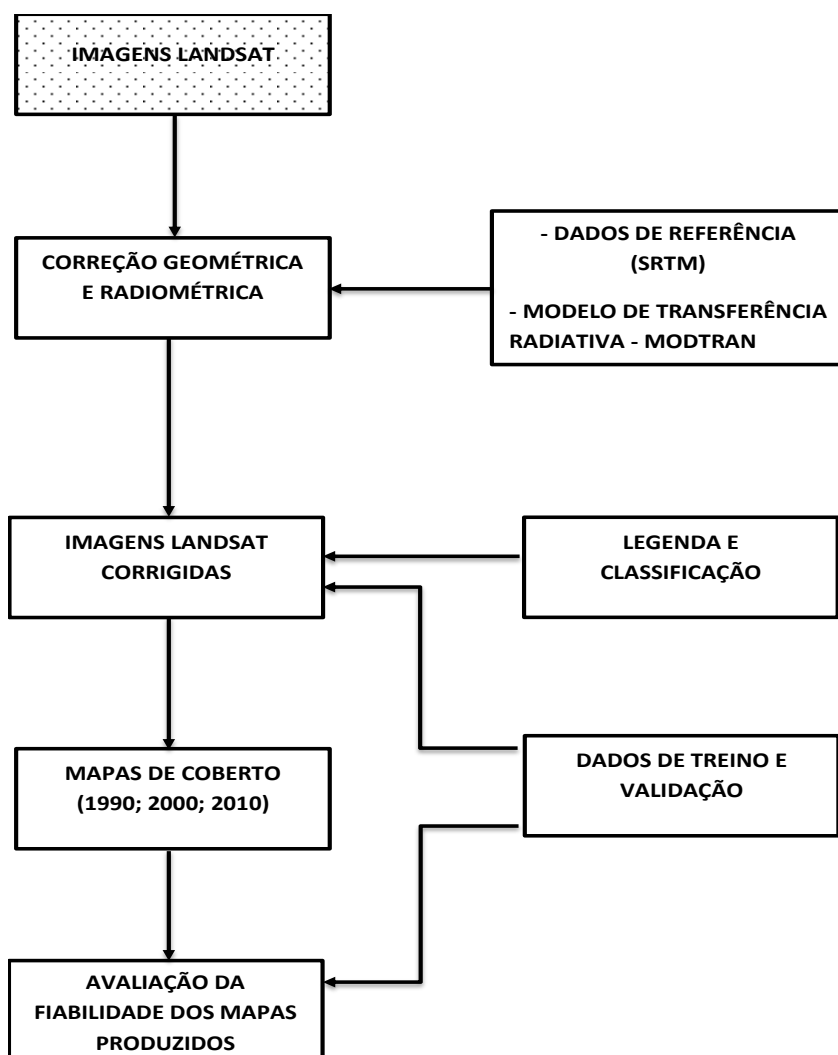


Figura 3.1. Fluxograma das etapas de processamento digital de imagens.

Na primeira fase, as imagens Landsat são submetidas a procedimentos de correcção geométrica e radiométrica, através da incorporação de dados SRTM para correcção topográfica e MODTRAN para correcção atmosférica. As imagens corrigidas são processadas, e nessa fase é adotada a legenda e são colhidas as áreas para o treino e caso a separabilidade espectral seja adequada, procede-se a classificação. É importante sublinhar que para aceitar os mapas de coberto, é necessário que numa etapa posterior os respectivos mapas sejam validados através de dados de validação, calculand-se medidas de exactidão e precisão, que servem para determinar a fiabilidade dos respectivos mapas de coberto.

3.3.1 Pré-processamento

O sinal que atinge o sensor do satélite de observação da Terra resulta da radiação solar que chega à superfície terrestre, interage com os elementos dessa superfície e, da parte da radiação que é reflectida novamente para o sensor (Roder, 2005). Durante o seu trajecto a radiação interage com a atmosfera o que vai alterar as suas propriedades espectrais, pelo que é necessária a realização de tarefas de pré-processamento.

O pré-processamento digital das imagens é essencial quando se pretende extrair informação das imagens de satélite sobre a superfície terrestre, uma vez que permite corrigir as distorções geométricas e radiométricas reduzindo o ruído e aumentando a interpretabilidade dos dados (Xie *et al.*, 2008). Este processamento é importante quando se utilizam séries multitemporais de imagens, em que se deve assegurar que as imagens são espacial e, espectralmente semelhantes (Xie *et al.*, 2008).

O pré-processamento de imagem compreende várias operações, por exemplo, a correcção geométrica, a radiométrica, calibração do sensor e técnicas de realce da imagem (Gao, 2009; Vanonckelen *et al.*, 2013).

Os erros mais comuns encontrados nas imagens de satélite estão associados às distorções radiométricas e geométricas, sendo por isso essencial o seu pré-processamento (Jensen, 2005). Szantoi & Simonetti (2013) afirmam que o pré-processamento inadequado pode resultar em mapas com exactidão limitada e, após a etapa de classificação das imagens em confusão entre classes. Segundo Landgrebe (2003) o pré-processamento envolve a correcção geométrica, a correcção radiométrica e as transformações dos dados.

- Correcção geométrica

A correcção geométrica consiste na remoção dos erros geométricos existentes nas imagens dependentes do comportamento do satélite (Horning *et al.*, 2010). Existem diferentes níveis de correcção geométrica, a que corrige os erros sistemáticos causados pelos sensor e pelo movimento do satélite e que usa dados das efemérides e o registo da localização e da velocidade do satélite no momento de aquisição da imagem para calcular a posição real na superfície terrestre (p.e., latitude e longitude) e a que melhora a precisão da posição da imagem relativamente a um sistema de coordenadas com base em pontos de controlo recolhidos num mapa ou no terreno.

Nos últimos anos, o USGS passou a disponibilizar imagens Landsat ortorrectificadas, denominadas Level 1 Terrain-corrected data (L1T) (http://landsat.usgs.gov/Landsat_Processing_Details.php), o que permitiu reduzir o tempo de processamento das séries temporais, e aumentar a sua consistência geométrica (Hansen & Loveland, 2012; Loveland & Dwyer, 2012) tornando dispensável na maioria dos casos um processamento geométrico adicional (Schneibel *et al.*, 2013; Jiang *et al.*, 2014).

As imagens utilizadas neste estudo foram apenas reprojectadas do Sistema de referência UTM-WGS84 Zona 33N para UTM-WGS84 Zona 33S.

- Correção radiométrica

O objectivo da correção radiométrica é tornar os dados internamente consistentes, corrigindo as anomalias próprias do sensor, e transformar os valores dos pixéis para unidades geofísicas (Landgrebe, 2003).

A habilidade para detectar e quantificar as alterações ocorridas ao nível da superfície terrestre, depende da capacidade dos sensores em fornecer medições calibradas e consistentes da superfície ao longo do tempo (Chander *et al.*, 2009).

Alguns autores, principalmente em estudos unitemporais, defendem não ser necessária a realização de nenhum tipo de correção radiométrica, e afirmam que em muitos casos não existem melhorias na qualidade global dos mapas produzidos (Zhang *et al.*, 2011; Hansen & Loveland, 2012).

Outros autores afirmam que os estudos multitemporais requerem que os dados sejam corrigidos radiometricamente, ou seja, devem ser normalizados para permitir que as propriedades das superfícies em áreas onde não há alteração das classes de ocupação do solo apresentem assinaturas espectrais idênticas ou quase idênticas (Hill & Sturm, 1991; Roder, 2005; Vanonckelen *et al.*, 2013; Jiang *et al.*, 2014). Chander *et al.* (2009) corrobora essa opinião e afirma que a caracterização e calibração radiométrica é um pré-requisito para a criação de dados científicos e produtos de elevada qualidade.

Para Roder *et al.* (2008) a correção radiométrica consiste em eliminar o ruído provocado pela atmosfera durante a aquisição dos dados, pelas condições atmosféricas, variações de iluminação e geometria de visualização, corrigindo os valores dos níveis digitais.

Em termos específicos, utilizou-se uma abordagem que combina a calibração do sensor e a normalização atmosférica e topográfica, aplicadas às imagens de satélite Landsat adquiridas para a área de estudo, que em seguida serão descritas com maior pormenor.

- Calibração do sensor

Com o passar do tempo, os sensores vão se tornando mais sensíveis às influências externas, por exemplo às mudanças atmosféricas, e os seus componentes internos (p.e. lâmpadas e detectores) vão tendo um desempenho inferior. Assim, torna-se necessário recorrer à calibração dos detectores para compensar a sua baixa sensibilidade (Schroeder *et al.*, 2006).

A maioria das metodologias desenvolvidas para a realização da correcção radiométrica de imagens de satélite, inicia-se com a calibração do sensor, com vista a calcular a quantidade de radiância espectral do satélite (L_λ , medida em $W/m^2sr \mu m$) (Roder *et al.*, 2005).

O processo de calibração radiométrica consiste na conversão dos valores dos números digitais (DN) para valores de radiância (Song *et al.*, 2001; Roder *et al.*, 2005; Schroeder *et al.*, 2006; Kobayashi & Sanga-Ngoie, 2008; Sexton *et al.*, 2013; Vanonckelen *et al.*, 2013). Chander *et al.* (2009) transformam os DNs de uma imagem em valores de radiância através da seguinte fórmula:

$$L_\lambda = \left(\frac{LMAX_\lambda - LMIN_\lambda}{Q_{calmax} - Q_{calmin}} \right) (Q_{cal} - Q_{calmin}) + LMIN_\lambda \quad (1)$$

Onde:

L_λ = Radiância calculada na abertura do sensor

$LMAX_\lambda$ = valor máximo da radiância espectral

$LMIN_\lambda$ = Valor mínimo da radiância espectral

Q_{cal} = Número digital

Q_{calmax} = Valor máximo do pixel rescalonado (255)

Q_{calmin} = Valor mínimo do pixel rescalonado (1)

Todos os valores necessários para a conversão para radiância são fornecidos no ficheiro de metadados disponibilizado com as imagens de satélite.

Os coeficientes de calibração usados no pré-processamento das várias cenas Landsat 5-TM e Landsat 7-ETM+ utilizadas no presente estudo estão representados nas tabelas 3.3 a 3.6.

Tabela 3.3. Coeficientes de calibração correspondentes às cenas Landsat 5, path/row 181/70 e 181/71, de 19 de Abril de 1990.

BANDAS	LMAX	LMIN	GAIN	OFFSET
TM 1	169	-1.52	0.67133858	-2.19133858
TM 2	333	-2.84	1.32220472	-4.16220472
TM 3	264	-1.17	1.04397638	-2.21397638
TM 4	221	-1.51	0.87602362	-2.38602362
TM 5	30.2	-0.37	0.12035433	-0.49035433
TM 7	16.5	-0.15	0.06555118	-0.21555118

Tabela 3.4. Coeficientes de calibração correspondentes à cena Landsat 7, path/row 181/70, de 06 de Maio de 2000.

BANDAS	LMAX	LMIN	GAIN	OFFSET
TM 1	191.6	-6.2	0.77874016	-6.97874016
TM 2	196.5	-6.4	0.7988189	-7.1988189
TM 3	152.9	-5	0.62165354	-5.62165354
TM 4	241.1	-5.1	0.96929134	-6.06929134
TM 5	31.06	-1	0.12622047	-1.12622047
TM 7	10.8	-0.35	0.04389764	-0.39389764

Tabela 3.5. Coeficientes de calibração correspondentes à cena Landsat 7, path/row 181/71, de 06 de Maio de 2000.

BANDAS	LMAX	LMIN	GAIN	OFFSET
TM 1	191.6	-6.2	0.77874016	-6.97874016
TM 2	196.5	-6.4	0.7988189	-7.1988189
TM 3	152.9	-5	0.62165354	-5.62165354
TM 4	157.4	-5.1	0.63976378	-5.73976378
TM 5	31.06	-1	0.12622047	-1.12622047
TM 7	10.8	-0.35	0.04389764	-0.39389764

Tabela 3.6. Coeficientes de calibração correspondente às cenas Landsat 5, path/row 181/70 e 181/71, de 24 de Abril de 2010.

BANDAS	LMAX	LMIN	GAIN	OFFSET
TM 1	193	-1.52	0.76582677	-2.28582677
TM 2	365	-2.84	1.44818898	-4.28818898
TM 3	264	-1.17	1.04397638	-2.21397638
TM 4	221	-1.51	0.87602362	-2.38602362
TM 5	30.2	-0.37	0.12035433	-0.49035433
TM 7	16.5	-0.15	0.06555118	-0.21555118

Após converter os valores dos DNs da imagem para valores de radiância, estas tabelas são utilizadas para a obtenção do ficheiro de calibração que será utilizado nas fases seguintes.

Os valores de radiância são, geralmente, transformados em reflectância no topo da atmosfera assumindo que se trata de uma superfície lambertiana uniforme e uma atmosfera sem nuvens (Schroeder *et al.*, 2006). A conversão é feita aplicando a fórmula de Chander *et al.* (2009) representada a seguir:

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

ρ_{λ} = Reflectância calculada no topo da atmosfera

π = Constante matemática igual a $\approx 3,14159$

L_{λ} = Radiância calculada no sensor

d = distância Terra-Sol

$E_{SUN \lambda}$ = Irradiância solar média no topo da atmosfera

θ_s = Angulo solar zenital

Existem vários autores que não utilizam imagens corrigidas radiometricamente quando desenvolvem trabalhos na área da classificação do coberto do solo (Salovaara *et al.*, 2005). Contudo, é necessário considerar que a atmosfera tem uma composição que afecta

grandemente a quantidade de energia que viaja de e para o sensor. Assim, torna-se necessário conhecer os valores da reflectância na superfície, para cada pixel da imagem, considerando os vários efeitos da atmosfera e da topografia, nomeadamente a concentração de ozono, o vapor de água, a quantidade de aerossóis e a elevação (Hansen & Loveland, 2012).

- Correção atmosférica

O método de correção atmosférica adotado tem impacto directo na qualidade dos mapas de coberto do solo, e por isso nos últimos anos têm crescido as preocupações dos investigadores no campo do processamento digital de imagens (Elmahboub et al., 2009). Este tipo de correção depende, directamente, dos dados de satélite e dos dados atmosféricos disponíveis, dos resultados desejados e dos métodos analíticos utilizados para a extracção de informação (Song *et al.*, 2001).

Vários procedimentos metodológicos têm sido desenvolvidos nos últimos anos com o objectivo de reduzir o efeito da atmosfera sobre as imagens. Alguns autores (Schroeder *et al.*, 2006; Obade & Lal, 2012; Vanonckelen *et al.*, 2013) abordam vários métodos absolutos de correção do efeito atmosférico, onde é apenas necessária informação sobre a imagem:

- Dark Object Subtraction (DOS), assume que numa determinada imagem de satélite existem elementos que apresentam valores de reflectância próximos de zero (água e sombras) e por isso o sinal reflectido por esses elementos e gravado pelo sensor resulta da dispersão atmosférica e deve ser removido (Chavez, 1996).

- Modified Dense Dark Vegetation (MDDV), assume que a reflectancia na região do infravermelho médio do sensor Landsat é pouco afectada pela dispersão na atmosfera. Esta aproximação assume que a existência de áreas escuras na vegetação densa, podem ser usadas como objectos negros para estimar os valores de reflectância nas regiões do azul e do vermelho (Song *et al.*, 2001).

- Regression adjustment, consiste no ajustamento por regressão linear dos pixéis das bandas do visível e do infravermelho próximo. A recta de regressão vai representar o melhor ajustamento entre tipos de ocupação do solo semelhantes. Segundo Jensen (2005), este

método permite apenas minimizar a influência de nevoeiro (haze) na imagem, não corrigindo os efeitos resultantes do vapor de água.

Os métodos de correcção atmosférica descritos acima são bastante simples e, nem sempre fornecem os resultados adequados. Schroeder *et al.* (2006) refere que o método MDDV tende a sobrestimar a quantidade de aerossóis na atmosfera, aumentando as áreas escuras na imagem e colocando os valores da região do azul e do vermelho mais próximo de zero. Possuem também limitações em estudos multitemporais, onde é necessário produzir séries de dados robustas e internamente consistentes (Potapov *et al.*, 2008), como é o caso do DOS, onde cada imagem é corrigida individualmente (Goslee, 2011).

Dadas as limitações apresentadas pelos métodos descritos anteriormente, torna-se necessária a utilização de modelos mais complexos, designados como modelos de transferência radiactiva atmosférica. Estes modelos baseiam-se no pressuposto de que a radiação que é reflectida pelo sensor e pela superfície terrestre de volta ao sensor é afectada pelos gases existentes na atmosfera (p.e. vapor de água, dióxido de carbono). Um dos modelos utilizados é o MODTRAN (MODerate resolution atmospheric TRANsmission) desenvolvido pela Spectral Sciences Inc. e o Laboratório de Pesquisa da Força Aérea Americana (Obade & Lal, 2012). O MODTRAN é um programa informático concebido para modelar a propagação da radiação electromagnética no intervalo, do espectro eletromagnético, entre 0.2 e 100 μm (Berk *et al.*, 2011) e permite calcular a quantidade de radiação absorvida e difundida pelos gases da atmosfera. Em 1995, Hill *et al.* desenvolveram um algoritmo denominado 5SCode que incorpora o modelo MODTRAN. O objectivo do 5SCode passa por estimar o sinal que é reflectido pela superfície e que chega ao sensor, corrigindo os efeitos da absorção do sinal pelos gases atmosféricos (O_3 , H_2O , O_2 e CO_2) e da difusão pelos aerossóis e moléculas atmosféricas.

O código (designado como 5SCode) desenvolvido por Tanré *et al.* (1990) foi posteriormente modificado e publicado por Hill & Sturm (1991) e Hill *et al.* (1995) e incorporado no *software* AtCPro[®] (*Atmospheric Correction Processor for Multi- & Hiperspectral Data*) versão 5.1 desenvolvida em Setembro de 2011.

Em Angola, onde os dados meteorológicos são bastante escassos, o uso de modelos com parâmetros incorporados como códigos de transferência radiactiva atmosférica, como o

MODTRAN, parecem ser uma alternativa viável no que toca à correcção do efeito atmosférico, tendo sido por este facto escolhida essa metodologia para a área de estudo.

A aplicação dos métodos de correcção atmosférica, com a utilização de códigos de transferência radiactiva atmosférica foi verificada em diversas situações por diferentes autores com bastante sucesso (Hill *et al.*, 1995; Roder, 2005; Roder *et al.*, 2008; Schneibel *et al.*, 2013).

As seis imagens utilizadas neste estudo, duas de cada data, foram corrigidas atmosféricamente usando o modelo de correcção incorporado no *software* AtCPro®, com base nos dados do modelo MODTRAN para a atmosfera tropical. Essa correcção permitiu diminuir os efeitos da atmosfera sobre os valores de reflectância nas bandas do visível de acordo com Jensen (2005).

- Correcção topográfica

Se a superfície terrestre fosse completamente plana seria apenas necessário tratar da energia reflectida para o sensor que dependeria somente da irradiância directa e da reflectância dos objectos da superfície. Como grande parte dos objectos da superfície terrestre não apresentam características Lambertianas (Meyer *et al.*, 1993), os efeitos de iluminação devem ser corrigidos para se minimizarem os erros existentes (Lasanta & Vicente-Serrano, 2012).

Além da calibração do sensor e da remoção dos efeitos atmosféricos, a topografia é também um factor a considerar antes do processamento digital de imagens. Vários métodos têm sido desenvolvidos para eliminar ou minimizar o efeito da topografia sobre as imagens de satélite (Richter *et al.*, 2009; Ediriweera *et al.*, 2013). Singh & Talwar (2013) agrupam os métodos de correcção do efeito topográfico em: a) lambertianos; b) correcção empírica; c) não lambertianos.

Os métodos lambertianos baseiam-se na premissa de que existe uma correlação linear entre a radiância observada na superfície e o cosseno do ângulo de incidência solar (Karathanassi *et al.*, 2000). Os algoritmos utilizados corrigem variações da reflectância nas imagens de satélite partindo do princípio de que a reflectância varia proporcionalmente em todas as bandas (Vanonckelen *et al.*, 2013).

Os métodos de correcção empírica, consistem na correcção do efeito topográfico, com base num coeficiente de calibração “C” determinado de forma empírica, que serve para ajustar um modelo de iluminação (Sing & Talwar, 2013).

Os métodos não lambertianos, reconhecem que a combinação entre os ângulos de incidência e a área de observação podem afectar a reflectância, o que significa dizer que a rugosidade do terreno tem influência na reflectância (Goslee, 2011). Estes métodos integram informação do terreno, como, o azimute do declive, o angulo de iluminação e a linha do horizonte, que pode ser integrada a partir do uso de um Modelo Digital de Elevação (Zhang & Li, 2011). A escolha de um método de correcção topográfica, e consequentemente a sua eficácia, depende dos dados utilizados, das condições de iluminação e da localização da área de estudo.

Em 2003, Riaño et al. comparam a eficácia de vários métodos de correcção do efeito topográfico sobre estudos para classificação da vegetação, numa região montanhosa em Espanha, onde o método não-lambertiano denominado C-modificado, mostrou ser o melhor. Também Richter *et al.* (2009) comparam vários métodos de correcção da topografia em diferentes regiões, constatando que o método não-lambertiano Minnaert modificado fornecia os melhores resultados, e que nenhum método era melhor em todos casos. Mais recentemente, Ediriweera *et al.* (2013) comparam a eficácia de um conjunto de métodos de correcção topográfica na estimação da cobertura foliar numa região montanhosa do nordeste da Austrália, verificando que tanto os resultados estatísticos como os visuais, mostram que o método Processing Scheme for Standardized Surface Reflectance (PSSSR) era melhor na eliminação do efeito topográfico.

Segundo Szantoi & Simonetti (2013) não existe um método que seja melhor que os restantes em todas as situações e, o aspecto mais importante a considerar, é a qualidade do modelo digital de elevação (MDE) que deve ter pelo menos uma resolução comparável à das imagens de satélite.

Para Gao & Zhang (2009), os métodos de correcção que combinam o MDE e os dados Landsat em superfícies irregulares, como as regiões montanhosas, são muito eficazes na melhoria da qualidade global da classificação de uso/ ocupação do solo e, na extracção de outros parâmetros biofísicos.

Segundo Hill *et al.* (1995) quando existe uma combinação entre a correcção topográfica e a radiação directa e difusa existe uma melhoria da correcção radiométrica, o que significa que os métodos devem ser integrados. Por outro lado, Kobayashi & Sanga-Ngoie (2008) afirmam existir uma relação de causa-efeito entre a radiação e a topografia.

As imagens Landsat utilizadas neste estudo foram corrigidas do efeito topográfico usando o método de correcção não-lambertiano *Minnaert* implementado no *software* AtCPro®, sendo os dados SRTM com resolução espacial de 30 metros, usados como input para a referida correcção.

3.3.2 Legenda e classificação

Nos últimos anos, a utilização de imagens de satélite na monitorização da superfície terrestre a grandes escalas permitiu o desenvolvimento de diversos produtos de ocupação do solo e de diferentes sistemas de classificação e legendas (Herold *et al.*, 2009).

Os vários produtos, de ocupação do solo existentes, apresentam entre si muitas diferenças, decorrentes dos objectivos a que se destinam, dos métodos e das fontes de dados usados, e do contexto sócio-cultural onde estão inseridos (Batista *et al.*, 2009). A aplicação desses produtos de cartografia em contextos diferentes daqueles para que foram desenvolvidos pode limitar a análise e comparabilidade de diferentes mapas de ocupação do solo, especialmente quando se pretende avaliar as alterações ocorridas nos habitats (Herold *et al.*, 2009; Kosmidou *et al.*, 2014).

A harmonização dos sistemas e legendas dos mapas de ocupação do solo produzidos independentemente, facilita a análise das alterações do coberto do solo, a comparação entre os vários produtos, e a sua validação, melhorando a padronização em estudos futuros (Herold *et al.*, 2009).

3.3.2.1 Sistemas de classificação de ocupação do solo

Sistemas de classificação são conjuntos padronizados e coerentes de elementos que caracterizam determinados objectos que se pretendem cartografar de forma a elaborar mapas para usos específicos (p.e. modelos climáticos). Vários sistemas de classificação têm sido usados no mundo com propósitos diferentes e nas mais diversas escalas de análise. Para escalas de maior detalhe, por exemplo para cartografia de levantamentos dos *habitats*, utilizam-se os sistemas como o EUNIS (European Union Nature Information System),

desenvolvido pela Agência Europeia do Ambiente, e que consiste na definição de três níveis de detalhe em função de vários parâmetros ambientais (Davies *et al.*, 2004) e o sistema de classificação das fitogeocenoses de Portugal proposto por (Cruz, 2002) e composto por um sistema alfanumérico de 15 dígitos, onde os 5 primeiros dígitos correspondem à descrição da geocenose que são os factores abióticos, os 5 seguintes à fitocenose que é conjunto de espécies vegetais que vivem numa determinada região e os 5 restantes ao grau de artificialização.

Os sistemas de classificação baseados no uso de informação proveniente de imagens de satélite, tem início com os trabalhos desenvolvidos nos EUA na década de 1970. Destes existem três que se destacam:

Anderson Classification System (ACS) criado por Anderson *et al.* (1976) com o objectivo de desenvolver um sistema de classificação para cartografia de uso e ocupação do solo para os EUA. Este sistema incluía quatro níveis de detalhe partindo do nível I, mais generalizado e necessário, utilizado para planeamento regional e gestão a nível nacional e regional, até ao nível IV que permitia chegar a 100 classes de uso e ocupação do solo, usado para mapeamento de grande escala, a nível local. Este sistema de classificação foi modificado pelo USGS Land Cover Institute passando a ser usado na produção de cartografia baseada no satélite Landsat Thematic Mapper (Herold & Di Gregorio, 2012).

CORINE Landcover surge em 1985 com objectivo de proporcionar informação consistente sobre o uso e ocupação do solo a nível da união europeia, e apoiar a política ambiental dos estados membros. Caracteriza-se por um sistema hierárquico, constituído por 3 níveis de detalhe com 5 classes no nível I, 15 classes no nível II e 44 classes no nível III, e os produtos são disponibilizados à escala 1:100 000 (Painho & Caetano, 2006).

O *Land Cover Classification System* (LCCS) foi desenvolvido em 1993 num esforço conjunto entre *Food and Agriculture Organization* (FAO) e *United Nations Environment Program* (UNEP) (Cord *et al.*, 2010), com o objectivo de produzir um sistema de classificação universal, que permitisse a comparação de classes de coberto do solo independentemente da escala, do tipo de coberto, do método de colheita de dados e da localização geográfica (Di Gregorio & Jansen 2005).

Este sistema define um conjunto de critérios de diagnóstico independentes, estritamente relacionados com a fisionomia e a estrutura da vegetação em alternativa a um tipo de critério meramente descritivo (Di Gregorio & Jansen 1998).

O esquema de classificação LCCS engloba duas fases principais, uma fase inicial dicotómica e uma fase posterior denominada modular-hierárquica (Figura 3.2). A fase dicotómica opera com 3 classificadores, presença de vegetação, condições edáficas, e grau de artificialização, e são distinguidos 8 tipos principais de coberto do solo (Cord *et al.*, 2010).

Os níveis hierárquicos podem ser divididos na fase modular-hierárquica, com incorporação de informação auxiliar, p.e. clima, formas de relevo, litologia, composição florística, tipo de culturas agrícolas (Herold & Di Gregorio, 2012).

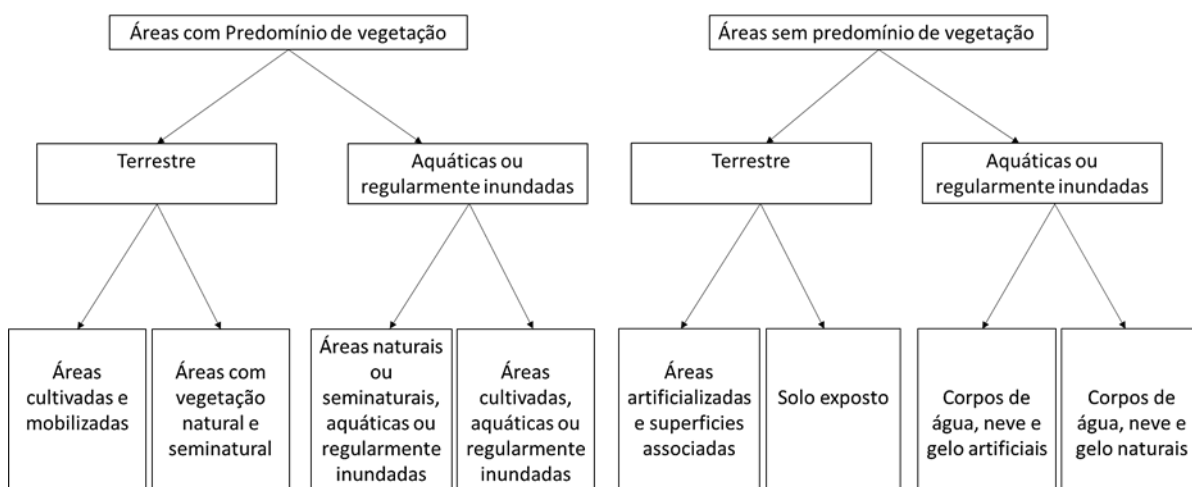


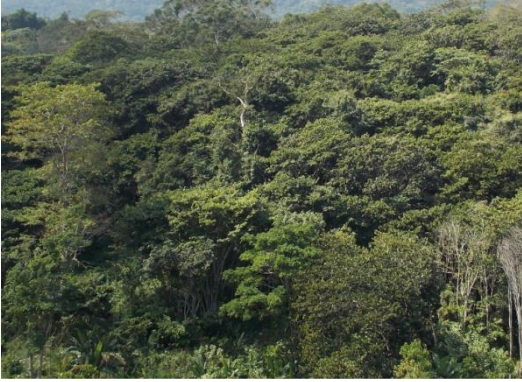


Figura 3.2. Esquema de classificação do LCCS modificado. Fonte (Herold & Di Gregorio, 2012).

3.3.2.2 Legenda e definição do conjunto de dados de referência




A legenda adotada num mapa é o resultado da aplicação de um sistema de classificação a uma área específica, de acordo com uma determinada escala de mapeamento, de um conjunto de dados específico e da metodologia adotada (Di Gregorio & Jansen, 2005). Dada a disponibilidade dos dados Landsat TM e ETM+ e seguindo alguns trabalhos realizados no continente africano, p.e. o Africover (http://www.glcnc.org/activities/africover_en.jsp), o SADC Land Cover Map 2002 (<http://gsdi.geoportal.csir.co.za/projects>), e vários estudos locais realizados em Angola (Cabral *et al.*, 2011; Schneibel *et al.*, 2013), selecionou-se o sistema LCCS para definição da legenda.

Na área de estudo foram definidas as seguintes classes: 1- Miombo denso (MD); 2- Miombo aberto (MA); 3- Savana Bosque (SA); 4- Herbáceas (HB); 5- Áreas cultivadas/Solo nu (AGR); 6- Artificializado (ART); 7- Água (AG); 8- Zonas húmidas (ZH); 9- Rochas (RO); 10- Ardido (ARD).

Tabela 3.7. Legenda das classes de coberto do solo.

Classes	Descrição	Imagem
Miombo Denso	Matas densas dominadas por espécies lenhosas caducifólias e semicaducifólias, essencialmente constituídas por <i>Brachystegia</i> e <i>Julbernardia</i> , onde o extracto arbóreo é dominante e a cobertura varia entre 60-70 % da área.	
Miombo Aberto	Matas dominadas por espécies lenhosas mais ou menos dispersas, caducifólias e semicaducifólias, essencialmente constituídas por <i>Brachystegia</i> e <i>Julbernardia</i> , onde o extracto arbóreo é dominante e a cobertura varia entre 70-60 a 40% da área.	
Savana Bosque	Formação vegetal de árvores e arbustos cujo grau de coberto vai desde esparso até cerca de 40% e onde o estrato herbáceo é dominante na estação húmida.	

<p>Herbáceas</p>	<p>Vegetação que se desenvolve em áreas baixas interiores com drenagem lenta e vegetação de altitude encontrada nos planaltos "anharas do alto".</p>	
<p>Áreas cultivadas/Sol nu</p>	<p>Campos agrícolas e descobertos, com presença de vegetação durante os meses em que se encontram plantados e descobertos durante a colheita ou pousio.</p>	
<p>Artificializado</p>	<p>Áreas urbanas</p>	
<p>Água</p>	<p>Grandes superfícies cobertas por corpos de água.</p>	

Zonas húmidas	Depressões relativas, com espécies de gramíneas, inundadas principalmente durante a estação chuvosa.	
Rochas	Extensas superfícies onde os blocos rochosos afloram à superfície.	
Ardido	Áreas queimadas.	

Os mosaicos das imagens, obtidos para cada um dos anos, foram utilizados para obter conjuntos de amostras (áreas de treino) para cada tipo de coberto do solo definido na legenda adotada. Estas amostras foram recolhidas ao longo da área de estudo, através de interpretação visual de várias composições coloridas da imagem, e nomeadamente a composição RGB 743, que permite maior discriminação visual entre as classes. Nesta fase, foi utilizada informação recolhida no campo, principalmente para o reconhecimento de zonas húmidas devido a dificuldade de serem visualizadas sobre as imagens Landsat. A utilização do Google Earth durante a recolha de amostras foi também bastante útil, uma vez que possui imagens de alta resolução que permitem melhorar a discriminação entre os vários tipos de coberto existentes, diminuindo, assim, a incerteza durante a recolha das áreas de treino.

Na (figura 3.3) estão localizadas as áreas de treino utilizadas durante a fase de classificação nos diferentes anos.

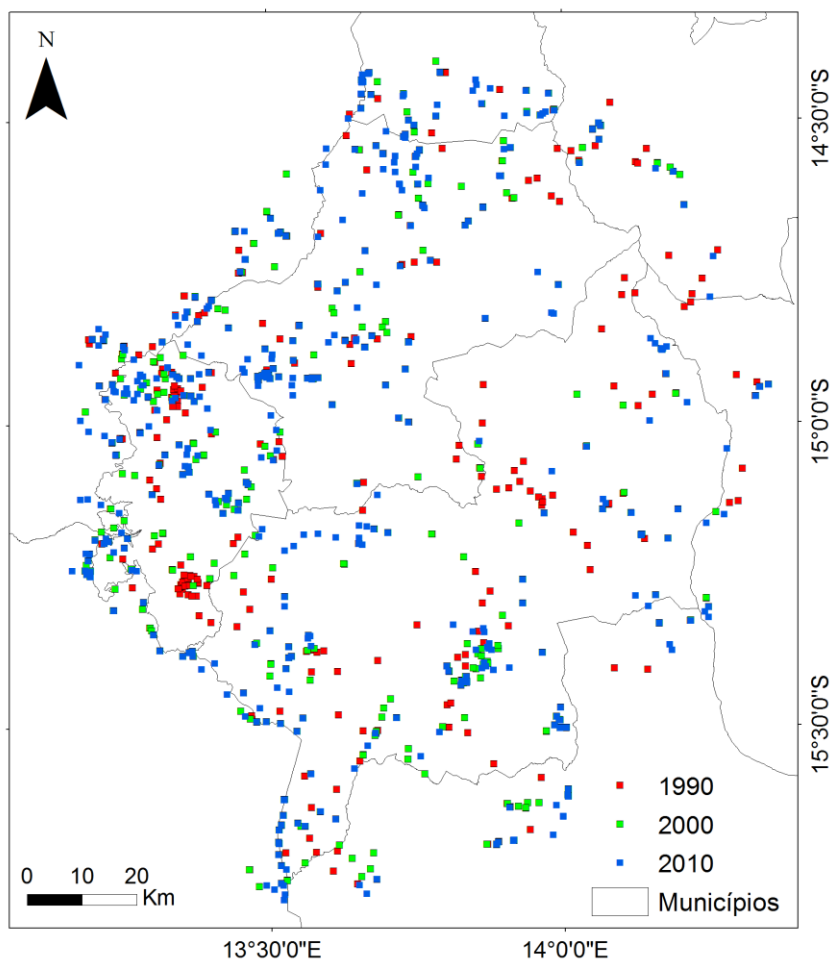


Figura 3.3. Localização das áreas de treino para os diferentes anos.

A dimensão da amostra de dados recolhida para cada tipo de coberto é um aspecto importante na fase de classificação das imagens. Chen & Stow (2002) defendem que a quantidade e qualidade dos dados de treino podem influenciar significativamente a performance do algoritmo de classificação e consequentemente a sua fiabilidade.

Lillesand & Kiefer (2000) defendem que o número mínimo de pixéis contidos numa área de treino deve ser igual a $n+1$, onde n é o número de bandas espectrais contidas no dataset. Devido à dimensão de alguns tipos de coberto existentes na imagem, como a área urbana e as áreas ardidas, a satisfação desse requisito nem sempre foi possível, uma vez que o

aumento de áreas de treino representava quebra da homogeneidade e aumento de confusão.

Após a recolha das amostras, procedeu-se à avaliação da separabilidade espectral entre as classes representadas pelas áreas de treino. A separabilidade espectral serve para avaliar o erro gerado aquando da recolha das amostras para cada tipo de coberto (Schowengerdt, 2007). Neste estudo, a estimação da separabilidade espectral foi feita através do cálculo da distância Jeffries-Matusita (Richards & Jia, 2006).

O cálculo da separabilidade espectral permite ao operador melhorar a selecção das áreas de referência para cada classe, permitindo a obtenção de classes espectralmente afastadas. A distância de Jeffries-Matusita é uma medida de separabilidade entre um par de distribuições de probabilidade (classes espectrais) e é calculada através da seguinte fórmula (Richards & Jia, 2006):

$$JM_{ij} = \sqrt{2(1 - e^{-\alpha})} \quad (3)$$

$$\text{onde } \alpha = \frac{1}{8} (\mu_1 - \mu_2)^T \left(\frac{C_i + C_j}{2} \right)^{-1} (\mu_i - \mu_j) + \frac{1}{2} \ln \left(\frac{\frac{1}{2} |C_i + C_j|}{\sqrt{|C_i| |C_j|}} \right) \quad (4)$$

Onde:

i, j - Assinaturas espectrais das classes a comparar;

μ_i - Vetor médio da assinatura i ;

μ_j - Vetor médio da assinatura j ;

T - Função transposta;

C_i - Matriz da covariância da assinatura i ;

C_j - Matriz da covariância da assinatura j ;

$|C_i|$ - Determinante de C_i ;

$|C_j|$ - Determinante de C_j ;

\ln - Função logaritmo natural;

O limite máximo entre pares de classes na distância Jeffries-Matusita é de 2 para as classes perfeitamente separáveis espectralmente e de 0 para as classes espectralmente idênticas.

A análise foi feita entre todos os pares de classes com o objectivo de encontrar as combinações com melhor separabilidade. Todas as combinações mostraram uma separabilidade superior a 1.5, o que significa uma boa separabilidade.

3.4 Classificação das imagens Landsat

A classificação de imagens de satélite é uma das áreas mais estudadas em detecção remota, e por isso vários cientistas têm enveredado esforços para melhorar a precisão das classificações e sugerir abordagens mais adequadas para cada situação (Lu & Weng, 2007). As abordagens propostas para a classificação estatística das imagens de satélite, têm sido agrupadas em, automáticas ou não supervisionadas, manuais ou supervisionadas, e híbridas (Horning *et al.*, 2010). Os algoritmos de classificação podem processar pixéis individuais, denominados classificadores a nível do pixel, ou podem processar grupos de pixéis contíguos, denominada classificação por objectos (Jensen *et al.*, 2009).

A classificação automática ou não supervisionada, como o nome indica é um tipo de classificação que é feita sem a intervenção do analista. Neste, o algoritmo organiza automaticamente os pixéis com valores semelhantes em grupos, que servem depois de base para a atribuição de diferentes classes (Adams & Gillespie, 2006). Este tipo de classificação depende inteiramente da distribuição estatística dos dados da imagem e de técnicas de *clustering* (Liu & Mason, 2009).

Um algoritmo muito utilizado neste tipo de classificação é o designado por K-médias. Inicialmente são definidos vários parâmetros, nomeadamente, o número de classes, os valores iniciais dos seus centróides (valor médio) e o critério de paragem do algoritmo. Em seguida, é calculada a semelhança entre cada um dos pixels da imagem e cada centróide e é-lhe atribuída a classe mais semelhante. Após este processo, é novamente calculado o valor médio de cada grupo. Se o critério de paragem do algoritmo não estiver satisfeito, o processo é repetido até este ser atingido ou todos os pixels estarem agrupados numa determinada classe. Os pixeis agrupados são, posteriormente, identificados relativamente à classe temática a que correspondem. A classificação automática pode ser usada como ponto de partida para o reconhecimento de elementos da superfície, e é muito utilizada quando o analista não está familiarizado com a área de estudo ou com a escala de análise, mas apresenta algumas limitações quando o analista tem um conhecimento sólido sobre a área de estudo (Adams & Gillespie, 2006).

A classificação supervisionada é feita com intervenção directa do utilizador. Inicialmente o utilizador recolhe sobre a imagem um conjunto de áreas de treino, representativos dos pixéis de cada classe. Esta recolha é feita com recurso a informação auxiliar e deve ser homogénea e ao mesmo tempo albergar a variabilidade intra-classe (Schowengerdt, 2007).

Como durante o processo de classificação são recolhidas áreas de treino para diferentes classes que espectralmente são semelhantes, frequentemente o analista tem dificuldade em as diferenciar. Sendo um processo subjectivo, já que depende da interpretabilidade do analista e da estatística feita com base nas áreas de treino capturadas sobre a imagem, é conveniente a realização de análises de separabilidade espectral, para eliminação das áreas erradamente classificadas. A classificação supervisionada nem sempre é a melhor alternativa para cartografia temática sendo muitas vezes utilizados os métodos híbridos.

A classificação híbrida de imagens de satélite é uma combinação da classificação automática e da supervisionada. O processo consiste em correr uma classificação automática cujo resultado da classificação é interpretado usando dados de campo. Posteriormente, à imagem original é aplicado um classificador supervisionado com ajuda das estatísticas da classificação automática e dos dados de campo (Liu & Mason, 2009).

Neste estudo optou-se por aplicar uma classificação supervisionada às imagens, iniciando-se o processo pela recolha de áreas de treino, suportada por varias visitas de campo e sem seguida na selecção, na imagem de áreas/pixéis representativos de cada classe. Existem vários algoritmos de classificação supervisionada: paralelepípedo, mínima distância, máxima verossimilhança e distância de Mahalanobis (Richards & Jia, 2006).

Neste estudo foi selecionado o algoritmo da máxima verossimilhança, que consiste em usar uma função de densidade de probabilidade para definir a fronteira entre as classes (Schowengerdt, 2007). Neste tipo de classificação, a distribuição dos pixéis em cada conjunto de dados de treino é gaussiana e descrita por um vector médio e por uma matriz de covariância. Para cada um dos pixéis é calculada a *priori* a probabilidade de pertencer a cada uma das classes e a que tiver maior probabilidade é a classe escolhida (Adams & Gillespie, 2006). A probabilidade de um pixel pertencer a uma dada classe é calculada da seguinte forma:

$$\ln p(x/A) = [-0.5 \ln V_A] - [0.5(X - M_A)^T V_A^{-1} (X - M_A)] \quad (5)$$

Onde $p(x/A)$ é a probabilidade do pixel x ocorrer na classe A , V_A é o determinante da matriz variância-covariância para a classe A , X é o vector de níveis digitais associados com o pixel x e M_A o vector dos níveis digitais médios para cada uma das classes.

O algoritmo da máxima verossimilhança pode ser usado com muito sucesso, em estudos de classificação do coberto do solo, quando a legenda é definida *a priori* e o conjunto de dados de treino disponível tem tamanho suficiente para ser utilizado como referencia (Lu & Weng, 2007).

3.4.1 Avaliação da fiabilidade das classificações

Os estudos ambientais requerem informação fiável a várias escalas, sobre a extensão das classes de coberto do solo e as suas alterações ao longo do tempo, informação que pode provir da detecção remota (Olofsson *et al.*, 2013). Para garantir que esta informação tenha a precisão necessária, é importante considerar os procedimentos de avaliação da fiabilidade.

Foody (2002) defende a existência de uma grande variedade de factores que influenciam a fiabilidade dos mapas de alteração do coberto do solo, alguns deles relacionados com a obtenção dos dados de satélite e outros com as operações realizadas pelo operador. Segundo Matos (2001), os erros existentes na classificação afectam os elementos de qualidade do mapa, como por exemplo, a completude, consistência logica, exactidão posicional, exactidão temporal e exactidão temática.

Várias abordagens foram desenvolvidas para avaliação dos produtos obtidos por detecção remota, sendo as mais discutidas aquelas que se relacionam com a exactidão temática. A validação baseia-se na comparação entre o mapa de coberto do solo obtido por classificação das imagens de satélite e os dados recolhidos no terreno ou outros dados de referência (Foody, 2002). Esta abordagem utiliza a matriz de confusão para fornecer informação sobre a fiabilidade da classificação com base em dois tipos de erros, os erros de omissão que correspondem ao número de observações não atribuídas a uma classe e os erros de comissão que correspondem às observações incorrectamente atribuídas a determinada classe (Foody, 2002; Foody, 2008; Congalton & Green, 2009). Na matriz de confusão estão representados o número de elementos correctamente classificados na diagonal da matriz e os incorrectamente classificados no triângulo inferior e superior da matriz.

Uma matriz de confusão fornece várias medidas para a avaliação da fiabilidade do mapa classificado, como sendo a precisão global, que é a percentagem de casos correctamente classificados na imagem (Foody, 2002), a precisão do produtor que mede a probabilidade de um pixel de referência ser correctamente classificado, a precisão do utilizador que mede a probabilidade de um pixel classificado no mapa representar exactamente essa classe no terreno, e o coeficiente Kappa (k) que indica em que medida a fiabilidade da classificação é devida à concordância entre os dados de validação e os dados classificados e a concordância que seria obtida se a classificação fosse realizada ao acaso. Os valores da estatística Kappa variam entre 0 e 1, onde o valor 0.5 significa que existe mais de 50% de concordância do que a esperada ao acaso (Salovaara *et al.*, 2005). O cálculo do valor de Kappa é feito pela seguinte expressão:

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})} \quad (6)$$

Onde N é o número total de observações

r o Número de linhas/colunas na matriz de confusão

x_{ii} Número de observações na linha i e na coluna i ou seja na célula ii

x_{i+} Número total de observações na linha i

x_{+i} Numero total de observações na coluna i

A validação foi feita segundo as medidas descritas anteriormente sobre o mapa do ano 2010, não tendo sido realizada a validação sobre o mapa de 1990 e 2000, uma vez que não existem dados de terreno para essas datas. Essa opção não compromete a fiabilidade da classificação do coberto do solo, tal como descrito em http://www.v-c-s.org/sites/v-c-s.org/files/8.%20BL-UP%20Unplanned%20baseline_0.pdf, onde refere que no caso de não existir informação de referência para as datas anteriores com uma resolução ≤ 5 metros pode-se usar a data mais recente para validação e considerar que a precisão global obtida é igual para as restantes datas, desde que a mesma seja superior a 80% e que seja seguida a mesma metodologia.

3.5 Análise das alterações do coberto do solo

A existência de dados contínuos e consistentes, provenientes de sensores remotos, constituem uma ferramenta valiosa na avaliação das alterações ocorridas ao nível dos ecossistemas terrestres, sendo particularmente importante nas alterações do coberto do solo (Warner *et al.*, 2009).

A selecção adequada de um algoritmo que permita detetar as alterações ocorridas ao longo do tempo é extremamente importante porque dita a forma como essa informação pode ser extraída da imagem (Jensen, 2005). Segundo Warner *et al.* (2009), existem três grandes atributos utilizados na definição das alterações: 1- A natureza da classe; 2- As propriedades temporais; 3- As propriedades espaciais.

Relativamente à natureza, quando as variáveis são categóricas as alterações representam a conversão de uma classe noutra, por outro lado, se são contínuas, representam apenas a sua modificação. As propriedades temporais estão relacionadas com a velocidade e as trajectórias de mudança enquanto as propriedades espaciais estão relacionadas com o contexto onde ocorrem as alterações.

As abordagens para análise e detecção de alterações podem ser divididas em três grandes grupos: 1- Métodos baseados nos mapas classificados; 2- Métodos de alteração espectral; 3- Métodos orientados por objectos (Lunetta, 1998; Warner *et al.*, 2009).

Os métodos baseados nos mapas classificados (Pós-classificação) envolvem a análise das diferenças entre dois produtos cartográficos independentes. Este método tem a vantagem de não ser necessária a normalização dos dados, porque as diferentes datas são classificadas separadamente. O método tem a desvantagem da análise depender da fiabilidade da classificação (Lunetta, 1998; Yuan *et al.*, 1998).

As alterações do coberto do solo podem ser divididas em conversões de um tipo de coberto para outro tipo e em transformações no interior de uma classe de coberto do solo. A primeira ocorre quando uma classe é alterada ao ponto de não voltar a ser classificada com o mesmo atributo, e a segunda quando há apenas uma diminuição do grau de cobertura, mas a classe continua a ser classificada como anteriormente (Yuan *et al.*, 1998).

Neste estudo, utilizou-se o método baseado na análise dos mapas classificados (pós-classificação), que segundo Jensen (2005) é o método mais comum em estudos sobre quantificação de alterações de coberto do solo e foi usado com sucesso por vários autores. Por exemplo, Shaoqing & Lu (2008), compararam-no ao método da razão entre imagens e ao de subtração de imagens e os resultados mostraram que o método de detecção de alterações por pós-classificação além de quantificar as alterações, fornece informação sobre as classes que se alteraram.

Este método compara os vários mapas, pixel a pixel e por isso é necessário garantir que todos os mapas têm o mesmo sistema de coordenadas e a mesma área de estudo. Neste caso só devem ser consideradas as alterações relativas às classes reais e não incluindo as áreas com nuvens e sombras. Assim, aplicou-se uma máscara comum de nuvens e sombras a todas as datas, e uma máscara das áreas de água para eliminar os efeitos de maré.

Para avaliar as alterações ocorridas entre 1990-2010, calcularam-se as estatísticas das classes de coberto do solo para os três anos, 1990, 2000 e 2010 e as taxas de alteração anual. Posteriormente foram elaborados os respectivos mapas de alterações.

3.5.1 Comparação das alterações entre os mapas de coberto do solo globais e os mapas Landsat

A comparação dos mapas de coberto do solo globais (IGBP-DISCover, GLC2000 e GLOBCOVER2009) e os mapas Landsat dos anos (1990, 2000 e 2010) produzidos através de classificação supervisionada serviram para observar e analisar as semelhanças e diferenças entre produtos com características e escalas diferentes. Num estudo anterior realizado no Huambo por Cabral *et al.* (2010), os resultados mostraram grandes discrepâncias entre os mapas globais disponíveis em projectos internacionais e os mapas produzidos com Landsat, principalmente nas áreas agrícolas e nas taxas de desflorestação.

A abordagem utilizada consistiu no pré-processamento, no cálculo e na comparação das áreas ocupadas pelas várias classes de coberto do solo nos vários anos, e na análise da concordância espacial entre as várias classes nos diferentes mapas através do índice de concordância de *Kappa*. Os mapas globais utilizados são provenientes de várias fontes e têm características diferentes, com destaque para a legenda e a resolução.

Foram usados três produtos diferentes neste estudo. O mapa do IGBP-DISCover que apresenta uma legenda com 17 classes, a uma resolução espacial de 1 km e foi produzido com recurso a imagens dos anos 1992 e 1993 do satélite NOAA-AVHRR (Loveland *et al.*, 2000).

O GLC2000 (Global Land Cover 2000), que possui uma legenda com 22 classes e foi desenvolvido com dados provenientes do satélite SPOT4-VEGETATION, recolhidos entre 1999 e 2000, com uma resolução espacial de 1km (Fritz *et al.*, 2003).

O GLOBCOVER 2009, com uma legenda de 22 classes, foi desenvolvido pela agência espacial europeia (ESA), e a Universidade Católica de Louvain, com recurso a imagens do sensor MERIS do satélite ENVISAT com resolução de 300 metros (Bontemps *et al.*, 2011).

Para a harmonização dos vários produtos foram necessárias várias etapas de processamento. A etapa de pré-processamento consistiu na uniformização do tamanho do pixel dos vários mapas e na uniformização da legenda. Devido ao facto dos mapas globais apresentarem resoluções diferentes, o GLOBCOVER 2009, bem como os mapas Landsat, foram convertidos para 1km de resolução espacial, para permitir a posterior comparação.

A uniformização da legenda foi realizada através da agregação das classes de coberto do solo nos vários mapas para uma legenda simplificada, contendo cinco classes comuns: Miombo, Savana, Herbáceas, Áreas cultivadas e Artificializado como se pode observar na (tabela 3.8) que se segue. A legenda engloba todas as classes de coberto existentes nos mapas utilizados com excepção da água que foi retirada devido os efeitos de maré.

O agrupamento das classes da legenda nos diferentes mapas é uma tarefa difícil como acontece com áreas florestais, por exemplo que possuem definições diferentes de acordo com a percentagem de cobertura de árvores considerada no IGBP-DISCover e LCCS GLC2000 como foi referido anteriormente por Cabral *et al.* (2011), e que são também diferentes do GLOBECOVER2009, por isso, o agrupamento das classes foi realizado com recurso aos dados de terreno e através da literatura e mapas da região.

Feita a harmonização das várias legendas, foi realizada a comparação entre os vários mapas, isto em termos de área ocupada por cada classe e nas diferentes datas, e a localização das

classes de coberto tendo como referência os mapas Landsat. Os resultados deste tipo de operações podem ser vistos mais adiante.

3.5.2 Análise da desflorestação

A desflorestação é um processo que se caracteriza pela utilização não sustentável dos sistemas florestais. Em varias regiões africanas, os recursos florestais constituem a principal fonte de bens e serviços necessários para o sustento das populações, o que confere uma importância vital a esses recursos para o bem-estar das comunidades.

A utilização não sustentável e sem políticas de organização e de gestão florestal, leva a destruição e degradação dos recursos florestais, causando a perda de biodiversidade, a perda dos ecossistemas e alteram as emissões de carbono para a atmosfera (Bodart et al.,2013).

A dependência das populações da Africa Subsaariana aos recursos da floresta é bem marcante, como mostram Mayaux *et al.* (2013), que afirmam que 60 milhões de pessoas das áreas em Africa dependem directamente da floresta para conseguir comida, plantas medicinais, combustível, fibras e outros produtos, e que 40 milhões de pessoas nos centros urbanos em Africa dependem também das florestas em certa medida.

Torna-se necessário monitorar o estado das florestas e o impacto directo da sua degradação na vida das populações. Segundo Rudel (2013) ao longo dos últimos 10 anos, vários analistas encontraram consensos sobre medidas para calcular as taxas e as causas da desflorestação nas regiões tropicais.

Uma referência importante quando o assunto é relacionado com a desflorestação é o *Global Forest Resources Assessments (FRA)* da FAO, que tem coordenado a avaliação global dos recursos florestais desde 1946.

O FRA tem o objectivo de produzir estatísticas de desflorestação a cada 5-10 anos, empregando para o cálculo das taxas de desflorestação, os dados estatísticos sobre a floresta existentes nos próprios países e mais recentemente dados remotos provenientes de imagens de satélite (Potapov *et al.*, 2011).

As estatísticas produzidas pelo FRA, devido ao facto de serem calculadas com base em dados cedidos pelos governos dos diferentes países e adquiridos com diferentes métodos,

apresentam alguns problemas de consistência e completude a nível da cobertura espacial e temporal (Potapov *et al.*, 2011; Bodart *et al.*,2013) sendo por isso necessário enveredar esforços de forma a uniformizar a informação, principalmente nos países africanos onde os dados da FRA são a única fonte de informação disponível (Bodart *et al.*,2013).

Assim, neste trabalho foram calculadas taxas de desflorestação para as classes florestais considerando as três classes florestais (Miombo denso, Miombo aberto e Savana bosque) na região em estudo, baseadas na análise das imagens de satélite processadas durante o processo, e empregando a equação de Puyravaud (2003), que se apresenta a seguir:

$$r = \frac{1}{t_2-t_1} \ln \frac{A_2}{A_1} \quad (7)$$

Onde:

r= taxa de desflorestação anual

1= valor constante

T1 e t2= períodos temporais

Ln= logaritmo natural

A1 e A2= Superfície ocupada pela floresta em t1 e t2 respectivamente

3.6 Resultados

3.6.1 Correção do efeito atmosférico

Os valores da reflectância para os pixels que representam as classes Água, Áreas cultivadas/Solo nu e Miombo, calculados para todas as bandas do Landsat TM, excepto a banda térmica, para a imagem com *path/row* 181/070 do dia 17 de Abril de 1990, estão representados na figura 3.4. Nos gráficos verifica-se uma diferença dos valores de reflectância antes da correcção do efeito atmosférico (a) e depois da correcção do efeito atmosférico (b).

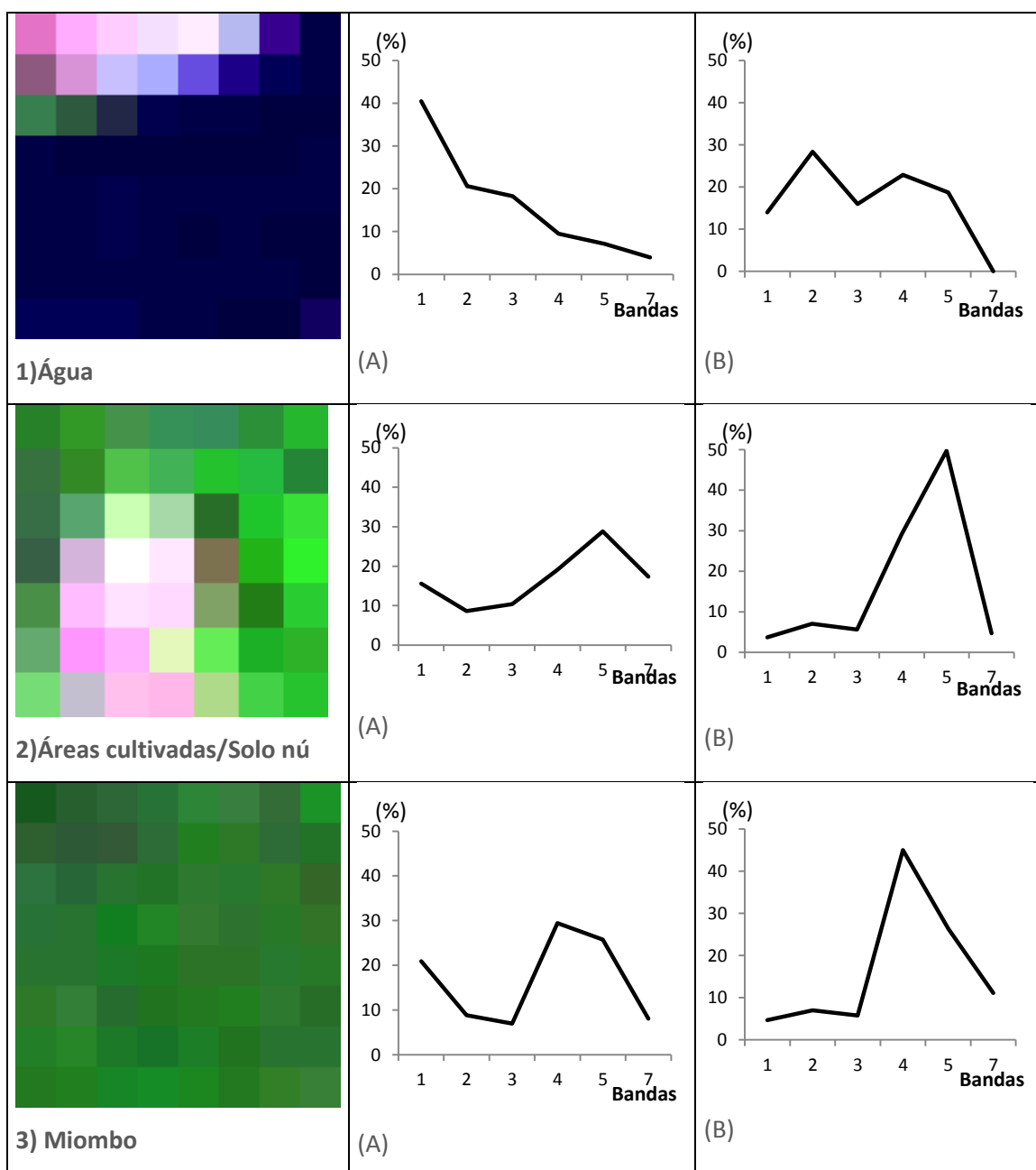


Figura 3.4. Curvas de reflectancia da água, agricultura/solo nu e miombo, (a) antes e (b) depois da correcção do efeito atmosférico.

O comportamento da curva de reflectância da água após a correcção do efeito atmosférico, mostra que a água apresenta uma maior transmitância na região do visível, no intervalo entre 0.44 μm - 0.54 μm e uma maior absorção na região do infravermelho, o que é confirmado segundo a literatura existente (Campbell & Wynne, 2011).

Quanto ao comportamento das curvas de reflectância correspondentes à Agricultura/Soleno e ao Miombo estas são muito semelhantes. Isto deve-se ao facto de, como se trata de uma imagem do mês de Abril onde existem campos agrícolas plantados, a curva de reflectancia do solo é influenciada pelo teor de água e de matéria orgânica existente, tornando os valores de reflectancia mais elevados na região do infravermelho próximo e mais baixos na região do visível.

3.6.2 Correcção do efeito topográfico

As imagens antes da correcção do efeito topográfico (A) e após a correcção do efeito topográfico (B) podem ser observadas na figura 3.5. Observando as duas imagens nota-se uma diminuição acentuada de áreas escuras devido ao efeito da topografia na região, o que sem este tipo de correcção certamente seriam mal classificadas.

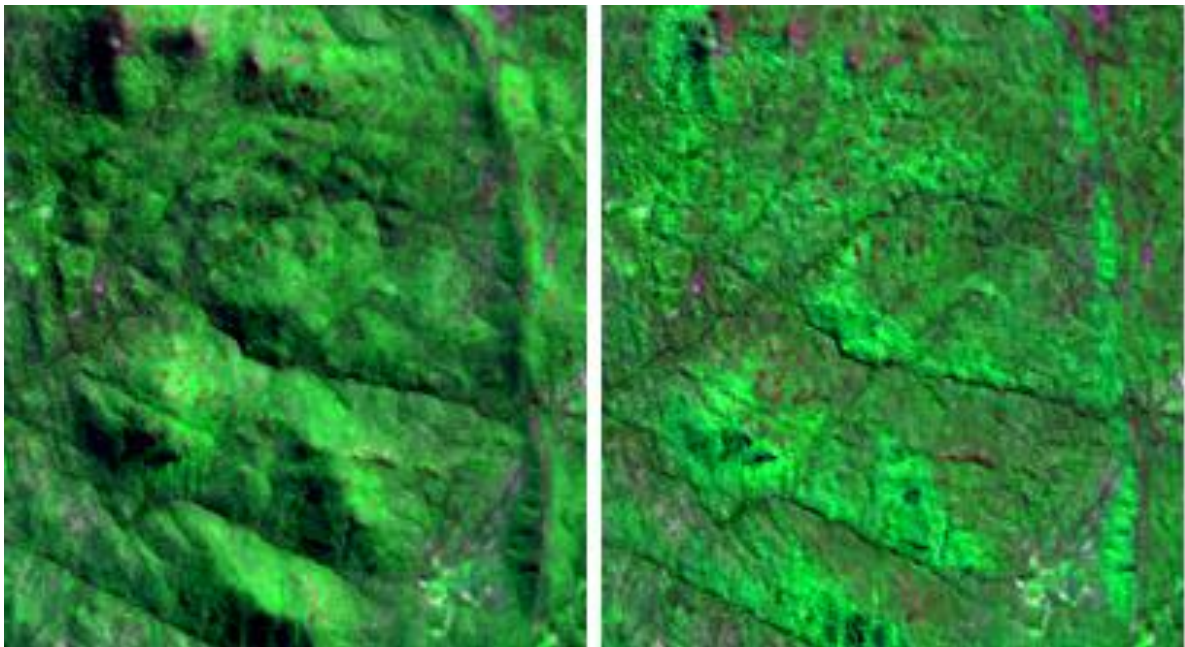


Figura 3.5. Aspecto visual das imagens Landsat (A) antes e (B) após a correcção do efeito topográfico.

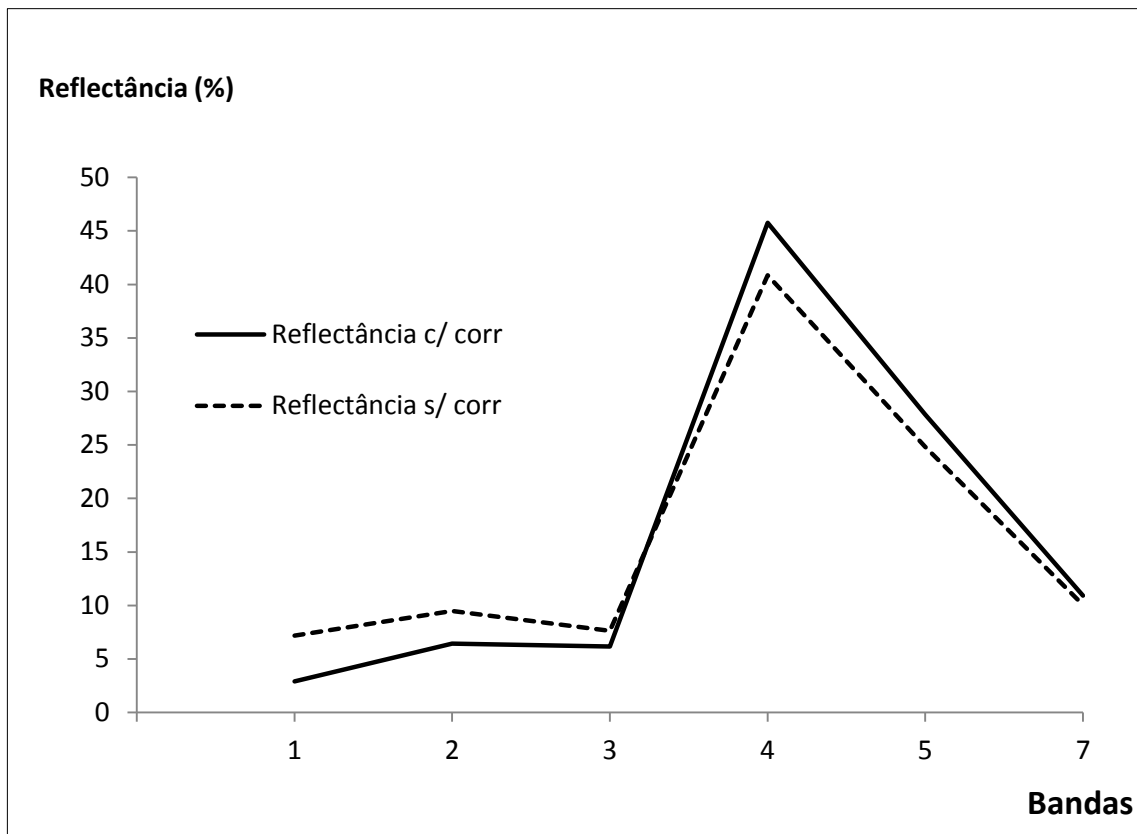


Figura 3.6. Representação das curvas de reflectancia antes e após a correção do efeito topográfico.

Na figura 3.6 estão representadas, em percentagem, as variações da refletância da vegetação densa nas sete bandas espectrais Landsat situada numa área a Norte da região de estudo, e evidenciando a influência da correção topográfica sobre os valores de reflectância da vegetação.

Embora as duas linhas mostrem a mesma tendência, os valores de reflectancia na região do visível são mais baixos na imagem corrigida, e mais altos na região do infravermelho, o que permite discriminar a vegetação com maior facilidade.

3.6.3 Caracterização espectral das classes de coberto do solo e separabilidade espectral entre classes

O comportamento espectral das áreas das classes de coberto do solo recolhidas para a área de estudo, em relação às 6 bandas do satélite Landsat pode ser visualizado na figura 3.7.

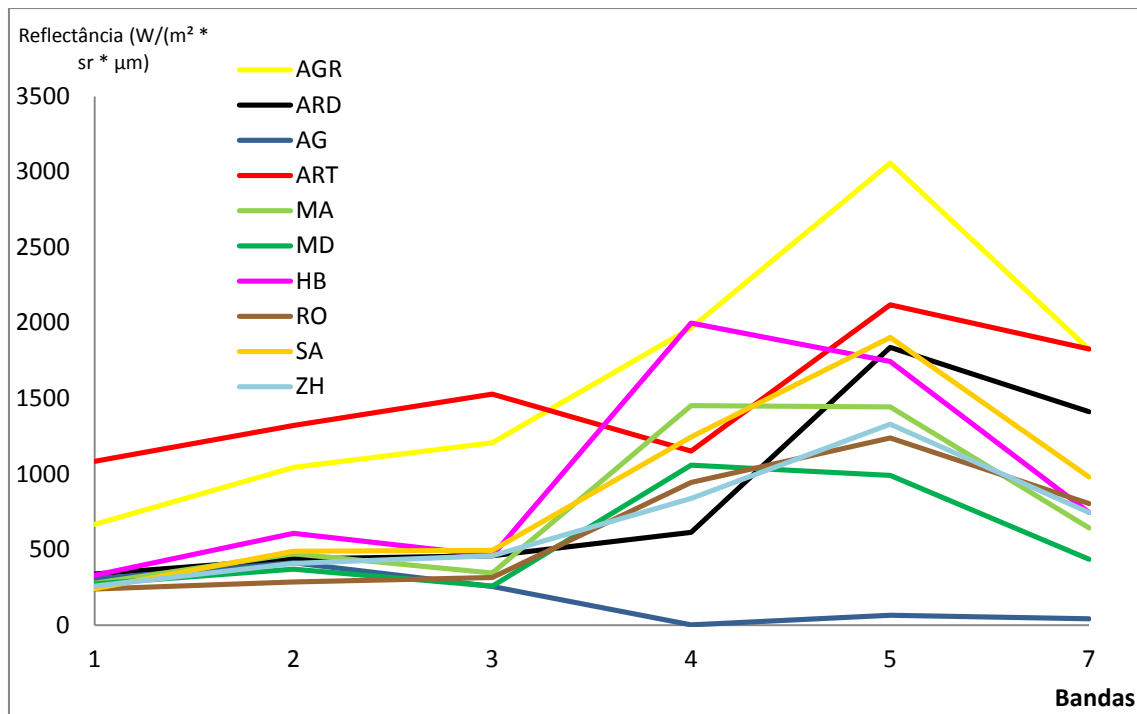


Figura 3.7. Representação das reflectancias das classes de coberto recolhidas sobre a área de estudo nas seis bandas espectrais.

Analisando o comportamento das curvas de reflectância, podemos agrupar as classes de coberto em 4 grupos. O primeiro grupo é composto pelas classes artificializado e ardido, que apresentam um comportamento espectral que se caracteriza por uma diminuição da reflectancia na banda 4, muito diferente das outras classes de coberto. Essas classes caracterizam-se por uma diminuição da reflectância na região do infravermelho próximo e por um grande aumento de reflectancia na região do infravermelho médio, banda 5 e 7.

O segundo grupo é composto pelas classes onde a vegetação está presente em grandes extensões, como é o caso do miombo denso, miombo aberto e das herbáceas. Este grupo devido a presença de vegetação, apresenta maiores valores de reflectancia na banda 4 (infravermelho próximo). A banda 4 é muito boa para caracterizar o estado da vegetação e para diferenciar os vários tipos de coberto vegetal, por isso o seu uso é bastante comum neste tipo de aplicações.

O terceiro grupo é constituído por classes onde abundam as extensões de solo descoberto, como é o caso das rochas, Áreas cultivadas/solo nu, savana e zonas húmidas. As classes de coberto do solo deste grupo apresentam maiores valores de reflectancia na banda 5 (infravermelho médio), que é sensível ao conteúdo de água no solo, permitindo a separação dos corpos de água do solo nu, da Áreas cultivadas e das savanas. Muito embora as zonas

húmidas apresentem um comportamento espectral semelhante ao das outras classes do terceiro grupo, os valores de reflectancia são mais baixos que as restantes, devido a uma maior absorção da reflectancia pela água.

O quarto grupo é composto pela água, que apresenta um comportamento muito diferente das restantes classes de coberto. Essa classe apresenta os valores de reflectancia mais elevados na região do visível e mais baixos, até próximos de zero, na região do infravermelho.

A separabilidade espectral entre as várias classes de coberto foi verificada usando o método numérico, designado por distancia de Jeffries-Matusita (J-M), que calcula a distância entre pares de classes. Nas tabelas abaixo são apresentados os valores das distâncias obtidas para as várias combinações das classes de coberto para os anos de 1990 (tabela 3.8), 2000 (tabela3.9) e 2010 (tabela 3.10).

Tabela 3.8. Distâncias de J-M calculadas para as áreas de treino recolhidas para o ano de 1990.

CLASSES	MD	MA	SA	HB	AGR	ART	AG	ZH	RO	ARD
MD										
MA	1.823									
SA	1.837	1.985								
HB	1.993	1.611	1.997							
AGR	1.868	1.765	1.836	1.731						
ART	1.999	2.000	1.994	2.000	1.721					
AG	1.949	1.995	1.946	1.999	1.959	1.995				
ZH	1.866	2.000	1.964	2.000	1.919	1.937	1.901			
RO	1.993	2.000	1.944	2.000	1.933	1.995	1.975	1.971		
ARD	1.998	2.000	1.949	2.000	1.959	1.994	1.990	1.993	1.693	

Os valores da distância de J-M, calculados para as amostras de coberto do solo recolhidas para o ano 1990, estão representados na tabela 13. Os valores apresentados, ilustram que a

separabilidade mais baixa (entre SA e MA) é de 1.611, que significa uma boa separabilidade entre as classes.

Os valores da distância de J-M, calculados para o ano 2000, estão representados na tabela 14. Os valores apresentados, ilustram que a separabilidade mais baixa (entre HB e MA) é de 1.525, significando também uma boa separabilidade entre as classes.

Tabela 3.9. Distâncias de J-M calculadas para as áreas de treino recolhidas para o ano de 2000.

CLASSES	MD	MA	SA	HB	AGR	ART	AG	ZH	RO	ARD
MD										
MA	1.935									
SA	1.983	1.979								
HB	1.993	1.525	1.998							
AGR	1.930	1.935	1.701	1.976						
ART	2.000	2.000	1.999	2.000	1.826					
AG	1.996	2.000	1.975	2.000	1.951	1.985				
ZH	1.997	2.000	1.864	2.000	1.779	1.909	1.797			
RO	2.000	2.000	1.981	2.000	1.977	2.000	1.987	1.982		
ARD	2.000	2.000	1.997	2.000	1.943	1.997	1.990	1.924	1.985	

Os valores da distância de J-M, calculados para o ano 2010 estão representados na tabela 15. Nesta data verifica-se que a separação entre as classes de coberto do solo é maior do que nas datas anteriores. Este facto deve-se a uma maior facilidade em definir áreas para as diferentes classes de coberto. Os valores de separabilidade mais baixos foram obtidos para a combinação das classes (HB e MA) e são superiores a 1.8.

Nesta tabela, verifica-se também que não existem valores da distância de J-M para a classe ardido, uma vez que não existem áreas queimadas na imagem, devido a ter sido um ano muito chuvoso, facto confirmado quando se observa a porção Sul da imagem de satélite da mesma data.

Tabela 3.10. Distâncias de J-M calculadas para as áreas de treino recolhidas para o ano de 2010.

CLASSES	MD	MA	SA	HB	AGR	ART	AG	ZH	RO	ARD
MD										
MA	1.964									
SA	1.833	1.968								
HB	1.999	1.842	2.000							
AGR	1.958	1.926	1.878	1.979						
ART	2.000	2.000	2.000	2.000	1.810					
AG	1.972	1.998	1.993	2.000	1.987	1.997				
ZH	1.958	1.997	1.945	2.000	1.916	1.979	1.918			
RO	1.983	1.999	1.961	2.000	1.897	1.962	1.991	1.962		
ARD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

3.6.4 Avaliação da fiabilidade do mapa de coberto do solo do ano 2010

A avaliação da fiabilidade dos mapas construídos é uma etapa indispensável no processamento digital de imagens, quer se trate de quantificar a extensão das classes de coberto do solo, ou na análise das alterações do coberto do solo ao longo do tempo (Olofsson *et al.*, 2013).

Na avaliação da fiabilidade, usou-se um método de estatística multivariada discreta, através de uma classificação cruzada entre o mapa de coberto do solo obtido e um conjunto de dados de referência (Fonseca & Fernandes, 2004), resultando numa tabela de contingência.

A tabela 3.11 permite avaliar a precisão do mapa produzido para 2010, comparando classe a classe a relação entre o mapa classificado (linhas) e o conjunto de dados de referência (colunas). Na diagonal principal observa-se, em percentagem, os elementos perfeitamente classificados no mapa de coberto do solo, e os valores acima e abaixo da diagonal principal correspondem à percentagem dos elementos mal classificados.

Tabela 3.11. Tabela de contingência, em porcentagem, para os dados de validação da classificação de coberto do solo em 2010.

Classes	MD	MA	SA	HB	AGR	ZH	RO	ARD	Total
MD	57.14	0	0	0	0	0	0	0	1.3
MA	14.29	89.66	0	0	1.04	0	0	0	9.45
SA	28.57	6.9	86.44	0	4.15	42.86	33.33	0	22.15
HB	0	0	0	100	0	0	0	0	0.33
AGR	0	3.45	13.56	0	93.78	0	0	40	62.54
ZH	0	0	0	0	0	57.14	0	0	1.3
RO	0	0	0	0	1.04	0	66.67	0	1.95
ARD	0	0	0	0	0	0	0	60	0.98
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Analisando as várias classes de coberto do solo, nota-se que as maiores concordâncias entre a classificação e os dados de referência, correspondem em ordem decrescente às classes Herbáceas (HB), Áreas cultivadas/Solo nu (AGR), Miombo Aberto (MA) e Savana Bosque (SA). As porcentagens de concordância mais baixas são atribuídas em ordem decrescente à classe, Rocha (RO), Ardido (ARD), Zonas Húmidas (ZH) e Miombo Denso (MD).

Com exceção das herbáceas, todas as classes possuem elementos que foram atribuídos erroneamente à classe savana. Nas classes Zonas Húmidas e Rochas, por exemplo todos os pixels mal classificados se devem à confusão gerada com a classe savana bosque, o mesmo ocorrendo com o Miombo Denso onde a maioria dos elementos mal classificados (28,57%) são classificados como savana bosque.

A confusão gerada entre as classes está associada a erros de comissão ou erros de omissão que podem ser observados na tabela 3.12. Erros de comissão consistem em atribuir a uma classe um atributo da imagem que não lhe corresponde, e o erro de omissão consiste em atribuir a um pixel da imagem uma classe diferente daquela a que lhe pertence.

Tabela 3.12. Erros de comissão e de omissão obtidos na validação do mapa de coberto do solo de 2010.

Classes	Comissão		Omissão	
	%	(Pixels)	%	(Pixels)
MD	0	0/4	42.86	3/7
MA	10.34	3/29	10.34	3/29
SA	25	17/68	13.56	8/59
HB	0	0/1	0	0/1
AGR	5.73	11/192	6.22	12/193
ZH	0	0/4	42.86	3/7
RO	33.33	2/6	33.33	2/6
ARD	0	0/3	40	2/5

A maior percentagem dos pixéis que foram erroneamente atribuídos a uma classe diferente daquela a que efectivamente pertencem, erros de comissão, corresponde a classe Rochas (33,33%), Savana Bosque (25%) e Miombo Aberto (10,34%).

Por outro lado, as classes Miombo Denso, Zonas húmidas e Rochas apresentam valores de 42,86%, 42,86% e 33,33%, respectivamente, para os erros de omissão, ou seja, a não atribuição de uma classe a um elemento a que realmente pertence.

A classe que apresentou menores erros de comissão e de omissão foi a Áreas cultivadas/Solo nu com 5,73% e 6,22% respectivamente, já que as herbáceas não são consideradas devido ao reduzido número de dados de referência.

Existem duas outras medidas que podem ser calculadas a partir da tabela de contingências, a precisão do produtor e a precisão do utilizador, que servem para avaliar a percentagem de elementos correctamente classificados em cada classe (tabela 3.13). Segundo Fonseca & Fernandes (2004) a precisão do produtor é uma medida do erro de omissão e portanto associada ao rigor das atribuições e a precisão do utilizador é uma medida do erro de comissão, associada ao rigor do mapa temático.

Tabela 3.13. Precisão do produtor e do utilizador para os dados de validação da classificação de coberto do solo de 2010.

Classes	Precisão do produtor		Precisão do utilizador	
	%	(Pixels)	%	(Pixels)
MD	57.14	4/7	100	4/4
MA	89.66	26/29	89.66	26/29
SA	86.44	51/59	75	51/68
HB	100	1/1	100	1/1
AGR	93.78	181/193	94.27	181/192
ZH	57.14	4/7	100	4/4
RO	66.67	4/6	66.67	4/6
ARD	60	3/5	100	3/3

Analisando a tabela 3.13, verifica-se que a precisão do produtor varia entre 57 e 100 % e a precisão do utilizador varia entre 66 e 100 %. A precisão do utilizador é em todas as classes superior ou igual à precisão do produtor, com excepção da Savana bosque onde a precisão é inferior, precisão do produtor (86,44%) e precisão do utilizador (75%), ou seja, embora 86,44% dos elementos da classe Savana bosque tenham sido correctamente classificados como savana, somente 75% dos elementos dos dados de referência pertenciam efectivamente a essa classe. Outra medida importante é a exactidão global da classificação que é de 89,25% para o mapa obtidos para 2010.

Para além da análise da exactidão global, feita através dos valores da diagonal principal da tabela de contingência, foi também calculado o índice de concordância *Kappa*, que produz estatísticas de fiabilidade mais rigorosas. No presente estudo, o coeficiente *Kappa* foi de 0.806, significando que a classificação realizada é aproximadamente 80% melhor do que uma efectuada ao acaso.

3.7 Coberto do solo em 1990

Em 1990, 49% da região de estudo era ocupada por formações florestais, 49% por Áreas cultivadas/Solo nu e os restantes 2% por outras classes. A imagem Landsat TM para o ano de 1990 e o respectivo mapa de coberto do solo podem ser observados na figura 3.8.

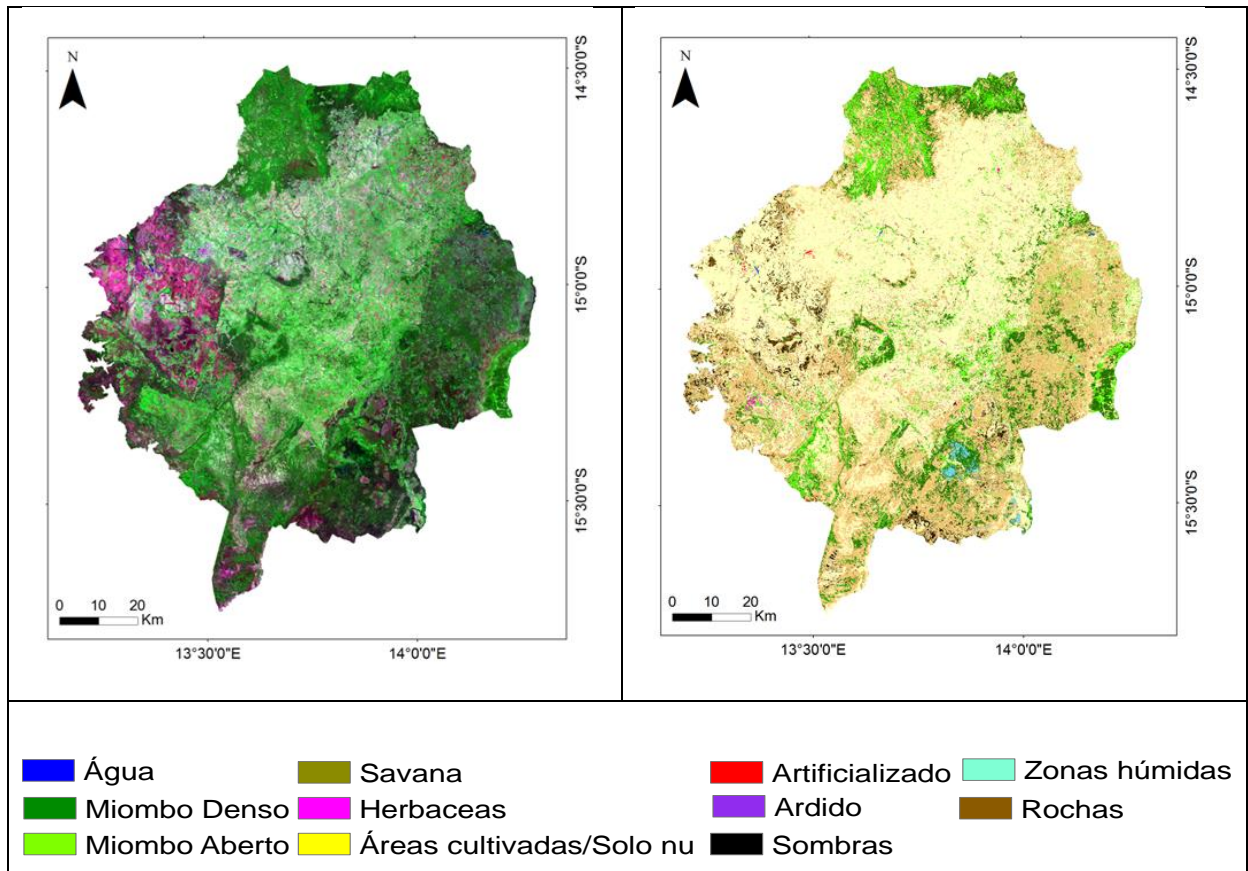


Figura 3.8. (a) Composição colorida em falsa cor RGB743; (b) Mapa de coberto do solo de 1990.

Na figura 3.9 está representada a ocupação de cada classe, em percentagem, no mapa de coberto do solo de 1990. As formações florestais são dominadas pela Savana Bosque com uma área de 278 944,3 hectares (ha), equivalendo a 31% da área de estudo, pelo Miombo Denso com uma área de 93 077,4 ha equivalendo a 10% da área, e o Miombo Aberto que ocupa uma área de 76 826 ha, isto é 8% da área total.

A classe áreas cultivadas/Solo nu ocupava em 1990 uma área bastante vasta, correspondendo a 445 616,6 ha, ou seja, quase metade da área total. A agricultura é dominada pela cultura de cereais e leguminosas, e em algumas áreas por fruticultura. O solo nu aparece em extensas regiões de terrenos degradados, áreas de exploração de inertes e nos aglomerados rurais, onde a cobertura das habitações é feita de capim.

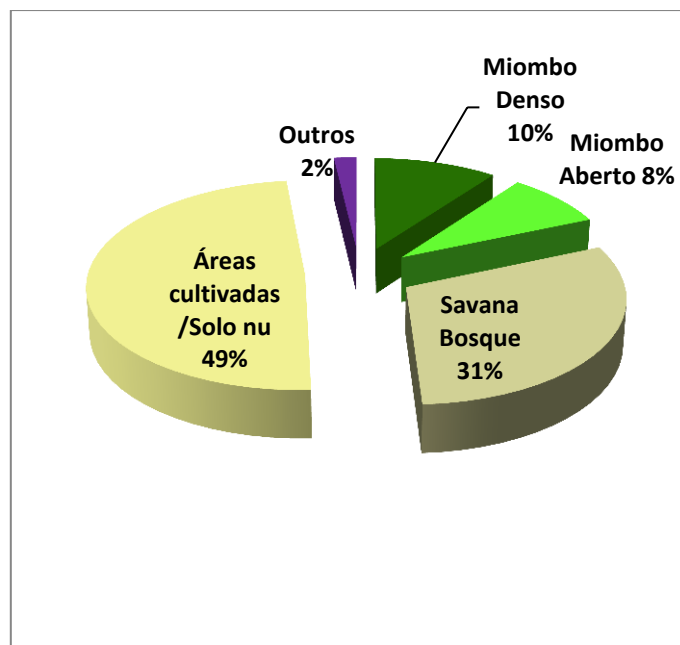


Figura 3.9. Ocupação de cada classe, em porcentagem, no mapa de coberto do solo de 1990.

As outras classes de coberto do solo têm uma área de 17 130,7 ha e correspondem apenas a 2% do território. Estas incluem as Herbáceas, Artificializado, Zonas Húmidas, Rochas e Ardido (figura 3.10). A sua representação é feita em separado uma vez que as suas áreas são muito reduzidas comparativamente com as restantes classes.

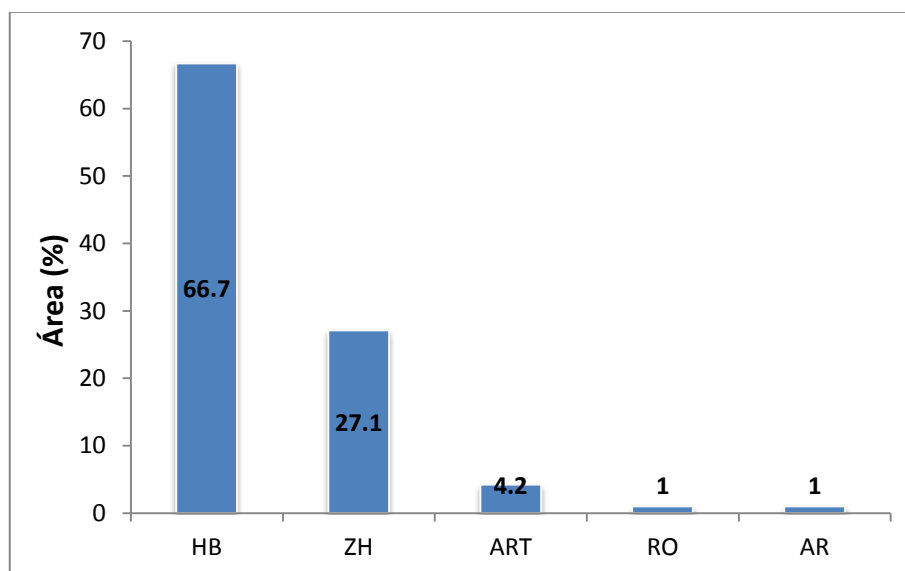


Figura 3.10. Representação gráfica da área ocupada pelas classes de coberto Herbáceas, Zonas Húmidas, Artificializado, Rochas e Ardido, em porcentagem, no mapa de coberto do solo de 1990

3.7.1 Coberto do solo em 1990 por município

Procedeu-se à análise do coberto do solo a nível dos três municípios que constituem a região de estudo para o período de 1990. Em termos de estrutura os três municípios são muito semelhantes, embora a composição do coberto do solo seja ligeiramente diferente entre eles, com maior destaque para o município da Humpata, como se pode verificar no gráfico da figura 3.11.

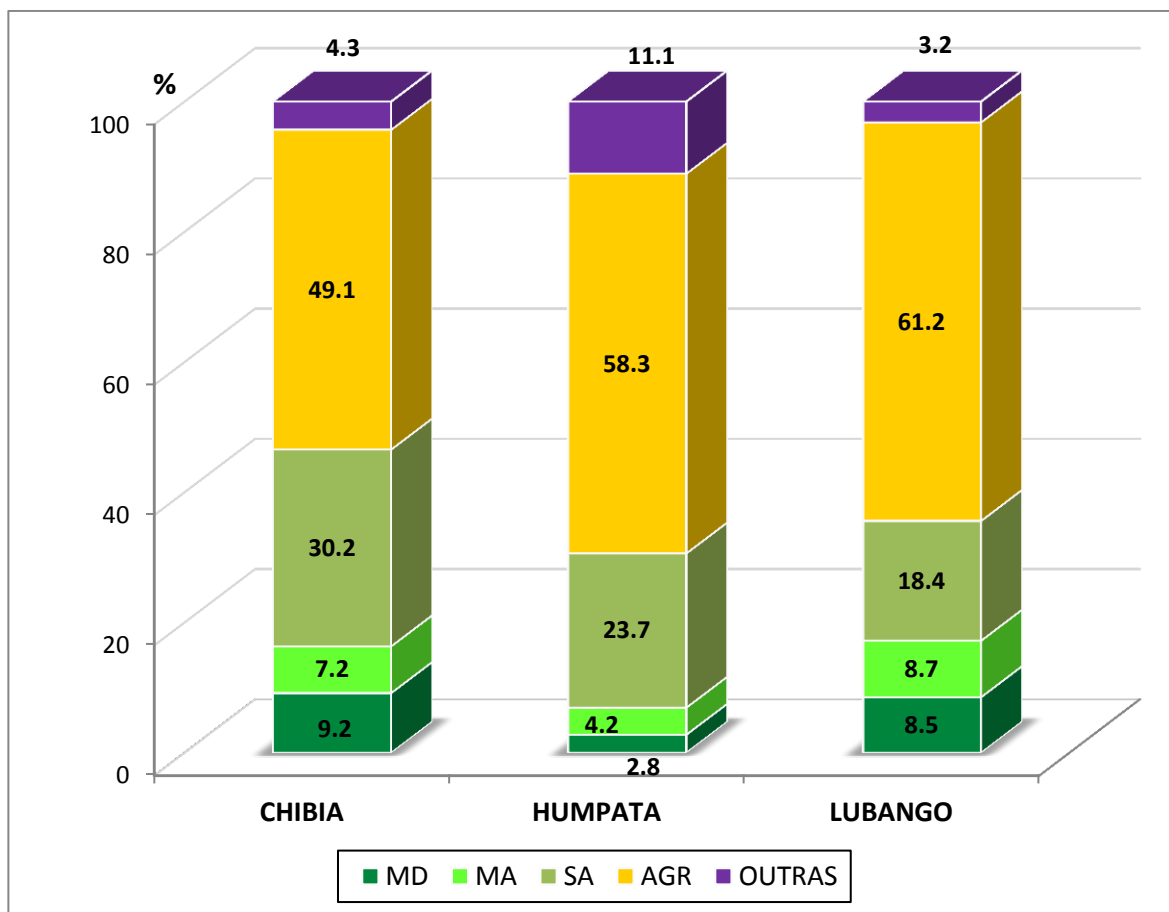


Figura 3.11. Representação das principais classes de coberto para o ano de 1990 nos 3 municípios que compõem a região de estudo.

Analisando cada município detalhadamente constata-se que a Chibia é caracterizada por uma ocupação áreas cultivadas/solo nu de cerca de 49,1%, possuindo também uma área apreciável de savana bosque de 30,2%. As áreas de miombo denso e aberto contribuem com 16,4% e os outros tipos de coberto representam 4,3% da área total.

Na Humpata, a classe áreas cultivadas/solo nu ocupa a maior extensão, cerca de 58%, seguida da Savana Bosque com 23,7%, as outras classes de coberto (herbáceas, territórios

artificializados, zonas húmidas e terrenos ardidos e rochosos) ocupam 11% da área, correspondendo ao miombo denso e ao miombo aberto uma área de apenas 7%.

No Lubango destacam-se as áreas cultivadas/solo nu como a maior percentagem de toda região, cerca de 61,2%, seguida da savana bosque, que como nos restantes municípios tem cerca de 18,4%. A área de miombo equivale a uma área de 17,2% e as outras classes de coberto contribuem apenas com 3,2%.

3.8 Coberto do solo em 2000

Em 2000, 51% da região de estudo é ocupada por formações florestais, 48% são ocupados por Áreas cultivadas/Solo nu e as restantes classes ocupam apenas 1% da região (figura 3.12).

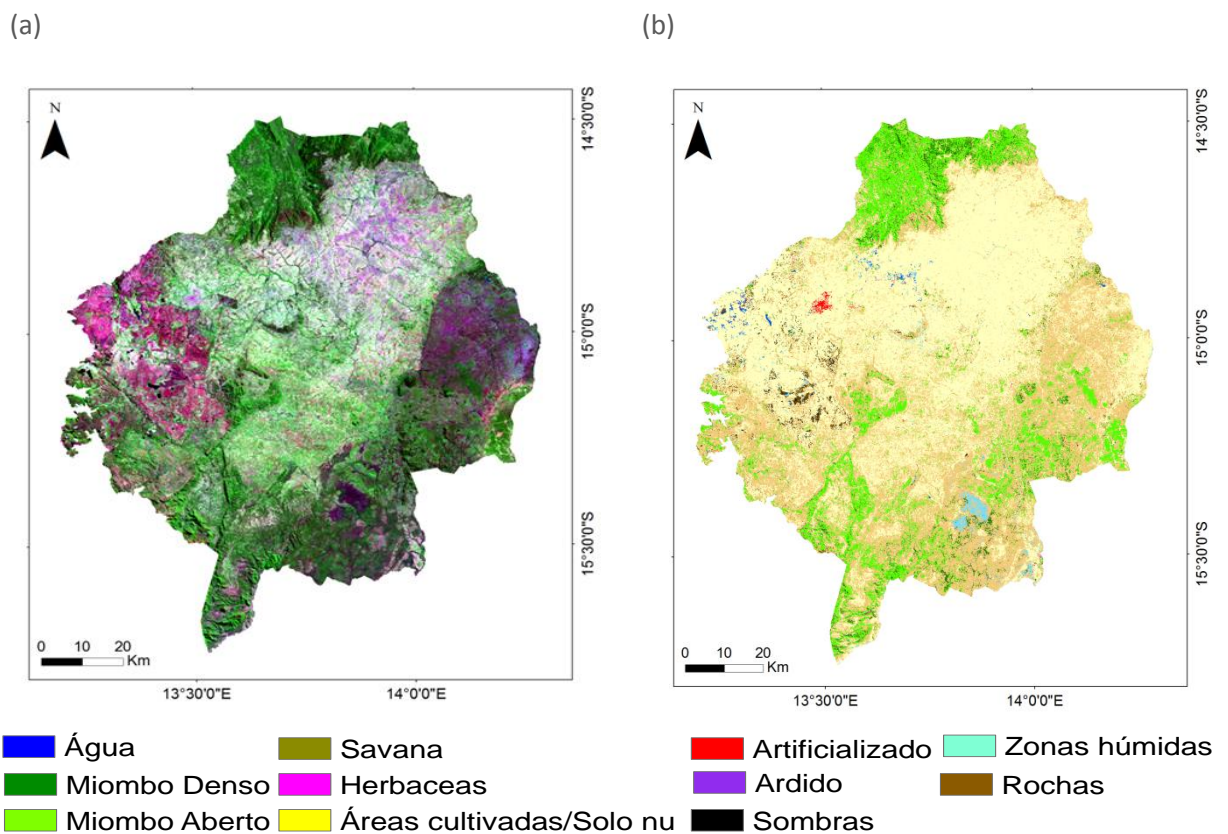


Figura 3.12. (a) Composição colorida em falsa cor RGB743; (b) Mapa classificado de 2000 A legenda das nuvens está cortada.

As formações florestais são dominadas pela Savana Bosque com uma área de 313 823,8 ha o que equivale a 35% da área, pelo Miombo Aberto com uma área de 124 615,8 ha equivalendo a 14%, seguido do Miombo Denso que ocupa uma área de 19 258,4 ha, isto é 2% da área total.

A classe formada pelas áreas cultivadas/Solo nu ocupa uma área ligeiramente menor que a data anterior, correspondendo a 430 860,1 ha, ou seja, quase metade da área total (figura 3.14).

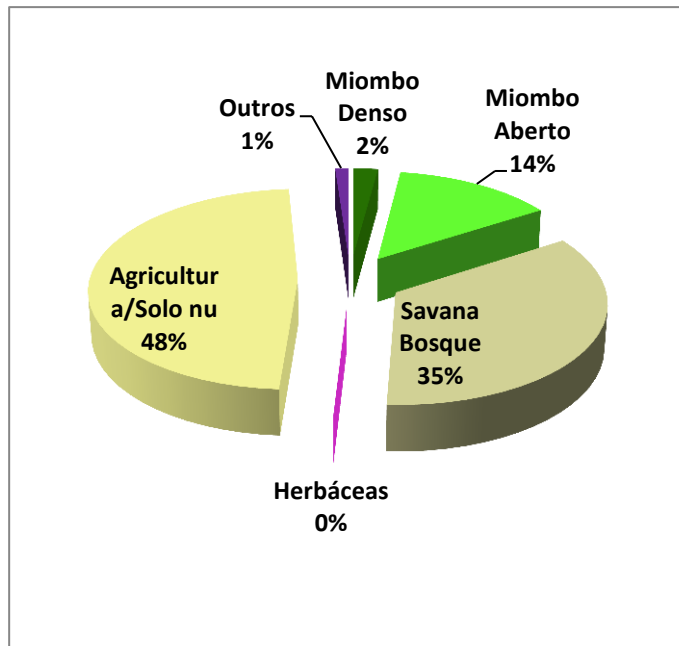


Figura 3.13. Representação, em percentagem, das principais classes de coberto do solo em 2000.

As demais classes de coberto do solo ocupam uma área de 13 524,9 ha, correspondendo a apenas 1% do território, e incluem as Herbáceas, Artificializado, Zonas Húmidas, Rochas e Ardido (figura 3.14).

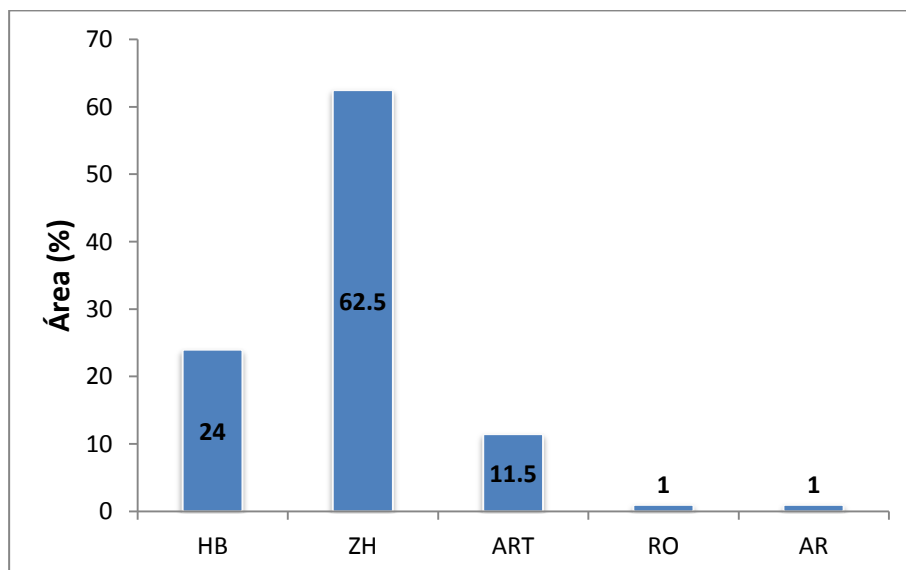


Figura 3.14. Representação gráfica da área ocupada pelas classes de coberto Herbáceas, Zonas Húmidas, Artificializado, Rochas e Ardido, em percentagem, no mapa de coberto do solo de 2000.

3.8.1 Coberto do solo em 2000 por município

Uma análise ao coberto do solo nos três municípios que compõem a região de estudo para o ano 2000 (figura 3.15), evidencia uma estrutura muito semelhante para todos eles. Quanto à composição, a Humpata apresenta-se ligeiramente diferente dos outros municípios, devido ao facto das outras classes de coberto ocuparem áreas consideravelmente maiores que as ocupadas pela classe miombo denso.

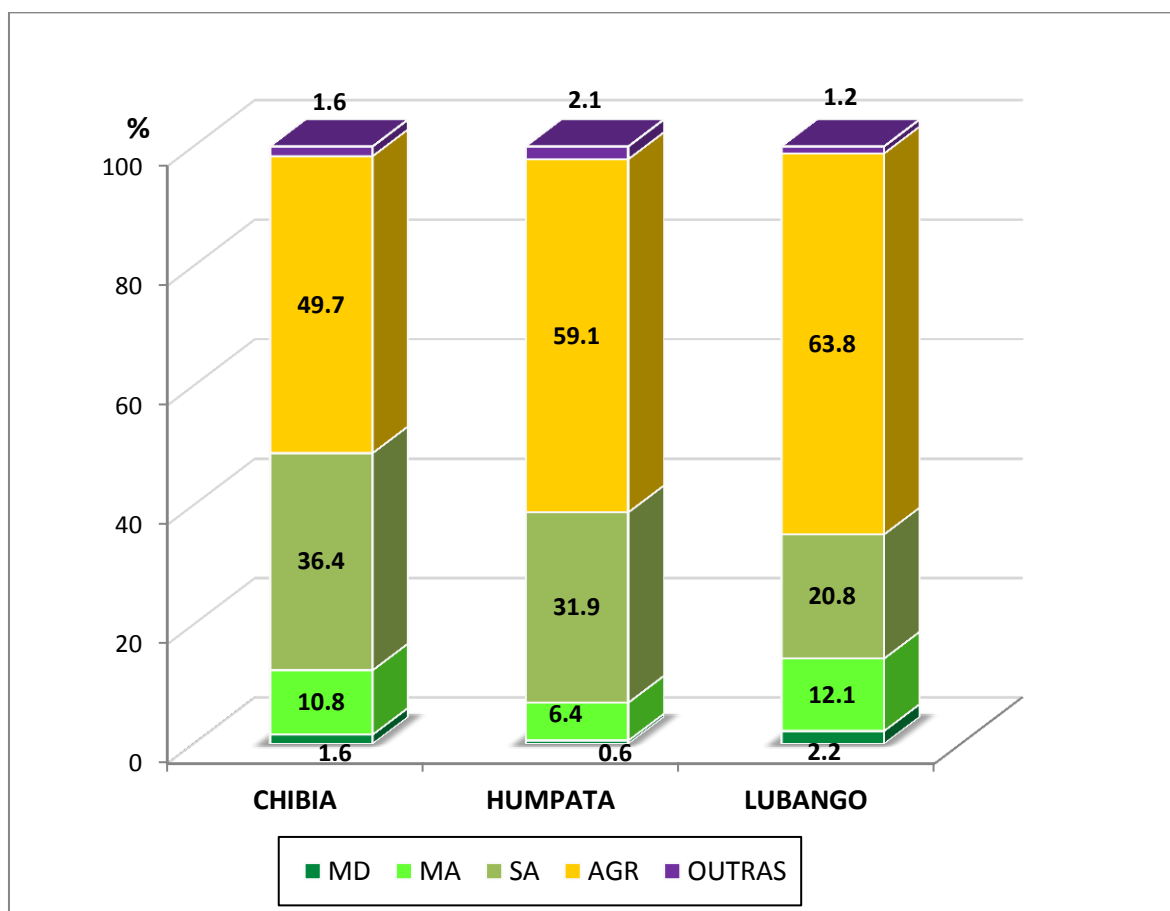


Figura 3.15. Representação das principais classes de coberto do solo, para o ano de 2000, nos 3 municípios que compõem a região de estudo.

Caracterizando o coberto do solo na Chibia, constata-se que a ocupação do solo mais abundante é das áreas cultivadas/solo nu com uma área de 372.369 ha correspondendo a 49,7% da área do município e as savanas com 36,4%. As classes de miombo ocupam uma área que corresponde a 12,4%. As outras classes de coberto contribuem com uma área equivalente a 1,6%.

Na Humpata as áreas cultivadas/solo nu são significativamente maiores do que todos os outros tipos de coberto, ocupando 59% da área municipal. A Savana apresenta uma área

consideravelmente grande, correspondendo a 31,9%. Na região, as áreas de miombo denso são já muito reduzidas ocupando menos de 1% e o miombo aberto equivale a 6,4% da área. As outras classes de ocupação equivalem a uma área de 2,1%.

No Lubango existe grande predominância de terrenos ocupados por áreas cultivadas/solo nu, cerca de 63,8%, e por savana bosque equivalentes a 20,8% da área municipal. As formações naturais de miombo ocupam 14,3% da área seguidas pelas outras classes de coberto com apenas 1,2%.

3.9 Coberto do solo em 2010

Em 2010 (figura 3.16), 37% da região de estudo é ocupada por formações florestais, 60% são ocupados pela Áreas cultivadas/Solo nu e as restantes classes ocupam 3% da região.

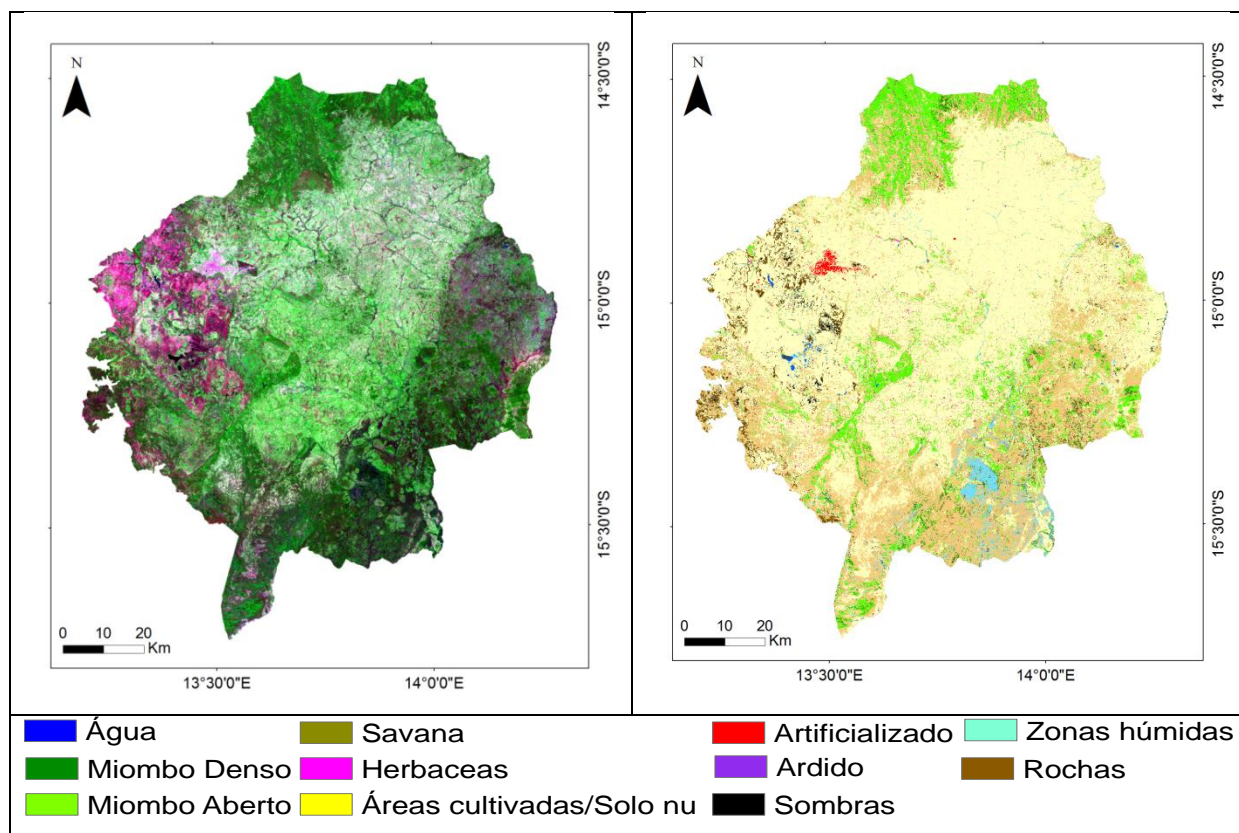


Figura 3.16. (a) Composição colorida em falsa cor RGB743; (b) Mapa classificado de 2010.

A classe áreas cultivadas/Solo nu ocupa em 2010 uma área notavelmente maior que aquela que ocupava na data anterior, correspondendo a 544 292,8 ha, ou seja, mais de metade da área total (figura 3.17).

As formações florestais são dominadas pela Savana Bosque com uma área de 232 425,1 ha equivalendo a 25%, pelo Miombo Aberto com uma área de 96 229,1 hectares equivalendo a 11%, e pelo Miombo Denso que ocupa uma área de 11 565,2 ha, isto é 1% da área total.

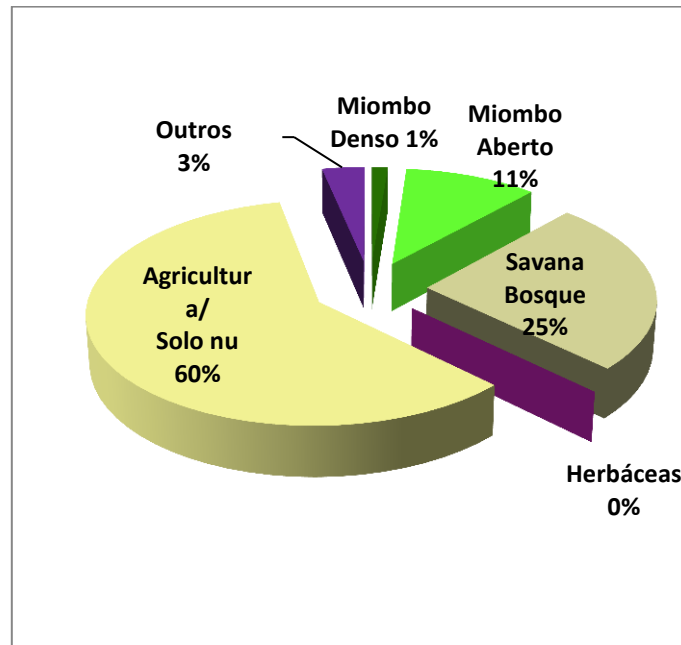


Figura 3.17. Representação, em percentagem, das principais classes de coberto do solo em 2010.

As restantes classes de coberto do solo ocupam uma área de 30 500 ha, correspondendo a 3% do território, e incluem as Herbáceas, Artificializado, Zonas Húmidas, Rochas e Ardido (figura 3.18).

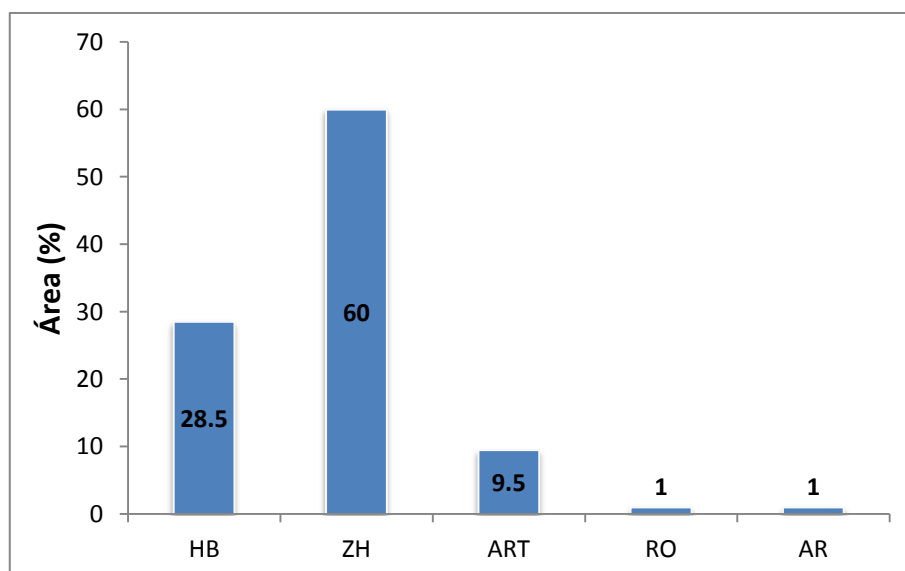


Figura 3.18. Representação gráfica da área ocupada pelas classes de coberto, Herbáceas, Zonas Húmidas, Artificializado, Rochas e Ardido, em percentagem, no mapa de coberto do solo de 2010.

3.9.1 Coberto do solo em 2010 por município

O coberto do solo nos três municípios que compõem a região de estudo para o ano 2010 pode ser observado na figura 3.20. Existem diferenças acentuadas nas distribuições do coberto do solo, já que as áreas de miombo denso reduzem significativamente, nunca ultrapassando os 2%.

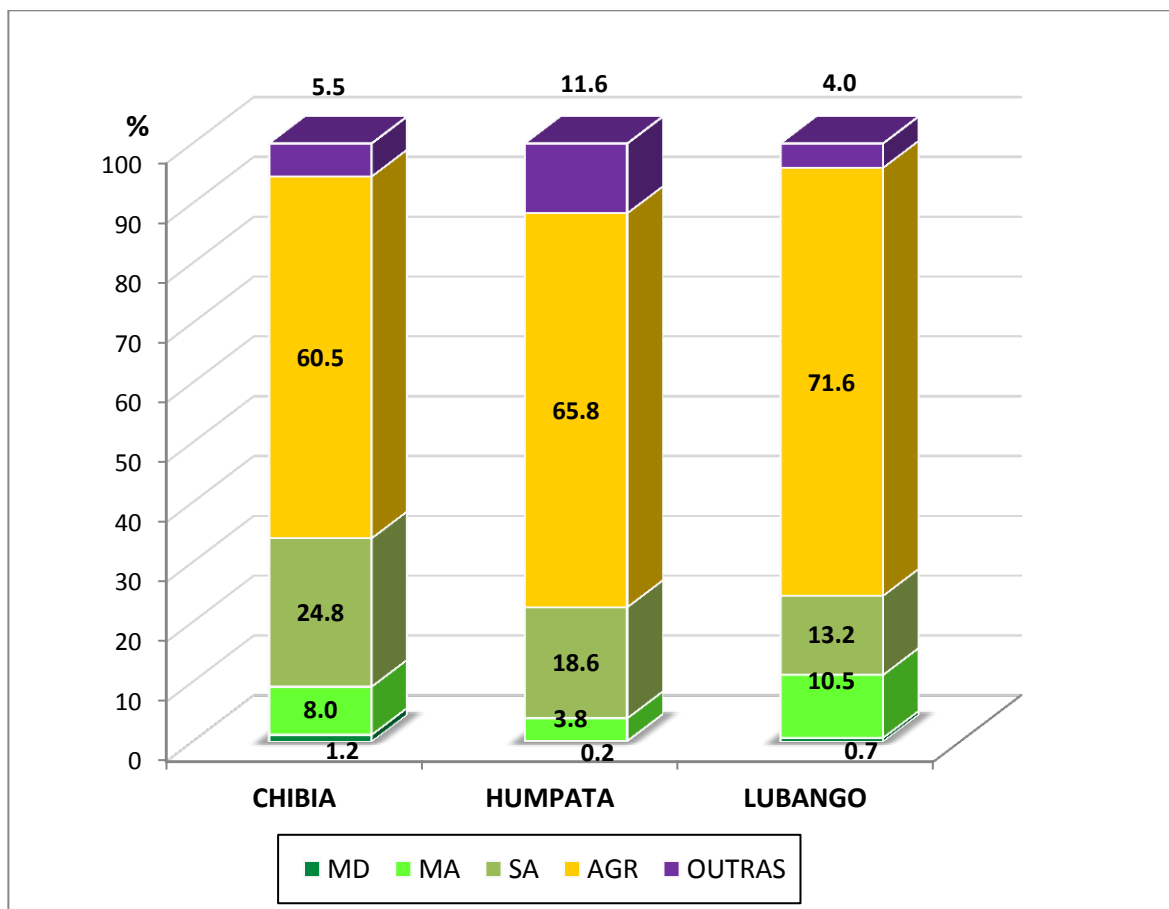


Figura 3.19. Representação das principais classes de coberto do solo, para o ano de 2010, nos 3 municípios que compõem a região de estudo.

Analisando detalhadamente os municípios, verifica-se que na Chibia mais de 85% do seu território é ocupado pela Áreas cultivadas/solo nu (60,5%) e pela Savana Bosque (24,8%). As áreas de miombo ocupam neste período uma área de 71 770 ha, equivalendo a apenas 9,2% do território municipal. As outras classes de coberto ocupam uma área de 5,5%, o que equivale aproximadamente a 42 906 ha.

Relativamente à Humpata, esta apresenta uma composição diferente da dos outros municípios com as outras classes a ocuparem uma área equivalente a 11,6%, muito superior à ocupada pelo miombo denso e pelo miombo aberto que equivale somente a 4% do

território. Grande parte da área do município da Humpata está coberta pela classe de coberto áreas cultivadas/solo nu (65,8%), a qual é seguida pela cobertura de savana equivalente a 18,6%.

No Lubango destaca-se as áreas cultivadas/solo nu com uma ocupação de 71,6% e as outras classes ocupam apenas 4% do território. As áreas de Savana Bosque cobrem cerca de 13,2% e as classes de miombo são muito semelhantes com cerca de 11,2%.

3.10 Análise das alterações do coberto do solo no período 1990 - 2010

A análise das alterações do coberto do solo foi realizada considerando uma escala temporal de 20 anos. Este período foi analisado segundo dois períodos de 10 anos, para caracterização das mudanças no domínio temporal, no temático e espacial.

Considerando a região de estudo, no período de 1990-2000, verifica-se uma alteração de 374 635 ha equivalentes a 39,9% da região total. No período 2000-2010, a extensão de superfície alterada correspondeu a 333 910 ha representando uma percentagem de 35,6%, ligeiramente inferior à do período anterior. Verifica-se, assim, que existe uma diminuição da superfície alterada ao nível de toda a região de estudo para o período analisado na série temporal.

A análise global das alterações de coberto a nível temporal, evidencia trajectórias de mudança associadas a uma enorme perda das áreas de vegetação natural e a um aumento considerável de territórios artificializados e de áreas agrícolas (figura 3.20).

Analisando a dinâmica das alterações a nível temático, ou seja, a nível das várias classes de coberto do solo encontradas na região, verifica-se que existem grandes alterações no período temporal considerado.

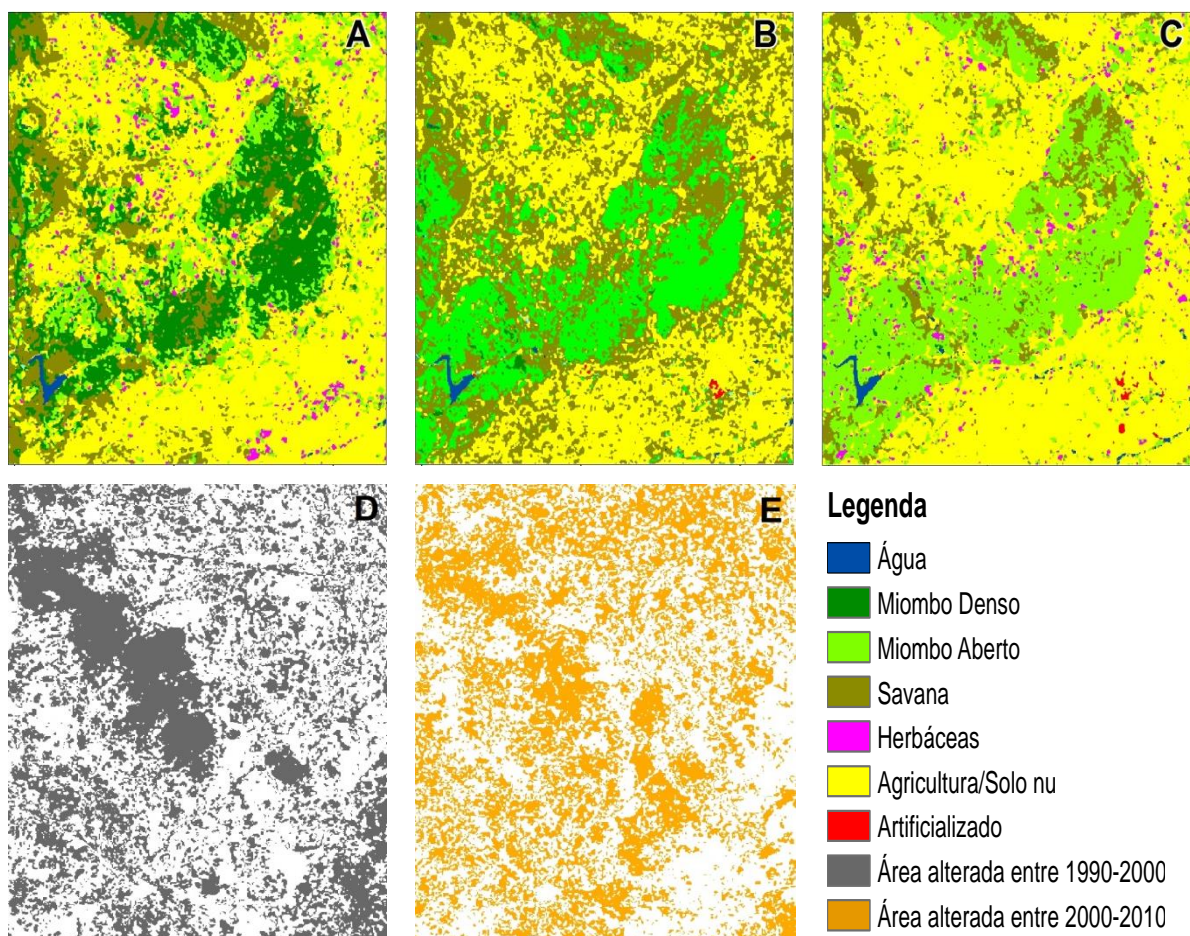


Figura 3.20. Mapas de uma subárea da área de estudo ilustrando as alterações do coberto do solo em 1990 (A) 2000 (B) 2010 (C), a área alterada entre 1990-2000 (D) e a área alterada entre 2000-2010 (E).

Considerando a imagem inicial (1990) e a imagem final (2010) do período temporal, verifica-se uma diminuição da área das classes MD, SA, HB e ARD, e um aumento das classes de coberto MA, AGR, ART, RO e ZH, como se pode verificar na tabela 3.14 e na figura 3.21. A classe MD foi a que teve uma maior diminuição nos dois períodos analisados, e as classes ART e ZH foram as que aumentaram substancialmente, mais de 3 vezes.

Tabela 3.14. Área das classes de coberto e percentagem de área alterada entre 1990-2010.

Classes	Área (hectares)			Alteração (%)		
	1990	2000	2010	1990/2000	2000/2010	1990/2010
MD	93 077.4	19 258.4	11 565.2	-79%	-40%	-88%
MA	76 826.0	124 615.8	96 229.1	62%	-23%	25%
SA	278 944.3	313 823.8	232 425.1	13%	-26%	-17%
HB	11 745.7	3 367.6	8 354.1	-71%	148%	-29%
AGR	445 616.6	430 860.1	544 292.8	-3%	26%	22%
ART	716.1	1 512.6	2 907.1	111%	92%	306%
RO	15.9	17.3	18.0	9%	4%	13%
ZH	4 642.6	8 592.4	19 199.4	85%	123%	314%
ARD	10.4	35.0	4.9	237%	-86%	-53%

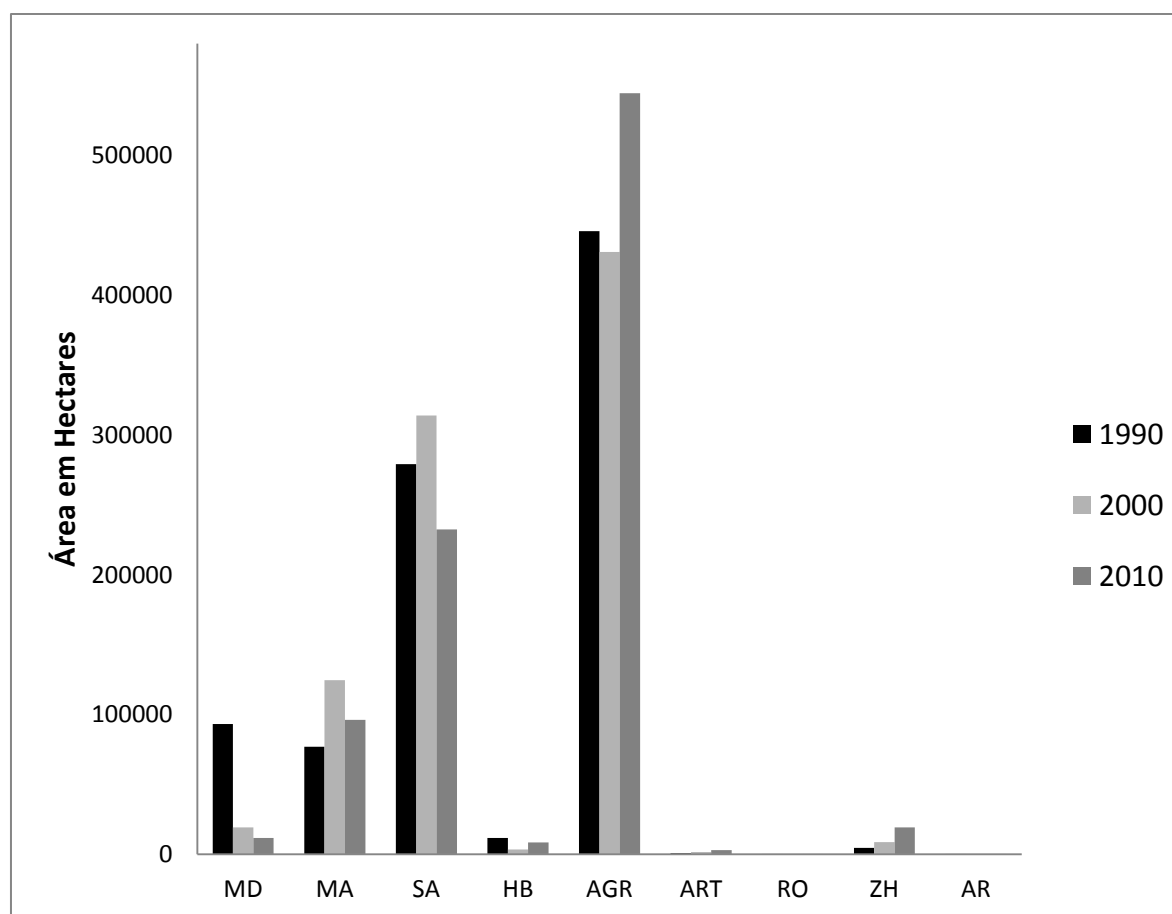


Figura 3.21. Dinâmica das classes de coberto na região entre 1990-2010

A nível espacial, analisando as alterações do coberto do solo nos três municípios para os dois períodos temporais, verifica-se que estes apresentam percentagens de alteração diferentes, mas que a tendência de alteração se mantém, isto é, diminuiu em todos os municípios analisados (figura 3.22).

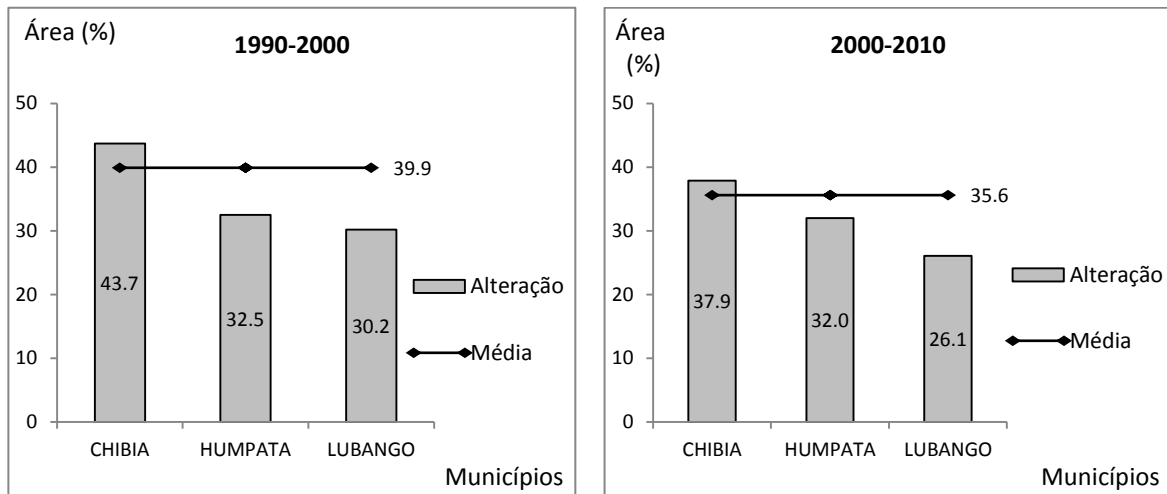


Figura 3.22. Área alterada em cada município entre 1990-2000 (esquerda) e entre 2000-2010 (direita).

O município da Chibia, nos dois períodos temporais analisados apresenta percentagens de alteração superiores à percentagem média de toda região, correspondendo a 217 130 ha entre 1990-2000 e a 188 720 ha entre 2000-2010.

A grande extensão do município da Chibia, com uma área equivalente a 496 890 hectares, que representa mais de metade da área total de estudo, faz subir a percentagem de alterações a nível da região.

A Humpata e o Lubango apresentam percentagens de alteração para os dois períodos inferiores à percentagem média de alteração total, com áreas alteradas em ambos os municípios equivalentes a 1/3 das suas superfícies totais.

Espacializando a área de alteração com recurso ao uso de células de 100 ha, é possível avaliar as áreas onde ocorreram mais mudanças em metros quadrados (m²) nos dois períodos temporais analisados (figura 3.23).

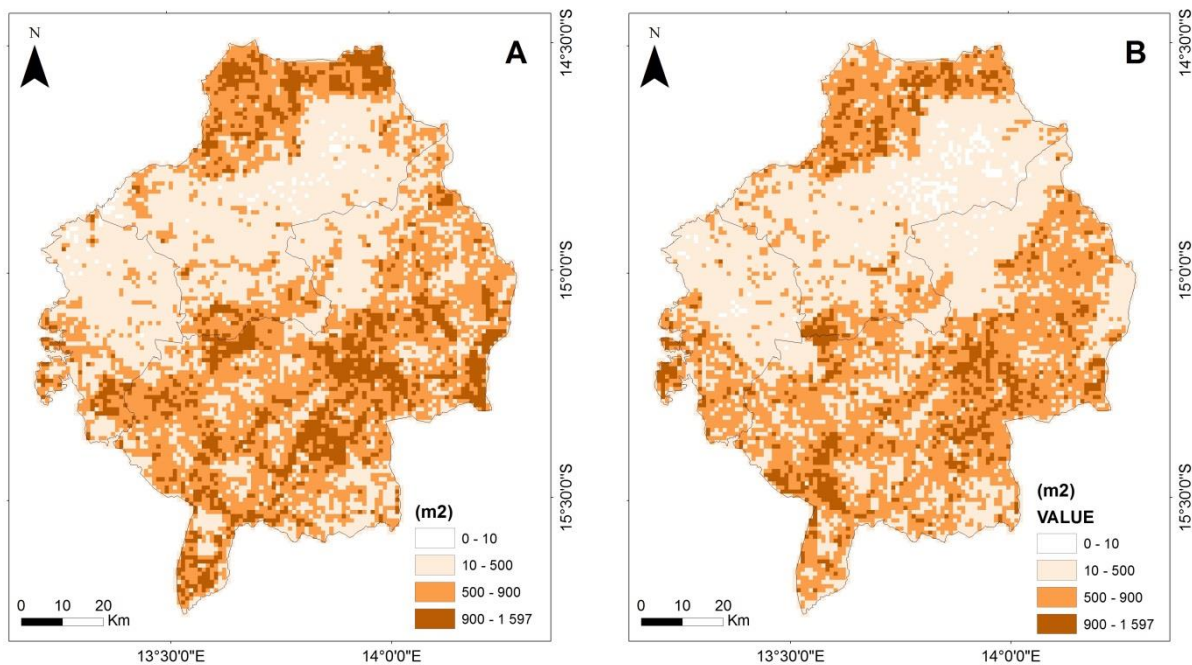


Figura 3.23. Área alterada por célula de 100 hectares entre 1990-2000 (A) e entre 2000-2010 (B) pôr na figura as unidades e o período a que corresponde.

A Chibia é o município com maior número de áreas alteradas por cada célula de 100 ha nos dois períodos. A localização das áreas com maior alteração é semelhante nos dois períodos, embora se note uma maior heterogeneidade no segundo.

O Lubango apresenta valores de alteração muito baixos na região centro-este, que contrastam claramente com os valores mais elevados a norte, na região ocupada pelo miombo.

A Humpata caracteriza-se por possuir maior dinamismo na região oeste e sul, nos terrenos escarpados onde se localiza grande parte da vegetação lenhosa do referido município.

3.11 Dinâmica das classes de coberto do solo entre 1990-2010

A análise da dinâmica de cada uma das classes de coberto do solo caracteriza-se por um conjunto de perdas e ganhos de áreas. A dinâmica das classes de coberto na área de estudo, nos períodos 1990-2000 e 2000-2010, pode ser observada nas figuras 3.24 e 3.25.

No período de 1990-2000, verificam-se perdas nas áreas das classes de coberto MD, HB e AGR, enquanto as restantes classes sofrem um aumento na sua superfície (figura 3.24). Entre 2000-2010, existe um declínio nas classes MD, MA, SA e ARD (figura 3.25).

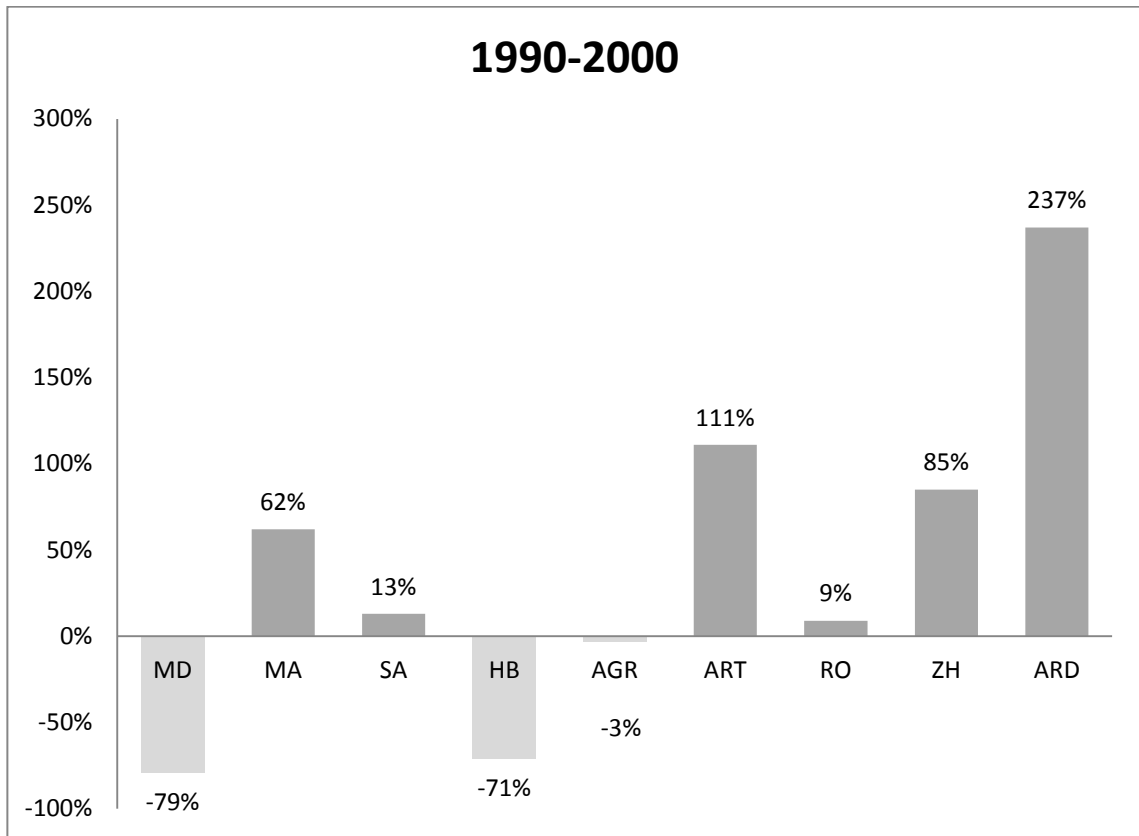


Figura 3.24. Percentagem de alteração por classe de coberto entre 1990-2000.

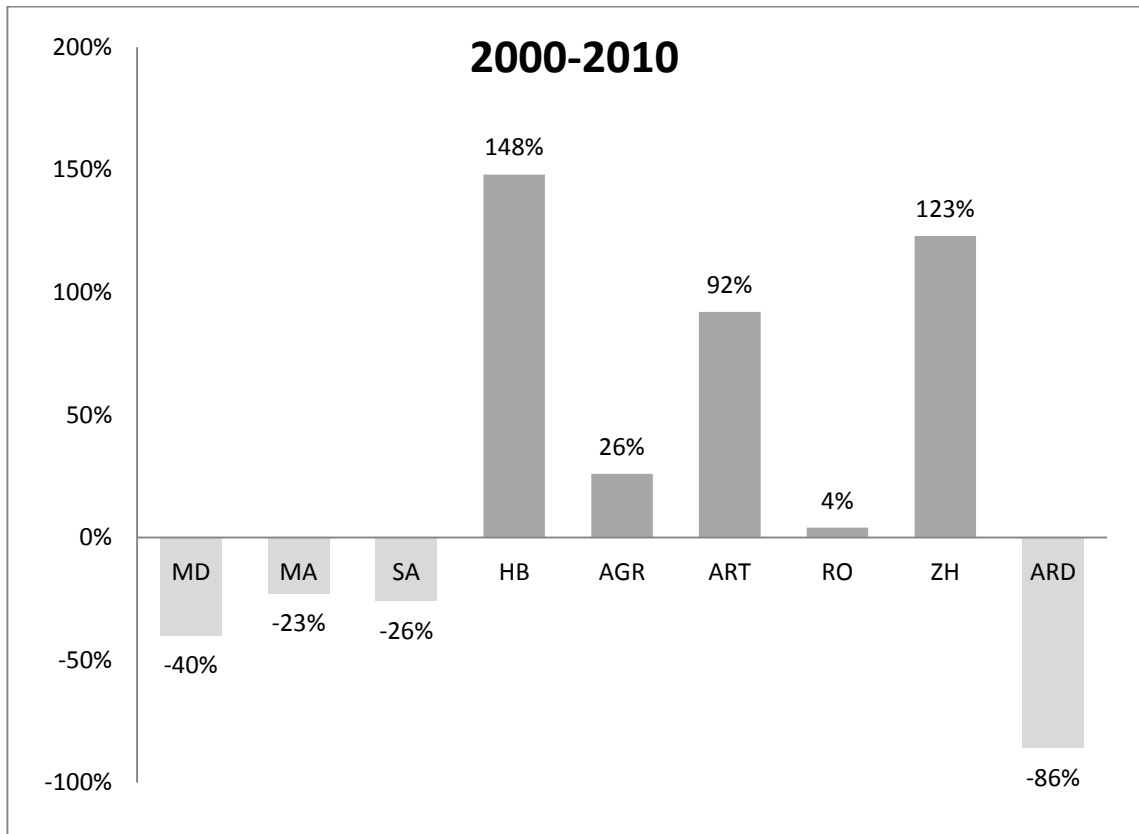


Figura 3.25. Percentagem de alteração por classe de coberto entre 2000-2010

Miombo denso (MD)

Caracteriza-se por um enorme dinamismo, verificando-se no primeiro período de análise (1990-2000) um declínio de 81 512 ha, o equivalente a menos 79% da área e no segundo período (2000-2010) uma diminuição de 7694 hectares, o equivalente a menos 40% da sua superfície. Em termos percentuais, a área de MD que sofreu alteração é superior à percentagem de alteração da área total (figura 3.26). As alterações estão relacionadas, principalmente, com o corte de árvores para produção de lenha e carvão, madeira para construção de habitações e como combustível para satisfazer as necessidades energéticas da população.

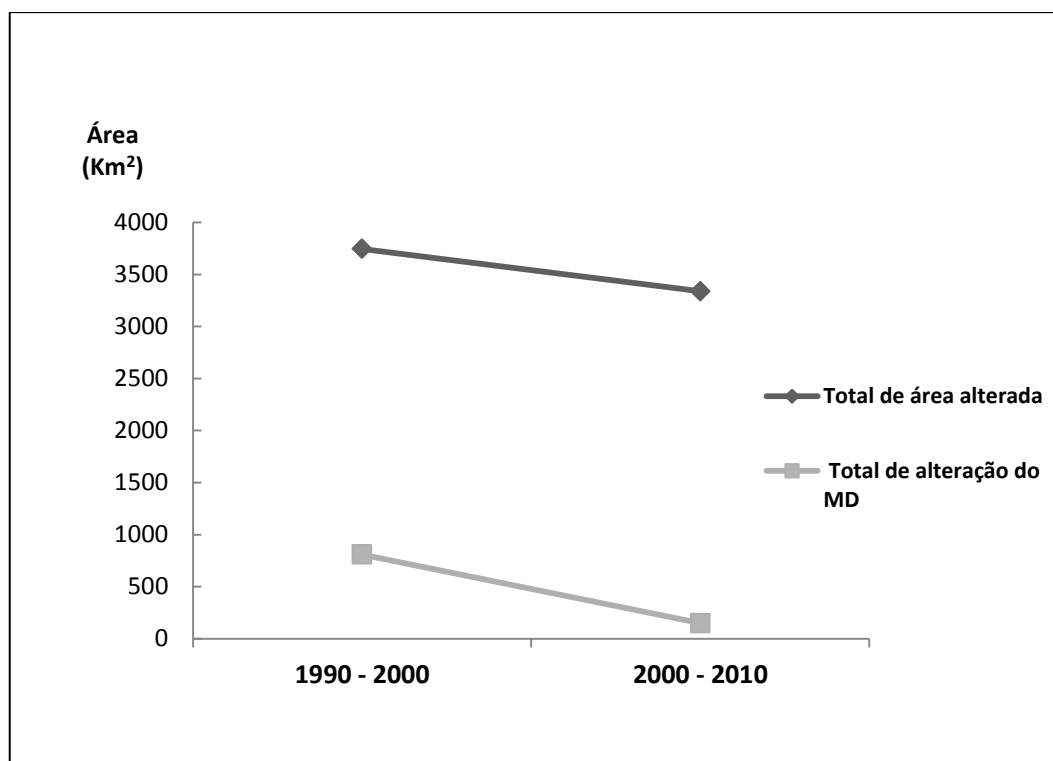


Figura 3.26. Área alterada da classe de cobertura Miombo denso entre 1990 e 2010 em relação à área total

Miombo aberto (MA)

Em termos globais, observou-se um aumento na sua superfície, cobrindo em 1990 uma área aproximada de 30558 hectares, equivalente a cerca de 8,43% da área total, passando para 96229 ha, em 2010, o que equivale a um aumento de 25% da sua superfície (tabela19). Analisando os dois períodos temporais, verifica-se que no primeiro existe um aumento de 62% da área de MA, havendo um declínio no segundo período equivalente a 23%. O

aumento das áreas de MA, devem-se, principalmente, à degradação e declínio do MD, o que origina formações mais abertas, e ao repovoamento das áreas de Savana Bosque.

Em termos de percentagens, entre 1990-2000, a percentagem alterada de MA (62%) é superior à percentagem média (39,9%) de alteração da área total, sendo inferior no período 2000-2010 (figura 3.27).

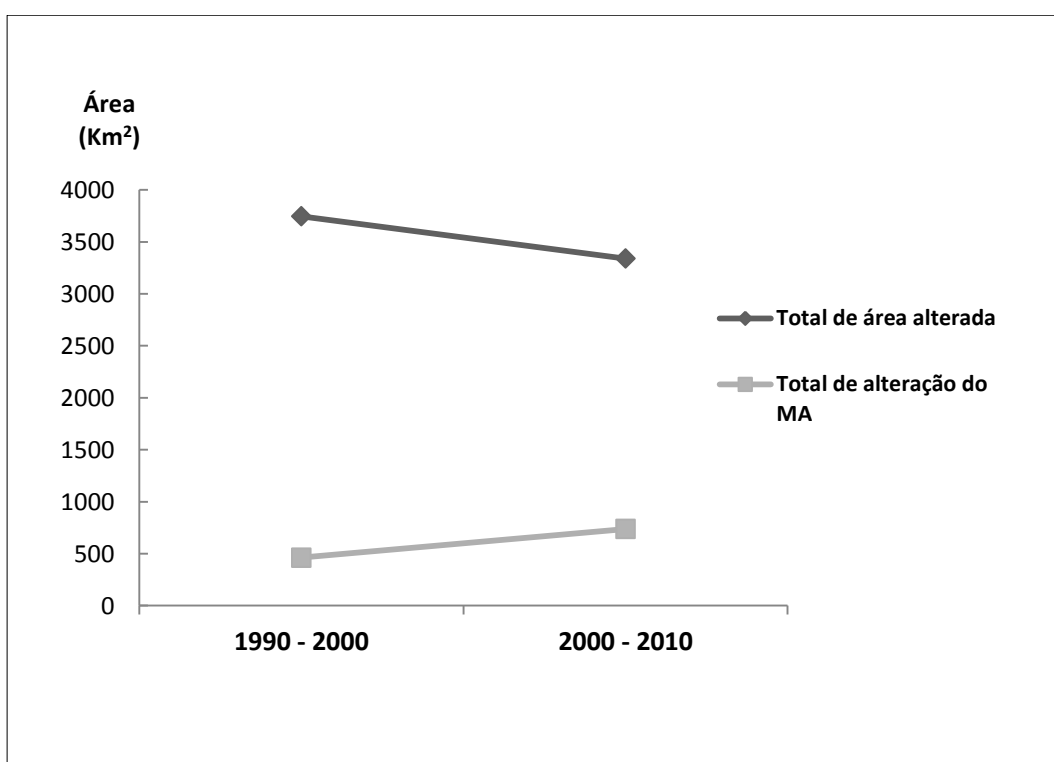


Figura 3.27. Área alterada da classe de coberto Miombo aberto entre 1990 e 2010 em relação à área total.

Savana bosque (SA)

A Savana Bosque é a segunda classe de coberto com maior extensão da área de estudo. Entre 1990 e 2000, verificou-se um aumento na sua extensão, tendo em 2000 uma área aproximadamente de 313824 hectares, equivalendo a um aumento de 13% comparativamente ao ano de 1990 (tabela 3.14).

Entre 2000-2010, dá-se um declínio da sua área equivalente a $\frac{1}{4}$ da sua extensão. O aumento das áreas de SA no primeiro período temporal, é devido principalmente à degradação e declínio do MD e do MA, uma vez que a savana representa uma formação natural mais aberta do que as formações de miombo, e portanto com menos formações lenhosas.

Em termos percentuais, a área de SA que sofreu alteração entre 1990-2000 e entre 2000-2010 é sempre inferior à percentagem média de alteração da área total (figura 3.28).

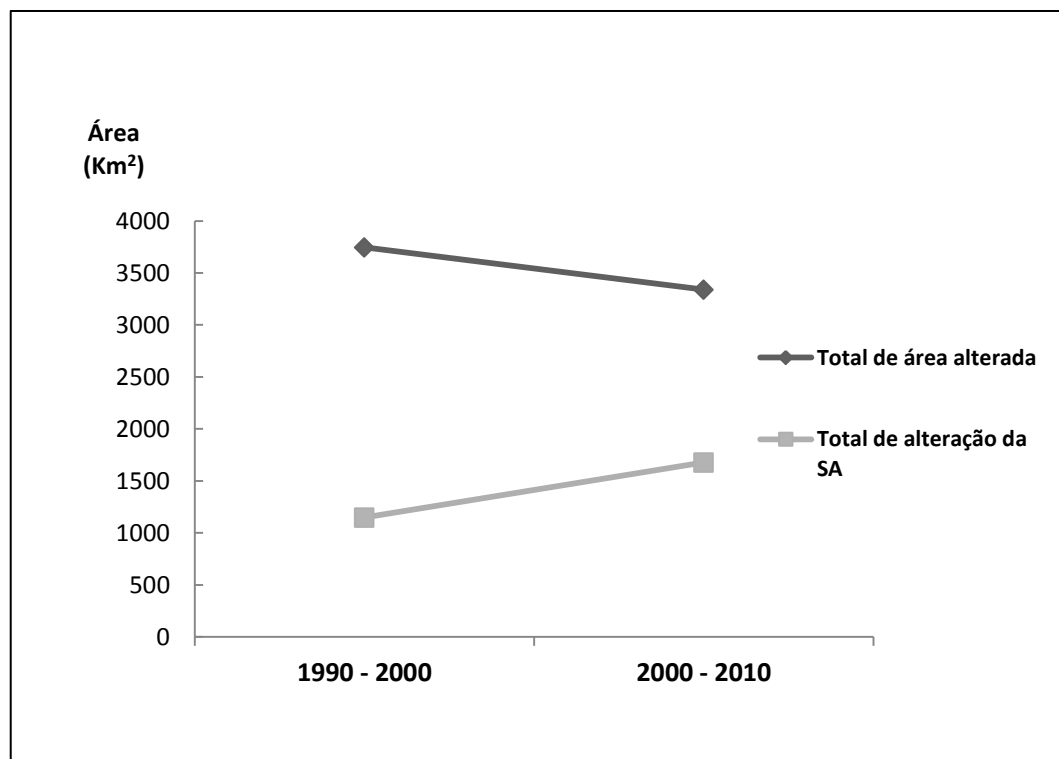


Figura 3.28. Área alterada da classe de coberto Savana entre 1990 e 2010.

Áreas cultivadas/solo nu (AGR)

É indubitavelmente a classe de coberto mais abundante em termos de extensão devido, principalmente, ao facto de se localizar numa área de Angola onde a agro-pecuária é a principal actividade das suas populações.

Embora seja a classe mais abundante, entre 1990 e 2000 viu a sua área diminuir cerca de 3% passando de 445 616 ha para 430 860 ha. Essa tendência de diminuição foi invertida no período 2000-2010, onde houve uma considerável expansão, atingindo os 26%.

O aumento da área desta classe deve-se principalmente à conversão de grandes extensões de miombo e de savana resultantes de atividades antropogénicas. Comparando a percentagem de área de AGR alterada, nos dois períodos, entre 1990-2000 (-3%) e entre 2000-2010 (26%) com a percentagem média de alteração da área total, no primeiro período

(39,9%) e no segundo (35,6%) pode-se verificar que os valores de alteração estiveram sempre abaixo dos valores médios.

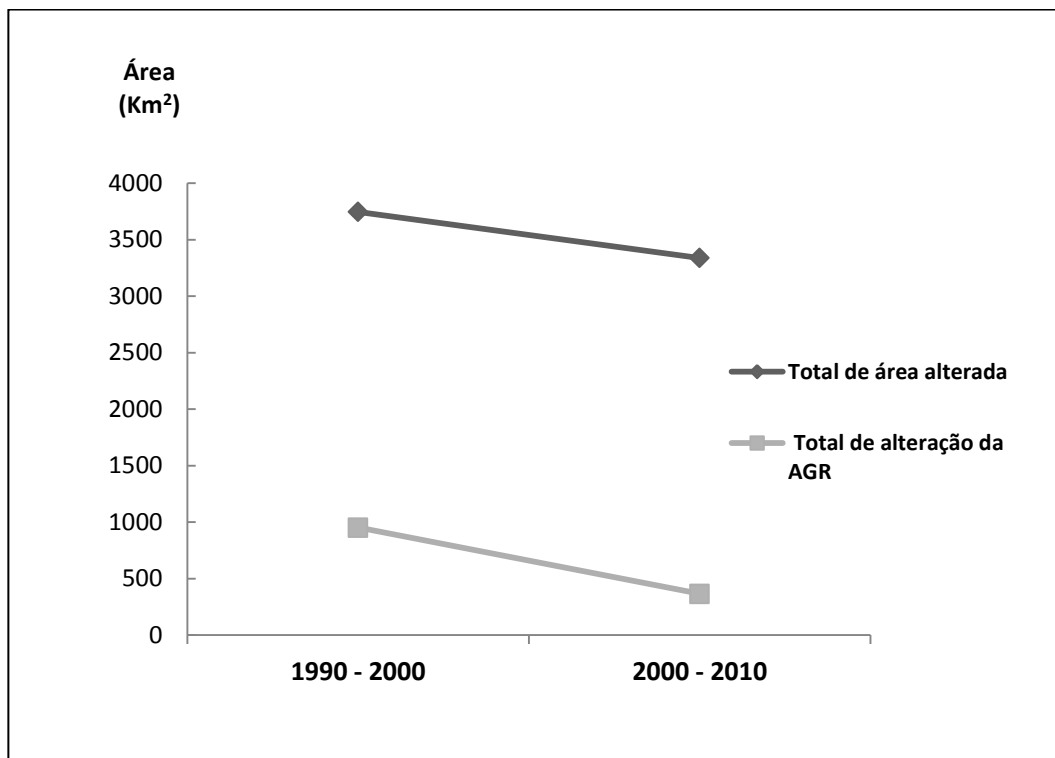


Figura 3.29. Área alterada da classe de coberto Áreas cultivadas/solo nu entre 1990 e 2010

Artificializado (ART)

Constituem uma classe com grande dinamismo a nível da região de estudo, devido principalmente ao facto de se localizarem na segunda província mais populosa de Angola (INE, 2014). Nos últimos 20 anos, as alterações a nível dos territórios artificializados são assinaláveis, embora pequenas quando comparadas com as ocorridas na região.

Entre 1990 e 2000, a área composta pela classe ART, teve um aumento de 111%, ou seja a sua área mais do que duplicou. A tendência de crescimento manteve-se no período seguinte (2000-2010), tendo aumentado em 92% a sua área, e atingindo os 2907 ha em 2010.

As alterações a nível da classe estiveram, nos dois períodos, acima da média da região, confirmando o enorme dinamismo que se verifica.

Rochas (RO)

Os terrenos rochosos (RO), constituem uma das classes menos abundantes na área de estudo. Estas superfícies estão representadas, em grandes extensões, na escarpa da Chela e

no município da Chibia, onde existem dezenas de empresas de exploração de rochas ornamentais. A classe RO aumentou nos dois períodos analisados, correspondendo a um acréscimo de 9% entre 1990-2000 e de 4% entre 2000-2010.

Herbáceas (HB)

A vegetação herbácea (HB) representava em 1990, aproximadamente 10% da superfície total da região. No ano 2000, regista-se um declínio de 71%, que em 2010 é substituído por um aumento de cerca de 148%. Estas alterações devem-se ao intercâmbio de áreas com as classes AGR e MA, e a variações sazonais nas chuvas, extremamente importantes no desenvolvimento do extracto herbáceo.

Zonas Húmidas (ZH)

Na região em análise, as zonas húmidas (ZH) têm uma superfície muito dependente da variação anual das chuvas, o que vai ditar a sua extensão. O clima da região caracteriza-se por uma grande variabilidade inter-anual, o que dificulta a avaliação precisa da superfície das zonas húmidas, explicando, assim, as grandes diferenças encontradas nesse estudo. Entre 1990-2000, a classe de coberto ZH viu a sua área aumentar 85 % e no período seguinte (2000-2010) 148%. Esse aumento deveu-se principalmente a uma maior abundância de precipitações em 2000 e 2010 (figura 3.30).

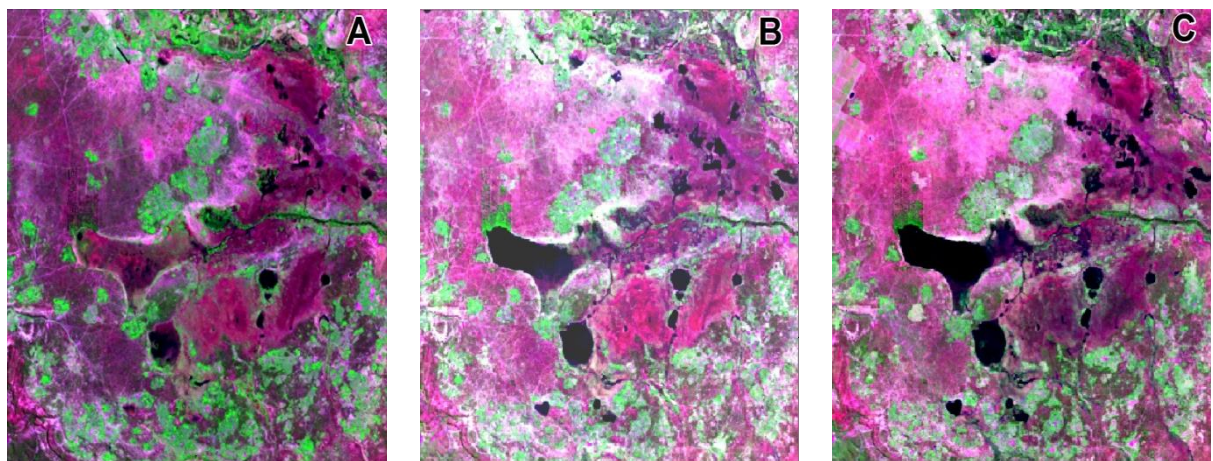


Figura 3.30. Exemplo de uma área que mostra as diferenças na visualização das zonas húmidas (pixéis mais escuros) nas imagens (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010.

A classe das áreas ardidas (ARD) é a menos expressiva na região, ocupando apenas algumas dezenas de hectares. Em 1990 a classe possuía cerca de 10,4 ha, que passou para 35 ha no ano 2000, um aumento de 235%, reduzindo em 2010 para menos de 5 ha. Embora o fogo

seja um elemento importante para a gestão da floresta nas regiões africanas, na região de estudo estas áreas são pouco significativas, uma vez que as queimadas são praticadas principalmente no período de cacimbo (seco) que se estende de Junho a Agosto, e as imagens de satélite adquiridas são de Abril e Maio.

3.12 Dinâmica entre classes de coberto do solo

A análise das alterações das classes de coberto a nível da sua extensão possibilita por um lado a avaliação das perdas e ganhos, muito uteis em aplicações ecológicas e socioeconómicas, e por outro a caracterização das transições mais marcantes ocorridas entre as várias classes.

A análise revela que as transições mais importantes, entre 1990 e 2010, estão associadas a processos de desflorestação e degradação florestal, e expansão de áreas urbanas e suburbanas, bem como o surgimento de novas áreas agrícolas em todos municípios estudados. As principais transições entre as várias classes de coberto, para os períodos analisados, pode ser observada na tabela 3.15.

As conversões mais importantes estão relacionadas com as três classes de coberto do solo Áreas cultivadas/solo nu, Savana bosque e Miombo aberto.

Entre 1990 e 2000, estas três classes são responsáveis pela conversão para outras classes de 55,4% das áreas. Cerca de 25% da área de savana bosque foi convertida para a áreas cultivadas/solo nu e para o miombo aberto. Por outro lado, a áreas cultivadas/solo nu perdeu 19,12% da sua área para a savana bosque, o miombo aberto perdeu 6,72% para a savana bosque e 4,39% para a áreas cultivadas/solo nu.

Entre 2000 e 2010, as três classes continuam a dominar as transições entre classes de coberto sendo responsáveis por cerca de 70% das conversões. A classe áreas cultivadas/solo nu perde apenas 4,48% da sua área para a savana bosque e 2,34% para o miombo aberto, que perde uma área de 17% para a savana bosque e 3% para a áreas cultivadas/solo nu. A savana bosque é a classe com maior nível de conversão, cerca de 43%, onde 34,28% foi para áreas cultivadas e 8,71% para o miombo aberto. Considerando o período completo de 1990-2010, as transições são muito semelhantes (tabela 3.15).

Tabela 3.15. Principais conversões entre as classes de coberto no período 1990-2010 e nos sub-períodos.

Período	Classes		Área alterada (hectares)	% da área alterada
	De	Para		
1990-2000	AGR	SA	71617	19.12
	SA	AGR	48616	12.98
	SA	MA	45667	12.19
	MD	MA	38777	10.35
	MD	SA	34403	9.18
	MA	SA	25161	6.72
	MA	AGR	16429	4.39
	SA	ARD	14438	3.85
	AGR	ARD	10363	2.77
	Outras	Outras	69165	18.46
TOTAL			374635	100
2000-2010	SA	AGR	114470	34.28
	MA	SA	56886	17.04
	SA	MA	29090	8.71
	ARD	AGR	20675	6.19
	AGR	SA	14955	4.48
	MA	AGR	10032	3.00
	AGR	MA	7827	2.34
	MD	SA	6902	2.07
	MD	MA	6215	1.86
	Outras	Outras	6686	2.00
TOTAL			333910	100
1990-2010	SA	AGR	96420	26.66
	MD	SA	41060	11.35
	MA	AGR	28790	7.96
	MD	MA	27200	7.52
	AGR	SA	26020	7.20
	SA	MA	22140	6.12
	AGR	MA	14390	3.98
	MA	SA	14350	3.97
	MD	AGR	11770	3.25
	Outras	Outras	79480	21.98
TOTAL			361620	100

3.13 Comparação entre os mapas Landsat e os mapas globais

Como foi referido anteriormente, as legendas dos mapas de coberto do solo foram agrupadas para permitir posteriormente a comparação entre os diferentes mapas.

Comparando os mapas obtidos neste estudo com os mapas globais de coberto do solo (IGBP-DISCover, GLC2000, GLOBCOVER2009), notam-se grandes discrepâncias nas áreas ocupadas pela grande maioria das classes. As discrepâncias entre os produtos são devidas à escala, aos dados, aos sistemas de classificação e legenda, mas também aos métodos utilizados para a produção cartográfica (Cabral *et al.*, 2011; Vasconcelos *et al.*, 2014).

Para a comparação dos mapas de coberto do solo obtidos com os mapas globais, procedeu-se à extracção da região de estudo dos três mapas globais e à reclassificação das legendas para apenas 5 classes (Miombo, Savana, Herbáceas, Áreas cultivadas, Artificializado) para permitir as comparações entre classes nas diferentes datas, como se pode ver na tabela 3.16 onde estão representados os dados resultantes da reclassificação, e onde as várias classes de coberto nos mapas globais foram agrupadas de acordo com as suas semelhanças.

Tabela 3.16 Simplificação e agrupamento entre a legenda simplificada e a do IGBP-DISCover, LCCS GLC2000, GLOBCOVER 2009 e Mapas Landsat.

LEGENDA SIMPLIFICADA	IGBP-DISCover	LCCS GLC2000	GLOB COVER 2009	LANDSAT
MIOMBO (> 30% de coberto arbóreo)	<ul style="list-style-type: none"> - Florestas de resinosas - Florestas de folhosas - Floresta decídua - Floresta mista - Savana arbórea (30-60%) 	<ul style="list-style-type: none"> - Floresta de áreas montanhosas (> 60%) - Floresta densa decídua (> 60%) - Bosque decíduo (30-60%) - Mosaico Floresta/Savana (30-60%) 	<ul style="list-style-type: none"> - Floresta densa decídua de folhosas (> 40%) e altura > 5 metros) - Floresta aberta decídua de folhosas (15- 40%) e altura > 5 metros) - Floresta densa de resinosas (> 40%) e altura > 5 metros) - Floresta aberta de resinosas (15- 40%) e altura > 5 metros) - Floresta densa de folhosas (>40%) ou matas regularmente inundadas 	<ul style="list-style-type: none"> - Miombo denso (> 60%) - Miombo aberto (40-60%)
SAVANAS (10-30% de coberto arbóreo)	<ul style="list-style-type: none"> - Savanas - Matas fechadas - Matas abertas 	<ul style="list-style-type: none"> - Matas decíduas com árvores esparsas - Matas decíduas abertas - Matas de arbustos esparsos com herbáceas 	<ul style="list-style-type: none"> - Mosaico (50-70% de floresta/savana/mato e 20-50% de agricultura) - Floresta semi-decídua ou de folhosas (> 15% e altura > 5 metros) - Floresta mista de folhosas e resinosas (> 15% e altura > 5 metros) - Mosaico de floresta ou mata (50-70%) e herbáceas (20-50%) de agricultura) - Mata de folhosas ou resinosas, decíduo ou perene com arbustos <5 metros - Vegetação esparsa (<15%) - Floresta aberta de folhosas (> 15%) ou matas regularmente inundadas 	<ul style="list-style-type: none"> - Savanas (10-40%) - Ardido
HERBÁCEAS	<ul style="list-style-type: none"> - Herbáceas 	<ul style="list-style-type: none"> - Zonas densas de herbáceas 	<ul style="list-style-type: none"> - Mosaico de herbáceas (50-70%) / floresta ou matas (20-50%) - Vegetação herbácea 	<ul style="list-style-type: none"> - Herbáceas
AGRICULTURA	<ul style="list-style-type: none"> - Áreas agrícolas - Solo nu - Vegetação natural - Zonas húmidas 	<ul style="list-style-type: none"> - Áreas agrícolas 	<ul style="list-style-type: none"> - Áreas irrigadas ou inundáveis - Áreas agrícolas de sequeiro - Mosaico de agricultura (50-70%) / vegetação (20-50%) - Solo nu 	<ul style="list-style-type: none"> - Áreas agrícolas - Solo nu - Zonas húmidas
ARTIFICIALIZADO	<ul style="list-style-type: none"> - Áreas urbanizadas 		<ul style="list-style-type: none"> - Áreas urbanas e outras associadas (taxa de urbanização >50%) 	<ul style="list-style-type: none"> - Ardido - Rochas - Artificializado

Os resultados podem ser analisados na figura 3.31 onde é possível observar as diferenças existentes entre os mapas obtidos neste trabalho.

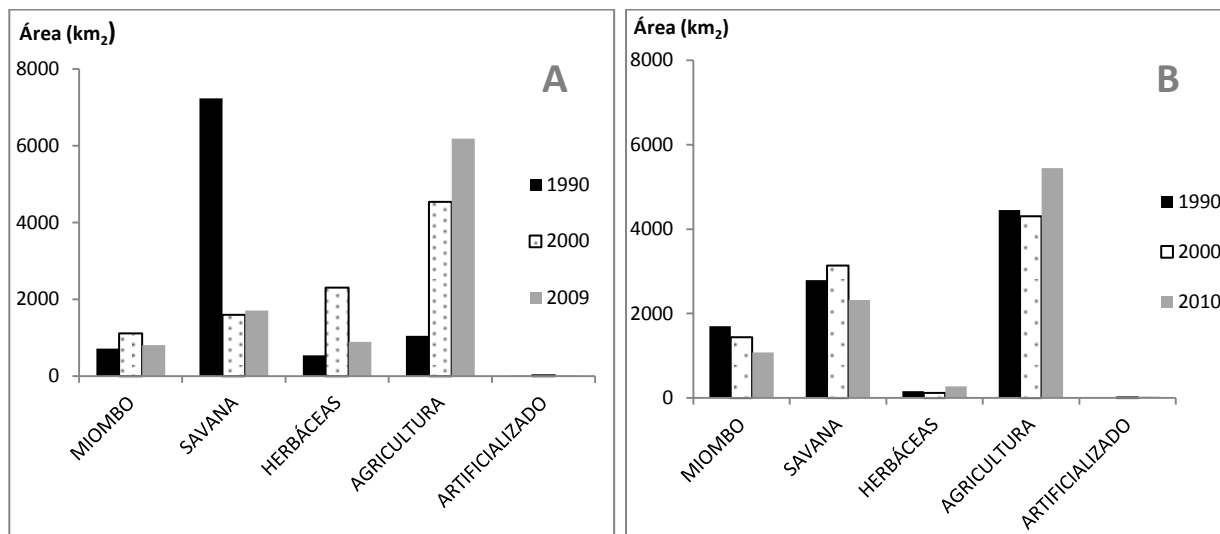


Figura 3.31. Áreas ocupadas pelas classes de coberto (A) mapas globais e (B) mapas Landsat.

Analisando a figura é fácil notar as diferenças entre os mapas globais e os mapas Landsat gerados neste estudo. O gráfico com os dados globais (A) mostra grande aumento das áreas de miombo entre 1990 e 2000, bem como de herbáceas e de áreas cultivadas. A área ocupada pelas savanas é muito extensa ocupando cerca de 75% de toda área de estudo em 1990, muito superior a área ocupada pelas áreas cultivadas em todos os anos.

As enormes discrepâncias existentes nas áreas ocupadas pelas várias classes de coberto, quando se comparam estes grupos de mapas, evidenciam a necessidade de utilização de dados alta resolução e a adoção de procedimentos comuns em todas etapas de processamento digital de imagens de satélite, para permitir a comparação e a utilização dos mapas nos mais variados contextos.

A análise da concordância espacial entre as classes foi feita com recurso à estatística *Kappa*. Mais uma vez os resultados mostram grandes diferenças entre mapas, como se pode verificar nas percentagens de concordância entre as classes nos produtos comparados (tabela 3.17).

Tabela 3.17. Índice de concordância de Kappa entre os mapas de coberto

Mapas comparados	Kappa (%)
IGBP-DISCover/Landsat 1990	4.3
GLC2000/Landsat 2000	8
GlobCover2009/Landsat 2010	28

O GlobCover2009 é o mapa que apresentou maior índice de concordância na estatística *Kappa* entre os três mapas comparados. A maior concordância, que corresponde a (83.4%) verificou-se na classe áreas cultivadas/solo nu, enquanto que os valores mais baixos correspondem a Savana com (10.6%). O IGBP-DISCover e GLC2000, apresentaram índices de concordância muito baixos, inferiores a 10%, devidas às discrepâncias entre a Savana (19%) no GLC2000 e o Miombo (6.4%) no IGBP-DISCover.

3.14 Taxas de desflorestação

As taxas de desflorestação calculadas para a região do Lubango e arredores, com base nos dados Landsat, são muito diferentes das taxas de desflorestação presentes no FRA (FAO, 2010) quando considerada a média nacional (tabela 3.18). Essas discrepâncias também foram verificadas no Huambo onde os números obtidos foram diferentes dos valores médios (Cabral et al., 2011).

Tabela 3.18. Taxas de desflorestação calculadas para a região de estudo e da FAO para Angola.

Períodos	Taxas de desflorestação anuais (%)		
	1990-2000	2000-2010	1990-2010
LANDSAT	0.20	-2.97	-1.39
FAO	-0.21	-0.21	-0.21

Analisando os valores constantes da tabela, ressalta à vista o facto de as taxas de desflorestação calculadas pela FAO serem sempre iguais nos períodos analisados (-0,21%) ao ano. Os resultados desse estudo mostram uma tendência diferente para o primeiro período

(1990-2000), onde houve reflorestação, equivalendo a (0.2%) por cada ano. A partir do ano 2000, as taxas de desflorestação aumentam muito, equivalendo a (-2.97%) por ano. Numa visão geral, quando se analisa o período de 20 anos (1990-2010), chegam-se a valores de (-1,39%) de desflorestação por ano, o que equivale a uma diminuição em área de aproximadamente 10862 hectares por ano.

3.15 Discussão

As regiões periurbanas são caracterizadas por apresentarem inúmeros e simultâneos processos de mudança ao nível do coberto do solo (Hersperger et al., 2010), tais processos de mudança são resultado das alterações económicas, tecnológicas e também demográficas que actuam entre o meio urbano e o rural (Lambin & Geist, 2006).

Os municípios incluídos na área de estudo apresentam, desde 1960, um crescimento populacional considerável (figura 2.12), originando alterações acentuadas na paisagem, consequência de um aumento crescente na utilização dos bens e serviços prestados pelos ecossistemas.

A existência de dados contínuos e consistentes sobre o coberto do solo é de grande importância na monitorização das dinâmicas complexas da paisagem, nomeadamente a existente nas regiões do sul de Angola. O dinamismo e a complexidade destas áreas estão associados ao enorme crescimento populacional e ao tipo de ocupação, disperso pelo território, e que é característico das populações rurais.

As diversas actividades humanas têm aumentado a pressão sobre os recursos terrestres, originando alterações do uso/ocupação do solo, com um papel importante nas mudanças globais e consequências directas na fragmentação e na degradação dos vários ecossistemas terrestres (Alcamo *et al.*, 2011). A degradação do solo é um processo dinâmico e as técnicas de detecção remota são uma mais-valia na sua monitorização e análise ao longo do tempo (Yiara *et al.*, 2012).

Nos últimos anos, a grande disponibilidade de dados de satélite, nomeadamente os dados provenientes do satélite Landsat com uma resolução espacial média-alta, permitiu a monitorização multitemporal da superfície terrestre de forma contínua e detalhada. Dada a sua eficácia, já verificada em diversos trabalhos (Clarke *et al.*, 2010; Townshend *et al.*, 2012; Giri *et al.*, 2013), estes dados foram utilizados com sucesso na quantificação das alterações

do coberto do solo, na região de estudo, para o período 1990-2010. No entanto, a utilização destes dados mostrou algumas limitações na separação de vários tipos de coberto (Floresta aberta, Herbáceas Savana bosque) consequência da sua semelhança espectral, como já foi referido anteriormente. Existem vários estudos realizados no continente africano, que referem a dificuldade da separação das várias classes de coberto e a sua influência na precisão do mapa final, é o caso, por exemplo, de Gross *et al.* (2013) e Roder *et al.* (2015) que salientam a dificuldade de separar a classe agrícola do solo nu e das pastagens. Na África Ocidental, Laurini *et al.* (2013) relatam dificuldades na separação entre diferentes tipos florestais e outros tipos de vegetação, devido à similaridade na reflectância entre as espécies decíduas e as espécies perenes.

Apesar destas limitações, verifica-se que os mapas de coberto do solo obtidos apresentam uma boa precisão espacial, com valores acima de 80% para o coeficiente *Kappa* e precisão global. Observando estes mapas, e nomeadamente a distribuição dos vários tipos de coberto ressalta o predomínio das áreas cultivadas/solo nu e da savana bosque em todas as datas, que em conjunto cobrem mais de 2/3 da região de estudo. O aumento destas áreas, de 1990 para 2010, está associado aos processos de degradação dos bosques de miombo denso e aberto, resultado das actividades humanas (Bodart *et al.*, 2013), com destaque para a produção de carvão e recolha de lenha para usos domésticos e comerciais (Cabral *et al.*, 2010).

A degradação das florestas tropicais tem ocorrido, não apenas na província de Huila, mas em toda a África resultado do enorme reservatório terrestre de biodiversidade que possui, permitindo fornecer às populações rurais um número considerável de bens e serviços (Potapov *et al.*, 2012). Segundo Rudel (2013), uma das razões para a exploração excessiva destas florestas em várias regiões da África subsaariana, é a ausência de empregos bem remunerados para as populações rurais, que recorrem à exploração continuada das florestas para a produção de carvão e à desflorestação para implementação de práticas agrícolas de subsistência, sendo assim uma alternativa para aumentar o rendimento familiar.

Comparando os vários mapas obtidos, é possível caracterizar as principais trajectórias de alteração presentes na região. Entre 1990-2000 há uma ligeira diminuição das áreas cultivadas, tendo as áreas ocupadas pela classe de coberto áreas cultivadas/solo nu apresentado um declínio de 3%. Esta diminuição das áreas cultivadas, é notada também no

planalto central de Angola onde as propriedades agrícolas coloniais foram abandonadas, ocasionando um declínio das áreas de cultivo entre 1997-2002 (Delgado-Matas *et al.*, 2015).

Para Dijkhorst (2011), entre 1990 e 2002, a maioria dos campos de cultivo de Angola destinados a agricultura de mercado foram abandonados passando a servir apenas para a subsistência das famílias. Este abandono causou o encerramento de muitos mercados locais afectando completamente o sistema de comércio rural e a produção alimentar.

As classes de coberto que apresentam maior crescimento, em termos de superfície ocupada, são a Savana bosque e o Miombo aberto. Este aumento está relacionado com o enorme declínio dos bosques de miombo denso que, neste período, perderam quase 80% da sua área original. Esse tipo de conversão parece ser característico de muitas regiões em África, como por exemplo o Gana, onde, entre 1989 e 1999, grandes áreas florestais foram degradadas transformando-se em savanas (Yiran *et al.*, 2012). O período 1990-2000 está marcado pelas dinâmicas entre a agricultura, a savana e o miombo aberto que explicam mais de 50% das alterações ocorridas entre classes de coberto.

Entre 2000 e 2010, as dinâmicas são muito semelhantes às do período anterior, havendo, no entanto, um aumento significativo da classe áreas cultivadas/solo nu, de mais de 100 000 hectares. Segundo Alcamo *et al.* (2011), as áreas agrícolas vão experimentar um aumento crescente até 2050, devido a uma maior procura de alimentos o que implica um aumento da produção. Para Verburg *et al.* (2013), o desafio de aumentar a produção dos alimentos, em cerca de 70%, até 2050 aponta para uma expansão substancial das áreas agrícolas a nível do globo.

Além da expansão substancial das áreas de áreas cultivadas/solo nu na região de estudo, houve também uma expansão das áreas urbanas nos últimos anos devido ao crescimento populacional. A densidade populacional na região do Lubango aumentou cerca de 10 vezes desde 1970, resultando num aumento dos territórios artificializados, sendo no entanto ainda muito reduzidos quando comparados com as demais classes de coberto. O crescimento das áreas artificializadas tem ocorrido um pouco por todo o continente africano, segundo Eva *et al.* (2006), o que tem provocado um efeito acentuado sobre as áreas vizinhas (Alcamo *et al.*, 2011).

A análise resultante da classificação de coberto do solo por um lado, bem como da sua dinâmica em termos temporais e espaciais, permitiu responder a questão 2 colocada na parte introdutória dessa tese, podendo-se afirmar que há transformações expressivas a nível das classes de coberto e a nível dos 3 municípios estudados e que a magnitude das transformações é considerável.

CAPÍTULO IV- GERAÇÃO DE VARIÁVEIS PARA A ANÁLISE DA PAISAGEM E DA FRAGMENTAÇÃO.

4.1 Enquadramento

Este capítulo é dedicado à produção de variáveis com suporte aos SIG, que serão utilizadas no próximo capítulo, na análise e caracterização das alterações da paisagem. Estas variáveis serão usadas como variáveis independentes em análises estatísticas. Pretende-se assim gerar dois tipos principais de variáveis:

- a) Variáveis socioeconómicas, tais como a distância às vias de acesso, a densidade de povoamento, e a distância às povoações, que serão utilizadas para analisar as suas implicações sobre a fragmentação da paisagem e a sua dinâmica espacial e temporal.
- b) Variáveis morfológicas, representadas pelas classes de relevo, que servirão para analisar e comparar o comportamento das medidas de fragmentação nas várias classes de relevo existentes na região de estudo.

4.2 Variáveis morfológicas e socioeconómicas

As paisagens são sistemas heterogéneos e complexos, sendo a sua estrutura determinada principalmente por elementos físicos (topografia, geologia, solo, clima, vegetação, etc.) e modificada pelas actividades humanas. As condições geológicas, os elementos geomorfológicos, os tipos de solos e de classes vegetais figuram entre os principais critérios usados na identificação de unidades de paisagem (Zhang *et al.*, 2011).

A identificação e classificação de dados são essenciais na análise e comunicação da complexidade dos sistemas ecológicos e socioeconómicos (Hazeu *et al.*, 2011).

A ecologia da paisagem usa uma variedade de indicadores para analisar a diversidade e estrutura da paisagem e compreender as suas mudanças, recorrendo a aspectos socioeconómicos, aspectos ligados aos ecossistemas e aos processos ecológicos, e a parâmetros morfológicos.

Na perspectiva de Wrbka *et al.* (2004), o padrão da paisagem resulta da interligação entre os parâmetros morfológicos e os aspectos socioeconómicos, que imprimem mudanças na forma, composição e extensão das classes de coberto do solo.

A importância destes factores (físicos e socioeconómicos) impõe que se faça uma análise exaustiva, para seleccionar as variáveis explicativas mais importantes, para compreender a influência de cada um na explicação dos aspectos mais importantes da paisagem.

Em vários estudos realizados seleccionam-se como variáveis explicativas na análise da desflorestação e da fragmentação da paisagem, a altitude, o declive e a distância às estradas (Dorner *et al.*, 2003), o acesso aos furos de água, a existência de latrinas (Newman *et al.*, 2014), o crescimento populacional, a distância aos aglomerados populacionais (Thies *et al.*, 2014), o acesso aos mercados (Cassidy *et al.*, 2010) entre outros factores.

Segundo Southworth *et al.* (2011), lugares com características climáticas semelhantes, com condições biofísicas similares, apresentam trajetórias de mudança da paisagem muito diferentes, devido a condicionantes socioeconómicas, por isso Newman *et al.* (2014) afirmam que os aspectos humanos são muito importantes na explicação das mudanças da paisagem a nível local, regional ou global.

A utilização de dados socioeconómicos e principalmente demográficos nos estudos da paisagem é um grande desafio para regiões como a do Lubango, onde há uma enorme carência de dados para as devidas análises. Essas preocupações são partilhadas por Thies *et al.* (2014) que aconselham por isso a utilização de outros conjuntos de dados importantes, em áreas onde escasseia a informação estatística, como a distância euclidiana às estradas, e aos aglomerados populacionais, ou seja, variáveis fáceis de medir espacialmente. Por isso a metodologia utilizada durante essa etapa da tese foca-se no desenvolvimento deste tipo de variáveis.

Assim pretende-se neste estudo analisar a influência dos dois grupos de aspectos nas mudanças da paisagem, ou seja os socioeconómicos e os morfológicos.

4.3 Metodologia

A metodologia utilizada na geração das variáveis socioeconómicas é bastante conhecida e foi utilizada em vários estudos aplicados em regiões muito diversas, para compreensão da influência destas variáveis nas mudanças da paisagem e do coberto do solo (Dorner *et al.*, 2003; Cassidy *et al.*, 2010; Southworth *et al.*, 2011; Newman *et al.*, 2014; Thies *et al.*, 2014).

Os dados de base usados para a geração de variáveis foram adquiridos junto do Instituto de Geodesia e Cadastro de Angola, vectorizados a partir da carta topográfica de Angola à escala de 1:100.000, e consistem em ficheiros vectoriais em formato *Shapefile* das povoações, das estradas principais e das secundárias (tabela 4.1).

Tabela 4.1. Características dos dados utilizados.

Nome	Formato	Tipo	Sistema de coordenadas
Povoações	Vectorial	Polígono	WGS84 UTM Zona 33S
Estradas principais	Vectorial	Linha	WGS84 UTM Zona 33S
Estradas secundárias	Vectorial	Linha	WGS84 UTM Zona 33S
Picadas	Vectorial	Linha	WGS84 UTM Zona 33S

- Distância às vias de acesso

A região apresenta uma rede de estradas principais com uma extensão aproximada de 270km, que liga as principais povoações dos três municípios que compõem a área de estudo. Essas estradas são complementadas por uma rede de estradas secundárias, não asfaltadas que ligam as unidades administrativas de hierarquia inferior, as comunas, numa extensão aproximada de 380 km, e por um número considerável de picadas que ligam as várias povoações, com uma extensão aproximada de 3350 km.

O procedimento de análise consistiu na união das estradas principais e das estradas secundárias, para formação de um único ficheiro de dados denominado vias de acesso, que resultou numa rede com uma extensão total de 4000 km. Posteriormente as distâncias euclidianas das estradas foram calculadas usando a extensão *spatial analyst* no ArcGIS 10.2 da ESRI.

- Distância aos aglomerados populacionais

A região de estudo apresenta 80 aglomerados populacionais, dispersos pelo território e repartidos pelos três municípios, sendo 27 aglomerados populacionais no município da Chibia, 28 no da Humpata e 27 no do Lubango, onde está incluído o maior centro urbano. As

distâncias euclidianas aos aglomerados foram também calculadas com a extensão *Spatial Analyst* no ArcGIS 10.2 da ESRI.

- Densidade de povoamento

Os 80 aglomerados populacionais, serviram também para criar o mapa de densidade de povoamento na região, que se observa na figura 4.3. Para tal as povoações foram transformadas em raster e através do uso de uma média focal, foram calculadas as densidades de povoamento em função da área de cada povoação existente na região.

4.4 Resultados

Na figura 4.1 representam-se as distâncias euclidianas de qualquer ponto na área de estudo até às estradas. Nota-se uma distribuição das estradas mais ou menos concentrada na parte central, com grande densidade a noroeste, que engloba o Lubango e a Humpata. As regiões com acessibilidade mais condicionada localizam-se a sul e a norte, onde não existem estradas asfaltadas, estando a mobilidade dependente de estradas precárias, que não são alvo de análise neste estudo.

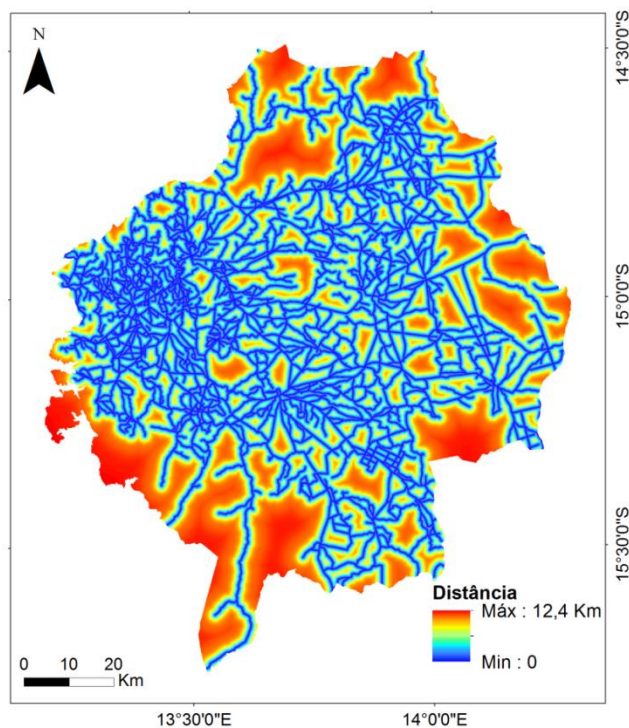


Figura 4.1. Distâncias euclidianas às vias de acesso na região de estudo.

Na figura 4.2 representam-se as distâncias euclidianas em relação aos aglomerados populacionais. A distribuição dos aglomerados populacionais e das estradas é muito semelhante.

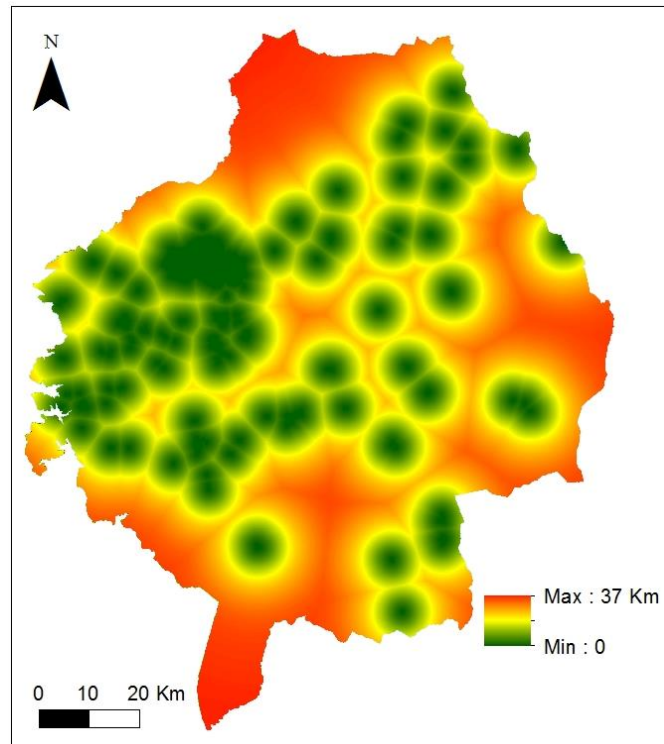


Figura 4.2. Distâncias euclidianas aos aglomerados populacionais na área de estudo.

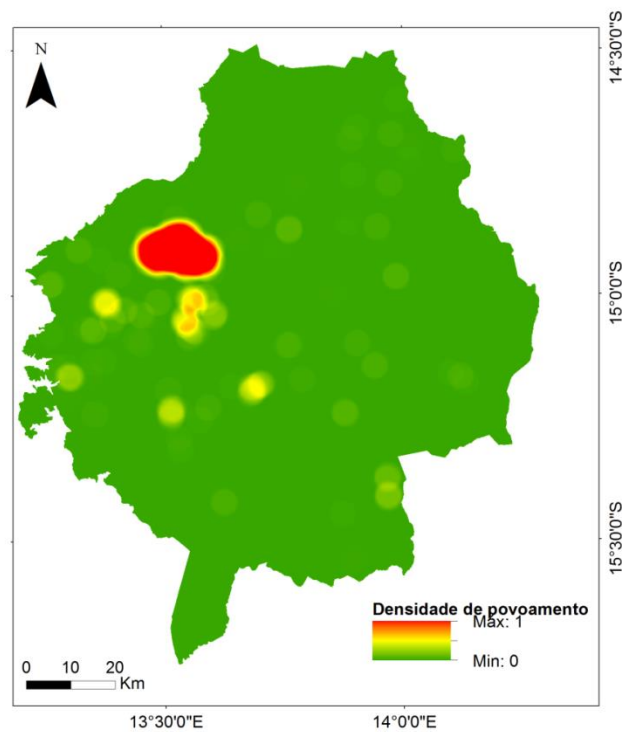


Figura 4.3. Densidade de povoamento na área de estudo.

4.5 Variáveis morfológicas em estudos da paisagem

O desenvolvimento das tecnologias geo-espaciais e a disponibilidade crescente de dados digitais possibilitou o desenvolvimento de um grande conjunto de modelos e aplicações necessárias à classificação e gestão da paisagem.

Falando concretamente sobre os dados digitais, salientam-se os obtidos por sensores remotos de natureza activa e passiva, disponibilizados sem custo pela internet, com destaque para os modelos digitais de elevação como o SRTM e o AsterGDEM, que têm variadíssimas aplicações em diversas áreas das ciências da terra.

Ao longo das últimas décadas os SIG e os modelos digitais de elevação têm sido usados na classificação automática de formas de relevo (De Reu *et al.*, 2013), o que representa uma mudança no tipo de abordagem, que anteriormente era baseada na interpretação de mapas e de fotografias aéreas.

A importância da definição de unidades de paisagem é realçada em muitos estudos, por exemplo Blasche & Strobl (2003) consideram que a criação dessas unidades de paisagem através de informação morfológica é essencial na compreensão do desenvolvimento de muitos processos físicos. Zhang *et al.* (2011) afirmam que as características fisiográficas influenciam fortemente os padrões da vegetação e a sua dinâmica. Ehsani (2008) utilizou com sucesso um conjunto de parâmetros morfológicos, combinados com imagens de satélite Landsat para desenvolver uma análise da paisagem e cartografar as classes de vegetação potencial em ambientes húmidos e áridos.

Noutro estudo, localizado numa região na Áustria, Wrbka *et al.* (2004) demonstram que as formas de relevo, combinadas com factores socioeconómicos e com o uso do solo têm influência na diversidade e na estrutura da paisagem.

Embora muitos estudos enfatizem as potencialidades da utilização dos modelos digitais de elevação na classificação de unidades de paisagem, há ainda um longo caminho a percorrer no sentido de se encontrarem consensos quanto ao tipo de classificação mais adequado, quanto às variáveis mais relevantes para a geração de métricas de caracterização morfológica e a escala mais adequada, ou seja, a melhor resolução espacial, para possibilitar a replicação dos modelos em vários contextos aplicativos.

4.5.1 Geomorfologia e modelos digitais de elevação

Para Pike *et al.* (2009), em termos específicos a geomorfologia descreve os parâmetros ou características morfológicas e as medições descritivas da superfície (declive, orientação, Índice topográfico de humidade, etc.) e os objectos discretos da superfície (bacias hidrográficas, redes de drenagem, etc.).

A cartografia geomorfológica, segundo Bishop *et al.* (2012) consiste em dividir a superfície terrestre em entidades espaciais conceptuais, baseadas em critérios que incluem morfologia, processos, composição, estrutura, cronologia e a associação com os processos ecológicos, bem como as relações topológicas entre os objectos geomorfológicos.

As medições descritivas da superfície permitem separar a paisagem num conjunto de objectos geomorfológicos (*Landforms*). Segundo Evans (2012) as operações feitas sobre os vários tipos de objectos geomorfológicos são a delimitação, medição, elaboração de rácios, medição da distribuição e frequência, correlação e mapeamento.

A delimitação e o mapeamento são operações muito comuns, feitas inicialmente por processos de digitalização manual no ecrã do computador, ou com recurso a imagens impressas. Os processos de digitalização manual estão muito dependentes da experiência e do conhecimento do operador, o que resulta em subjectivismos e na acumulação e propagação de erros (Klingseisen *et al.*, 2007).

As várias abordagens de modelação espacial que têm sido utilizadas em processos de análise da paisagem consideram necessária a utilização dos modelos digitais de elevação (MDE), para o reconhecimento automático das características e das formas superficiais (Bishop *et al.*, 2012; Evans, 2012).

A importância dos MDE na cartografia geomorfológica é comprovada pelas suas enormes aplicações na extracção de *Landforms* (Schmidt & Hewitt, 2004; Hengl, 2009; Crest *et al.*, 2009; Minár & Evans, 2008; Wilson, 2011; Zhang *et al.*, 2011; Evans, 2012; Bishop *et al.*, 2012; Dragut & Eisank, 2012; Vannamettee *et al.*, 2014) ou na análise da correlação das *Landforms* com outros aspectos ecológicos (Wrbka *et al.*, 2004; Reuter *et al.*, 2006; Ehsani, 2008; De Reu *et al.*, 2013; Ali *et al.*, 2013).

As aplicações crescentes dos MDE na representação da superfície terrestre e a sofisticação de técnicas de visualização e de tratamento topográfico fizeram surgir um novo campo de conhecimento denominado geomorfometria (Wilson, 2012).

A geomorfometria foca o seu estudo na extracção de métricas e de objectos da superfície terrestre recorrendo a topografia digital e integrando métodos das geociências, da geoinformática e da geostatística (Naydenova & Stamenov, 2013). A abordagem típica, consiste na extracção das métricas e objectos a partir dos MDE, usando um conjunto de algoritmos automáticos de detecção e de classificação morfométrica (Wilson, 2012).

4.5.2 Classificação morfométrica

A classificação é uma etapa importante no processo de análise morfométrica. Ao longo dos anos várias abordagens de classificação de MDE, para geração de variáveis morfométricas, têm representado uma fase importante, que é testemunhada pela grande difusão de algoritmos de classificação.

Autores como Minár & Evans (2008), reconhecem que a classificação e identificação das formas de relevo são problemáticas, existindo sempre um grau de subjectividade na cartografia geomorfológica, derivada da abordagem intuitiva muito comum neste tipo de processamentos. Evans (2012) afirma que, mesmo com as definições operacionais mais precisas e com grande quantidade de MDEs, é realista reconhecer-se que algumas superfícies são mais difíceis de classificar, logo há uma considerável quantidade de incerteza que permanece.

Regra geral as actividades de processamento digital são baseadas em técnicas estatísticas, análise a nível de objectos ou em ambas, onde, para além dos dados digitais, o conhecimento do especialista pode ser usado na calibração dos algoritmos de extracção de informação (Seijmonsbergen *et al.*, 2011).

Os principais parâmetros morfométricos derivadas dos MDEs e empregues para geração automática de classes de relevo são descritos por vários autores e são amplamente utilizados nesses processos. Iwahashi & Pike (2007) fazem uma síntese dos principais estudos realizados, realçando os principais parâmetros seleccionados pelos vários autores, onde se nota que o declive, a curvatura, a hipsometria, o índice topográfico de humidade estão entre os parâmetros mais usados. Num estudo mais recente, Wilson (2012) apresenta

também os principais parâmetros e a sua respectiva significância nos vários aspectos (tabela 20).

Tabela 4.2. Principais parâmetros morfométricos e seu significado.

Parâmetros	Tipo	Significado
Altitude	Local	Clima, vegetação, precipitação potencial, humidade do solo, velocidade e taxa de escoamento do fluxo superficial e subterrâneo.
Declive	Local	Clima, vegetação, precipitação potencial, humidade do solo, velocidade e taxa de escoamento do fluxo superficial e subterrâneo.
Exposição	Local	Insolação, direcção de fluxo, evaporação, distribuição e abundância de fauna e flora
Perfil	Local	Aceleração do fluxo, erosão do solo e taxas de deposição de sedimentos
Traçado longitudinal	Local	Convergência e divergência da drenagem local
Rugosidade	Local	Complexidade do terreno
Percentil de altitude	Local	Posição relativa da paisagem, distribuição e abundância de fauna e flora
Intensidade de fluxo	Local	Velocidade de drenagem, taxa de escoamento, acumulação de sedimentos
Contribuição da área a montante	Regional	Volume da escoamento, conteúdo de água no solo, redistribuição dos solos
Comprimento da rede de fluxo	Regional	Volume da escoamento, conteúdo de água no solo, redistribuição dos solos
Altitude a montante, ratio de altitude do relevo, curva hipsométrica, etc.	Regional	Distribuição dos valores de altitude, potencial de energia, características de drenagem.
Declive médio e área a montante	Regional	Velocidade e outras características de drenagem
Declive médio e área dispersa	Regional	Taxa de drenagem do solo
Exposição visual	Regional	Exposição, insolação e padrões de ventos
Índice topográfico de humidade	Regional	Distribuição espacial e extensão das zonas de saturação para criação de drenagem.
Índice de poder erosivo de corrente	Regional	Poder erosivo da água corrente

Fonte: Modificada de Wilson, 2012.

- Classificação automática

As classificações automáticas recorrem cada vez mais aos SIG e aos MDEs para geração de cartografia sobre as formas de relevo (Evans, 2012). Variadíssimas técnicas têm incorporado uma gama de variáveis de entrada para a geração de classes (De Reu *et al.*, 2013).

A classificação automática é amplamente utilizada em trabalhos (Dikau *et al.*, 1995; Schmidt & Hewitt, 2004; Iwahashi & Pike, 2007; Ehsani, 2008; De Reu *et al.*, 2013; Vannamettee *et al.*, 2014).

A classificação automática é feita com recurso a abordagens dedutivas ou indutivas. A abordagem dedutiva, também denominada classificação supervisionada, é baseada em informação pré-existente recolhida no campo, e representativa das células da imagem (Reuter *et al.*, 2006). A abordagem indutiva é também chamada de classificação não supervisionada, onde as classes são geradas com base nas suas características e estrutura interna sem conhecimento prévio das características morfológicas (Iwahashi & Pike, 2007; Vannamettee *et al.*, 2014).

A classificação automática recorre a uma diversidade de técnicas que dependem dos parâmetros morfométricos primários e secundários escolhidos (declive, curvatura, rugosidade, índice topográfico de humidade, etc.) e do método de classificação seleccionada para a discretização nessas classes.

Os métodos de classificação com maior divulgação são os de redes neuronais artificiais, que foram usadas com sucesso por vários autores na geração de classes morfométricas (Ehsani, 2008; Nield *et al.*, 2008; Ehsani & Malekian, 2011), de lógica difusa (Schmidt & Hewitt, 2004; Deng & Wilson, 2008; Hughes *et al.*, 2009), os *Multiple point geostatistics* (Vannamettee *et al.*, 2014) e de *clustering*, entre os que apresentam maior número de seguidores (Dikau *et al.*, 1995; Tagil & Jenness 2008; Crest *et al.*, 2009; Hengl, 2009; Reuter & Nelson, 2009).

- Classificação por segmentação

A classificação por segmentação ou por objectos pode ser utilizada com sucesso para cartografar uma variedade de características da paisagem. Este procedimento de classificação requiere inicialmente que se proceda a uma clara segmentação baseada em critérios específicos para criar entidades espaciais denominadas de objectos com base nos

MDEs (Bishop *et al.*, 2012). Essa abordagem tem sido utilizada com sucesso na geração de classes de relevo com base em MDEs, já que se adapta melhor do que as classificações ao nível do pixel, por considerar a geometria e a informação do contexto onde se inserem as formas de relevo (Dragut & Eisank, 2011). A utilização do método respeita a simplicidade, a versatilidade e o carácter multi-escala.

Na segmentação existem dois tipos de abordagens, dependentes dos dados de entrada que o operador selecciona para o modelo. A primeira abordagem, usada por Dragut & Eisank (2011), tem como variável de entrada somente os dados de hipsometria do SRTM, sem recurso a qualquer tipo de preprocessamento, usando apenas um algoritmo de segmentação por multi-resolução para dividir o MDE em regiões homogéneas. A segunda abordagem considera o uso do DEM e de um conjunto de parâmetros morfométricos, usando algoritmo de segmentação por multi-resolução para classificar o MDE em regiões homogéneas (Eisank *et al.*, 2014).

4.5.3 Influência da escala na classificação morfométrica

Numerosas perspectivas e questões práticas ligadas à escala têm merecido atenção nas mais variadas áreas de conhecimento, como da representação, da colheita de dados, da análise e da modelação de dados. Segundo Bishop *et al.* (2012) na cartografia geomorfológica, poucos progressos têm sido alcançados no que se refere a uma abordagem holística da escala.

A variação dos valores da elevação de um ponto para outro, ao longo da superfície, tem um impacto enorme sobre os parâmetros morfométricos, mas esse papel é desempenhado também pelos aspectos computacionais e pelos dados (Wilson, 2012). A qualidade da cartografia geomorfológica encontra-se por isso mesmo muito dependente da disponibilidade e da qualidade dos MDEs.

Com a disseminação dos MDEs de alta resolução surgiram duas preocupações adicionais, a demarcação adequada das unidades geomorfológicas em escalas diferentes e o cálculo de parâmetros morfométricos robustos a escalas diferentes (Deng *et al.*, 2007).

A fiabilidade dos MDE geralmente depende da forma como os diversos elementos superficiais são representados em escalas diferentes (Small & Sohn 2015), logo a fiabilidade dos parâmetros morfométricos que podem ser gerados a partir dos MDEs, depende da

escala ou resolução empregue. Segundo Maria *et al.* (2011), a escala é crítica para uma efectiva disponibilização de informação.

Bourennane *et al.* (2014) afirmam que os parâmetros topográficos devem ser gerados numa escala adequada para representar processos particulares que ocorrem nos solos e que, se os efeitos da escala não são tidos em conta, os atributos produzidos não têm qualquer significado.

Alguns autores discutem aspectos ligados ao efeito da escala em geomorfometria, por exemplo Evans (2012) afirma que a média e o desvio-padrão do declive variam rapidamente à medida que a resolução é alterada, e que a curvatura varia ainda mais. Noutro estudo Deng *et al.* (2007) analisam a correlação entre quatro escalas diferentes e os parâmetros morfométricos como o declive, o perfil, a curvatura longitudinal, e o índice topográfico de humidade e verificam que essas variáveis apresentam respostas diferentes conforme a escala. A delimitação dos vales, dos cimos das montanhas e dos vários parâmetros morfométricos, variam drasticamente de acordo com a resolução dos MDEs (Deng *et al.*, 2007; Deng & Wilson, 2008).

4.6 Metodologia

A metodologia para classificação geomorfológica usada nesse estudo segue a que foi proposta inicialmente pelo MoRAP (Missouri Resources Assessment Partnership) (<http://morap.missouri.edu/index.php/landform-modeling/>), posteriormente melhorada pelo USGS Cress *et al.* (2009). Os dados de base usados na abordagem de classificação semiautomática foram do SRTM, com resolução de 30 metros, adquiridos no site <http://earthexplorer.usgs.gov/>.

O modelo de classificação geomorfológica foi desenvolvido usando operações de estatística focal, com janelas móveis seleccionando rectângulos com as vizinhanças de 10x10, 20x20 e 30x30. A escolha do tamanho da janela baseou-se em sugestões da bibliografia (Morgan & Lesh, 2005; Cress *et al.*, 2009; Tinós *et al.*, 2014).

A selecção dos parâmetros morfométricos para geração da classificação geomorfológica foi feita com base no trabalho de Cress *et al.* (2009), sobre a análise das formas de relevo dos EUA, onde seleccionaram as variáveis, declive e amplitude do relevo, para geração da cartografia das formas de relevo.

4.6.1 Cálculo dos parâmetros morfométricos

- Declive

O declive é a taxa de variação da elevação entre dois lugares no terreno, dando ao observador a percentagem de alteração da elevação, ou o ângulo de inclinação entre dois pontos. Segundo Burrough & McDonell (1998) o declive é calculado para cada célula de um raster, considerando a taxa máxima de mudança da elevação entre o píxel e os seus vizinhos, geralmente numa vizinhança de 3x3.

O algoritmo calcula o declive tendo em conta a tangente da superfície, que é calculada dividindo a diferença de altitude na vertical, pela distância horizontal. O declive é normalmente expresso em graus ou em percentagem. As expressões para calcular são as seguintes:

Nesse estudo específico o declive foi calculado em percentagem tendo o processamento de dados, usado janelas móveis. O raster de declive inicial foi reclassificado, usando o valor de 8% como limiar de separação entre as áreas com declive suave e áreas com declive moderado. Assim as áreas com declives superiores a 8% foram eliminadas da análise.

Com recurso a estatística focal, e com a janela de 30x30, foram calculadas a percentagem de área com declive suave (> 50%), ou seja mais de 50% da área apresenta terrenos com declives inferiores a 8%, e a percentagem de área com declive moderado (< 50%), o que significa que menos de 50% da área apresenta declives inferiores a 8%. Como se pode ver na tabela de declives suaves e de declives moderados (tabela 4.3).

Tabela 4.3. Classes de declive.

Classes	Área com declive $\leq 8\%$	Significado
1	0 – 50%	Declive moderado
2	$\geq 50\%$	Declive suave

- Cálculo da amplitude do relevo (*Local relief*)

A amplitude do relevo é calculada através da diferença entre a maior e a menor elevação numa superfície. Em SIG, a amplitude do relevo é calculada através da diferença entre o

valor máximo e o valor mínimo numa vizinhança definida pelo operador (Cress et al., 2009).

A fórmula para o cálculo é a seguinte:

$$LR = \sum_i (Z_{\max} - Z_{\min}) / n \quad (8)$$

Onde:

Zmax = Maior elevação no MDE (valor do pixel mais elevado)

Zmin = Menor elevação no MDE (valor do pixel mais baixo)

n = Número de pixéis

O processamento posterior consistiu na reclassificação dos valores da amplitude do relevo em 6 classes como mostram (Morgan & Lesh, 2005).

Tabela 4.4. Classes de amplitude do relevo.

Classes	Amplitude do relevo (metros)
1	0 - 15
2	16 - 30
3	31 - 90
4	91 - 150
5	151 - 400
6	401 - 9999

4.6.2 Elaboração do mapa de classes de relevo

Neste trabalho utilizou-se uma abordagem automática para gerar classes de relevo, utilizada com sucesso por vários autores (Dikau *et al.*, 1995; Morgan & Lesh, 2005; Cress *et al.*, 2009; Tinós *et al.*, 2014). A sua escolha deveu-se à simplicidade de processamento e à sua repetibilidade, que foi muito importante para testar vários tamanhos de janelas que serão utilizadas na análise da fragmentação da paisagem no próximo capítulo.

Para MacMillan & Shary (2009) uma etapa fundamental nas abordagens de classificação automática consiste na identificação, criação ou obtenção de um conjunto de variáveis digitais adequadas.

Neste caso concreto as variáveis ou parâmetros utilizados foram o declive, e a amplitude do relevo, que foram combinados usando álgebra de mapas para a produção do mapa com as classes, de acordo com as áreas de vizinhança seguintes: 10x10; 30x30; 50x50.

De entre as 3 janelas testadas seleccionou-se a de 30x30, tendo sido descartadas as demais, devido ao facto da janela de 10x10 apresentar grande quantidade de pixéis isolados, e a de 50x50 generalizar demasiadamente as classes de relevo.

A legenda do mapa baseou-se na proposta por Cress *et al.* (2009), que resulta de modificações da legenda proposta pelo MoRAP.

Legenda das classes de relevo

Tabela 4.5. Classes de relevo segundo Cress *et al.* (2009).

Tipo de forma de relevo	Classe de declive	Amplitude de relevo
Planícies	Suave	≤15
Planícies Suaves	Suave	15-30
Planícies irregulares	Suave	30-90
Escarpas	Suave	≥90
Colinas baixas	Moderado	≤30
Colinas	Moderado	30-90
Pedi planos	Moderado	90-150
Montanhas baixas	Moderado	150-400
Montanhas altas/ falhas profundas	Moderado	>400

4.7 Resultados

A classificação realizada permitiu extrair as classes de relevo existentes na região de estudo. Na figura 4.4 estão representados os grupos de relevo, após a reclassificação para os 5 grupos principais, nesta etapa a reclassificação serviu apenas para comparar o relevo nas várias opções de vizinhança.

De um modo geral, as regiões planas mostram-se bastante estáveis em termos de extensão comparativamente às demais, mas as colinas e montanhas apresentam uma estabilidade comparativamente reduzida, já que a sua área e continuidade parece diminuir.

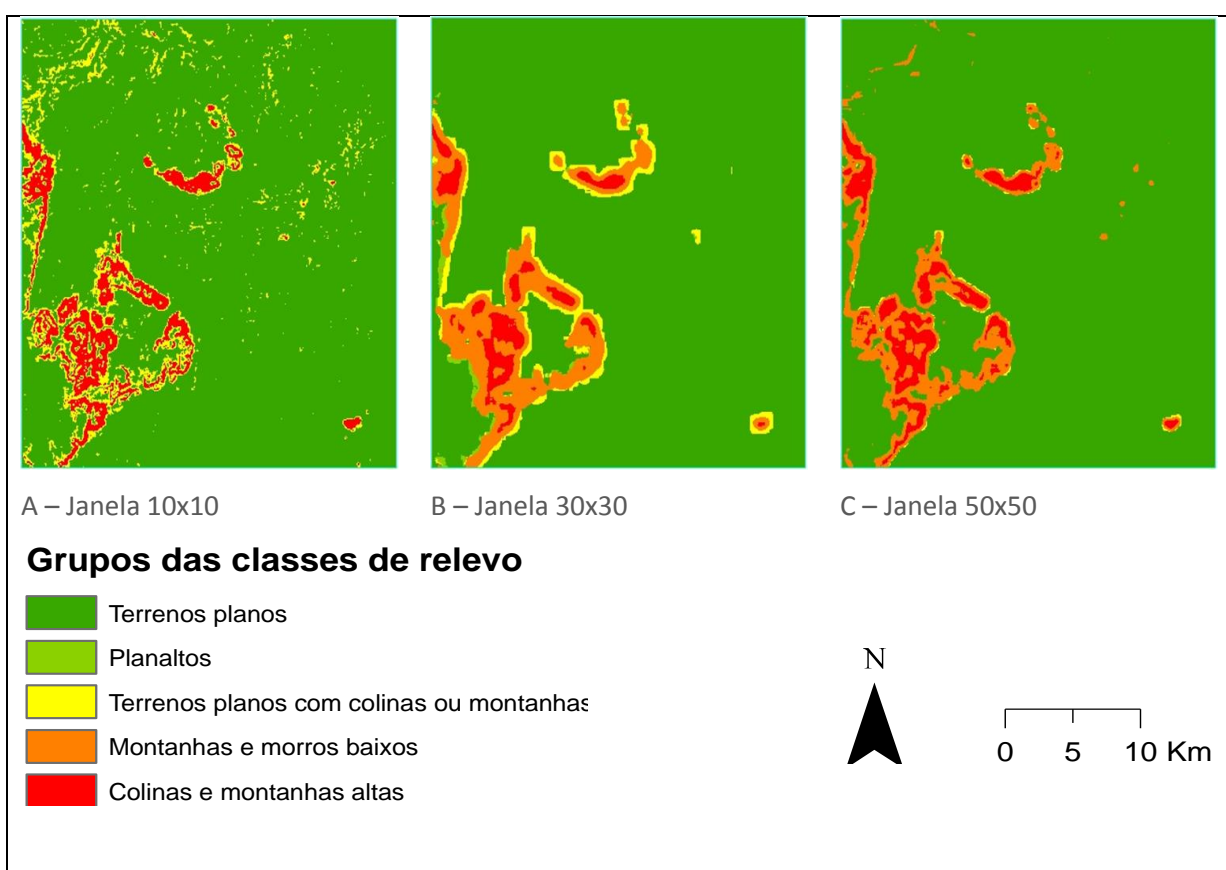


Figura 4.4. Detalhe das formas do relevo da região de estudo nas várias janelas móveis seleccionadas.

A utilização da janela de 30x30 torna possível representar as 9 classes de relevo que foram identificadas por Cress *et al.* (2009), verificando-se grandes contrastes entre as superfícies ocupadas pelas várias classes de relevo existentes.

Os terrenos planos, constituídos pelas planícies, planícies suaves e planícies irregulares ocupam 56,26% da área total, as montanhas altas e montanhas baixas, uma extensão de 12,17% e as colinas ocupam uma extensão de 14,45%. Os terrenos escarpados ocupam 10,52% da área e os pedi planos ocupam uma extensão de 6,61%.

O mapa resultante do processamento, para a geração das classes de relevo existentes na região de estudo foi submetido a operações de pós classificação, pela utilização de filtro.

Tabela 4.6. Classes de relevo na região e sua superfície.

Código	Tipo de forma de relevo	Área (Km ²)	%
1	Planícies	1846	19.36
2	Planícies suaves	1967	20.63
3	Planícies irregulares	1551	16.27
4	Escarpas	1003	10.52
5	Colinas baixas	744	7.8
6	Colinas	634	6.65
7	Pedi planos	630	6.61
8	Montanhas baixas	646	6.78
9	Montanhas altas/ falhas profundas	514	5.39

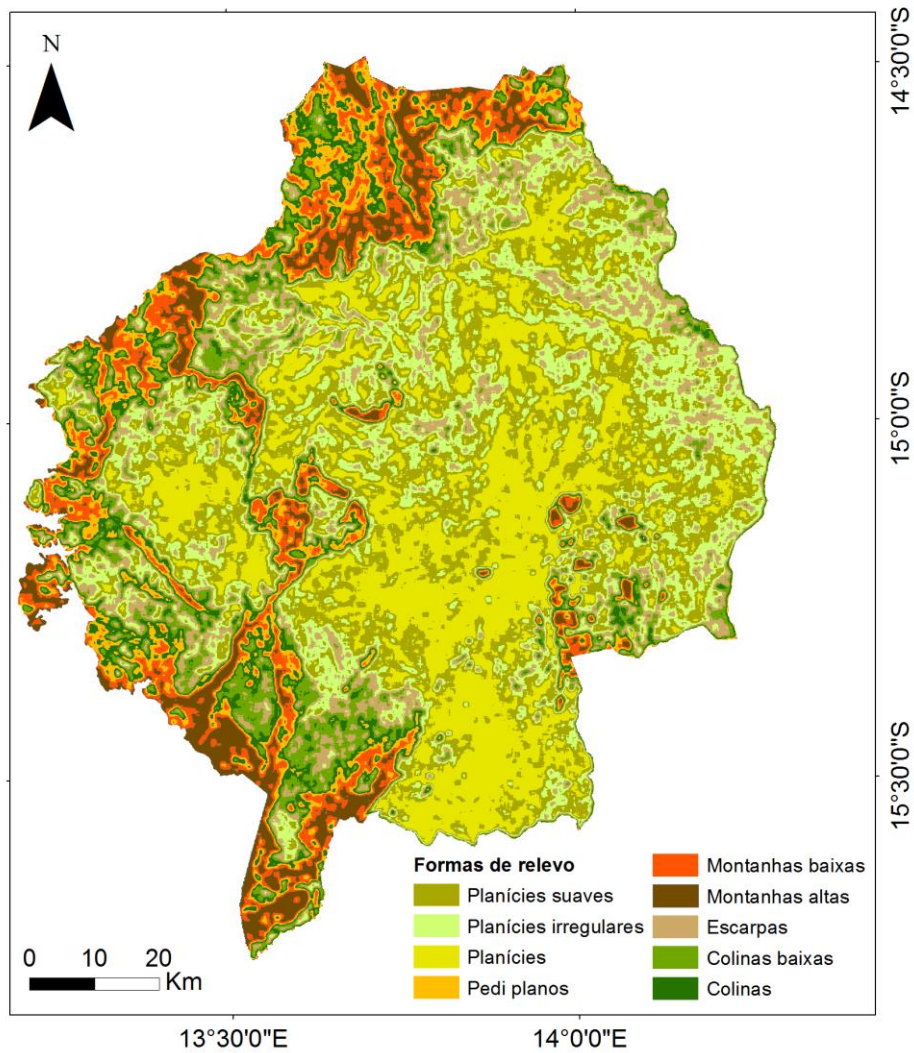


Figura 4.5. Formas de relevo da região de estudo.

Com esse capítulo, pretendeu-se investir no desenvolvimento de um conjunto de variáveis ou factores explicativos da dinâmica dos processos a escala da paisagem. Partindo do facto se as alterações da paisagem estão ligadas a uma multiplicidade de causas, foram geradas variáveis que denominamos ambientais e socioeconómicas e as mesmas foram usadas em testes estatísticos para aferir as suas relações com a dinâmica da paisagem, respondendo assim a questão 4 dessa tese.

CAPITULO V- ECOLOGIA E ANÁLISE DA PAISAGEM

5.1 Enquadramento

A paisagem é um mosaico onde a mistura dos ecossistemas locais ou usos do solo se repete de maneira similar por grandes extensões. Exemplos familiares são as florestas, áreas suburbanas, agrícolas e áridas (Forman, 1995).

Numa determinada paisagem, vários atributos tendem a ser semelhantes, repetindo-se ao longo da área. Estes atributos incluem a geologia e as formas de relevo, tipos de solo, tipos de vegetação, fauna local, regimes naturais de perturbação, usos de solo e padrões de agregação humana. Assim, uma frequência dos vários elementos espaciais caracteriza a paisagem.

Nos últimos anos assistiu-se a um crescimento considerável de estudos com uma enorme variedade de tópicos, desenvolvidos no âmbito da ecologia da paisagem. O interesse destes estudos, tem sido alimentado por diversos factores, nomeadamente, a necessidade de se fazer uma avaliação crítica do impacte das rápidas mudanças no ambiente.

Segundo Botequilha-Leitão *et al.* (2006) a ecologia da paisagem surge na Europa nos anos 50 e partilha a mesma herança com a Biogeografia e a Ecologia. O crescimento da ecologia da paisagem foi marcado por um facto bastante importante para a sua história e desenvolvimento, o *workshop* de Allerton park entre 25-27 de Abril de 1983, onde 25 ecólogos discutiram e definiram a direcção e as abordagens a seguir (Wu, 2013). O *workshop* lançou as bases da moderna ecologia da paisagem, reconheceu na Europa as suas raízes e, foi nessa altura que começa a emergir a visão de paisagem apoiada na heterogeneidade espacial.

Uma das principais distinções entre a ecologia da paisagem e os outros ramos da ecologia reside na ênfase e no foco que dá aos padrões espaciais dos vários ecossistemas e paisagens espacialmente heterogéneas (Wu, 2013). Esta área lida com aspetos relacionados com a compreensão, análise, planeamento, desenho e gestão de sistemas naturais ao nível regional e ao nível da paisagem.

A perspectiva transdisciplinar considera como principais dimensões da paisagem, a espacial e a temporal, e a ligação dos aspectos naturais e sociais como um sistema complexo.

Ao nível global, a ecologia da paisagem tem sido chamada para oferecer aportes científicos necessários para o planeamento e gestão da paisagem e dos recursos naturais. Além disso, fornece novos conceitos, teorias e métodos que revelam a importância dos padrões espaciais na interação dos sistemas espaciais dinâmicos (Turner *et al.*, 2001) e enfatiza a relação entre estes padrões e os processos ecológicos, isto é, as causas e consequências da heterogeneidade espacial ao longo de várias escalas.

A ecologia da paisagem diferencia-se da ecologia e das outras ciências devido a dois factores importantes: 1- o facto de abordar explicitamente a importância da configuração espacial para os processos ecológicos; 2- a resolução espacial utilizada em ecologia da paisagem é muito maior do que a escala adoptada em ecologia.

Segundo Burel & Baudry (2003) foram necessárias novas concepções científicas de modo a ser capaz de responder a problemas relacionados com a protecção ambiental, de tomar medidas para enfrentar os efeitos da fragmentação florestal, o declínio das populações animais e sobre as consequências ecológicas das transformações das áreas agrícolas.

O estudo dos ecossistemas deu lugar ao estudo de sistemas mais complexos, para os quais as abordagens multidisciplinares provaram ser essenciais. Para compreender todos estes aspectos, é necessário que tenhamos em conta, explicitamente a dimensão espacial, reconhecamos a dimensão espacial e temporal da heterogeneidade dos ambientes estudados e que o homem é parte integrante dos sistemas ecológicos (Burel & Baudry, 2003).

Para Johnson & Patil (2006) a gestão e monitorização dos ecossistemas à escala da paisagem, requer a caracterização dos padrões espaciais de coberto do solo. Em termos ideais, é necessária uma base quantitativa para decidir quando é que os padrões da paisagem estão a mudar substancialmente ao longo do espaço e do tempo.

É importante, também, identificar os ecossistemas que estão perto do ponto de transição para uma condição diferente e de possível degradação. Numa floresta nativa, a degradação pode significar a transformação da matriz pelo aumento de espaços artificializados, sobrando apenas pequenos fragmentos-ilhas de floresta, que não suportam habitats florestais suficientes para as espécies (Johnson & Patil, 2006). Na avaliação do risco de

degradação dos ecossistemas, a fragmentação da paisagem pode ser considerada como uma das componentes mais importantes.

5.2 Modelos de padrões da paisagem

Um modelo de paisagem pode ser definido como uma ferramenta conceptual que fornece terminologia e uma representação visual que pode ser usada para comunicar como os organismos são distribuídos pelo espaço (Lindenmayer, 2009). Em termos teóricos os modelos de paisagem podem ser aplicados a diversas escalas, desde a escala dos organismos, até à dos ecossistemas.

O estudo das relações entre o género humano, os padrões da paisagem e os padrões de ocorrência de espécies está bem estabelecido através de três modelos de paisagem usados com muita frequência, o modelo da Ilha Biogeográfica, o modelo mancha-corredor-matriz, e o modelo de gradientes de paisagem (Lindenmayer, 2009). Contudo, este tipo de estudo pode gerar controvérsias nas pesquisas de ecologia aplicada e de biologia da conservação (Haila, 2002).

Existem várias abordagens para descrever a estrutura da paisagem, cada uma utilizando diferentes tipos de dados (Lindenmayer & Fischer, 2006). De uma forma geral podemos afirmar que a ecologia da paisagem descreve a estrutura e as alterações da paisagem usando variantes do paradigma dos mosaicos de paisagem, diferindo muitas vezes apenas na forma como os habitats são percebidos e representados em relação aos outros elementos da paisagem e se a estrutura é vista como estática ou dinâmica (Cushman *et al.*, 2010). Desde o surgimento da ecologia da paisagem, vários modelos foram surgindo, com destaque para o modelo de ilha biogeográfica, o modelo de mosaicos da paisagem e o modelo de gradientes de paisagem.

5.2.1 O modelo da Ilha biogeográfica

A teoria da ilha biogeográfica foi introduzida em 1967 por MacArthur e Wilson. Esta foi desenvolvida para explicar os fenómenos e a relação espécies-área em comunidades insulares, sendo que o número de espécies numa ilha dependia do equilíbrio dinâmico entre a extinção e as imigrações de espécies locais (Lindenmayer & Fischer, 2006).

A influência da teoria da ilha biogeográfica no desenvolvimento da ecologia da paisagem é estabelecida pela analogia que se faz entre as ilhas oceânicas e as manchas de vegetação

natural (Turner *et al.*, 2001). A teoria relaciona a dinâmica da diversidade de espécies com o tamanho e o isolamento da ilha, o que teve grande influência no desenvolvimento teórico e na abordagem teórica da dinâmica de fragmentação dos sistemas ecológicos (Wu, 2009).

Para Cushman *et al.* (2010) a teoria da ilha biogeográfica tem como grande vantagem a sua simplicidade. Quando se analisa um habitat focal, é fácil representar a estrutura da paisagem na forma de manchas de habitats que contrastam com uma matriz fortemente uniforme. O facto de se considerar a matriz como ecologicamente neutra, leva os especialistas em ecologia a focarem a sua atenção nos atributos das manchas como, o tamanho e o isolamento, que têm um forte efeito sobre a persistência das espécies na mancha (Cushman *et al.*, 2010).

Contudo, ao longo dos anos, foram feitas críticas a esta teoria, pelo facto das paisagens reais se caracterizarem por uma grande heterogeneidade, o que levou a considerar os modelos de matriz neutra como muito simplistas na representação de tais paisagens (Neel *et al.*, 2004).

Lindenmayer & Fischer (2006) resumem as principais desvantagens da aplicação do modelo de ilha biogeográfica em duas:

- 1) As áreas com vegetação remanescente entre as manchas, raramente se podem considerar como não sendo habitats;
- 2) O modelo de ilha biogeográfica não tem em conta as importantes interações entre a vegetação remanescente, as paisagens circundantes e as espécies que vivem ao redor das manchas.

5.2.2 O modelo mancha-corredor-matriz

O modelo de mosaicos da paisagem foi introduzido por Forman e Godron (1981) e posteriormente reforçado por Forman e Godron (1986) e caracteriza a heterogeneidade da paisagem com base na estrutura de manchas dispostas no espaço, usando as classes de ocupação do solo no modelo, sendo por isso um modelo categórico.

Forman & Godron (1986) definiram 3 elementos fundamentais da estrutura da paisagem: Manchas, corredores e a matriz, que em conjunto constituem o modelo Mancha-Corredor-Matriz (*Patch-corridor-matrix*) (Forman, 1995). Por outro lado, Turner *et al.* (2001) apresenta os conceitos destes três elementos fundamentais do modelo mosaico da paisagem:

1. Mancha- área da superfície não linear que se diferencia das áreas circundantes pela sua aparência e natureza.
2. Corredor- faixa relativamente estreita de um tipo particular que se diferencia das áreas adjacentes em ambas as margens.
3. Matriz- tipo de coberto do fundo da paisagem, caracterizada pela extensa cobertura e conectividade.

Este modelo considera que estes três elementos são fundamentais para a comparação de paisagens altamente desiguais e no desenvolvimento de princípios básicos sobre a paisagem (Forman, 1995). Turner *et al.* (2001) reforça as ideias de Forman, afirmando que o modelo mancha-corredor-matriz, pode ser usado no planeamento dos usos do solo, pelo facto dos padrões controlarem fortemente os movimentos, fluxos e mudanças, tantos nos sistemas naturais como nos antrópicos.

Segundo McGarigal *et al.* (2009) a força do modelo mancha-corredor-matriz, reside na sua simplicidade conceptual, no facto de ser consistente com o uso de técnicas quantitativas bem desenvolvidas para dados discretos e, por funcionar muito bem em paisagens dominadas por grandes descontinuidades. Ainda assim, há situações onde é mais compreensível analisar a estrutura da paisagem com base noutro tipo de modelos.

5.2.3 Modelo dos gradientes de paisagem

Muitos atributos ecológicos são inerentemente contínuos no que concerne à sua variabilidade espacial, excepto quando fortemente modificados por acção antrópica (Wiens, 1989).

Em determinadas situações, o paradigma dos mosaicos de paisagem revela-se pouco eficaz na representação da heterogeneidade espacial, já que a mesma consiste em gradientes multidimensionais das características ambientais (Cushman *et al.*, 2010). Este facto fez com que ao longo dos anos tenham surgido vários autores a proporem abordagens diferentes da dos mosaicos de paisagem, para situações onde a representação da heterogeneidade era melhor representada em termos contínuos (McGarigal *et al.*, 2009).

O modelo de gradientes de paisagem (*Landscape gradient*) foi introduzido por McGarigal & Cushman em 2005. Este caracteriza-se por ser um modelo conceptual da estrutura da paisagem baseado na análise da heterogeneidade, utilizando dados contínuos ao invés de

dados discretos (McGarigal & Cushman, 2005). Neste modelo a heterogeneidade subjacente é vista como uma superfície tridimensional e pode representar qualquer atributo espacial em análise, sendo o exemplo mais comum, os modelos digitais de elevação (McGarigal *et al.*, 2009). Nestes casos, é possível manter a variabilidade inerente dum variável contínua sem a introdução de erros motivados pelas fronteiras nítidas da categorização, uma vez que a heterogeneidade dum variável ambiental qualquer, é preservada através do espaço e da escala (Mondal, 2011).

Assim, recomenda-se a adopção do modelo de gradientes de paisagem pelos especialistas em ecologia da paisagem, bem como o conjunto de ferramentas actuais para analisar a estrutura da paisagem e a ligação entre os padrões e os processos (McGarigal & Cushman, 2002).

A utilização do modelo de gradientes em ecologia da paisagem, pode ser feito de duas maneiras diferentes: 1) Gradientes dos atributos de padrões categóricos; 2) Gradientes de análise de dados contínuos (McGarigal & Cushman, 2002).

5.2.3.1 Gradientes dos atributos de padrões categóricos

Neste tipo de abordagem, considera-se a estrutura da paisagem como sendo uma estrutura contínua que varia no espaço de acordo com a percepção e influência da distância (Cushman *et al.*, 2010).

A abordagem utiliza o conceito de janelas móveis para calcular as métricas requeridas, onde o tamanho da janela representa a escala na qual um organismo percebe ou responde a uma dada característica. A janela move-se através do espaço, percorrendo uma célula de cada vez, calculando o valor da métrica em análise em cada janela e retornando o valor para a célula central.

O resultado é uma superfície contínua que reflecte a estrutura da paisagem tal como é medida pela métrica (McGarigal & Cushman, 2005). Este tipo de abordagem pode utilizar tanto mapas binários como mapas com várias classes, como são exemplo, os mapas de coberto do solo, usados neste trabalho de investigação.

5.2.3.2 Gradientes de análise de dados contínuos

Quando a utilização de dados categóricos não é adequada devido às particularidades inerentes às variáveis ambientais, são utilizados dados contínuos. A utilização de dados contínuos tem a vantagem de preservar a heterogeneidade subjacente aos dados através do espaço e ao longo de várias escalas, reduzindo a subjectividade imposta pela definição de fronteiras das classes (Cushman *et al.*, 2010).

Os principais atributos dos dados contínuos são a altitude e o declive, sendo importantes para a ecologia da paisagem a combinação entre estes dois atributos. Um benefício importante dos dados contínuos consiste no facto de ser possível utilizar padrões de paisagem contínuos no espaço e no tempo, com variáveis resposta contínuas, tais como, a abundancia de organismos (McGarigal & Cushman, 2002).

Ao longo dos anos, a adopção do paradigma dos gradientes de paisagem permitiu a utilização de um conjunto de técnicas novas para analisar a paisagem, tais como *surface metrology*, *fractal analysis*, *spectral analysis* e *wavelet analysis* (McGarigal *et al.*, 2009; Pittiglio, 2010; Mondal, 2011; Ali *et al.*, 2014).

5.3 Sustentabilidade e ecologia da paisagem

As rápidas alterações na superfície terrestre, representam um grande desafio para a sustentabilidade dos bens e serviços prestados pelos ecossistemas ao homem e aos outros seres vivos. As alterações do uso do solo e dos climas têm modificado a estrutura e composição das paisagens podendo as suas funções ser interrompidas se os mecanismos de mudança se mantiverem constantes por muito tempo (Wiens, 2013). A manutenção dos ecossistemas ao nível da superfície terrestre, está directamente dependente da maneira como o homem lida diariamente com os bens e serviços que dela retira, sendo por isso necessário agir de maneira a desenvolver actividades que permitam uma gestão sustentável.

As questões sobre desenvolvimento sustentável começaram a merecer atenção global nos anos 70, no século XX, devido a preocupações com a acelerada deterioração do ambiente e dos recursos naturais, e à sua influência no desenvolvimento económico e social (UN, 2010). No relatório de Brundtland, é definido o desenvolvimento sustentável, como o meio de procurar satisfazer as necessidades atuais da humanidade, sem comprometer a capacidade das gerações futuras (WCED, 1987).

A palavra sustentabilidade tornou-se o novo foco nas questões sobre conservação, gestão ambiental, agricultura, gestão florestal, planeamento urbano, negócios, questões de desenvolvimento, e em qualquer actividade humana relacionada com o ambiente (Wiens, 2013).

A paisagem ou região, constituída por múltiplos ecossistemas que compõem uma bacia hidrográfica ou uma área geopolítica, representa uma escala de domínio crucial para a pesquisa e aplicação da sustentabilidade (Forman, 2008; Wu, 2013).

Assim, a ciência da sustentabilidade da paisagem estuda como manter e melhorar a relação dinâmica entre os serviços da paisagem e o bem-estar humano, face às mudanças das condições sociais, económicas e ambientais (Wu, 2013). Por outro lado, é um aspecto chave e de investigação prioritária, que irá desempenhar um papel importante na redefinição do debate em torno das relações entre a paisagem, os serviços dos ecossistemas e o bem-estar humano (Musacchio, 2013).

Segundo Wiens (2013), a sustentabilidade da paisagem pode ser averiguada de duas maneiras:

- 1- Avaliar até que grau os padrões e os processos que caracterizam a paisagem vão persistir indefinidamente no tempo;
- 2- Em que medida as características da paisagem afectam a sustentabilidade dos factores importantes para a sobrevivência das pessoas (serviços dos ecossistemas) ou dos organismos (habitats, alimentos, etc.).

O segundo aspecto é fortemente dependente do primeiro, porque as características da paisagem têm implicações particulares na sua sustentabilidade (Wiens, 2013). Assim, a ecologia da paisagem precisa adotar a sustentabilidade como parte essencial do seu corpo teórico e aplicacional (Wu, 2013).

Importantes avanços relacionados com a convergência entre a ecologia da paisagem e a sustentabilidade foram publicados no jornal *Landscape Ecology*, nos anos de 2009 e de 2010, onde se destacam, entre outros, os aspectos teóricos, empíricos, e de desenvolvimento aplicacional que coexistem entre a ecologia da paisagem, a sustentabilidade e a resiliência (Musacchio, 2013), sendo que a convergência nos

aspectos de pesquisa entre ambas reside principalmente no facto das paisagens serem dominadas pelo homem (Wu, 2013).

Na paisagem coexistem dois subsistemas, socioeconómicos e ecológicos, tratados muitas vezes separadamente, mas, com um relacionamento estreito, uma vez que, o homem está profundamente dependente dos ecossistemas para o seu bem-estar e, os ecossistemas têm sido profundamente modificados pelo homem nas últimas décadas (Cumming *et al.*, 2013).

Para Wu (2013) os principais componentes da sustentabilidade da paisagem, são os serviços dos ecossistemas, o bem-estar humano, e os processos ecológicos, que devem estabelecer uma relação dinâmica entre si. Na figura 5.1 estão representados as três principais componentes e as suas relações dinâmicas a nível da paisagem, bem como os agentes catalisadores das mudanças (p.e., as alterações climáticas, as alterações do uso do solo e as mudanças socioeconómicas).

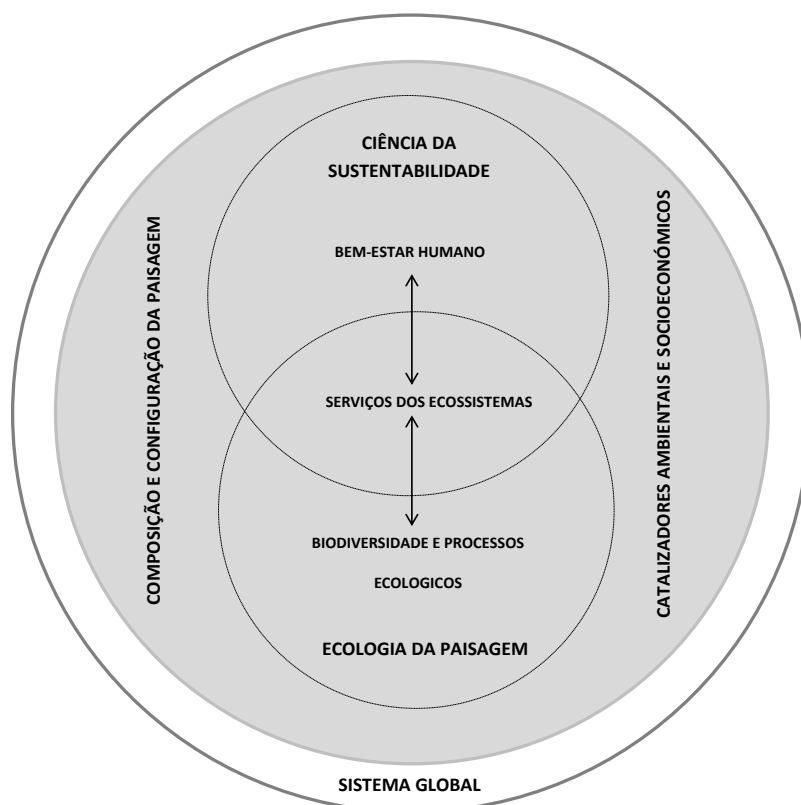


Figura 5.1. Relação entre a ciência da sustentabilidade da paisagem e a ecologia da paisagem. Adaptado de Wu (2013).

O conceito Sustentabilidade é considerado antropocêntrico, focado na satisfação das necessidades humanas actuais e futuras dentro dos limites impostos pelo ambiente (Wu,

2013). Como o ser humano tem necessidades crescentes, que variam de acordo com o *status* socioeconómico, com as tradições culturais e as preferências individuais, é difícil decidir quais as necessidades mais importantes para o seu bem-estar (Wu, 2013).

Para o MEA (2005), as discussões ligadas à sustentabilidade enfatizam o facto do bem-estar humano depender de cinco dimensões:

- 1- Materiais básicos (alimentos, água, abrigo, rendimento adequado e bens domésticos)
- 2- Liberdade de fazer escolhas (poder optar pelo estilo de vida a adoptar)
- 3- Saúde (ter vida longa e saudável)
- 4- Boas relações sociais (poder expressar valores estéticos, culturais e espirituais, desenvolver relações com os demais)
- 5- Segurança (não sofrer ameaças repentinas ao bem-estar).

Os serviços dos ecossistemas podem ser definidos como as condições, processos e componentes do ambiente natural que proporcionam benefícios tangíveis e intangíveis para a manutenção das condições de vida do homem (Daily, 1997).

Segundo o MEA (2005), os serviços dos ecossistemas incluem: 1) Serviços de aprovisionamento (alimentos, água, madeira, combustíveis); 2) Serviços de regulação (clima, cheias, doenças, purificação da água); 3) Serviços culturais (educação, recreação, espirituais, estéticos); 4) Serviços de suporte (formação de solos, ciclo de nutrientes, produção primária).

A biodiversidade está intimamente relacionada aos habitats, definidos como espaços com características específicas para suportar o desenvolvimento dos seres vivos. Como é definida por uma área espacial, a estrutura da paisagem é um elemento essencial para a sua compreensão (Walz, 2011).

A heterogeneidade espacial, como uma expressão da estrutura da paisagem, indica a variabilidade espacial a nível das características dos sistemas, tais como as alterações do coberto do solo que muitas vezes são causadoras de fragmentação e conseqüentemente de perda de biodiversidade.

À escala local é necessário desenvolver modelos e mapas para quantificar onde os serviços dos ecossistemas são produzidos, quantificar as alterações no fornecimento desses serviços

ao longo do tempo e descrever a sua produção em função do uso do solo, do clima e das mudanças ambientais (Fu & Forsius, 2015).

A ecologia da paisagem pode dar uma grande contribuição na avaliação, monitorização e optimização dos serviços dos ecossistemas, uma vez que estes serviços se desenvolvem no espaço geográfico, e são, assim, melhor avaliados, mantidos e restaurados, usando uma abordagem integrada (Iverson *et al.*, 2014). O padrão da paisagem encontra-se directamente relacionado com a biodiversidade e os valores ecológicos da paisagem, o que permite utilizar as ferramentas da ecologia da paisagem para uma avaliação da sua sustentabilidade. Para tal, podem ser seleccionados conjuntos de métricas que servem de base para a avaliação da composição e configuração da estrutura da paisagem (Renetzeder *et al.*, 2010).

5.4 Métricas da paisagem

Os problemas de avaliação e monitorização da paisagem, motivaram desde muito cedo o desenvolvimento de métricas que permitam quantificar o padrão da paisagem. Por um lado, as métricas são muito valiosas para as medições da paisagem, e por outro lado podem gerar confusão quando se pretende seleccionar as variáveis da paisagem mais adequadas para categorizar diferentes paisagens em grupos comuns (Johnson & Patil, 2006).

A influência humana tem alterado profundamente a paisagem com impacto significativo sobre a biodiversidade, pelo que tem sido colocada ênfase no desenvolvimento de métodos que permitam quantificar os seus padrões (Kupfer, 2012), um pré-requisito essencial para estudar as relações padrões-processos (McGarigal *et al.*, 2002).

As métricas da paisagem são um dos métodos mais populares para a quantificação dos padrões e características da paisagem. A sua aplicação tem sido bastante ampla, embora ocorram problemas e retrocessos, motivados pela sua interpretabilidade o que potencialmente pode gerar alguma confusão (Cushman *et al.*, 2008) e pela relevância muitas vezes questionada em aspectos ecológicos, como as funções da paisagem (Kupfer, 2012).

A atractividade das métricas está no facto de fornecerem medidas simples da estrutura da paisagem que podem ser facilmente calculadas com dados e programas informáticos. Nos últimos anos, foram desenvolvidos e utilizados vários programas informáticos para o cálculo de métricas e estudos de ecologia da paisagem de que se destaca o *software* FRAGSTATS

(McGarigal & Marks 1995). Este *software* caracteriza-se pela enorme quantidade de métricas que calcula na caracterização da estrutura da paisagem.

Estas métricas comportam informação valiosa sobre os padrões da paisagem, são quantitativas, e reflectem a composição e a configuração da estrutura da paisagem (Ren *et al.*, 2013). Contudo, a quantificação de paisagens através da caracterização dos seus elementos individuais e da sua ordenação espacial, não pode ser o objectivo principal, mas sim explicar e compreender os processos que nelas ocorrem.

A ecologia da paisagem oferece assim conhecimentos teóricos e evidências empíricas que permitem aos cientistas e planificadores entender e comparar diferentes configurações espaciais dos vários tipos de ocupação do solo (Forman, 1995).

A utilização mais comum da expressão “métricas da paisagem”, refere-se exclusivamente ao conjunto de índices numéricos desenvolvidos para quantificar a estrutura da paisagem através do uso de mapas categóricos (McGarigal, 2014).

À luz do paradigma da mancha-corredor-matriz, as métricas da paisagem são índices que quantificam as características espaciais específicas ao nível da célula, das manchas, das classes ou de toda paisagem.

Ao longo dos anos, foi desenvolvido um grande número de métricas para quantificação da estrutura da paisagem, sendo agrupadas em duas categorias: métricas de composição e métricas de configuração espacial (McGarigal & Marks 1995).

As métricas de composição, são consideradas como não sendo explicitamente espaciais (Botequilha-Leitão *et al.*, 2006), e estão relacionadas com as características relativas à abundância e variedade dos tipos manchas no interior da paisagem, mas sem considerar as características geométricas e o posicionamento ou a localização das mesmas dentro da matriz.

Estas métricas requerem a integração de manchas de todos tipos, e são calculadas, apenas, ao nível da paisagem (McGarigal, 2014). Apesar de existir uma grande variedade de métricas de composição, a dificuldade na interpretação de algumas é elevada, devido ao facto de muitas delas serem baseadas em índices desenvolvidos inicialmente para avaliação da diversidade em ecologia das comunidades. As principais métricas consideradas são:

- Abundância relativa de cada classe, é bastante simples e útil, e dá informação sobre a proporção relativa de cada classe na paisagem.
- Riqueza, fornece informação sobre o número de manchas de diferentes tipos na paisagem.
- Equitabilidade, representa a abundancia relativa dos diferentes tipos de manchas. É geralmente reportada como a função de diversidade máxima para uma dada riqueza.
- Diversidade, representa uma medida composta pela riqueza e pela equitabilidade.

- Métricas de configuração são consideradas como explicitamente espaciais e relacionam-se com as características das manchas como, o arranjo espacial, a posição e a orientação no interior da classe ou da paisagem (McGarigal, 2014). Estes tipos de métricas podem ser calculados ao nível das manchas, das classes e da paisagem. As principais métricas de configuração são:

- Métricas de área e de orla, constituem o grupo mais simples em ecologia da paisagem, sendo o tamanho da mancha, o atributo fundamental. Muitas métricas da paisagem incorporam directamente informação sobre o tamanho das manchas, ou são afectadas por esse tamanho. Além de se calcular o tamanho ou área total da mancha (AREA), é calculado o raio de giração (GYRATE), uma medida da extensão da mancha na paisagem que representa a distância média que um organismo pode percorrer no interior de uma mancha até encontrar a sua orla. Outro atributo espacial importante são as fronteiras entre as manchas. O comprimento das orlas das manchas representa o seu perímetro (PERIM), ou o comprimento total de orlas ao nível da classe ou ao nível da paisagem.
- Métricas de forma, referem-se à geometria das manchas, isto é, se são simples e compactas ou irregulares e complexas. Devido ao elevado número de formas e à complexidade para as capturar, é geralmente calculado o rácio área-perímetro, a dimensão fractal e é padronizada tendo em conta formas simples como a do círculo ou do quadrado. As métricas mais comuns são o rácio área-perímetro (PARA), o índice de dimensão fractal (FRAC), a dimensão fractal do perímetro-área (PAFRAC), o índice de contiguidade (CONTIG), só para citar alguns.
- Métricas de interior, este tipo de métricas correspondem às áreas interiores das manchas, resultantes da remoção de uma zona tampão definida pelo utilizador. A

zona tampão representa a distância a partir da qual o interior da mancha não é afectado pela orla. Este “efeito de orla” é definido pelo utilizador em função da relevância do processo ecológico em análise. As áreas interiores integram a área da mancha, a forma e o efeito de orla numa única métrica.

Existem várias métricas de interior, tais como, a área interior (CORE), a área interior total (TCA), e o índice de áreas interiores (CAI), só para citar algumas.

- Métricas de contraste, referem-se à diferença relativa entre os diferentes tipos de manchas adjacentes, em relação a um ou mais atributos ecológicos, numa dada escala em que sejam relevantes para o processo ecológico ou para o organismo vivo em consideração. O contraste é muito importante para os processos ecológicos, influenciando grandemente a dispersão, migração e conseqüentemente a sobrevivência de espécies (McGarigal, 2014). Este pode ser calculado ao nível da mancha, denominado como contraste de orla (ECON), e mede o grau de contraste entre a mancha e a sua vizinhança. Ao nível da classe e da paisagem são calculadas métricas como, o índice de contraste de orla total (TECI), a média de contraste de orla (ECON_MN), e o contraste ponderado da densidade de orla (CWED).
- Métricas de agregação, referem-se à tendência das manchas estarem ou não agregadas espacialmente, sendo a possibilidade dessas manchas ocorrerem em vastas distribuições agregadas denominada de textura da paisagem. A palavra agregação usa-se aqui em termos genéricos para descrever vários conceitos relacionados com:
 - 1- Dispersão, refere-se à distribuição espacial de um tipo de mancha ou classe sem referência explícita aos demais tipos. Analisa a dispersão ou espalhamento de um tipo de mancha, sendo que quanto maior a dispersão maior é a desagregação da classe ou da paisagem;
 - 2- Interdispersão, refere-se à mistura dos diferentes tipos de manchas ou classes sem referência explícita à dispersão das outras manchas. Analisa apenas a frequência em que cada tipo de mancha é adjacente a um outro;
 - 3- Subdivisão refere-se explicitamente com o grau no qual os tipos de manchas são quebrados ou subdivididos em fragmentos separados. A subdivisão tem um grande efeito sobre os habitats afectando vários processos ecológicos, através da variação do número e da densidade de manchas na paisagem. As métricas de

subdivisão são muito usadas em estudos de análise de fragmentação da paisagem.

- 4- Isolamento, relaciona-se com o grau de separação ou de isolamento das manchas ao longo da paisagem, ou seja, as distâncias entre as manchas.

As métricas de agregação mais utilizadas são o índice de contágio (CONTAG), que combina a dispersão e a interdispersão, o índice de interdispersão e justaposição (IJI), sensível à interdispersão, e os índices de agregação (AI) e de completude (CLUMPY), sensíveis à agregação ou desagregação das manchas ou da paisagem. Estas métricas, e em particular as métricas de subdivisão, costumam ser usadas frequentemente como índices de fragmentação. Considerando os vários índices e métricas existentes, desenvolveu-se, no presente trabalho, uma análise que permite avaliar o estado da fragmentação da paisagem na área de estudo.

5.5 Heterogeneidade, fragmentação e escala da paisagem

Segundo Lindenmayer & Fischer (2006), se tivéssemos que escolher um termo para caracterizar a ciência da ecologia da paisagem, essa palavra seria heterogeneidade. A heterogeneidade pode, assim, ser definida como a perspectiva humana dos gradientes ambientais e das classes de coberto do solo ao nível da paisagem (Fischer & Lindenmayer, 2007).

Wu *et al.* (2013) defendem que para estudar as causas, processos e consequências da heterogeneidade espacial é necessário quantificar os padrões espaciais. Essa quantificação é feita através da observação do padrão espacial, um instrumento essencial na descrição das paisagens.

O conceito de paisagem está estreitamente associado com a formação de um padrão espacial, e de uma estrutura espacialmente heterogénea (Lang & Blaschke, 2007). Segundo Forman (1995) e Lindenmayer & Fischer (2006), a terra é espacialmente heterogénea, o que significa que existe uma distribuição desigual e não aleatória dos objetos.

A heterogeneidade depende de três mecanismos, os geofatores (litologia, geomorfologia e condições atmosféricas), o regime natural de perturbações (ciclos fenológicos, sazonalidade climática, cheias, deslizamentos de terra e vulcões) e a actividade humana. Sempre presente em ambientes heterogéneos está a fragmentação, que se caracteriza pela quebra da

continuidade dos habitats, formando, conseqüentemente, habitats caracterizados por possuir manchas cada vez menores.

Em geral, as paisagens são caracterizadas por elevados padrões de fragmentação com conseqüências a nível ambiental e socioeconómico, de que são exemplo, o aumento das taxas de erosão do solo pela água e vento, e das taxas de sedimentação dos rios, o que as torna menos atractivas para o homem e seres vivos (Botequilha Leitão *et al.*, 2006).

Como este processo é antropogénico, é directamente influenciado pelo desenvolvimento e restauração dos ecossistemas, resultando na eliminação e separação de populações locais (Tian *et al.*, 2011). Este fenómeno está directamente relacionado com a existência de mobilidade inter-regional de pessoas e bens e é um processo contínuo e progressivo se existir a adequada tomada de decisões que permitam a sua minimização (Lang & Blasche, 2007).

No presente estudo, a fragmentação da paisagem constitui o alvo fundamental do trabalho sendo analisadas as principais causas da heterogeneidade espacial e das relações funcionais na sua estrutura. Na realidade, é preciso avaliar se estão a ser identificadas mudanças relevantes na estrutura da paisagem ou apenas os enviesamentos derivados da escala de observação, da extensão e da resolução (Lang & Blasche, 2007).

Segundo Turner *et al.* (2001) grande parte dos ecologistas reconhece a escala como extremamente importante nas ciências físico-naturais e é um tópico importante na ecologia da paisagem pois a percepção da complexidade e dinâmica da paisagem, depende do nível de detalhe do estudo, isto é, da sua escala de análise (Plexida *et al.*, 2014). A escolha da escala depende das condições ambientais que vão caracterizar a heterogeneidade presente na paisagem, dos objetivos do estudo ou das metodologias empregues (Turner *et al.*, 2001).

A detecção remota surge como uma importante fonte de dados em estudos da paisagem, através do aparecimento de diversos sistemas de observação da superfície terrestre com diferentes escalas, tornando possível a análise da paisagem ao nível local, regional ou global. Associados ao conceito de escala e relativamente aos dados de detecção remota, interessa, ainda, referir, a importância do tamanho da célula (resolução espacial), e a extensão da área de análise.

A escala de análise deve ser escolhida considerando os objetivos do estudo, sendo as zonas com maior diversidade as que exigem escalas com maior detalhe. Plexida *et al.* (2014) afirmam que as escalas menores apresentam métricas com fortes problemas de correlação comparativamente às maiores, e as métricas de diversidade têm valores próximos de 1, o que significa que a heterogeneidade da paisagem não é capturada corretamente.

A análise e quantificação da heterogeneidade espacial e da fragmentação é, assim, um dos tópicos mais importantes em estudos sobre a estrutura da paisagem, onde a escala desempenha uma função importante, e a fonte dos dados são os mapas de uso/ocupação do solo, com informação sobre as classes passíveis de quantificação.

Segundo McIntyre & Hobbs (1999) a influência humana sobre a paisagem impõe quatro estados de alteração: 1) Intacta; 2) diversa; 3) fragmentada; 4) residual.

Na figura 5.2 estão representados os estados de modificação das paisagens. Quando são analisados estes estados, grande parte dos estudos em ecologia da paisagem focam-se na fragmentação dos habitats, fragmentação da paisagem e nas alterações por ação antrópica (Haila, 2002; MacLean & Congalton, 2013).

McIntyre & Hobbs (1999) consideram o termo paisagem fragmentada quando existe um forte contraste entre as manchas de vegetação e a matriz envolvente, com a vegetação nativa a cobrir entre 10-60% da área.

A definição desses autores emprega um atributo quantitativo, o que torna possível realizar várias operações de medição com vista à caracterização, análise, modelação e comparação da fragmentação, recorrendo a variados índices ou métricas de fragmentação.

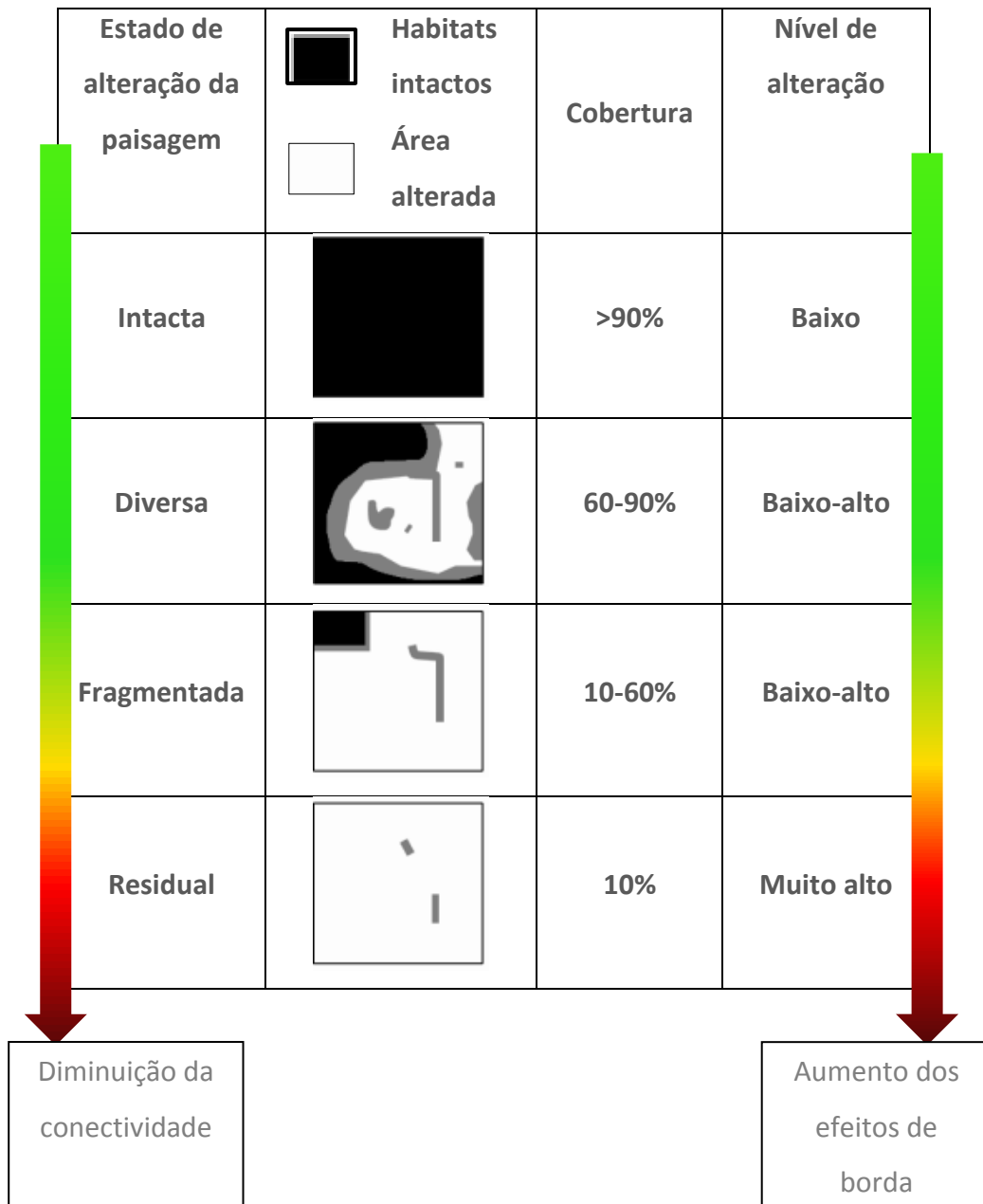


Figura 5.2. Modelo conceptual dos estados de alteração da paisagem. Adaptado de McIntyre & Hobbs (1999).

As métricas de fragmentação da paisagem podem fornecer informação importante sobre a adequação de uma dada espécie ou comunidade ecológica a uma paisagem, empregando por exemplo medidas como o tamanho, o isolamento, os efeitos de borda e a área nuclear total (MacLean & Congalton, 2013).

Segundo Penghui *et al.* (2014), o processo de fragmentação pode ser medido de duas maneiras:

- 1- A medição da fragmentação a nível das classes de coberto, utilizada geralmente no modelo mancha-corredor-matriz, é feita pela adopção de vários índices ou métricas.

Este procedimento recorre a um conjunto de técnicas estatísticas para explicação dos resultados e do significado das métricas. Estas podem ser calculadas através de diversos *softwares*, como por exemplo, o FRAGSTATS, Patch Analyst, e V-LATE.

- 2- A medição da fragmentação a nível do píxel, adotado quando se utiliza o modelo da ilha biogeográfica ou o modelo de gradientes de paisagem, é calculado através de índices baseados na área e nos atributos morfológicos das imagens. Para tal, podem ser usados vários *softwares*, como por exemplo, o Guidos Toolbox, SAGAGIS e o CLEAR.

5.6 Métricas de fragmentação a nível das classes de coberto

Existe um grupo muito grande de métricas usadas na análise da fragmentação da paisagem, ao nível da mancha, da classe ou da paisagem. Jaeger *et al.* (2010) afirmam que existem mais de 20 métricas utilizadas nesse tipo de análises.

Durante o processo de fragmentação, são afetados vários aspectos da composição e configuração da paisagem, incluindo, o tamanho das manchas, o seu número, a quantidade de orlas, a complexidade da forma, as distâncias entre elas, e a adjacência entre as células, o que irá afectar a conectividade da paisagem, sendo por isso necessária a utilização de vários tipos de métricas (Neel *et al.*, 2004).

Para Cushman *et al.* (2008), a utilização de um número elevado de métricas acarreta problemas de redundância de informação, sendo por isso aconselhável a sua selecção ao nível da classe.

As métricas mais usadas em estudos de fragmentação da paisagem devido à sua relevância ecológica são (Walz, 2011; Kupfer, 2012; Su *et al.*, 2014): Área da mancha (CORE); Densidade de manchas (PD); Distância ao vizinho mais próximo (ENN); Tamanho médio da mancha (MPS); Índice da maior mancha (LPI); Interdispersão/Justaposição (IJI); Densidade de orla (ED); Índice de divisão da paisagem (DIVISION); Índice de agregação (AI); Tamanho efectivo da malha (MESH); e Índice de diversidade de Shannon (SHDI).

A grande diversidade de métricas em conjunto com a complexidade dos processos de fragmentação, torna difícil a escolha da métrica ou do conjunto de métricas adequadas para cada situação (Neel *et al.*, 2004).

5.6.1 Limitações das métricas de fragmentação a nível de classes de coberto do solo

A análise da fragmentação é um processo complexo e multidimensional, estando a sua análise quantitativa repleta de inúmeros desafios (McGarigal & Cushman, 2005). Para além deste facto, é desejável que as métricas a considerar sejam ecologicamente relevantes e facilmente interpretáveis (Kupfer, 2012). Em geral, as métricas são baseadas na estrutura da paisagem não considerando os aspetos relacionados com as suas funções.

Um outro fator que pode ser uma limitação das métricas é o seu contexto, por exemplo, Llausàs & Nogué (2012) afirmam que uma métrica usada para avaliar a fragmentação devida à expansão urbana, pode não ser adequada para avaliar a fragmentação de uma floresta devida à construção de uma nova estrada. Por tudo isso, torna-se importante e necessário investir-se em novos tipos de métricas, que sejam simples de computar e que sejam de visualização fácil e simples.

5.7 Criação de novas métricas de fragmentação

A quantificação das dinâmicas da paisagem é um dos aspetos mais relevantes em ecologia da paisagem, por esse fato nas últimas décadas têm sido desenvolvidas muitas abordagens para quantificar essas dinâmicas, e novas métricas têm sido disponibilizadas com o objectivo de fornecer informações úteis sobre a paisagem. Dentro desse grupo de métricas estão as métricas de fragmentação da paisagem.

Embora exista na literatura científica um número trabalhos onde autores seleccionam grupos de métricas para quantificar a fragmentação (Neel *et al.*, 2004; Tian *et al.*, 2011), essa abordagem não é defendida por todos e não parece ser a alternativa mais consensual. Outros autores como (Cushman *et al.*, 2008), alertam para o facto dessa alternativa se constituir muitas vezes como um problema. Em diversos trabalhos, e citando apenas alguns como de (Vogt *et al.*, 2007; Theobald, 2009; Demetriou *et al.*, 2013) observa-se que esses autores direccionam a sua abordagem na construção de métricas simples para avaliação da paisagem, evitando a utilização de grupos de métricas, ultrapassando assim os problemas com redundâncias de informação.

Com objectivo de avaliar a fragmentação (Vogt *et al.*, 2007) desenvolveram o método de processamento morfológico de imagens (*morphological image processing*) para classificação dos padrões espaciais com recurso a dados de coberto do solo binários. Nessa abordagem,

os mapas resultantes do processamento são agrupados em quatro classes que são áreas perfuradas, orla, mancha e núcleo. Nesse método, o operador deve seleccionar de início, a vizinhança focal a considerar na análise, que pode ser de 4 ou 8. Por exemplo para o caso da classe floresta, algoritmo considera como núcleo as áreas florestais relativamente distantes da fronteira floresta - não floresta, considera as manchas como as áreas que são muito reduzidas para se considerar núcleo. As áreas perfuradas são aquelas situadas entre o núcleo e áreas relativamente pequenas e perfuradas e, considera as orlas como as fronteiras interiores das áreas perfuradas, bem como a fronteira exterior dos núcleos florestais.

Theobald (2009) em sua obra propõe uma métrica simples, desenvolvida em ambiente SIG para quantificar a fragmentação, o GISFrag. A métrica determina o grau de fragmentação através do cálculo da distância média entre as manchas mais próximas, mas considerando a configuração das manchas, a métrica utiliza dados de paisagem binários (habitat/não-habitat). Os valores mais baixos (>0) indicam paisagens menos fragmentadas e os valores mais elevados indicam altos índices de fragmentação. O GISFrag é calculado pela seguinte expressão:

$$[\text{GISFrag}] = \text{EucDistance}(\text{con}([\text{study}]=\text{n},1)) \quad (9)$$

Onde EucDistance é a distância euclidiana

study é a area de estudo

n representa o habitat.

Embora as abordagens apresentadas pelos autores sejam simples de implementar em ambiente SIG, por um lado tem o inconveniente consumir muito tempo na preparação de dados caso existam muitas classes de coberto para analisar, já que as mesmas devem ser reclassificadas para gerar os mapas binários e, por outro lado o operador ainda terá de definir parâmetros como a vizinhança focal.

Uma abordagem diferente é apresentada no trabalho de (Demetriou *et al.*, 2013), onde os autores apresentam uma metodologia nova para avaliação da fragmentação nas áreas agrícolas, que resulta no Índice global de fragmentação do inglês (Global Land Fragmentation Index). A metodologia utilizada, liga o método de tomada de decisão por múltiplos atributos e os Sistemas de Informação Geográfica para construir um modelo global

de fragmentação. No processo de construção do índice, o utilizador atribui valores numéricos a um conjunto de fatores que de acordo com o seu conhecimento sobre a região em estudo são geradores de fragmentação. Posteriormente os valores são estandardizados, numa tabela, onde cada fator (LFI) corresponde a uma coluna e no final é calculada a média ponderada de todos factores e determinado o índice de fragmentação, que varia entre 0 e 1. A expressão de cálculo é a seguinte:

$$GFLI = \sum_{i=1}^n LFI_i / n \quad (10)$$

A metodologia empregue na elaboração desse índice é relativamente simples de aplicar, mas ao mesmo tempo impõe alguns desafios, por um lado, o fato de ter sido desenvolvido para calcular a fragmentação nas regiões agrícolas, e por outro pelo facto de ser o operador a decidir que factores utilizar e também que peso ou importância a atribuir aos referidos factores.

Em nossa opinião há necessidade de se desenvolverem métricas onde a experiência do operador e o conhecimento da região não sejam determinantes, que sejam generalizáveis e aplicadas em qualquer contexto e que não necessitassem muitos procedimentos de pré-processamento como a reclassificação, bastando por isso os dados de coberto do solo com as respectivas classes.

Várias ferramentas e operadores de análise espacial avançada, baseados em dados raster, e que utilizam funções de estatística ou de vizinhança focal enquadram-se entre as mais promissoras, pela sua natureza, para o desenvolvimento de métricas de análise da fragmentação da paisagem.

Nesta tese serão desenvolvidas novas métricas para análise de processos de fragmentação da paisagem, em particular, para extrair a densidade de orlas e os padrões de fragmentação da paisagem, com recurso a mapas de coberto do solo gerados através do processamento digital de imagens no capítulo 3.

5.7.1 Metodologia

Considerando um conjunto de limitações identificadas nos resultados da aplicação dos modelos de avaliação de fragmentação da paisagem normalmente utilizados, caracterizados por uma substancial dificuldade na implementação de uma análise zonal que não esteja

sujeita a uma prévia definição de uma matriz de zonas vectoriais rectangulares, bem como na diferenciação clara de níveis de ruptura de continuidade e/ou fragmentação, foi estabelecida uma metodologia exploratória visando a construção de ferramentas analíticas que permitissem suprir algumas dessas limitações.

A representação matricial de informação, permite no contexto das ferramentas de análise espacial disponíveis uma fácil implementação de índices de variação locais, focais e zonais susceptíveis de, em contextos de modelação específicos, permitirem a emulação de análises de fragmentação de uma forma rápida e eficaz, com ganhos substanciais de capacidade explicativa num contexto de avaliação de fragmentação da paisagem.

Foram estabelecidas três novas métricas de fragmentação¹, implementadas através de processos de modelação geográfica:

- Métrica de densidade de orlas (*Border density metric- BDM*);

Esta métrica efectua uma avaliação estandardizada da densidade de fronteiras ou orlas, tomando por base quaisquer classificações do espaço, permitindo uma avaliação da densidade de transições. Através da definição de 3 limiares de vizinhança focal circular, são mimetizados ou simulados 3 cenários ou escalas de avaliação pericial contextual multiescala.

- Métrica de fragmentação focal simples (*Focal simple fragmentation metric- FSFM*);

Esta métrica gera uma avaliação estandardizada da intensidade de transições ou rupturas tomando por base classificações numéricas hierarquizadas, directamente retiradas de uma legenda de classes de coberto do solo. A avaliação da densidade de transições e/ou rupturas de transição de cobertura do solo, considera diferenciadamente as rupturas existentes através do cálculo de densidades condicionadas pela vizinhança focal definida por 3 limiares circulares.

A métrica FSFM avalia a intensidade de ruptura ou fragmentação através da valoração da intensidade da “distância” ou diferença nos valores ou classes em análise.

¹ Todo o processo de concepção e implementação das novas métricas de fragmentação descritas foi elaborado conjuntamente com o orientador desta dissertação – Prof. Nuno de Sousa Neves, estando em elaboração dois artigos para publicação dos métodos e resultados. – O *software* criado foi objecto de registo na IGAC Inspeção Geral das Actividades Culturais.

- **Métrica pericial de fragmentação multidimensional (*Multidimensional pericial fragmentation metric- MPFM*).**

Esta métrica efectua uma avaliação estandardizada da intensidade de transições ou rupturas a partir de uma normalização de classificações periciais multidimensionais. A multidimensionalidade decorre das dimensões ou perspectivas de avaliação/caracterização estabelecendo uma classificação pericial com “scores” atribuídos a cada classe nas dimensões ou perspectivas de avaliação consideradas.

O cálculo das intensidades de transição e/ou ruptura é efectuado através da medida de distâncias euclidianas entre as localizações de cada classe num espaço bidimensional, resultante de uma matriz de distâncias elaborada a partir do escalonamento multidimensional (MDS).

O MDS permite gerar conjuntos de pares de coordenadas a partir de dados de distâncias de similaridade/dissimilaridade, podendo criar representações espaciais de processos e fenómenos multidimensionais complexos. O MDS permite, assim, gerar mapas com recurso a distâncias, onde estas representam semelhanças ou diferenças entre os vários elementos do mapa (Torgerson, 1958).

Foram usados valores de vários índices de sustentabilidade e biodiversidade: o índice de hemerobia, o índice de biodiversidade, o índice de pegada ecológica e o índice de distância à natureza, como se observa na tabela 5.1.

O índice de hemerobia, foi originalmente desenvolvido para medir os impactes humanos sobre a flora e vegetação. Este índice pode ser entendido como uma medida de avaliação integrada, do impacte de toda intervenção humana sobre os ecossistemas (Walz & Stein, 2014). O princípio consiste em analisar as formas de uso do solo actuais em relação com o impacto humano, medindo a distância entre a vegetação actual e a vegetação em situação de completa ausência de intervenção humana. O índice possui uma escala de sete pontos que classifica os usos do solo de acordo com o grau de hemerobia da seguinte forma:

- 1- Ahemerobico- áreas quase sem influencia humana (Rocha exposta);
- 2- Oligohemerobico- áreas com pouco impacto humano (Florestas naturais);

- 3- Mesohemerobico- áreas com impacto humano moderado (Florestas mistas, savanas, herbáceas e ardidos);
- 4- β -euhemerobico- Áreas com impacto humano de moderado a forte (Áreas agrícolas e corpos de água);
- 5- α -euhemerobico- Áreas com impacto humano forte (sistemas de cultivo complexos);
- 6- Poli-hemerobico- Áreas com impacto humano muito forte (áreas mineiras, áreas em construção);
- 7- Metahemerobico- Áreas com impacto humano excessivamente forte, com biocenose destruída (áreas urbanas consolidadas, aeroportos, portos, estradas);

O índice de biodiversidade permite avaliar o estado da biodiversidade em função das classes de uso do solo (Nachtergaele *et al.*, 2011). O índice considera que as regiões mais húmidas e com presença florestal tem maior riqueza em termos de diversidade, comparativamente às regiões áridas e às áreas agrícolas. O índice possui uma escala com dez pontos onde os valores mais elevados correspondem a zonas florestais e aquáticas, com se vê a seguir:

- 1- Urbano, solo nu, areas agrícolas e pastagens intensivas;
- 2- Áreas agrícolas com pastagens moderadas e antigas pastagens;
- 3- Herbáceas e matos com pastagens moderadas, agricultura de sequeiro, agricultura irrigada, áreas de vegetação esparsa sobre protecção;
- 4- Pastagens extensivas, grandes áreas irrigadas, zonas húmidas com agricultura, vegetação esparsa sem qualquer utilização;
- 5- Mosaico de floresta e pastagens, savanas, herbáceas com usos moderados;
- 6- Florestas modificadas, matos não modificados;
- 7- Pastagens extensivas;
- 8- Zonas húmidas protegidas, mangais, pastagens protegidas;
- 9- Florestas protegidas, pastagens sem utilização, rios e zonas húmidas protegidas;
- 10- Florestas intactas, corpos de agua sem utilização e/ou protegidos.

O índice de pegada ecológica é uma medida que serve para estimar o impacte do nosso estilo de vida sobre o planeta, avaliando em que medida esse estilo de vida não compromete a capacidade de renovação dos recursos do planeta, bem como de absorver os resíduos gerados pelas actividades humanas. Esse índice é uma ferramenta importante para avaliar os limites da biosfera e, em que medida a humanidade está a excedê-los (Ewing *et al.*, 2010). A

medida considera 6 tipos de áreas bioprodutivas que se traduzem em classes de usos do solo, que correspondem, cada uma a um valor específico:

- 1- Agricultura- 2.76;
- 2- Pastagens- 0.60;
- 3- Florestas- 1.43;
- 4- Corpos de água (lagos, lagoas) - 0.48;
- 5- Territórios artificializados- 2.76;
- 6- Agua- 1;
- 7- Outras classes de coberto- 0.53.

O índice de distância à natureza é um índice que mede o grau de alteração dos habitats causado por acção antrópica. O índice mede e descreve a influência da acção humana sobre os habitats e ecossistemas, através dos tipos de uso do solo (Rüdisser *et al.*, 2012). O índice apresenta uma escala de sete graus de naturalidade que podem ser subdivididos para descrever estados intermediários, dependendo do uso do solo.

- 1- Natural (Sistemas naturais com nenhuma ou com influencia antrópica mínima);
- 2- Próximo-natural (Sistemas naturais com influencia antrópica mínima, mas com algumas alterações);
- 3- Semi-natural (Os ecossistemas naturais foram transformados por acção humana);
- 4- Alterado (Para além das alterações dos ecossistemas, as características dos solos também foram alteradas);
- 5- Cultural (Impactos intensos e regulares causaram alterações nos solos e a cobertura vegetal foi reduzida a 25% da área);
- 6- Artificial com elementos naturais (Sistemas artificiais com elementos naturais, mudanças profundas no terreno, superfícies impermeabilizadas em até 30%, elementos naturais apenas na forma de biótopos secundários);
- 7- Artificial (Áreas artificializadas com mais de 30% das superfícies impermeabilizadas).

Posteriormente foi realizada uma análise de *clusters* para agrupar as classes de coberto do solo de acordo com os índices seleccionados (figura 5.2). A análise mostra uma grande

relação entre o sistema de classificação de coberto do solo LCCS e os indicadores de sustentabilidade e de biodiversidade. A análise aqui realizada permitiu separar no início dois grandes grupos de classes, baseados principalmente na quantidade de vegetação, que foi subsequentemente dividida de forma hierárquica, lógica e funcional.

- Métrica de densidade de orlas (*Border density metric*)

a) Objectivos gerais da métrica “*Border density metric*”

- A métrica “*border density metric*” visa criar uma avaliação estandardizada da densidade de fronteiras ou orlas num cenário contínuo de paisagem, tomando por base quaisquer classificações de características poligonares, no presente caso com classes de coberto do solo.

O modelo criado permite uma avaliação da densidade de transições e/ou alterações de cobertura do solo, considerando igualmente quaisquer orlas ou fronteiras.

Sendo a avaliação de densidade condicionada pela vizinhança focal definida, o modelo implementado permite a definição de 3 limiares de vizinhança focal circular, tentando mimetizar um processo de classificação pericial contextual multiescala.

b) Princípios de modelação

Todo o processamento do algoritmo da métrica “*border density metric*” é efectuado sobre uma base matricial, integrando uma componente fundamental de medidas de avaliação focal do tipo “*fast roving window*”.

Primeiramente é efectuada uma análise de vizinhança mínima rectangular 3x3 células visando a identificação de todas as situações de variação de valores (value=código) maiores do que 1 (contínuo) através da função range.

Sobre a base matricial de variações é aplicada uma função de classificação binária que gera uma base matricial de células “orla” sobre a qual é aplicada uma função de média focal circular em 3 limiares distintos definidos pelo utilizador.

A integração das três vizinhanças circulares é efectuada através da aplicação de uma função de estandardização zonal, utilizando como máscara global a delimitação da área de estudo.

c) Estrutura geral do modelo

A imagem da figura 5.3 e o anexo 1 ilustram a estrutura geral do modelo implementado, sendo possível a identificação de 3 fases ou agrupamentos de funções:

- 1 - Entrada de dados e cálculo do modelo de orlas;
- 2 – Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais;
- 3 – Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de estandardização.

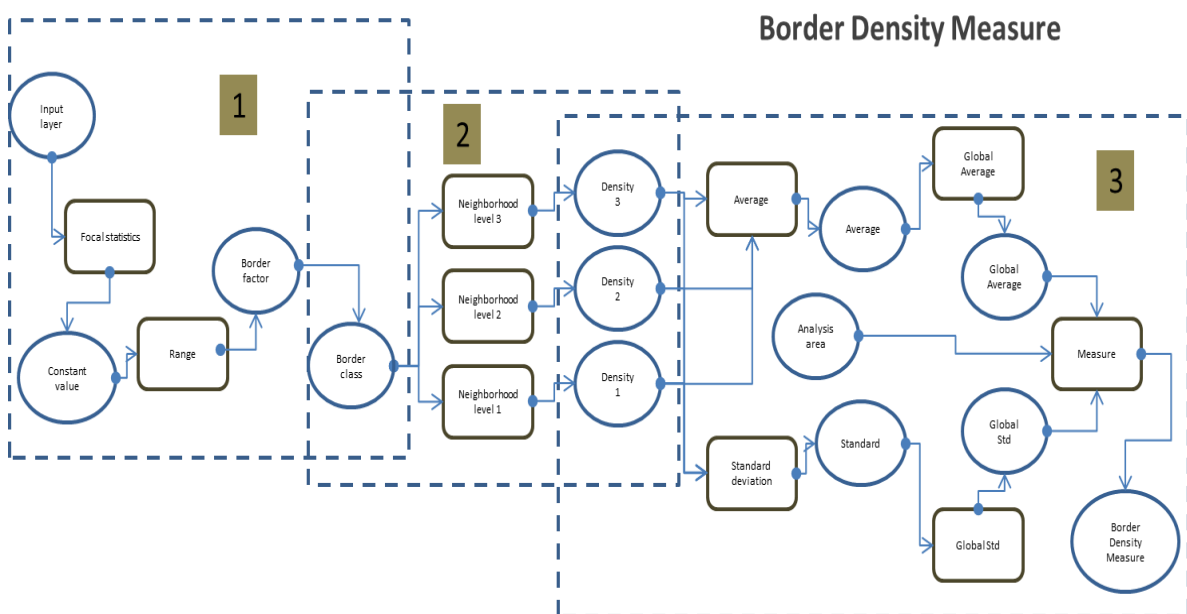


Figura 5.3. Estrutura geral do modelo de avaliação de densidade de orlas.

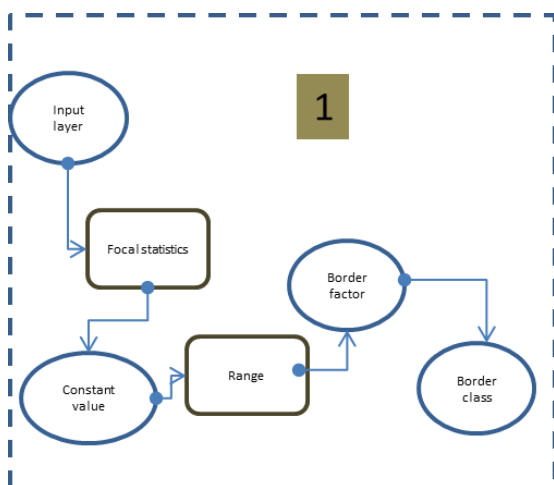


Figura 5.4. Entrada de dados e cálculo do modelo de orlas.

1 - Entrada de dados e cálculo do modelo de orlas (figura 5.4).

Os dados de *input* deverão ser em formato matricial “*Integer*” descrevendo as “zonas” objecto de avaliação.

É efectuada uma operação de range em vizinhança focal rectangular 3x3, medindo todas as transições, que são de seguida normalizadas para um formato binário (0,1).

A classificação binária (“*greater than*” <1>) de transições constitui o conjunto de dados espaciais de entrada para as operações subsequentes.

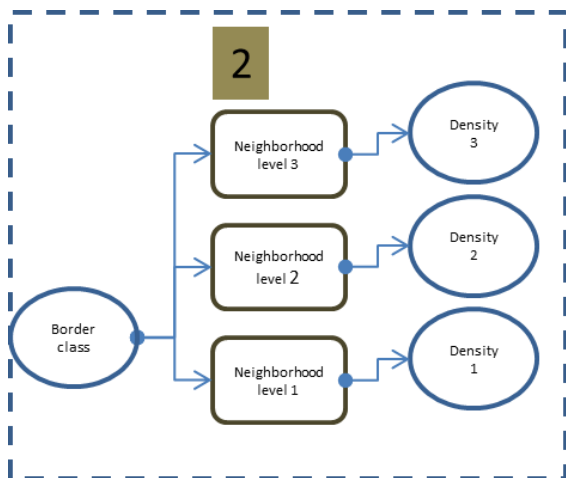


Figura 5.5. Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais.

2 – Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais (figura 5.5);

Na fase 2 são implementadas 3 vizinhanças focais circulares para 3 limiares ou raios (ex: 500, 1000, 2000). Os limiares constituem uma aproximação pericial rígida, definida pelo utilizador.

O cálculo da densidade resulta da utilização de uma função de média sobre uma base matricial binária (0,1).

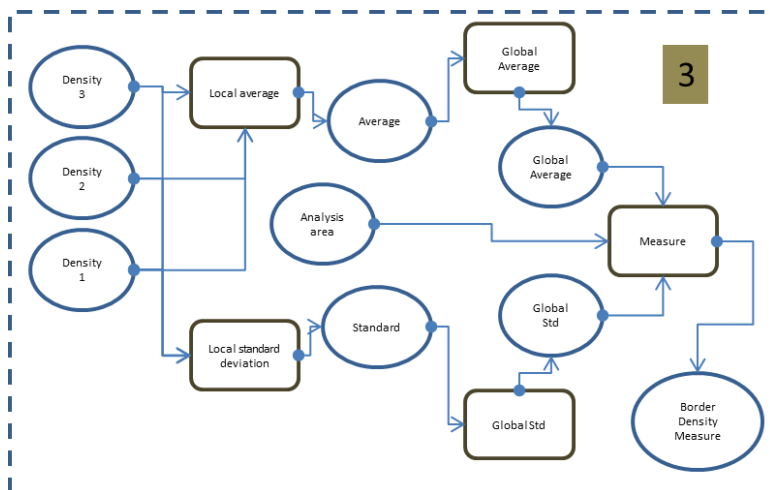


Figura 5.6. Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de estandardização.

3 – Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de estandardização (figura 5.6).

A criação da métrica final assenta na integração de um conjunto de operações locais, focais zonais numa operação de álgebra de mapas.

A medida final de densidade de orlas (BDM) resulta da aplicação da expressão:

$$BDM = \frac{Lab - Zab}{Zstdb} \quad (11)$$

Sendo:

Lab – Média local (*Local average*) das 3 medidas parciais de densidade, de acordo com os limiares circulares definidos;

Zab – Média zonal (*Zonal average*) das médias locais de densidade utilizando como zona-máscara a delimitação da área de estudo;

Zstdb – Desvio padrão zonal (*Zonal standard deviation*) dos desvios padrão locais de densidade, utilizando como zona-máscara a delimitação da área de estudo.

Medida de fragmentação focal simples (*Focal simple fragmentation metric*)

a) Objectivos gerais da métrica “*Focal simple fragmentation metric*”

- A métrica “*focal simple fragmentation metric*” (FSFM) visa criar uma avaliação estandardizada da intensidade de transições ou rupturas num cenário contínuo de paisagem, tomando por base classificações numéricas adaptadas de uma legenda de classes de coberto do solo.

O modelo criado permite uma avaliação da densidade de transições e/ou rupturas de transição de cobertura do solo, considerando de forma diferenciada (quantitativamente expressa) uma avaliação qualitativa inerente à elaboração pericial das classificações.

Dada a natureza pericial das classificações das características espaciais (neste caso classes de coberto do solo), esta medida assenta no pressuposto de que a organização de uma legenda obedece a princípios de ordenação que implicitamente aproximam classes similares e distanciam classes muito diferenciadas.

Similarmente à medida de avaliação de densidade de orlas, esta métrica assenta na avaliação de densidades condicionadas pela vizinhança focal definida por 3 limiares circulares.

A métrica FSFM permite a geração de valores de densidade da intensidade de ruptura ou fragmentação, distinguindo a simples mudança de classificação (*density border metric*)

através de uma valoração da intensidade baseada na “distância” ou diferença de valores de cada classe em análise.

b) Princípios de modelação

Todo o processamento do algoritmo da métrica FSFM é efectuado sobre uma base matricial, integrando uma componente fundamental de medidas de avaliação focal do tipo “*fast roving window*”.

Primeiramente é efectuada uma análise de vizinhança mínima rectangular 3x3 células visando a avaliação da intensidade de variação de valor (value=código) através da função range.

Sobre a base matricial de intensidade é aplicada uma função de média focal circular em 3 limiares distintos definidos pelo utilizador.

A integração das três vizinhanças circulares é efectuada através da aplicação de uma função de standardização zonal, utilizando como máscara global a delimitação da área de estudo.

c) Estrutura geral do modelo

A imagem da figura 5.7 e anexo 1 ilustram a estrutura geral do modelo implementado, sendo possível a identificação de 3 fases ou agrupamentos de funções:

- 1 - Entrada de dados e cálculo de intensidade de transições;
- 2 – Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais;
- 3 – Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de standardização.

Focal Simple Fragmentation Measure

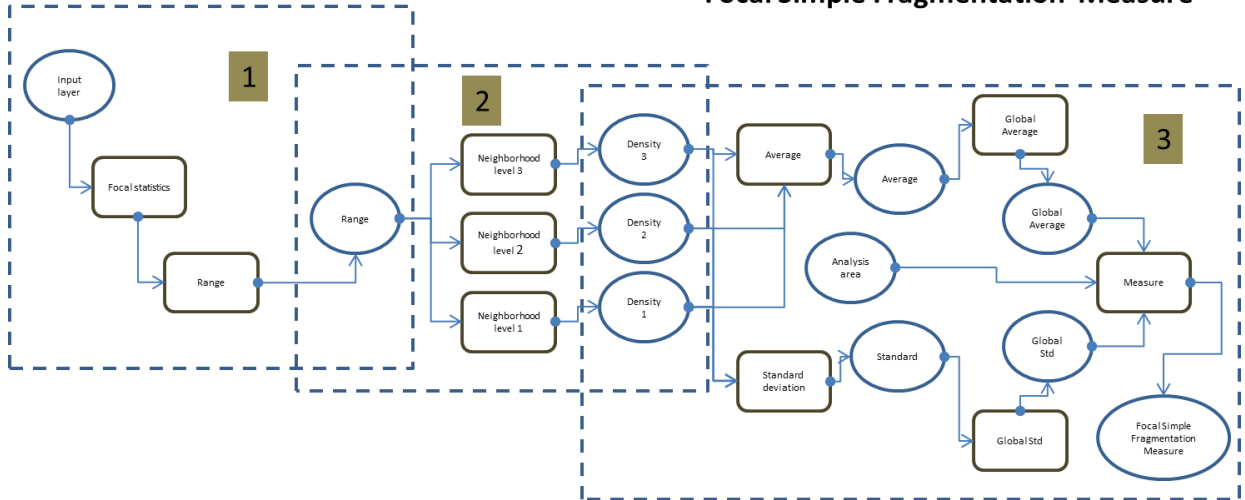


Figura 5.7. Estrutura geral do modelo de fragmentação focal simples.

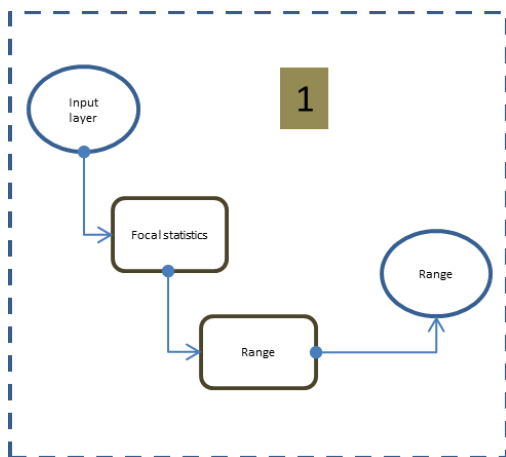


Figura 5.8. Entrada de dados e cálculo do modelo de orlas de orlas.

1 - Entrada de dados e cálculo de intensidade de transições (figura 5.8).

Os dados de *input* deverão ser em formato matricial “Integer” descrevendo as “zonas” objecto de avaliação.

É efectuada uma operação de range em vizinhança focal rectangular 3x3, medindo a intensidade de transições e/ou rupturas.

A intensidade de transições constitui o conjunto de dados espaciais de entrada para as operações subsequentes.

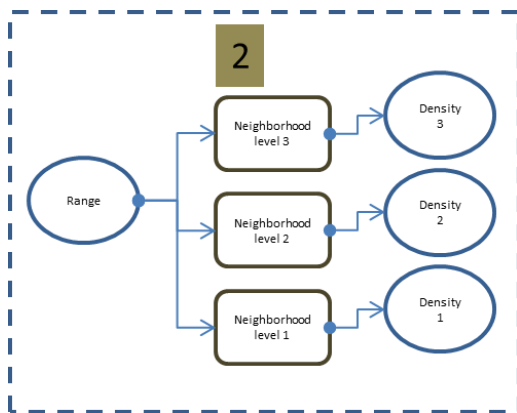


Figura 5.9. Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais.

2 – Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais (figura 5.9);

Na fase 2 são implementadas 3 vizinhanças focais circulares para 3 limiares ou raios (ex: 500, 1000, 2000).

Os limiares constituem uma aproximação pericial rígida, definida pelo utilizador.

O cálculo da densidade da intensidade de transições resulta da utilização de uma função de média sobre a base matricial de intensidade de transições.

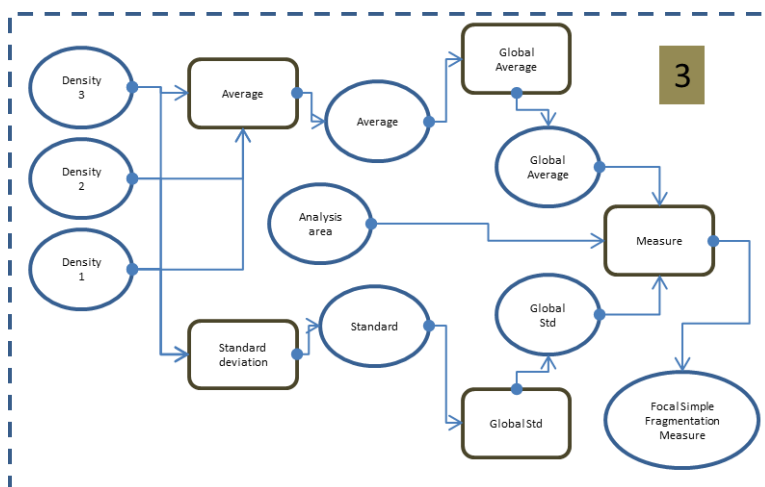


Figura 5.10. Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de estandardização.

3 – Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de estandardização (figura 5.10).

A criação da métrica final assenta na integração de um conjunto de operações locais, focais zonais numa operação de álgebra de mapas.

A medida de fragmentação focal simples resulta da aplicação da expressão:

$$FSFM = \frac{Laf - Zaf}{Zstdf} \quad (12)$$

Sendo:

Laf – Média local (*Local average*) das 3 medidas parciais de densidade de intensidade de transições, de acordo com os limiares circulares definidos;

Zaf – Média zonal (*Zonal average*) das médias locais de densidade utilizando como zona-máscara a delimitação da área de estudo;

Zstdf – Desvio padrão zonal (*Zonal standard deviation*) dos desvios padrões locais de densidade, utilizando como zona-máscara a delimitação da área de estudo.

Medida pericial de fragmentação multidimensional (*multidimensional pericial fragmentation metric*)

a) Objectivos gerais da métrica “*multidimensional pericial fragmentation metric*”

- A métrica “*multidimensional pericial fragmentation metric*” (MPFM) visa criar uma avaliação estandardizada da intensidade de transições ou rupturas num cenário contínuo de paisagem, tomando por base uma normalização de classificações periciais multidimensionais.

A multidimensionalidade das classificações periciais decorre das dimensões de avaliação/caracterização a que as classificações categóricas das características espaciais podem ser sujeitas na tentativa de estabelecimento de uma classificação que permita uma adequada avaliação das diferenças e/ou semelhanças entre as diferentes classes.

O modelo criado permite uma avaliação da densidade de transições e/ou rupturas de transição de cobertura do solo, considerando de forma diferenciada (quantitativamente expressa) uma avaliação qualitativa multidimensional normalizada.

b) Princípios de modelação

A partir da elaboração de uma matriz de distâncias $m \times n$ (m e n são as classes consideradas) elaborada a partir dos “scores” atribuídos a cada classe segundo as dimensões de avaliação, constantes na tabela 5.1, é efectuada uma representação bidimensional, utilizando o algoritmo de escalonamento multidimensional.

Tabela 5.1. Valores dos indicadores de sustentabilidade e de biodiversidade para cada classe de coberto do solo.

Classes de coberto do solo	Código de ordenação da classe	Índice de hemerobia	Índice de biodiversidade	Índice de pegada ecológica	Índice de distância à natureza
AG	1	4	10	1	1
ZH	2	4	8	0.48	2
MD	3	2	10	1.43	1
MA	4	3	9	1.43	2
SA	5	3	6	0.6	2
HB	6	3	3	0.6	3
AGR	7	5	1	2.76	5
RO	8	1	1	0.53	3
ARD	9	3	1	0.53	6
ART	10	7	1	2.76	7

O escalonamento espacial bidimensional da matriz de distâncias gerada a partir dos “scores” da tabela 5.1 permite uma representação das proximidades / afastamentos entre as classes consideradas, num espaço de classificação normalizado de coordenadas x e y, patente na (figura 5.11).

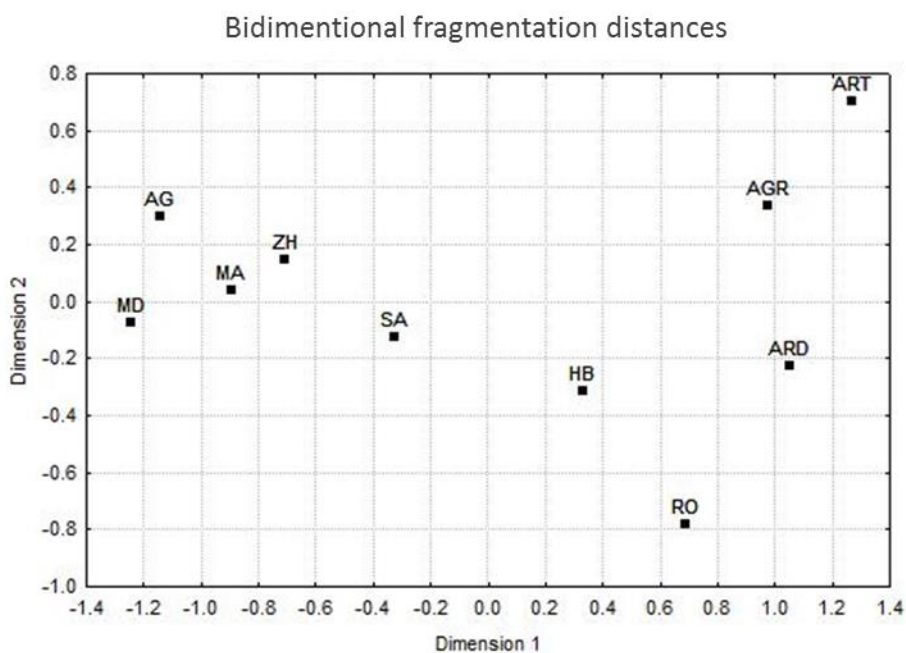


Figura 5.11. Representação bidimensional com as coordenadas das classes de coberto do solo resultantes da análise estatística MDS.

Similarmente à medida MPFM, de avaliação de densidade da intensidade de ruptura ou fragmentação, esta métrica assenta na valoração “distância” ou diferença de valores de cada classe em análise condicionadas pela vizinhança focal definida de 3 limiares circulares. No entanto a distância (ruptura, diferença, fragmentação) é agora medida como uma distância euclidiana entre os pontos de representação de classes no espaço bidimensional acima descrito.

Considerando que se trata de um espaço bidimensional num referencial cartesiano a distância euclidiana resulta (pelo teorema de Pitágoras) no cálculo da raiz quadrada da soma dos quadrados das diferenças focais (função range) das coordenadas x e y de cada classe de ocupação de solo.

Tabela 5.2. Pares de coordenadas das classes de coberto do solo resultantes da análise estatística MDS.

CLASSES DE COBERTO	COORDENADA _X	COORDENADA _Y
AG	-1.14280	0.300088
ZH	-0.70510	0.146383
MD	-1.24321	-0.076058
MA	-0.89320	0.037038
SA	-0.32632	-0.126676
HB	0.32997	-0.316659
AGR	0.97571	0.338918
RO	0.68609	-0.779100
ARD	1.05237	-0.227686
ART	1.26648	0.703751

Esta medida expressa, de uma forma quantificada, o conjunto de características de cada classe patentes no “score”, atribuído em cada uma das dimensões de avaliação periciais.

d) Estrutura geral do modelo

A imagem da figura 5.12 e o anexo 1 ilustram a estrutura geral do modelo implementado, sendo possível a identificação de 3 fases ou agrupamentos de funções:

1 - Entrada de dados, cálculo das dimensões e cálculo de intensidade de transições;

2 – Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais;

3 – Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de estandardização.

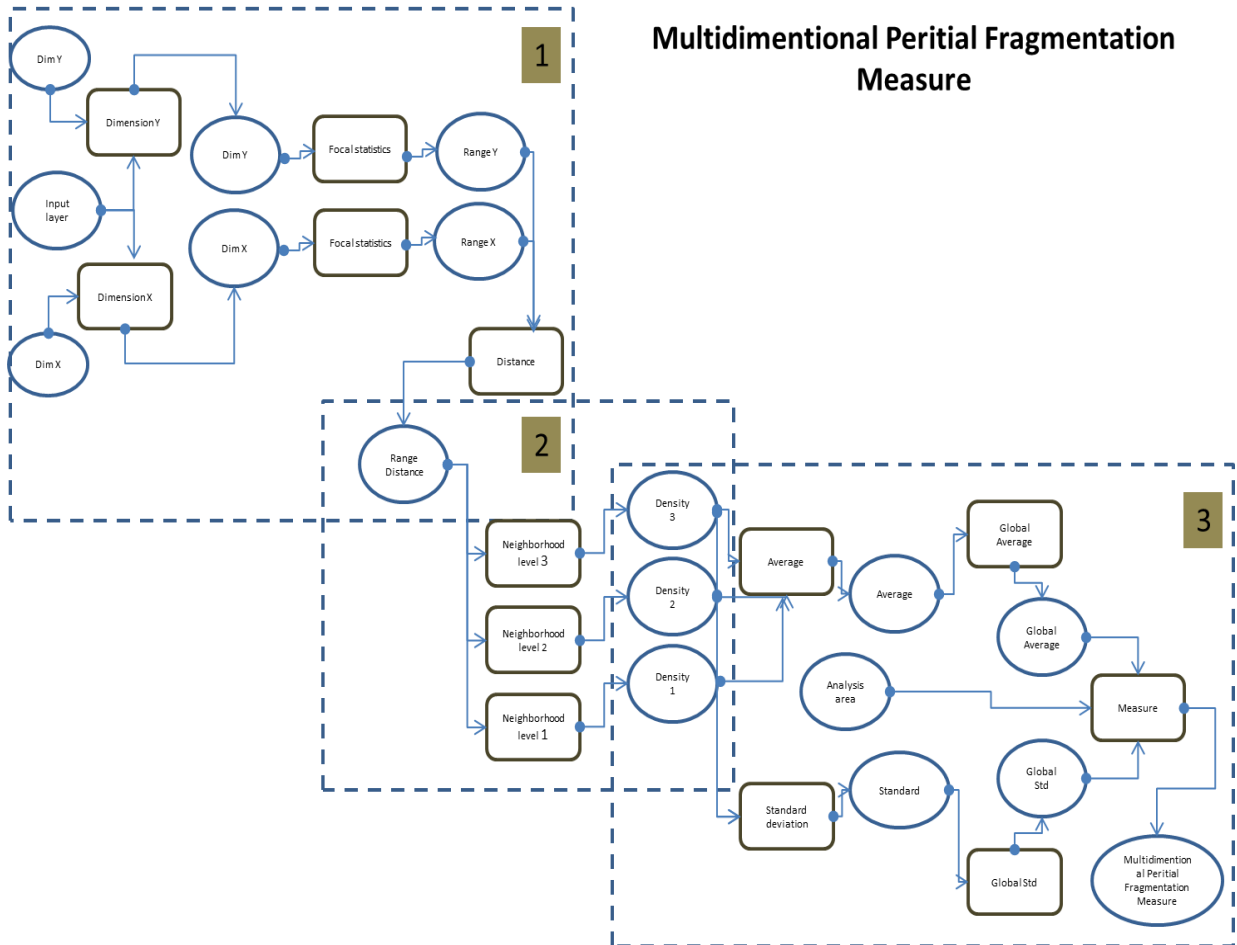


Figura 5.12. Estrutura geral do modelo de avaliação de densidade de orlas.

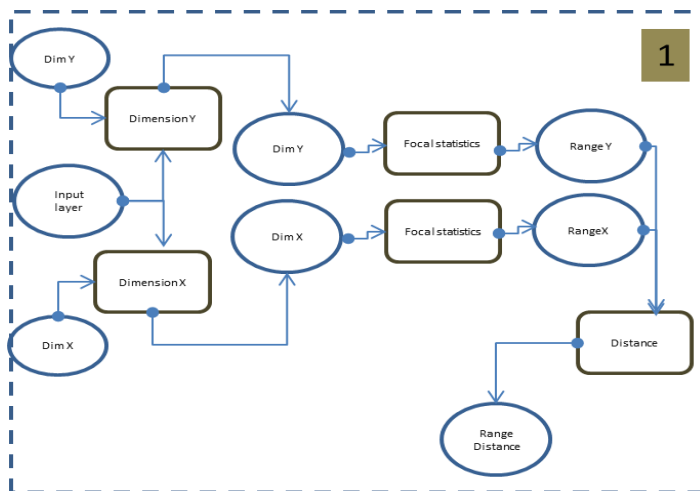


Figura 5.13. Entrada de dados e cálculo do modelo de orlas.

1 - Entrada de dados, cálculo das dimensões e cálculo de intensidade de transições (figura 5.13).

Os dados de *input* deverão ser em formato vectorial tendo previamente sido associados (join) os dados tabulares com as coordenadas x e y associadas a cada classe no espaço de representação bidimensional.

É efectuada uma conversão para o formato matricial de cada uma das

coordenadas x e y. São efectuadas duas operações de “range” em vizinhança focal rectangular 3x3, medindo todas as intensidades de transições e/ou rupturas.

As duas bases matriciais resultantes (range y, range x) são integradas em álgebra de mapas através do cálculo da distância euclidiana pela forma anteriormente descrita.

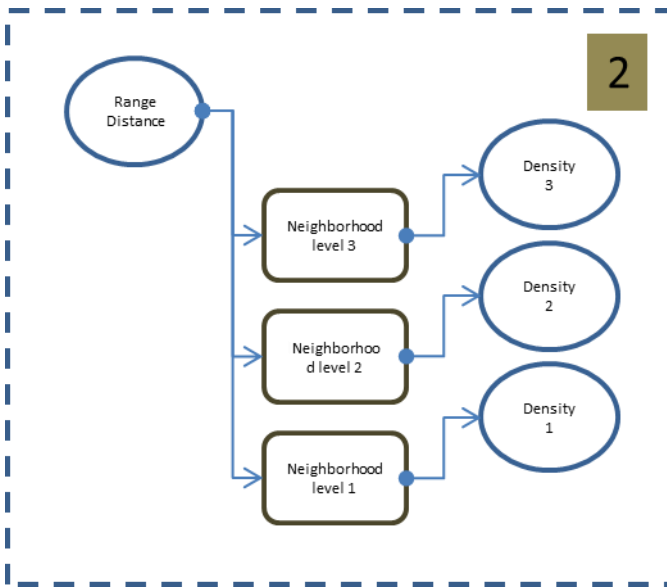


Figura 5.14. Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais.

2 – Definição das vizinhanças e cálculo das variáveis globais (figura 5.14);

A base matricial de variações focais 3x3 de distâncias euclidianas entre as classes constitui a informação de entrada para o cálculo de 3 vizinhanças focais circulares para 3 limiares ou raios (ex: 500, 1000, 2000), que aferem a densidade ou intensidade de transição e/ou ruptura.

O cálculo da densidade da intensidade de transições resulta da utilização de uma função de média sobre a base matricial de intensidade de transições.

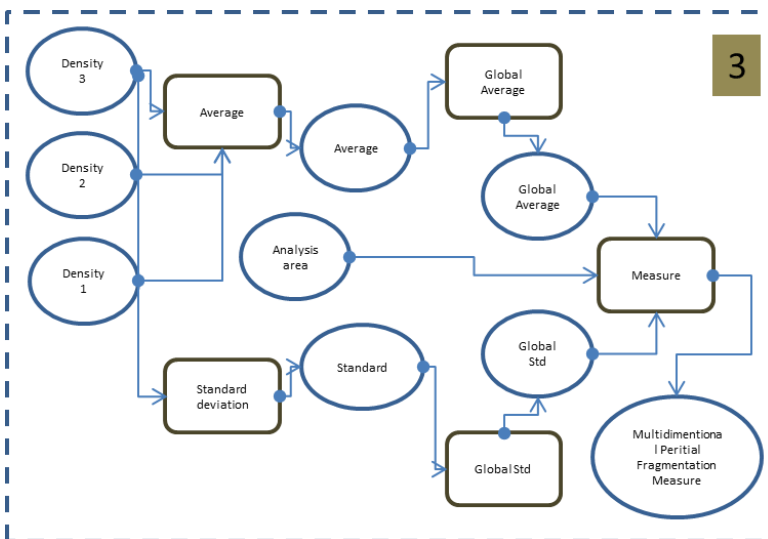


Figura 5.15. Criação da métrica final MPFM através da integração de variáveis num processo de estandardização.

3 – Criação da métrica final através da integração de variáveis num processo de estandardização (figura 5.15).

A criação da métrica final assenta na integração de um conjunto de operações locais, focais zonais numa operação de álgebra de mapas.

A medida final pericial de fragmentação multidimensional (MPFM) resulta da aplicação da expressão:

$$MPFM = \frac{Lafm - Zafm}{Zstdfm} \quad (13)$$

Sendo:

Lafm – Média local (*Local average*) das 3 medidas parciais de densidade, de acordo com os limiares circulares definidos;

Zafm – Média zonal (*Zonal average*) das médias locais de densidade utilizando como zona-máscara a delimitação da área de estudo;

Zstdfm – Desvio padrão zonal (*Zonal standard deviation*) dos desvios padrões locais de densidade, utilizando como zona-máscara a delimitação da área de estudo.

5.8 Análise da dinâmica da paisagem

A quantificação das dinâmicas da paisagem é um dos objectivos centrais da ecologia da paisagem e, por esse facto várias métricas foram desenvolvidas para medir a influência das actividades humanas sobre a paisagem (Theobald, 2010).

A abordagem seleccionada para análise das alterações da paisagem está relacionada com a natureza contínua das variáveis. Como todas as variáveis consideradas (densidade de orlas, fragmentação focal simples e fragmentação pericial multidimensional) são contínuas foi, apenas, estudado o processo modificação, uma vez que nestes casos não existe transformação de um tipo para o outro (Warner *et al.*, 2009). Utilizaram-se técnicas de diferença de imagens de forma a extrair informação quantitativa sobre as alterações. Segundo Gao (2009), a técnica de diferença de imagens consiste na subtracção de imagens com as mesmas características que tenham sido processadas da mesma forma.

Neste caso, subtraiu-se a imagem da data mais recente pela mais antiga, sendo geradas para cada uma das três medidas (densidade de orlas, fragmentação e fragmentação multidimensional) dois *outputs*, o primeiro (2000-1990) e o segundo (2010-2000). No total foram gerados 12 *outputs*, sendo 6 para as janelas de vizinhança (100, 500, 1000) e 6 para as janelas de vizinhança (500, 1000, 2000). Estes *outputs* são as variáveis consideradas dependentes neste estudo.

Para comparar o comportamento das três medidas obtidas, nos municípios que compõem a região de estudo, foram calculadas as estatísticas zonais (*zonal statistics*), de forma a aferir a magnitude das transformações nos três municípios. A operação de interpretação de dados denominada *zonal statistics*, consiste em calcular novos valores para cada zona com base nos valores do outro conjunto de dados matriciais (Tomlin, 2013).

A fase posterior da análise consistiu na avaliação da influência das variáveis independentes (morfologia do relevo, distância das estradas, distância dos aglomerados populacionais e densidade de povoamento) sobre as variáveis dependentes. A avaliação foi feita recorrendo a técnicas estatísticas, como, a análise de variância (ANOVA) e a regressão linear.

A ANOVA foi utilizada para comparar as médias das variáveis dependentes, considerando a morfologia do relevo, e avaliar a influência das várias formas de relevo sobre as mudanças a nível das métricas.

O modelo de regressão linear múltipla foi seleccionado para testar a hipótese de que a dinâmica das alterações das medidas de fragmentação pode ser explicada pelas seguintes variáveis independentes: distância às vias de acesso, distância aos aglomerados populacionais e densidade de povoamento.

Foram testados seis modelos de regressão linear, que incluem um para cada uma das variáveis dependentes (densidade de orlas, fragmentação focal simples e fragmentação pericial multidimensional) e para cada um dos períodos (1990-2000 e 2000-2010).

A análise estatística utilizou valores das variáveis, extraídos de 8962 pontos, através de uma grelha sistemática com dimensão de 1000 x1000 metros, tendo sido a tabela de atributos exportada para o programa IBM SPSS®, para tratamento estatístico.

5.9 Resultados

Os mapas seguintes, figura 5.16, representam a variação da densidade de orlas, da fragmentação focal simples e da fragmentação pericial multidimensional na região de estudo, no período entre 1990 e 2010 e para as janelas moveis adoptadas.

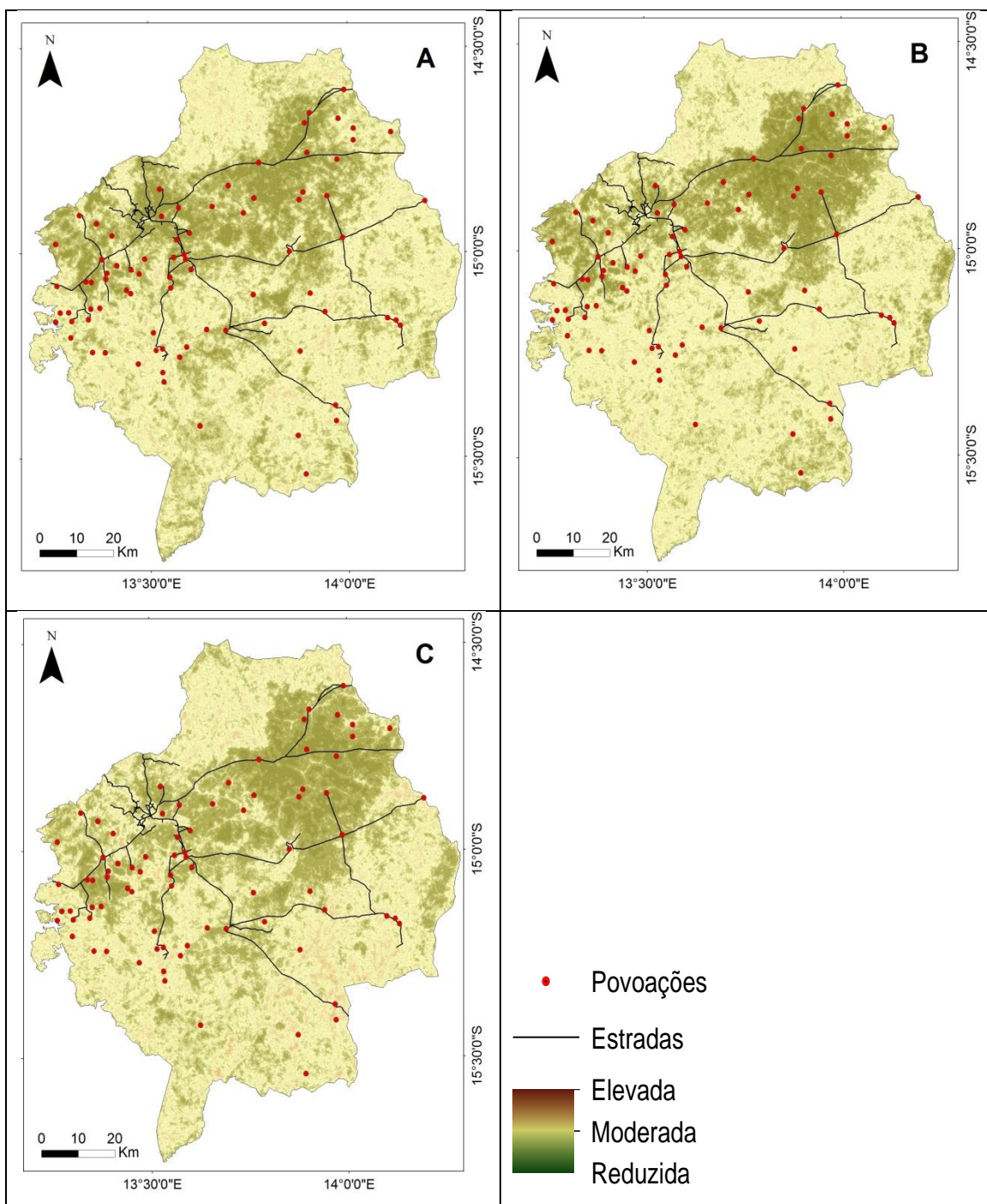


Figura 5.16. Criação da métrica final MPFM através da integração de variáveis num processo de standardização.

Os mapas presentes na figura 5.16 representam a distribuição da densidade de orlas na região de estudo durante o período em avaliação. A análise visual dos mapas mostra que a

densidade de orlas aumenta ao longo do tempo, sendo este aumento notável na porção norte e na porção sudeste. As áreas onde a densidade é mais reduzida coincidem com as áreas com maior densidade de povoações e de estradas. Estas áreas sofreram um ligeiro aumento com o tempo, principalmente nas áreas internas onde havia contacto entre diferentes classes de coberto.

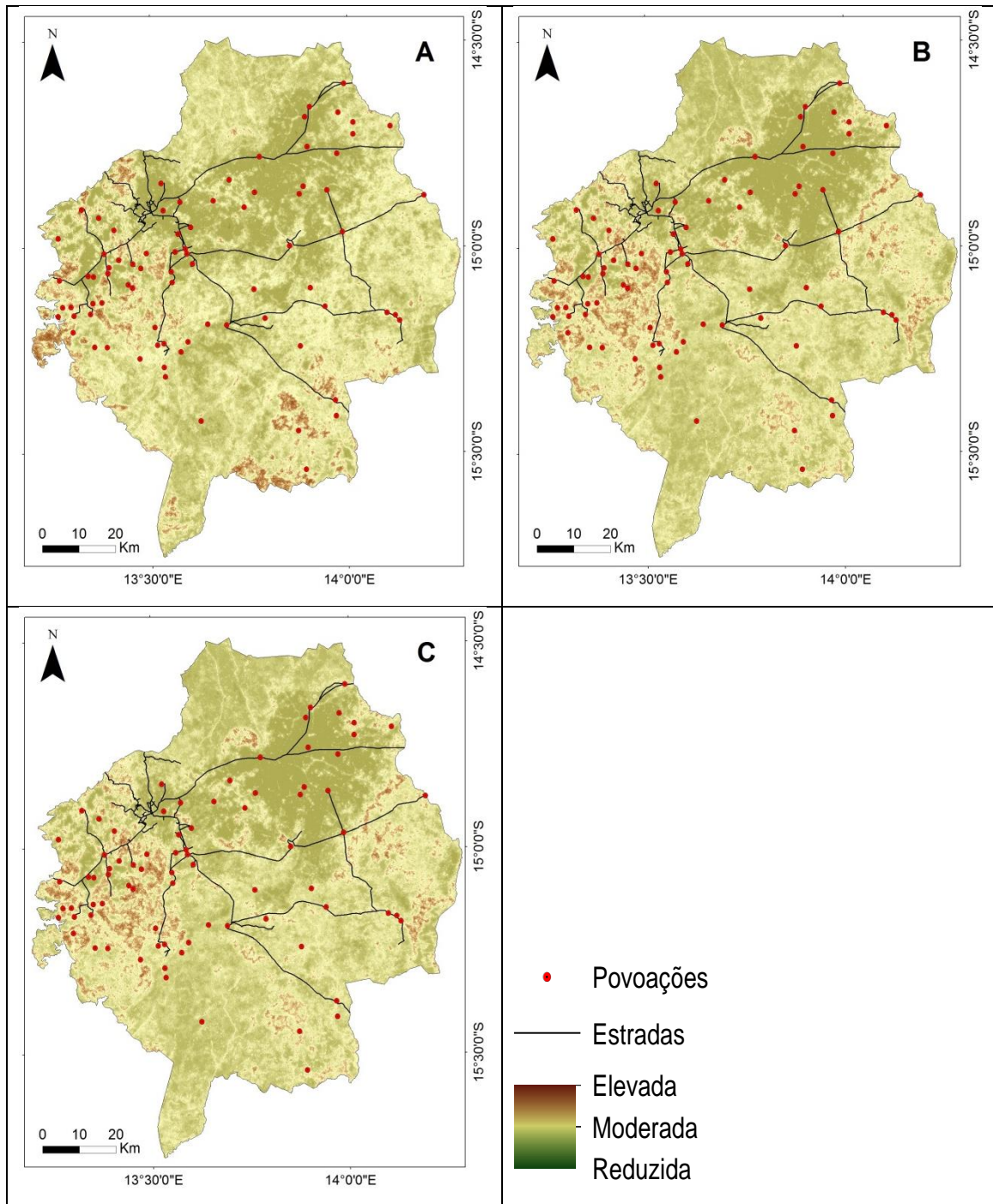


Figura 5.17. Mapas de fragmentação focal simples para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 100, 500 e 1000 metros.

A análise visual dos mapas mostra que a fragmentação focal simples aumenta com o tempo e que estas áreas que se concentram na porção ocidental vão aumentando, durante o período em análise, e na região sudeste vão diminuindo. As áreas menos fragmentadas coincidem com as que apresentam menor densidade de orlas (figura 5.17).

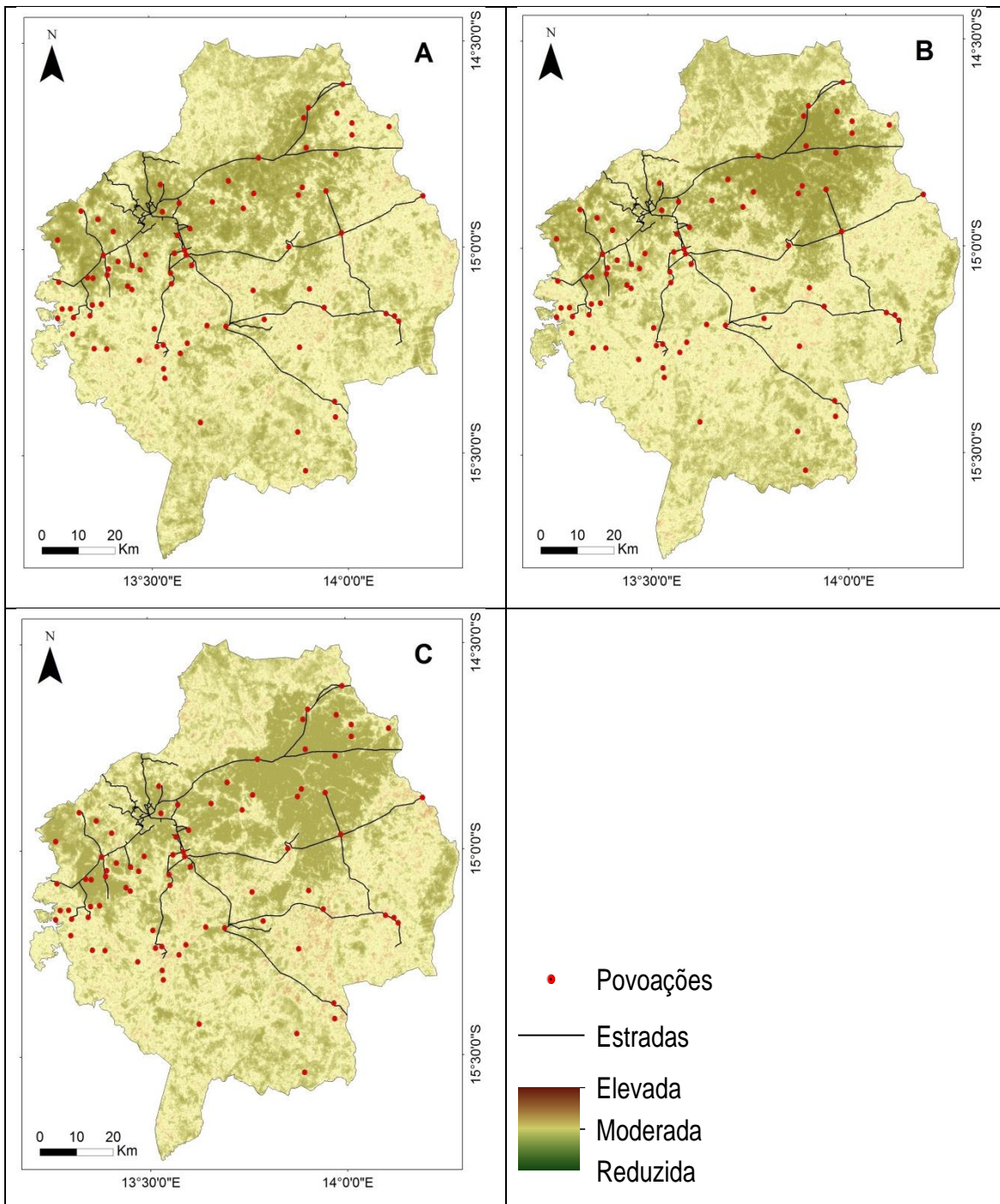


Figura 5.18. Mapas de fragmentação pericial multidimensional para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 100, 500 e 1000 metros.

A análise visual dos mapas de fragmentação pericial multidimensional mostra um comportamento muito semelhante, verificando-se um aumento da fragmentação entre 1990 e 2010. Esse aumento é acentuado na porção norte e na porção sul (figura 5.18).

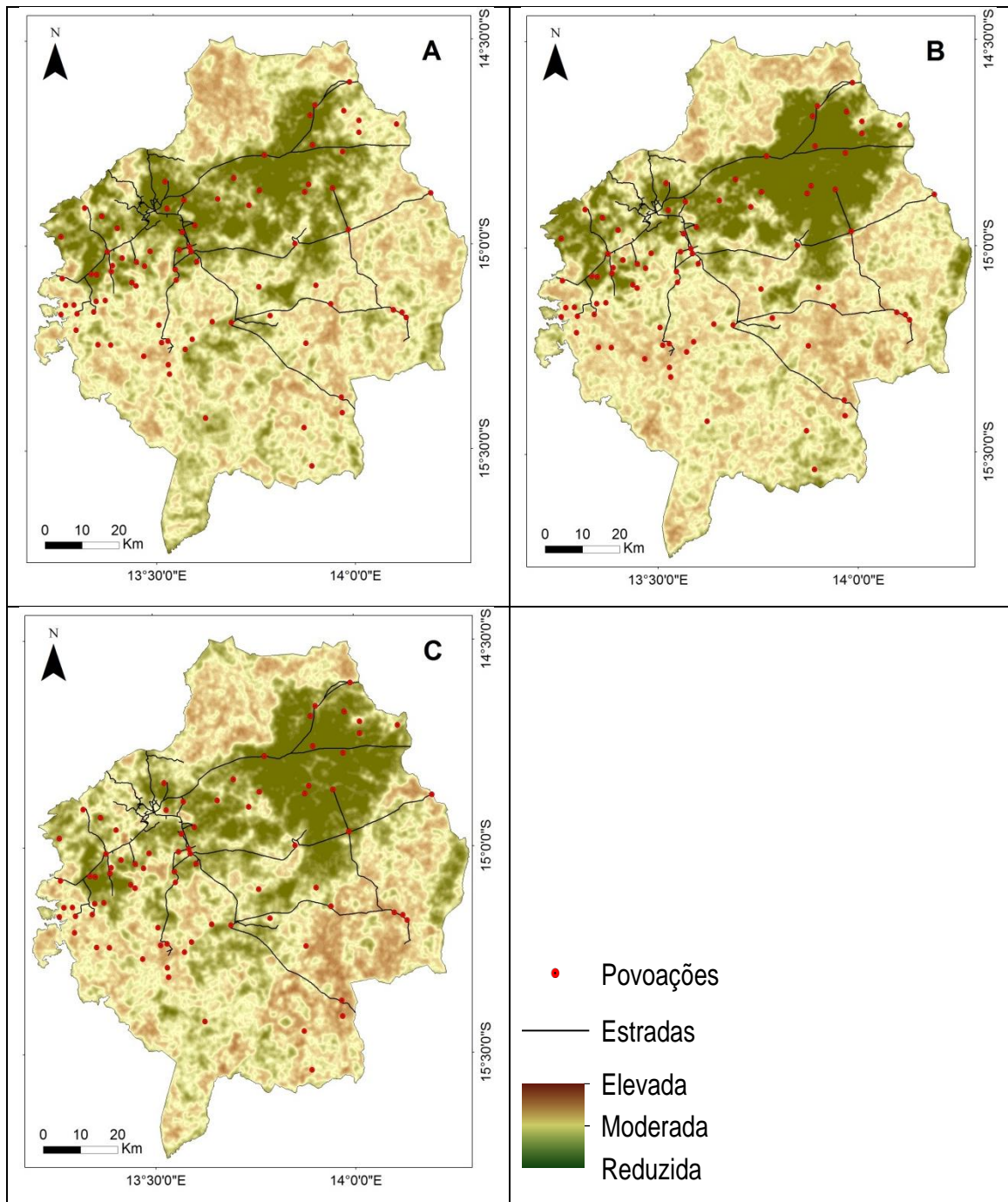


Figura 5.19. Mapa de densidade de orlas para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 500, 1000 e 2000 metros.

Os mapas da figura 5.19, representam a densidade de orlas, mostram uma tendência muito semelhante aos anteriores. Observa-se um aumento da densidade de orlas entre 1990 e 2000, aumento esse mais evidente na zona sul. Entre 2000 e 2010, o aumento mantém-se, com um incremento nas zonas mais distantes dos aglomerados populacionais e das estradas.

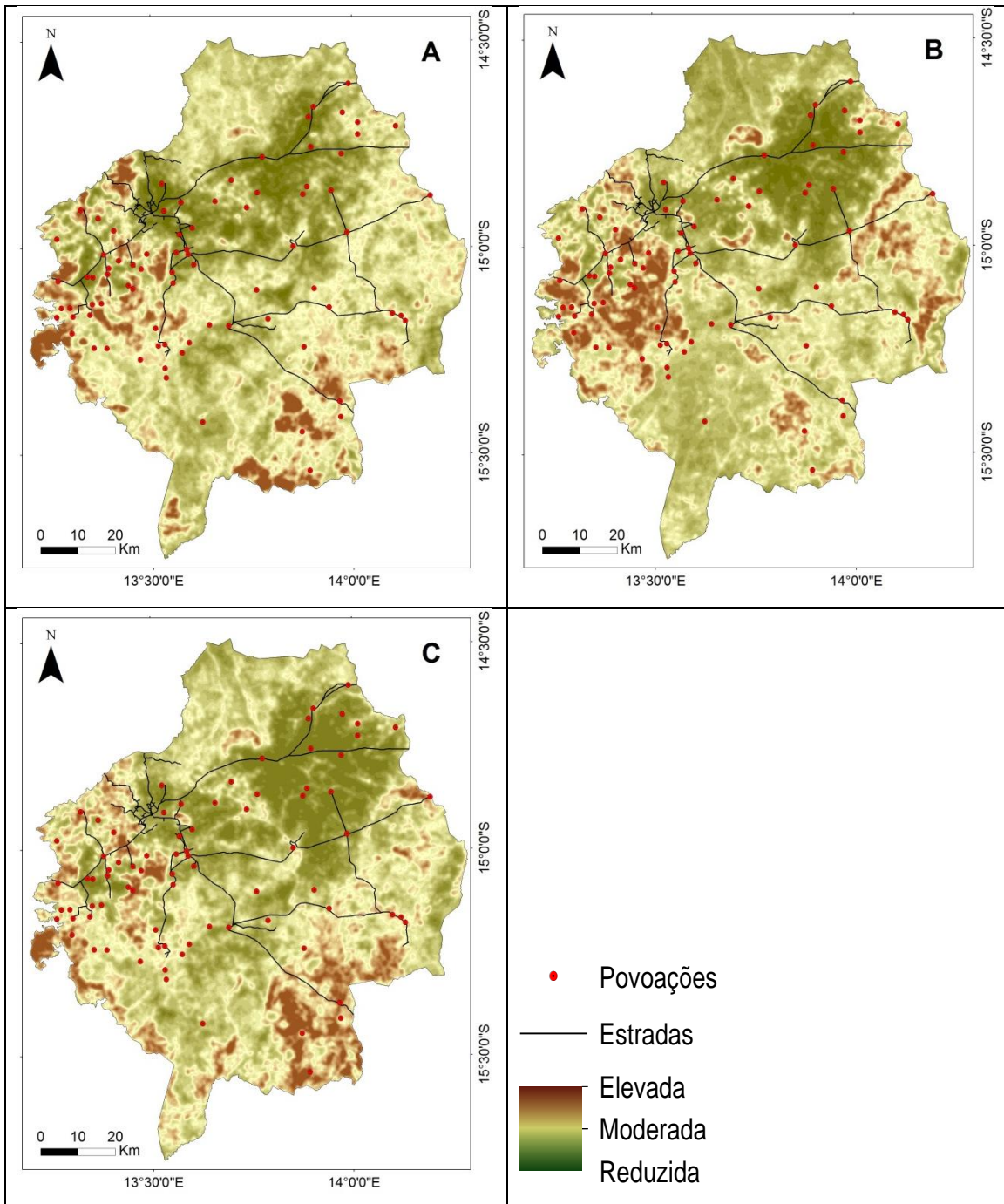


Figura 5.20. Mapas de fragmentação para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 500, 1000 e 2000 metros.

Os mapas de fragmentação apresentam diferenças consoante o ano em estudo. Em 1990, as áreas mais fragmentadas estavam localizadas na região oeste e na região sudeste, e em 2000, a tendência manteve-se na região sudeste, mas existe um incremento das áreas para nordeste, e na porção oeste aumentam consideravelmente. Em 2010, existe um aumento da fragmentação ao longo de toda a área de estudo, com maior destaque para o sul do território (figura 5.20).

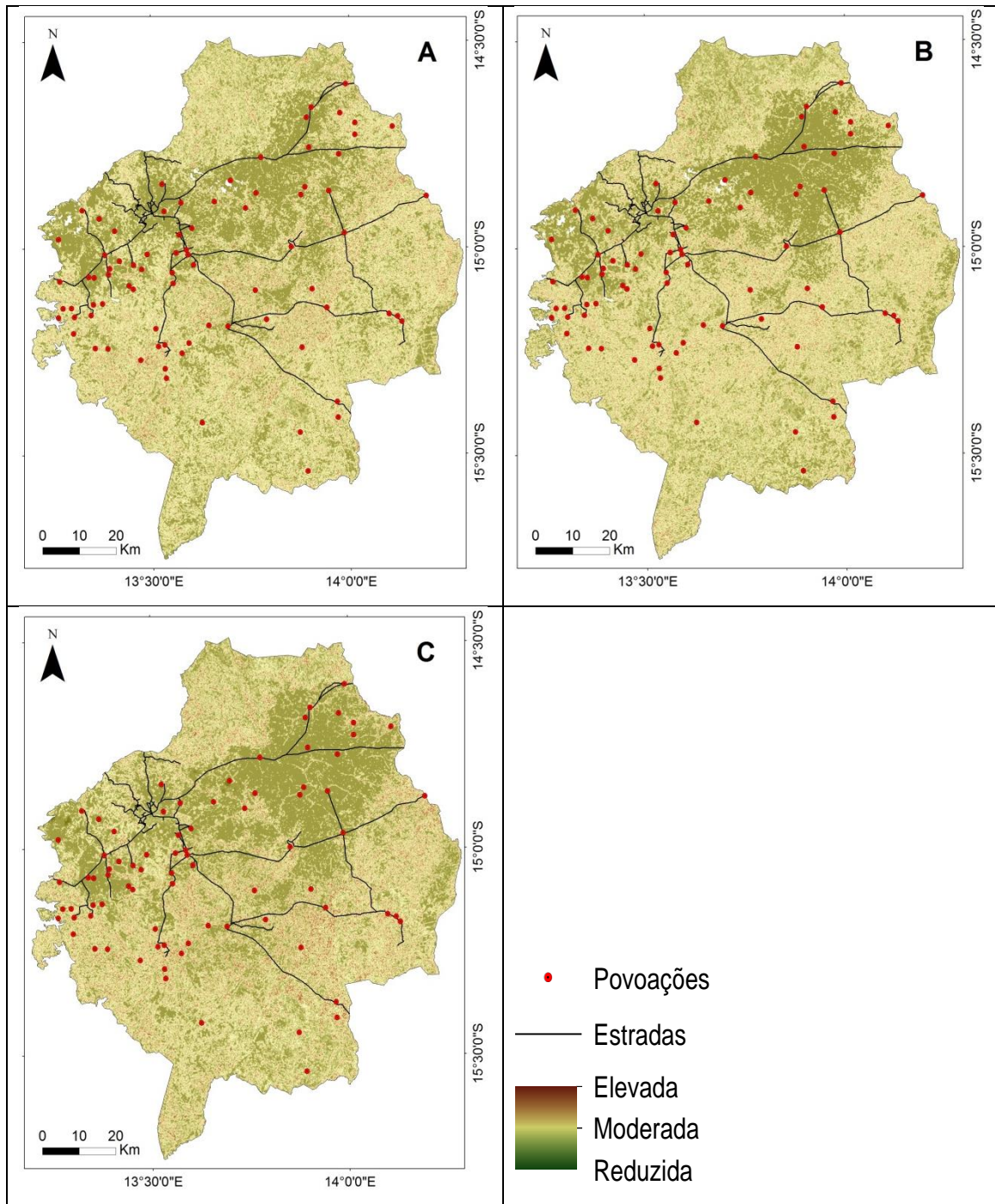


Figura 5.21. Mapas de fragmentação pericial multidimensional para as datas (A) 1990, (B) 2000, (C) 2010 utilizando janelas móveis de dimensões 500, 1000 e 2000 metros.

Relativamente aos mapas de fragmentação multidimensional, novamente se verifica que o comportamento é semelhante aos anteriores, aumentando a fragmentação. Entre 1990 e 2010. Esse aumento é notável principalmente se tivermos em conta o grande aumento dos pixéis com valores mais elevados (figura 5.21).

5.9.1 Análise temporal das mudanças

Os mapas da densidade de orlas estão representados na figura 5.22 para os dois períodos.

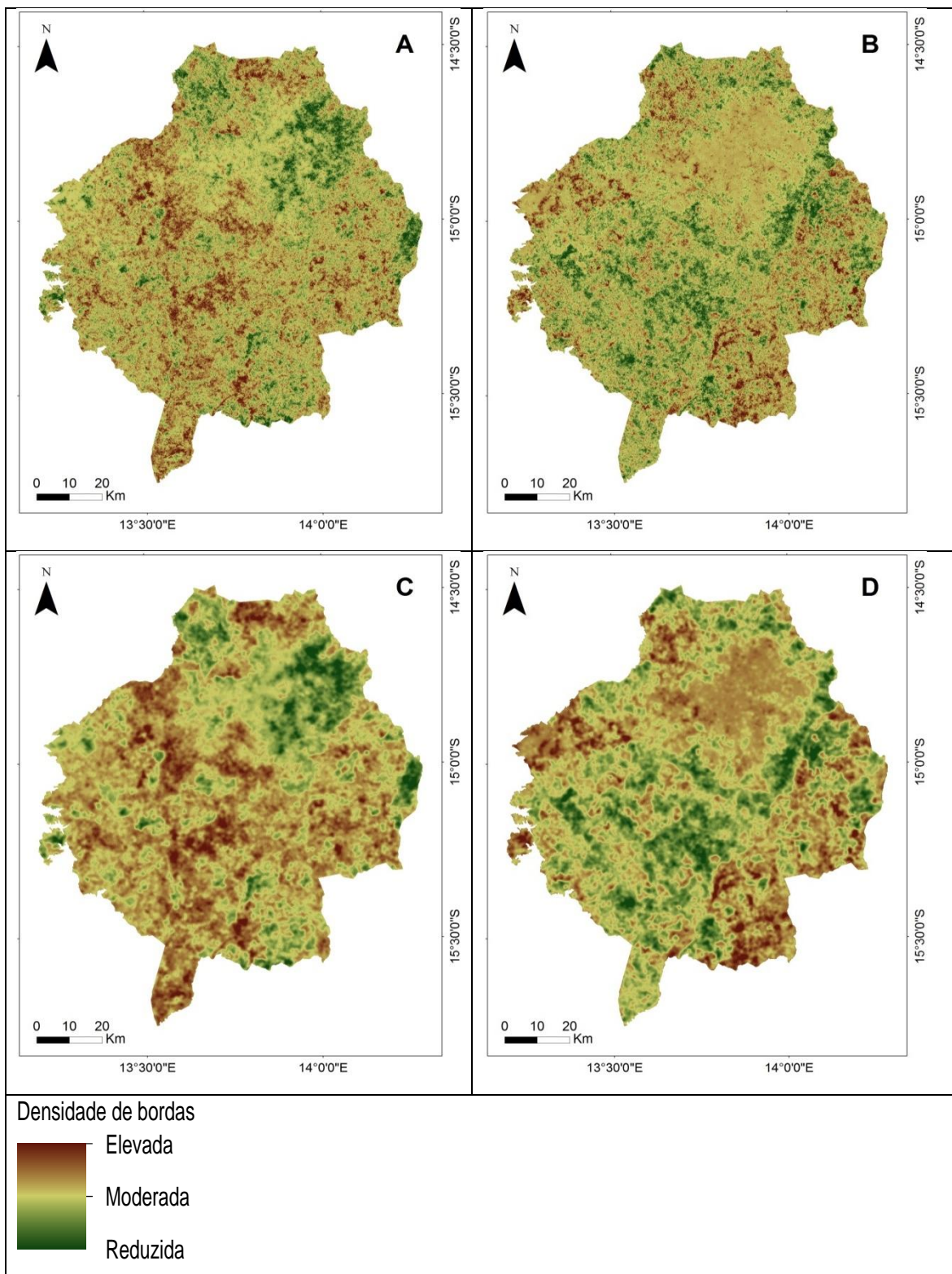


Figura 5.22. Mapas de densidade de orlas para o período (A) 1990-2000 e janelas 100,500,1000, (B) densidade de orlas para o período 2000-2010 e janelas 100,500,1000, (C) densidade de orlas para o período 1990-2000 e janelas 500,1000,2000, (D) densidade de orlas para o período 2000-2010 e janelas 500,1000,2000.

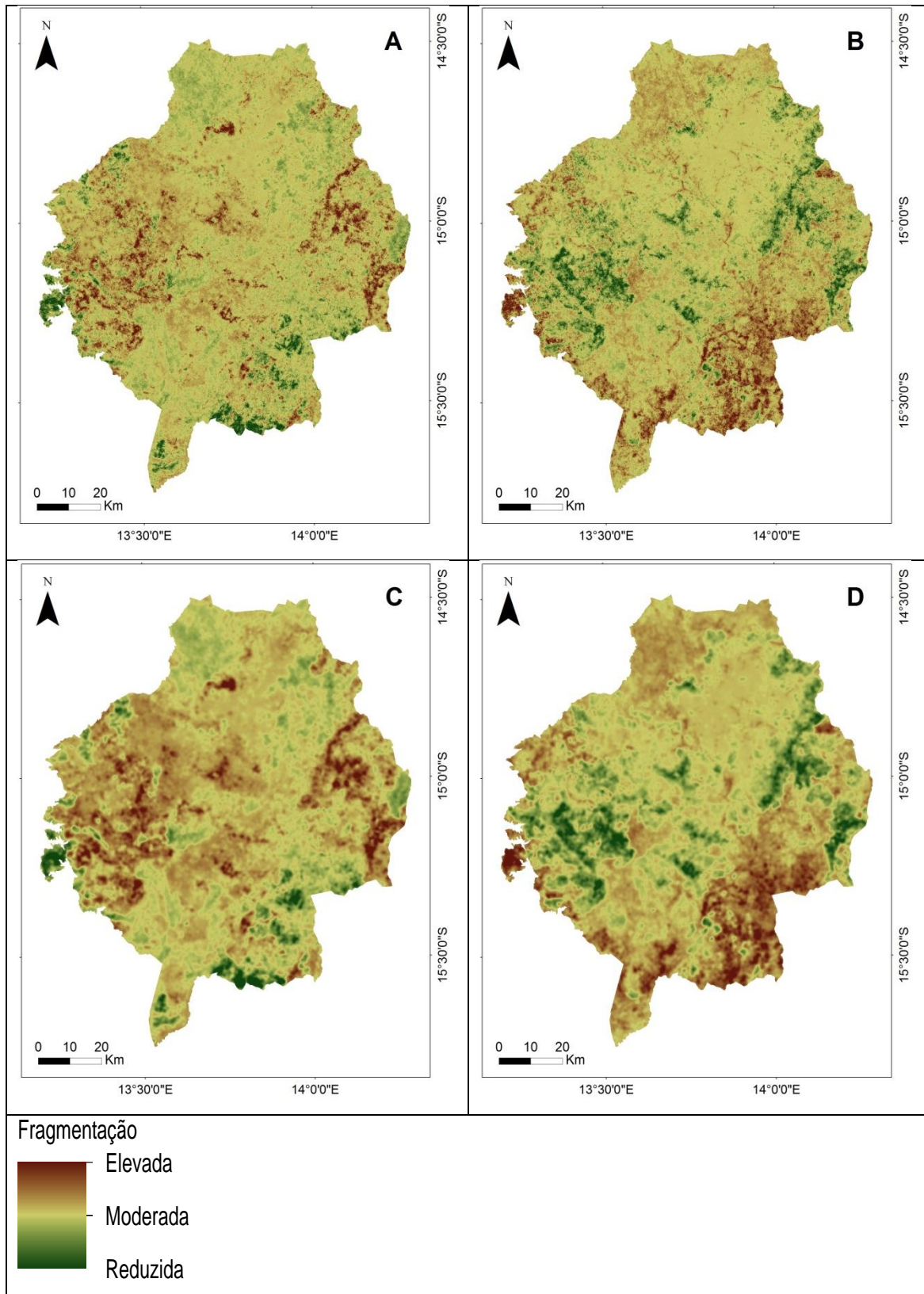


Figura 5.23. Mapas de fragmentação focal simples para o período (A), 1990-2000 e janelas 100,500,1000, (B), fragmentação para o período 2000-2010 e janelas 100,500,1000, (C) fragmentação para o período 1990-2000 e janelas 500,1000,2000, (D) fragmentação para o período 2000-2010 e janelas 500,1000,2000.

Analisando os mapas de alteração de densidade de orlas para os dois períodos e tamanhos de janelas de vizinhança considerados na figura 5.23, pode-se concluir que estas diferenças

não alteram de forma acentuada as características do fenómeno representado no mapa, mas ainda assim notam-se ligeiras diferenças.

Quando se comparam os dois períodos analisados, verifica-se uma diminuição na magnitude das transformações no segundo período. Isto significa que entre 2000 e 2010 ocorreram menos transformações ao nível da densidade de orlas.

Analisando os mapas de alteração da fragmentação focal simples nos dois períodos e para os dois tamanhos de janelas de vizinhança, pode-se concluir que existem diferenças acentuadas a nível espacial em todo o território.

Entre 1990 e 2000, as zonas com maior nível de fragmentação focal simples localizam-se a ocidente, zona que entre 2000 e 2010 apresenta menores transformações. Quanto aos resultados relativos à aplicação de diferentes tamanhos de janelas, têm uma tendência semelhante, sendo a distribuição dos máximos e mínimos relativos à fragmentação muito semelhantes, apresentando, assim, diferenças muito ligeiras entre as resoluções. Relativamente aos dois períodos analisados, nota-se uma diminuição na magnitude das transformações no segundo período, isto é, ocorreram menos transformações ao nível da fragmentação da paisagem.

Analisando os mapas de alteração da fragmentação multidimensional para os dois períodos e para os dois tamanhos de janelas de vizinhança, pode-se afirmar que existem diferenças acentuadas relativamente à localização das transformações, como se verifica na figura 5.24.

As zonas com maior magnitude de transformações entre 1990-2000, estão localizadas numa faixa que se estende de noroeste, para o centro e o sul. Para 2000-2010, a região norte, este e sudeste, são as que sofreram mais transformações. Quanto as diferenças no tamanho das janelas seleccionadas, não existe uma tendência diferente, porque a distribuição dos máximos e mínimos são muito semelhantes ao longo de toda a região de estudo, com diferenças muito ligeiras entre ambas as resoluções. A região com menor dinamismo nos dois períodos é a região centro norte, que corresponde a uma região com predomínio de áreas cultivadas.

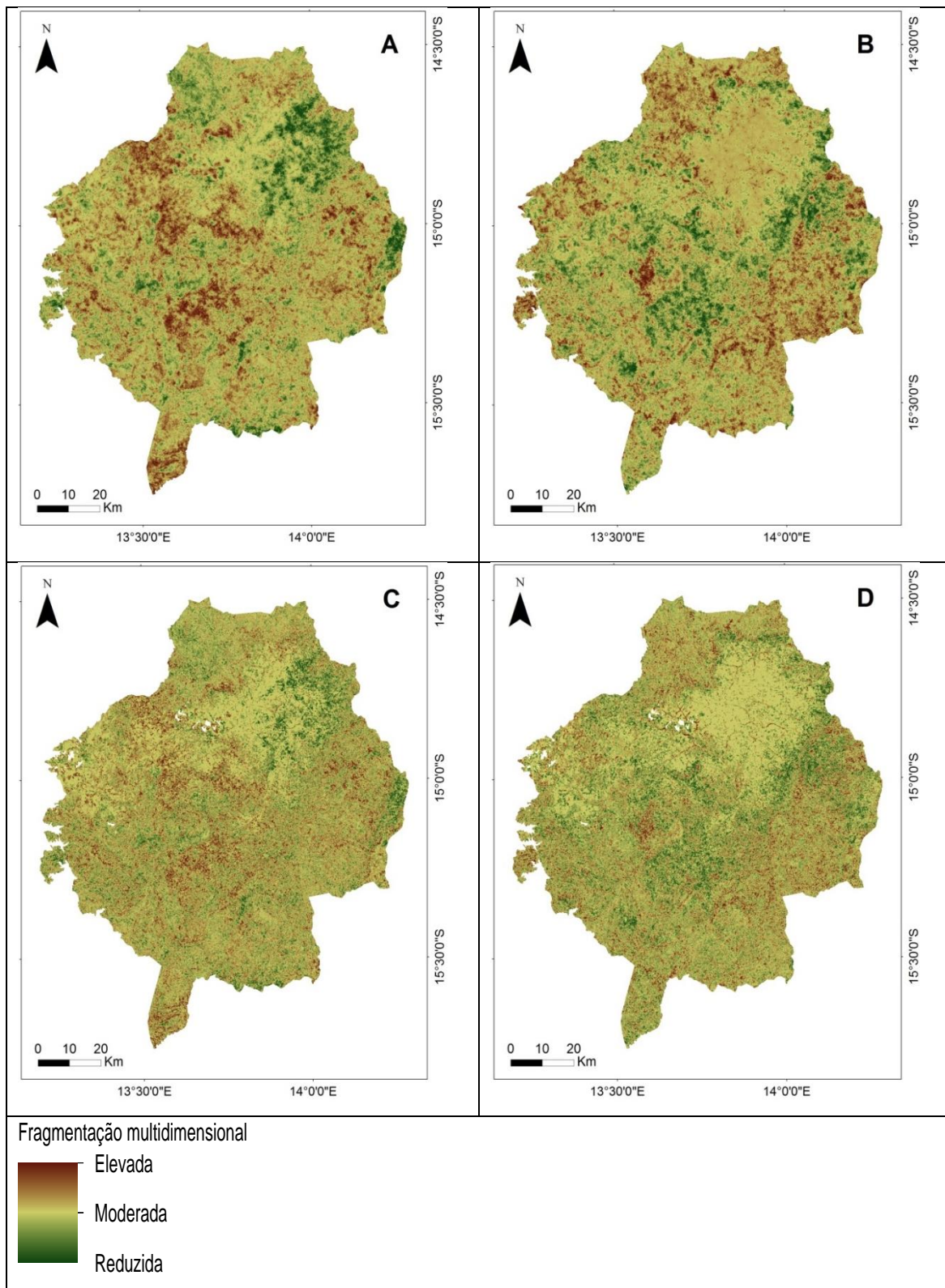


Figura 5.24. Mapas de fragmentação pericial multidimensional para o período (A) 1990-2000 e janelas 100,500,1000, (B) fragmentação pericial multidimensional para o período 2000-2010 e janelas 100,500,1000, (C) fragmentação pericial multidimensional para o período 2000-2010 e janelas 500,1000,2000.

Avaliação da influência das variáveis morfológicas sobre as medidas da paisagem

A seguir são apresentados os resultados da análise de variância adotada para testar a hipótese de que as diferentes classes de relevo têm igual influência sobre a alteração das medidas de fragmentação da paisagem.

Influência do relevo sobre a densidade de orlas

Tabela 5.3. Resultados da ANOVA para a densidade de orlas.

Variáveis dependentes	F	p
Densidade de orlas 1990-2000 (100,500,1000)	10,105	<0,001
Densidade de orlas 2000-2010 (100,500,1000)	9,974	<0,001
Densidade de orlas 1990-2000 (500,1000,2000)	19,716	<0,001
Densidade de orlas 2000-2010 (500,1000,2000)	8,906	<0,001

Analisando a tabela 5.3 verifica-se que todos os resultados são estatisticamente significativos, e que os valores médios da densidade de orlas são diferentes nas várias classes de relevo. Analisando cada uma das variáveis dependentes verifica-se que:

Entre 1990-2000 e para as janelas de vizinhança (100,500,1000), na densidade de orlas observou-se um efeito estatisticamente significativo (improvável que tenha ocorrido ao acaso) atribuído às classes de relevo ($F(8;8961) = 10,105$, $p < 0,001$).

Entre 2000-2010, na densidade de orlas e com as janelas de vizinhança (100,500,1000), observou-se um efeito estatisticamente significativo atribuído às classes de relevo ($F(8;8961) = 9,974$, $p < 0,001$).

Analisando o efeito atribuído às classes de relevo, e considerando as janelas de vizinhança (500,1000,2000), observa-se que entre 1990-2000 notou-se também um efeito

estatisticamente significativo atribuído às classes de relevo ($F(8;8961) = 19,716$, $p < 0,001$). Entre 2000-2010, continua a verificar-se que há um efeito estatisticamente significativo atribuído às classes de relevo ($F(8;8961) = 8,906$, $p < 0,001$).

Para comparação dos valores médios de densidade de orlas em cada classe de relevo, é necessário recorrer aos resultados dos testes de comparações múltiplas *a posteriori*.

Influência do relevo sobre a fragmentação focal simples

Tabela 5.4. Resultados da ANOVA para a fragmentação focal simples.

Variáveis dependentes	F	p
Fragmentação focal simples 1990-2000 (100,500,1000)	29,238	<0,001
Fragmentação focal simples 2000-2010 (100,500,1000)	42,512	<0,001
Fragmentação focal simples 1990-2000 (500,1000,2000)	47,957	<0,001
Fragmentação focal simples 2000-2010 (500,1000,2000)	60,449	<0,001

Analisando a tabela (5.4), verifica-se que todos os resultados são significativos, ou seja os valores médios de fragmentação são diferentes nas várias classes de relevo. Para cada uma das variáveis dependentes, verifica-se que:

Entre 1990-2000 e para as janelas de vizinhança (100,500,1000), os resultados da análise apontam um efeito estatisticamente significativo atribuído às classes de relevo ($F(8;8961) = 29,238$, $p < 0,001$).

Entre 2000-2010, tal como no período anterior as alterações da fragmentação continua a ser influenciada pelas classes de relevo, como revelam os resultados da análise ($F(8;8961) = 42,512$, $p < 0,001$).

Se considerarmos as janelas de vizinhança (500,1000,2000), observa-se que entre 1990-2000, notou-se um efeito estatisticamente significativo atribuído às classes de relevo (F

(8;8961) =47,957, $p < 0,001$). Entre 2000-2010, também houve um efeito estatisticamente significativo atribuído as classes de relevo ($F(8;8961) =60,449$, $p < 0,001$).

Para comparação dos valores médios de fragmentação focal simples em cada classe de relevo, foi necessário recorrer aos resultados dos testes de comparações múltiplas *a posteriori*.

Conclui-se que embora o modelo ANOVA seja significativo, as comparações entre as várias classes nem sempre mostram resultados significativos. A classe de relevo número 1 (planícies) é em termos estatísticos a mais diferente de todas entre 1990-2000.

Entre 2000-2010, as classes com código 7 (pediplanos) e código 8 (montanhas baixas) são as que apresentaram maiores diferenças significativas quando comparadas com as demais.

Influência do relevo sobre a fragmentação pericial multidimensional

Tabela 5.5. Resultados da ANOVA para a fragmentação pericial multidimensional.

Variáveis dependentes		F	<i>p</i>
Fragmentação multidimensional (100,500,1000)	pericial 1990-2000	6.205	<0,001
Fragmentação multidimensional (100,500,1000)	pericial 2000-2010	58.014	<0,001
Fragmentação multidimensional (500,1000,2000)	pericial 1990-2000	3.944	<0,001
Fragmentação multidimensional (500,1000,2000)	pericial 2000-2010	25.648	<0,001

Da análise da tabela 5.5, verifica-se que todos os resultados são significativos, ou seja, os valores médios de fragmentação multidimensional são diferentes nas várias classes de relevo. Analisando cada uma das variáveis dependentes, verifica-se que:

Entre 1990-2000 e com as janelas de vizinhança (100,500,1000), observou-se um efeito estatisticamente significativo atribuído às classes de relevo ($F(8;8961) =6,205$, $p < 0,001$).

Entre 2000-2010, o efeito estatisticamente significativo atribuído às classes de relevo ($F(8;8961) = 58,014$, $p < 0,001$) continua a ser observado.

Analisando o efeito atribuído às classes de relevo, tendo em conta as janelas de vizinhança (500,1000,2000), observa-se que entre 1990-2000 as várias classes de relevo tem uma influência significativa sobre este tipo de fragmentação como se observa nos valores ($F(8;8961) = 3,944$, $p < 0,001$).

Entre 2000-2010, verifica-se, também, um efeito estatisticamente significativo atribuído as classes de relevo ($F(8;8961) = 25,648$, $p < 0,001$).

Para comparação dos valores médios de fragmentação multidimensional em cada classe de relevo, recorreu-se, novamente, aos resultados dos testes de comparações múltiplas *a posteriori*. Conclui-se que embora o modelo ANOVA seja significativo, as comparações entre as várias classes nem sempre revelam resultados significativos. A classe de relevo com código 5 (colinas baixas) foi, em termos estatísticos, a que apresentava maior diferença entre todas as outras, entre 1990 -2000.

5.9.2 Avaliação da influência das variáveis socioeconómicas sobre as medidas da paisagem

Para obtenção de resultados nesta análise foram testados seis modelos de regressão linear, que incluem um para cada uma das variáveis dependentes (densidade de orlas, fragmentação focal simples e fragmentação pericial multidimensional) e para cada um dos períodos (1990-2000 e 2000-2010).

Influência das variáveis independentes sobre a densidade de orlas

O modelo de regressão que explica a variação na densidade de orlas, no período compreendido entre 1990 e 2000 e para as janelas de vizinhança (100, 500, 1000), é considerado estatisticamente significativo na predição desta variável.

Analisando os preditores utilizados, nota-se que a distância aos aglomerados populacionais ($p=0,013$) e à densidade de povoamento ($p < 0,001$) apresentam as maiores contribuições na explicação da variação da densidade de orlas, e que o seu efeito é estatisticamente diferente de zero, enquanto que a distância às vias de acesso ($p=0,308$), não revela esse comportamento.

O aumento na densidade de povoadamentos, está relacionado com o aumento na densidade de orlas.

Tabela 5.6. Determinantes das variações na densidade de orlas.

Variáveis independentes	Densidade de orlas 1990-2000 (100,500,1000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	-0,028	0,013
Densidade de povoamento	0,119	<0,001
Distância às vias de acesso	0,011	0,308
F (3,8958)	48,859	

Relativamente ao período 2000-2010 e para janelas de vizinhança (100, 500, 1000), o modelo de regressão é considerado estatisticamente significativo na predição da variável densidade de orlas.

Analisando os preditores utilizados, nota-se que todos possuem um efeito na explicação da variável dependente, sendo a distância aos aglomerados populacionais ($p=0,01$), à densidade de povoamento ($p<0,001$) e à distância das vias de acesso ($p=0,001$) estatisticamente significativos. A variável que mais contribui para explicar a variação na densidade de orlas, é a distância às vias de acesso.

Novamente, o aumento da distância às vias de acesso e o aumento na densidade de povoamento, estão relacionados com um aumento na densidade de orlas.

Tabela 5.7. Determinantes das variações na densidade de orlas.

Variáveis independentes	Densidade de orlas 2000 -2010 (100,500,1000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	-0,038	0,01
Densidade de povoamento	0,045	<0,001
Distância as vias de acesso	0,070	<0,001
F (3,8958)	19,683	

Analisando agora a influência dos preditores sobre a densidade de orlas, considerando janelas de vizinhança maiores (500, 1000, 2000) e o período 1990-2000, verifica-se que o modelo de regressão explica a variação na densidade de orlas, sendo considerado estatisticamente significativo na predição desta variável.

Dos preditores utilizados, nota-se que apenas a densidade de povoamento ($p < 0,001$) e a distância às vias de acesso ($p = 0,018$) possuem um efeito sobre a variável dependente diferente de zero.

Relativamente à distância aos aglomerados populacionais ($p = 0,08$), verifica-se que não é estatisticamente diferente de zero. A variável que mais contribui para explicar a variação na densidade de orlas, é a densidade de povoamento.

Tabela 5.8. Determinantes das variações na densidade de orlas.

Variáveis independentes	Densidade de orlas 1990-2000 (500,1000,2000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	-0,020	0,08
Densidade de povoamento	0,114	<0,001
Distância as vias de acesso	0,027	0,018
F (3,8958)	66,958	

Analizando agora a influência dos preditores sobre a densidade de orlas para o período 2000-2010 e para janelas de vizinhança maiores (500, 1000, 2000), verifica-se que o modelo de regressão explica a variação na densidade de orlas e é considerado estatisticamente significativo na predição desta variável.

Todos os preditores utilizados possuem um efeito significativamente diferente de zero sobre a variável dependente. A densidade de povoamento ($p < 0,001$) e a distância às vias de acesso ($p < 0,001$) são as variáveis que mais contribuem para explicar a variação na densidade de orlas e o aumento em termos de magnitude dessas variáveis, está relacionado com o aumento na densidade de orlas.

A distância aos aglomerados populacionais ($p < 0,001$), apresenta um comportamento diferente dos outros preditores, já que, como se observa na tabela (5.9), o aumento da densidade de orlas, relaciona-se com uma diminuição das distâncias de e para os aglomerados populacionais.

Tabela 5.9. Determinantes das variações na densidade de orlas.

Variáveis independentes	Densidade de orlas 2000 -2010 (500,1000,2000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	-0,058	<0,001
Densidade de povoamento	0,072	<0,001
Distância as vias de acesso	0,077	<0,001
F (3,8958)	35,995	

5.9.3 Influência das variáveis independentes sobre a fragmentação focal simples

Relativamente à variação da fragmentação no período compreendido entre 1990-2000 e para as janelas de vizinhança (100, 500, 1000), o modelo de regressão é considerado estatisticamente significativo na predição desta variável.

Quanto aos preditores utilizados, nota-se que a distância aos aglomerados populacionais ($p < 0,001$), à densidade de povoamento ($p < 0,001$) e à distância às vias de acesso ($p < 0,001$) apresentam todos um efeito estatisticamente significativo e diferente de zero.

Observando os coeficientes de regressão estandardizados na tabela (5.10), neste modelo, nota-se que à medida que a distância de e para os aglomerados populacionais e a distância de e para as vias de acesso diminui, maior será a fragmentação.

Por outro lado, o aumento na densidade de povoamento, está relacionado com um aumento da fragmentação na região.

Tabela 5.10. Determinantes das variações na fragmentação focal simples.

Variáveis independentes	Fragmentação 1990 - 2000 (100,500,1000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	-0,127	<0,001
Densidade de povoamento	0,049	<0,001
Distância as vias de acesso	-0,092	<0,001
F (3,8958)	121,138	

Para o período 2000-2010 e para as janelas de vizinhança (100, 500, 1000), tal como sucede com o período anterior, o modelo de regressão explica a variação da fragmentação, e é considerado estatisticamente significativo na predição desta variável.

Analisando os preditores utilizados, todos possuem um efeito sobre a variável dependente. A distância aos aglomerados populacionais ($p < 0,001$), à densidade de povoamento ($p = 0,01$) e à distância às vias de acesso ($p < 0,001$) são estatisticamente significativas e com efeitos diferentes de zero.

A variável que mais contribui para explicar a variação da fragmentação, é a distância às vias de acesso.

Tabela 5.11. Determinantes das variações na fragmentação focal simples.

Variáveis independentes	Fragmentação 2000-2010 (100,500,1000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	0,067	<0,001
Densidade de povoamento	0,027	0,01
Distância as vias de acesso	0,193	<0,001
F (3,8958)	157,839	

Considerando, agora, as janelas de vizinhança maiores (500, 1000, 2000) no período 1990-2000, e mais uma vez analisando a influência dos preditores, observa-se que o modelo de regressão explica a variação da fragmentação, verificando-se um efeito estatisticamente significativo na predição da fragmentação.

Uma análise aos preditores seleccionados, permite saber que todos possuem um efeito sobre a variável dependente diferente de zero.

A distância aos aglomerados populacionais ($p < 0,001$), é a variável que possui maior magnitude na explicação da variação da fragmentação, seguida pela distância às vias de acesso ($p < 0,001$) e finalmente pela densidade de povoamento ($p < 0,001$).

O comportamento dos preditores, nomeadamente, distância às vias de acesso e distância aos aglomerados populacionais, é diferente do preditor anterior, ou seja, à medida que aumenta a fragmentação, a distância a estes preditores diminui.

Tabela 5.12. Determinantes das variações na fragmentação focal simples.

Variáveis independentes	Fragmentação 1990-2000 (500,1000,2000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	-0,161	<0,001
Densidade de povoamento	0,062	<0,001
Distância as vias de acesso	-0,130	<0,001
F (3,8958)	215,920	

Analisando agora a influência dos preditores sobre a variação da fragmentação entre 2000 e 2010 para janelas de vizinhança maiores (500, 1000, 2000), pode-se verificar que o modelo de regressão explica a variação da fragmentação e é considerado estatisticamente significativo na predição desta variável.

Analisando os preditores utilizados, verifica-se que todos possuem um efeito significativamente diferente de zero relativamente à variável dependente.

A variável que mais contribui para explicar a variação da fragmentação é a distância às vias de acesso ($p < 0,001$), seguida pela distância aos aglomerados populacionais ($p < 0,001$) e pela densidade de povoamento ($p < 0,001$).

O comportamento dos preditores é semelhante, ou seja, quando há um aumento da variação da fragmentação, há um aumento na magnitude dos preditores.

Tabela 5.13. Determinantes das variações na fragmentação focal simples.

Variáveis independentes	Fragmentação 2000-2010 (500,1000,2000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	0,089	<0,001
Densidade de povoamento	0,037	<0,001
Distância as vias de acesso	0,239	<0,001
F (3,8958)	256,204	

Influência das variáveis independentes sobre a fragmentação pericial multidimensional

Analisando os preditores utilizados, nota-se que a distância aos aglomerados populacionais ($p < 0,001$), à densidade de povoamento ($p < 0,001$) e à distância às vias de acesso ($p < 0,001$) apresentam um efeito significativo e diferente de zero.

Observando os coeficientes de regressão estandardizados na tabela (5.13), tem destaque o facto que à medida que a distância de e para os aglomerados populacionais e a distância de e para as vias de acesso diminui, maior será a fragmentação multidimensional.

Por outro lado, o aumento na densidade de povoamento, está relacionado com um aumento da variação deste tipo de fragmentação na região.

Tabela 5.14. Determinantes das variações na fragmentação pericial multidimensional.

Variáveis independentes	Fragmentação multidimensional (100,500,1000) 1990-2000	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	-0,039	<0,001
Densidade de povoamento	0,104	<0,001
Distância as vias de acesso	-0,024	0,033
F (3,8958)	47,818	

Para o período 2000-2010 e janelas de vizinhança (100, 500, 1000), pode-se verificar que o modelo de regressão explica muito bem a variação na fragmentação multidimensional, e sendo estatisticamente significativo na predição desta variável.

Uma análise aos preditores utilizados, expõe o facto de que, a densidade de povoamento ($p=0,932$) não possui um efeito significativo sobre a variável dependente, sendo a distância aos aglomerados populacionais ($p <0,001$), e a distância às vias de acesso ($p <0,001$) estatisticamente significativos.

O maior contributo para a explicação da fragmentação multidimensional provem da variável distância às vias de acesso.

Tabela 5.15. Determinantes das variações na fragmentação pericial multidimensional.

Variáveis independentes	Fragmentação multidimensional 2000-2010 (100,500,1000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	0,040	<0,001
Densidade de povoamento	-0,001	0,932
Distância as vias de acesso	0,127	<0,001
F (3,8958)	65,177	

Para o período 1990-2000 e janelas de vizinhança maiores (500, 1000, 2000) também se verifica que o modelo de regressão consegue explicar a variação da fragmentação significativamente.

Analisando agora os preditores seleccionados, é possível saber que a distância às vias de acesso não tem um efeito significativo e diferente de zero sobre a variável dependente, mas que as variáveis distância aos aglomerados populacionais ($p < 0,001$) e densidade de povoamento ($p < 0,001$), apresentam um efeito significativo sobre a variação da fragmentação multidimensional.

Tabela 5.16. Determinantes das variações na fragmentação pericial multidimensional.

Variáveis independentes	Fragmentação multidimensional 1990-2000 (500,1000,2000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	-0,037	<0,001
Densidade de povoamento	0,068	<0,001
Distância as vias de acesso	-0,005	0,067
F (3,8958)	21,686	

Entre 2000 e 2010 e para janelas de vizinhança maiores (500, 1000, 2000) o modelo de regressão explica de forma estatisticamente significativa a variação da fragmentação multidimensional.

A variável independente (tabela 5.16) densidade de povoamento não possui um efeito significativamente diferente de zero sobre a variável dependente.

A variável distância às vias de acesso ($p < 0,001$) é a que mais contribui para explicar a variação da fragmentação multidimensional, seguida da distância aos aglomerados populacionais ($p < 0,018$).

O comportamento das variáveis independentes (preditores), com efeito significativo (distância às vias de acesso e distância aos aglomerados populacionais), é semelhante aos anteriores, quando há um aumento da variação da fragmentação multidimensional, há um aumento na magnitude dos preditores.

Tabela 5.17. Determinantes das variações na fragmentação pericial multidimensional.

Variáveis independentes	Fragmentação multidimensional 2000-2010 (500,1000,2000)	
	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Distância aos aglomerados populacionais	0,027	0,018
Densidade de povoamento	-0,004	0,721
Distância as vias de acesso	0,072	<0,001
F (3,8958)	22,632	

5.10 Discussão

A combinação de técnicas de classificação do coberto do solo e métricas da paisagem é importante para a compreensão das várias características relacionadas com a estrutura da paisagem (Fan & Myint, 2014). As regiões urbanas e periurbanas, são geralmente influenciadas por mudanças induzidas pelo homem no coberto do solo, devidas a processos de urbanização, e com implicações profundas sobre as funções ecológicas e a diversidade da paisagem (Yeh & Huang, 2009).

Além da urbanização, fatores como os movimentos migratórios, a expansão não planeada de diferentes tipos de uso do solo, as elevadas taxas de pobreza, e as alterações nos sistemas de gestão da terra, constituem enormes desafios para a paisagem (Reid *et al.*, 2008). Na região em estudo localiza-se a cidade do Lubango, uma das mais importantes de Angola com elevado nível de desenvolvimento, o que se reflete em implicações profundas sobre a estrutura da paisagem circundante.

A escala de análise em ecologia da paisagem é um aspecto de grande importância. Para Cushman & McGarigal (2006), qualquer modelo da estrutura da paisagem requer uma identificação explícita da escala apropriada para análise dos fenómenos em consideração.

Devido aos desafios impostos pela selecção da escala de análise, Cushman & McGarigal (2006), propõem a utilização de abordagens multiescala para análise da perda de habitas e da fragmentação da paisagem. Por esse facto, neste estudo foi utilizada essa abordagem e várias janelas de vizinhança foram escolhidas durante a construção das novas medidas para avaliação da paisagem.

As medidas da paisagem analisadas, mostram uma correlação significativa com os factores ou variáveis naturais e socioeconómicas existentes na região de estudo, o que demonstra a potencialidade e a aplicação das mesmas nestes tipos de análises. Um estudo semelhante foi realizado por Gao & Li (2011) onde foram analisadas variáveis como a distância às estradas principais, a distância aos centros populacionais e o declive e a sua influência na paisagem, obtendo-se correlações significativas em relação à fragmentação.

As modificações na estrutura, composição e configuração da paisagem são principalmente reflexo da expansão das áreas urbanas e do aumento das vias de comunicação e de transportes.

Analisando os vários mapas produzidos, nota-se que as alterações ao nível da paisagem têm relação directa com as alterações do coberto do solo. Assim, comparando a magnitude das alterações da paisagem para o primeiro período (1990-2000) e para o segundo (2000-2010), verifica-se que a magnitude das transformações foi maior no primeiro período, o que aconteceu também com as alterações de coberto do solo (figura 3.23), por ter sido o período onde se deram mais transformações na região, resultantes do crescimento das áreas agrícolas e não só.

Analisando as alterações de coberto do solo e tendo em conta o relevo, verifica-se que as regiões planas, onde existem muitas explorações agrícolas e as áreas pouco montanhosas, onde se localiza o miombo, são as que apresentam uma maior magnitude de transformações.

CAPÍTULO VI- CONCLUSÕES

Este estudo, desenvolvido para três municípios do sudoeste de Angola (Lubango, Humpata e Chibia) os mais populosos de Angola, a seguir ao município de Luanda, teve como objetivo produzir cartografia de coberto do solo para apoio à monitorização das alterações ocorridas no período 1990-2010 e proceder a uma abordagem de caracterização e avaliação da paisagem, que incluiu o desenvolvimento de um conjunto de novas métricas da paisagem. Estas métricas da paisagem, foram utilizadas na avaliação das alterações ocorridas, na caracterização dos contrastes entre os municípios e na relação com os seus factores socioeconómicos, morfologia do relevo, distância aos aglomerados populacionais, distância às vias de acesso e densidade de povoamento.

A metodologia de análise do coberto do solo adotada baseou-se no processamento automático de imagens de satélite Landsat através da utilização de várias técnicas. Inicialmente e dadas as características próprias da região, esta é atravessada pela escarpa de Angola com altitudes vigorosas e declives acentuados, foram aplicadas técnicas de correcção do efeito atmosférico e topográfico às imagens Landsat de forma a produzir mapas de coberto do solo com maior fiabilidade. Nestes mapas foi possível distinguir 8 classes de coberto do solo, para as quais foi avaliada a sua separabilidade espectral através do cálculo do índice de Jeffries-Matusita (J-M). Todas as classes apresentaram uma boa separabilidade espectral (acima de 1.5), sendo as classes de Miombo aberto, Herbáceas e Savana bosque as mais difíceis de distinguir. Os produtos obtidos apresentaram uma boa precisão, como atestam o coeficiente *Kappa* e a exactidão global.

Observando os mapas de coberto do solo e analisando a área ocupada por cada classe, ressalta o predomínio das áreas cultivadas/solo nu e da savana bosque em todas as datas, que em conjunto cobrem quase 70% da região de estudo. Estas classes apresentam um aumento entre 1990 e 2010, que está associado aos processos de degradação dos bosques de miombo denso e aberto, resultado das actividades humanas, nomeadamente a produção de alimentos, a produção de carvão e a recolha de lenha para usos domésticos e comerciais. Embora seja um aumento pouco expressivo em termos de área, tendo em conta toda a região, as superfícies artificializadas apresentaram o maior crescimento ao longo dos vinte anos, tendo a sua área crescido neste período mais de 300%.

As conversões mais importantes entre as classes de coberto estiveram relacionadas com as classes Áreas cultivadas/solo nu, Savana bosque, Miombo aberto e Miombo denso. Entre 1990 e 2010, a Savana bosque perde quase 27% da sua área para a Áreas cultivadas/solo nu, cerca de 11% do Miombo denso são convertidos em Savana bosque, cerca de 8% de Miombo aberto são convertidos em Áreas cultivadas/solo nu e cerca de 8% de Miombo denso é convertido para o Miombo aberto. As conversões entre estas quatro classes equivalem a 53% de todas as conversões na região de estudo.

Analisando as dinâmicas espaciais, constatou-se que estas são diferentes nos três municípios analisados, para os dois períodos temporais. Assim, verificam-se percentagens de alteração diferentes, mas com tendência de diminuição em todos os municípios. O município da Chibia, nos dois períodos temporais apresenta percentagens de alteração superiores à percentagem média de toda a região, sendo seguido pela Humpata e Lubango.

A análise da paisagem, integrou a utilização de 3 novas métricas, desenvolvidas durante o trabalho efectuado. Estas métricas permitiram caracterizar a paisagem, evidenciando os contrastes em termos espaciais e as trajectórias de mudança ao longo da mesma região.

Refletindo a adopção de um modelo de gradientes de paisagem, recomendado pela maioria dos especialistas em ecologia da paisagem, em contraponto com a utilização de aproximações clássicas, considera-se que a abordagem desenvolvida permitiu melhorar a análise da estrutura da paisagem e a ligação entre os padrões e os processos.

Os resultados mostram que as métricas desenvolvidas constituem um contributo para a caracterização e avaliação de dinâmicas da paisagem, por reflectirem as características do coberto do solo e as suas transformações.

Caracterizando a região de estudo, relativamente ao comportamento das métricas na região, verificou-se que tanto a densidade de bordas, como a fragmentação focal simples e a fragmentação multidimensional apresentaram valores mais elevados, nas regiões onde o número de classes de coberto do solo por unidade de superfície é maior. A região centro-norte, ocupada principalmente por coberto agrícola apresenta, menores valores de fragmentação, estando esta a ocorrer, principalmente, nas zonas periféricas e montanhosas a oeste e a sul. Em termos temporais, tal como no coberto do solo, há uma diminuição da

fragmentação ao longo do tempo. O Lubango e a Humpata foram os municípios que apresentaram mais alterações em termos de fragmentação.

Analisando a influência dos factores morfologia do relevo e os socioeconómicos associados às alterações das métricas, pode-se dizer que, regra geral foi notado um efeito estatisticamente significativo destes factores sobre as métricas da paisagem utilizadas. Relativamente à morfologia do relevo, constatou-se que a magnitude das transformações da paisagem é diferente nas várias classes de relevo, existindo algumas diferenças, como, o facto da densidade de bordas apresentar alterações mais expressivas nas áreas ocupadas por colinas baixas. A nível da fragmentação, as classes com maior alteração foram as planícies, os pediplanos e as montanhas baixas.

Foram adotados vários factores socioeconómicos neste estudo: distância aos aglomerados populacionais, distância às vias de acesso e densidade de povoamento. Estes fatores evidenciaram efeitos significativos na explicação das alterações ao nível das métricas seleccionadas, embora com magnitudes diferentes, como se observa pelos valores do r^2 .

A variável que teve um efeito mais forte sobre a densidade de bordas foi a distância às vias de acesso, onde os valores mostraram que sempre que a distância às vias de acesso diminui a densidade de bordas aumenta.

A fragmentação focal simples também é influenciada pelos factores socioeconómicos, mas a ordem de magnitude varia de acordo com o período estudado e de acordo com o tamanho das janelas seleccionadas, sendo que, entre 1990-2000, o factor mais importante na explicação da fragmentação focal simples foi a distância aos aglomerados populacionais e entre 2000-2010 foi o factor vias de acesso.

A fragmentação pericial multidimensional tal como as outras métricas, também é influenciada pelos factores socioeconómicos, mas a ordem de magnitude dos factores varia de acordo com o período estudado e de acordo com o tamanho das janelas seleccionadas, mostrando um comportamento muito distinto. Entre 1990-2000, para as janelas de vizinhança (100, 500, 1000), verifica-se que, a densidade de povoamento ($p=0,932$) não possui um efeito significativo sobre a variável dependente, e entre 2000-2010 a densidade de povoamento também não apresentou um efeito significativo na explicação da

fragmentação pericial multidimensional (0,721) para as janelas (500, 1000, 2000) mostrado para essa métrica um comportamento semelhante.

A abordagem multiescala adoptada, mostrou que para a área de estudo e para as variáveis seleccionadas, existem poucas diferenças, porque todos modelos foram estatisticamente significativos, quando analisadas as relações entre as transformações da paisagem e os factores geradores. Apenas a fragmentação pericial multidimensional revelou diferenças notáveis entre as janelas de (100, 500, 1000) e janelas (500, 1000, 2000), quando se comparou a influência dos factores socioeconómicos nos três municípios.

Esta tese congregou um conjunto de temáticas com a finalidade de caracterizar e avaliar um conjunto de aspectos inerentes à paisagem e às suas transformações na região do Lubango, localizado na porção Sudoeste de Angola.

Considera-se também que uma mais valia adicional deste estudo reside no facto de ter sido produzida nova informação sobre a região, que permitirá ao público em geral aceder a informação cartográfica, permitindo assim uma melhor gestão da região por parte das autoridades locais responsáveis, e também investigadores, docentes e instituições publicas e privadas que desenvolvem trabalho neste âmbito.

Devido à enorme extensão de Angola e à notável carência em termos de recursos humanos capacitados em matéria de levantamentos do terreno, esta abordagem baseada no processamento digital de imagens de satélite, poderá servir em termos metodológicos para o aumento do número de estudos sobre a região.

Em termos da metodologia adoptada quer a nível de processamento quer ao nível da análise da paisagem, as métricas desenvolvidas por serem fáceis de implementar em SIG, permitirão a sua replicação, alargando assim o potencial número de estudos a desenvolver.

6.1 Desenvolvimentos futuros

Dada a complexidade dos estudos ligados às alterações da paisagem e às relações entre os factores que estão na sua génese, vários aspetos ficaram por analisar. Assim, sugerem-se várias ideias para futuros estudos, nomeadamente:

- Desenvolver uma nova abordagem de monitorização do coberto do solo utilizando imagens Landsat, que torne possível incorporar imagens dos vários períodos do ano, de forma a capturar os aspectos fenológicos da vegetação e por outro lado minimize os efeitos de maré. Sugere-se uma abordagem automática de forma a permitir o acesso rápido aos resultados.
- Testar a contribuição de cada um dos índices de biodiversidade e sustentabilidade adoptados neste estudo, e decidir quais os mais adequados para a construção de métricas de fragmentação pericial multidimensional, e explorar novos índices que permitam uma melhor caracterização da estrutura e dinâmica da paisagem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, J.B & Gillespie, A.R. (2006). Remote Sensing of Landscapes with Spectral Images: A Physical Modeling Approach (Topics in Remote Sensing). Cambridge University Press, 378p.

Alcamo, J., Schaldach, R., Koch, J., Kölling, C., Lapola, D., Priess, J. (2011). Evaluation of an integrated land use change model including a scenario analysis of land use change for continental Africa. *Environmental Modelling & Software*, 26(8), 1017–1027.

Ali, A., de Bie, C. A. J. M., Skidmore, A. K., Scarrott, R. G., Lymberakis, P. (2014). Mapping the heterogeneity of natural and semi-natural landscapes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26, 176–183. doi:10.1016/j.jag.2013.06.007

Ali, G., Birkel, C., Tetzlaff, D., Soulsby, C., McDonnell, J. J., Tarolli, P. (2014). A comparison of wetness indices for the prediction of observed connected saturated areas under contrasting conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(3), 399–413.

Ali, S. A. (2013). Evaluation of Morphometric Parameters—A Remote Sensing and GIS Based Approach. *Open Journal of Modern Hydrology*, 03(45), 20–27.

Anderson, J. R., Hardy, E. E., Roach, J. T., Witmer, R. E., Peck, D. L. (1976). A Land Use And Land Cover Classification System For Use With Remote Sensor Data. A Revision of the Land Use Classification System as Presented in U.S. Geological Survey Circular 671, 964, 41.

Angel S. (2011). Making room for a planet of cities. Cambridge, MA: Lincoln Institute of Land Policy. Policy Focus Report/Code PF 027.

Araújo, A.G & Guimarães, F (Coordenadores) 1992. Geologia de Angola. Notícia explicativa da Carta geológica de Angola Á Escala 1:1000000. Serviço Geológico de Angola. Luanda.136p.

Azevedo, A.L., Refega, A.A.G., Sousa, E.C., Portas, C.A.M., Vilhena, M.A.L., Marques, M.M., Sá, V.H.L. (1972). Caracterização sumária das condições ambientais de angola. Universidade de Luanda, Cursos superiores de agronomia e de silvicultura.

Barbosa, L.A.G. (1970) Carta fitogeográfica de Angola. Instituto de Investigação Científica de Angola. Luanda.

Batista, T (coordenação) 2009. (Nuno Guiomar, Teresa Batista, João Paulo Fernandes, Carlos souto Cruz (Autoria) Corine Land Cover Nível 5. Contribuição para a Carta de Uso do Solo em Portugal Continental. Associação dos Municípios do distrito de Évora. ISBN 989-95985.

- Baumann, M., Ozdogan, M., Kuemmerle, T., Wendland, K. J., Esipova, E. & Radeloff, V. C. (2012). Using the Landsat record to detect forest-cover changes during and after the collapse of the Soviet Union in the temperate zone of European Russia. *Remote Sensing of Environment*, 124, 174–184.
- Berk, A., G.P. Anderson, P.K. Acharya and E.P. Shettle, "MODTRAN®5.2.1 User's Manual," April 2011.
- Bishop, M. P., James, L. A., Shroder, J. F., Walsh, S. J. (2012). Geospatial technologies and digital geomorphological mapping: Concepts, issues and research. *Geomorphology*, 137(1), 5–26.
- Bodart, C., Brink, A. B., Lupi, A. (2013). Continental estimates of forest cover and forest cover changes in the dry ecosystems of Africa between 1990 and 2000, 1036–1047.
- Bontemps, S., Defourny, P., van Bogaert, E., Kalogirou, V., Arino, O.(2011). GlobCover 2009: Products description and validation report, ESA GlobCover project, 53 p.
- Botequilha-Leitão, A., Miller, J., Ahern, J., Kevin McGarigal (2006). *Measuring Landscapes. A Planners Handbook*. Island Press. ISBN 1-55963-899-0.245 p.
- Bourennane, H., Salvador-Blanes, S., Couturier, A., Chartin, C., Pasquier, C., Hirschberger, F., ... Daroussin, J. (2014). Geostatistical approach for identifying scale-specific correlations between soil thickness and topographic attributes. *Geomorphology*, 220(0), 58–67.
- Brimicombe, A. (2010). *GIS, Environmental Modeling and Engineering*. CRC Press, 2ª edição, ISBN 9781439808702, 380p.
- Brink, A. B. & Eva, H. D. (2009). Monitoring 25 years of land cover change dynamics in Africa: A sample based remote sensing approach. *Applied Geography*, 29(4), 501–512.
- Burel, F. & Baudry, J. (2003). *Landscape Ecology, concepts, methods and applications*. Science publishers, ISBN 1578082145, 394p.
- Burrough, P.A. & McDonell, R.A. (1998). *Principles of Geographical Information Systems (Spatial Information Systems)*, Oxford University Press, 2ª edição, 356p.
- Cabral, A.I.R., Vasconcelos, M. J., Oom, D., Sardinha, R. (2011). Spatial dynamics and quantification of deforestation in the central-plateau woodlands of Angola (1990–2009). *Applied Geography*, 31(3), 1185–1193.
- Cabral, A., Vasconcelos, M., Oom, D. (2010). Comparing information derived from global land cover datasets with landsat imagery for the huambo province and Guinea-Bissau, XXXVIII, 107–112.

Cacerés, A., Santos, P., Tchalo, F., Mills, M., Melo, M. (2013). Human use of natural resources and the conservation of the afro-montane forest in mount Moco, Angola. *Journal of Sustainable Development in Africa*, Volume 15, No 3.

Campbell, J.B. & Wynne, R.H. (2011). *Introduction to Remote Sensing*. 5ª Edição. The Guilford Press. ISBN 9781609181765. 667p.

Cardoso, J. C. 1974. A Classificação dos Solos de Portugal, Nova Versão. *Boletim de Solos* 17: 14-46. SROA, Secretaria de Estado da Agricultura, Lisboa.

Carvalho, H. & Fernandes, F.C. (1973). Notícia explicativa da Carta Geológica, escala 1:100.000. Folha Sul D-33, U- Chibemba. Direcção Provincial dos Serviços de Geologia e Minas, Luanda.

Carvalho-Ribeiro, S., Ramos, I. L., Madeira, L., Barroso, F., Menezes, H., Pinto Correia, T. (2013). Is land cover an important asset for addressing the subjective landscape dimensions? *Land Use Policy*, 35, 50–60.

Cassidy, L., Binford, M., Southworth, J., Barnes, G. (2010). Social and ecological factors and land-use land-cover diversity in two provinces in Southeast Asia. *Journal of Land Use Science*, 5(4), 277–306.

Chander, G., Markham, B. L., Helder, D. L., Ali, E. (2009). Remote Sensing of Environment Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS , TM , ETM + , and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 893–903.

Chavez, P.S. (1996). Image-based Atmospheric corrections- Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 62(9), 1025-1036.

Chen, D. & Stow, D. (2002). The Effect of Training Strategies on Supervised Classification at Different Spatial Resolutions. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 68(11), 1155–1161.

Clark, M. L., Aide, T. M., Grau, H. R., Riner, G. (2010). A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment*, 114(11), 2816–2832.

Clerici, M., Combal, B., Pekel, J. F., Dubois, G., van'tKlooster, J., Skøien, J. O., Bartholomé, E. (2013). The eStation, an Earth Observation processing service in support to ecological monitoring. *Ecological Informatics*, 18, 162–170.

Comber, A., See, L., Fritz, S., Velde, M. Van Der, Perger, C., Foody, G. (2013). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* Using control data to determine the reliability of

volunteered geographic information about land cover. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 23, 37–48.

Congalton, R.G. & Green, K. (2009). *Assessing the accuracy of remotely sensed data. Principles and practices*. CRC Press, 2ª edição, 210p.

Cord, A., Conrad, C., Schmidt, M., Dech, S. (2010). Standardized FAO-LCCS land cover mapping in heterogeneous tree savannas of West Africa. *Journal of Arid Environments*, 74(9), 1083–1091.

Correia, H. (1976). O Grupo Chela e Formação Leba como novas unidades litoestratigráficas resultantes da redefinição da “Formação da Chela” na região do Planalto da Humpata (Sudoeste de Angola). *Boletim da Sociedade Geológica de Portugal* (20), 65-130.

Cosep Consultoria, Consaúde e ICF Macro (2011). *Inquérito de Indicadores de Malária em Angola*. Calverton, Maryland.

Crampton, J.W. (2010). *Mapping a critical introduction to cartography and GIS*. Wiley-Blackwell, ISBN 9781405121729, 231p.

Cress, J.J., Sayre, R., Comer, P., Warner, H. (2009). *Terrestrial ecosystems—Land surface forms of the conterminous United States: U.S. Geological Survey Scientific Investigation Map 3085, scale 1:5,000,000*.

Cruz C.S. (2002). *A cartografia das fitogeocenoses aplicada à gestão de áreas protegidas*. (Tese de doutoramento não publicada), Universidade de Évora, Portugal.

Cumming, G. S., Olsson, P., Chapin, F. S., Holling, C. S. (2013). Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 1139–1150.

Cushman, S. A., Gutzweiler, K., Evans, J. S., & Mcgarigal, K. (2010). Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation, 83–108.

Daily, G. C. (1997). Nature’s services: societal dependence on natural ecosystems. *Ecology*.

Davies, C. E., Moss, D., Hill, M. O. (2004). EUNIS Habitat Classification Revised 2004. *Technology*, (October), 310.

De Reu, J., Bourgeois, J., Bats, M., Zwertvaegher, A., Gelorini, V., De Smedt, P., ... Crombé, P. (2013). Application of the topographic position index to heterogeneous landscapes. *Geomorphology*, 186, 39–49.

Delgado-Matas, C., Mola-Yudego, B., Gritten, D., Kiala-Kalusinga, D., Pukkala, T. (2015). Land use evolution and management under recurrent conflict conditions: Umbundu agroforestry system in the Angolan Highlands. *Land Use Policy*, 42, 460-470.

Demetriou, D., Stillwel, J & See, J. (2013). New methodology for measuring land fragmentation. *Computers Environment and Urban Systems*, 39, 71-80.

Deng, Y. & Wilson, J. P. (2008). Multi-scale and multi-criteria mapping of mountain peaks as fuzzy entities. *International Journal of Geographical Information Science*, 22(2), 205–218.

Deng, Y., Wilson, J. P., Bauer, B. O. (2007). DEM resolution dependencies of terrain attributes across a landscape. *International Journal of Geographical Information Science*, 21(2), 187–213.

Di Gregorio A. & Jansen, L. J. M. (2005). Land cover classification system: Classification concepts and user manual – Software version 2. FAO, Rome.

Di Gregorio, A. & Jensen, L. J. M. (2000). Land cover classification system concepts and user manual. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Di Gregorio, A. & Jansen, L.J.M. (1998). Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual, for software version 1.0, FAO, Rome.

Diário da República I Série-Nº 5 de 9 de Janeiro de 2012, órgão oficial da República de Angola.

Dijkhorst, H. Van. (2011). Rural Realities between Crisis and Normality. Livelihood strategies in Angola, 1975-2008. (Tese de doutoramento não publicada). Wageningen University, Netherlands.

Diniz, C. (2009). Características Mesológicas de Angola. Lisboa: Instituto Português de Apoio ao desenvolvimento 2ª Edição Revista. ISBN 972-8975-02-3. 546p.

Dorner B., Lertzman. K., Fall, J. (2002). Landscape pattern in topographically complex landscapes: issues and techniques for analysis. *Landscape Ecology* 17: 729-743.

Drăguț L. & Eisank C. (2011). Object representations at multiple scales from digital elevation models. *Geomorphology*. 2011;129:183–189

Drăguț, L. & Eisank, C. (2012). Automated object-based classification of topography from SRTM data. *Geomorphology*, 141-142, 21–33.

Duarte, A.F. & Fernandes, J.C. (2004). Detecção Remota. Lidel- Edições Técnicas, Lda. ISBN: 978-972-757-292-2. 223p.

- Ediriweera, S., Pathirana, S., Danaher, T., Nichols, D., Moffiet, T. (2013). Evaluation of Different Topographic Corrections for Landsat TM Data by Prediction of Foliage Projective Cover (FPC) in Topographically Complex Landscapes. *Remote sensing* 12(5) 6767-6789.
- EEA. (2006). Urban sprawl in Europe. The ignored challenge. Joint Research Centre. EEA Report. ISSN 1725-9177.
- Ehsani, A. & Malekian, A. (2012). Landforms identification using neural network-self organizing map and SRTM data. *Desert*, 16(2011), 111–122.
- Ehsani, A.H. (2008). Morphometric and Landscape Feature Analysis with Artificial Neural Networks and SRTM data. Applications in Humid and arid Environments.(Tese de doutoramento não publicada) Royal Institute of Technology, Sweden.
- Ehsani, A. & Malekian, A.(2011). Landforms identification using neural network-self organizing map and SRTM-Data. *Desert*(16) 111-122.
- Ellis, E. C. (2013). Sustaining biodiversity and people in the world’s anthropogenic biomes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(3-4), 368–372.
- Elmahboub, W., Scarpace, F., Smith, B. (2009). A Highly Accurate Classification of TM Data through, 278–299.
- Engelen, V.W.P. & Dijkshoorn, J.A. (Eds.), 2013. Global and National Soil and Terrain Databases (SOTER). Procedures Manual, Version 2.0. ISRIC –World Soil Information. 198 p.
- Entwisle, B. & Stern, P.C. (Coord). (2005). Population, Land Use, and Environment. National Research Council (US) Panel on New Research on Population and the Environment. Washington (DC).
- Eva, H. D., Brink, A., Simonetti, D. (2006).MONITORING LAND COVER DYNAMICS IN SUB-SAHARAN AFRICA Institute for Environment and Sustainability.
- Evans, I. S. (2012). Geomorphometry and landform mapping: What is a landform? *Geomorphology*, 137(1), 94–106.
- Ewing, B., Moore, D., Goldfinger, S. H., Oursler, A., Reed, A., Wackernagel, M. (2010). Ecological Footprint Atlas 2010. Global Footprint Network, 1–111.
- FAO. (2010). Global Forest Resources Assessment 2010. FAO Forestry Paper, 163. Food and Agriculture Organization of The United Nations, Rome.

- FAO. (2006). World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. IUSS-ISRIC-FAO. World Soil Resources Reports 103. Rome.
- FAO-UNESCO.(1974). Soil Map of The World, 1:5000000, Volume I Legend, UNESCO-Paris.
- Feio, M. (1981). O relevo do sudoeste de Angola. Estudo de Geomorfologia. Memórias da Junta de Investigações Científicas do Ultramar. Nº67 (Segunda Série). Lisboa. Deposito legal nº 614/82. 326p.
- Feranec, J., Jaffrain, G., Soukup, T., Hazeu, G. (2010). Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. *Applied Geography*, 30(1), 19–35.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112:473–480.
- Fonseca, A.D. & Fernandes, J. C (2004). Detecção Remota. Lidel- Edições Técnicas, Lda. ISBN: 978-972-757-292-2. 223 p.
- Foody, G. M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80(1), 185–201.
- Foody, G. M. (2008). Harshness in image classification accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 29(11), 3137–3158.
- Forman, R.T.T. (1995) Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. 9ª Edição. ISBN 9780521474627.632p.
- Forman, R.T.T. (2008). Urban regions, ecology and planning beyond the city. Cambridge University Press. ISBN 978-0-511-40977-6, 478p.
- Forman, R.T.T., Godron, M. (1981). Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience*, 31(10), 733-740.
- Forman, R.T.T., Godron, M. (1986). Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York. 620 p.
- Fritz, S., Bartholome, E., Belward, A., Hartley, A., Stibig, H.J., Eva, H. ...Defourny, P. (2003). Harmonisation, mosaicing and production of the Global Land Cover 2000 database, Ispra
- Fu, B., & Forsius, M. (2015). Ecosystem services modeling in contrasting landscapes. *Landscape Ecology* (30) 3, 375-379.
- Gao, J. (2009). Digital analysis of remotely sensed imagery. McGraw Hill. ISBN 9780071604666. 674p.

- Gao, Y. & Zhang, W. (2009). LULC classification and topographic correction of Landsat-7 ETM+ imagery in the Yangjia River Watershed: the influence of DEM resolution. *Sensors* (9), 1980-1995.
- Gessner, U., Machwitz, M., Conrad, C., Dech, S. (2013). Estimating the fractional cover of growth forms and bare surface in savannas. A multi-resolution approach based on regression tree ensembles. *Remote Sensing of Environment*, 129, 90–102.
- Giri, C., Pengra, B., Long, J., Loveland, T. R. (2013). Next generation of global land cover characterization, mapping, and monitoring. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 25, 30–37.
- Goslee, S. C. (2011). *Analyzing Remote Sensing Data in R : The landsat Package*, 43(4).
- Governo da Provincia da Huíla. (2004). *Plano Director da Cidade do Lubango 2003-2020. Estudos de Caracterização e Diagnóstico. Enquadramento Biofísico. Volume 3/10.*
- Gross, D., Dubois, G., Pekel, J. F., Mayaux, P., Holmgren, M., Prins, H. H. T., ... Boitani, L. (2013). Monitoring land cover changes in African protected areas in the 21st century. *Ecological Informatics*, 14, 31–37.
- Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12(2), 321-334.
- Hansen, M. C. & Loveland, T. R. (2012). A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 122, 66–74.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850–853.
- Hazeu, G. W., Metzger, M. J., Múcher, C. A., Perez-Soba, M., Renetzeder, C., Andersen, E. (2011). European environmental stratifications and typologies: An overview. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 142(1-2), 29–39.
- Hengl, T & Reuter, H.I (2009). (Eds). *Geomorphometry. Concepts, Software, applications. Developments in Soil Science. Volume 33.* Elseiver. ISBN 9780123743459. 765p.
- Herold, M., Hubald, R., Di Gregorio, A. (2009). *Translating and evaluating land cover legends using the UN Land Cover Classification System (LCCS).* GOF-C-GOLD Report No.43, Land Cover Project Office, Jena, Germany.

Herold, M. & Di Gregorio, A. (2012). Evaluating Land-Cover Legends using the UN Land Cover Classification System. CRC Press, 61-119.

Hersperger, A. M., Gennaio, M., Verburg, P. H., Bürgi, M. (2010). Linking Land Change with Driving Forces and Actors : Four Conceptual, 15(4).

Hill, J. & Sturm, B. (1991). Radiometric correction of multitemporal Thematic Mapper data for use in agricultural land-cover classification and vegetation monitoring. *International Journal of Remote Sensing*, 12(7), 1471-1491.

Hill, J., Mehl, W., Radeloff, V. (1995). Improved forest mapping by combining corrections of atmospheric and topographic effects in Landsat TM imagery. *Sensors and Environmental Applications of Remote Sensing*, Balkema, Rotterdam, ISBN 9054105240.

Horning, N., Robinson, J.A., Sterling, E.J., Turner, W., Spector, S. (2010). Remote sensing for ecology and conservation. A handbook of techniques in ecology & Conservation series. Oxford University Press, ISBN 9780199219940, 494p.

Hughes, M. W., Schmidt, J., Almond, P. C. (2009). Automatic landform stratification and environmental correlation for modelling loess landscapes in North Otago, South Island, New Zealand. *Geoderma*, 149 (1-2), 92–100.

INE. (2014). Resultados preliminares do recenseamento geral da população e da habitação de Angola de 2014. Luanda, Angola.

INE. (2011a). Inquérito integrado sobre o bem-estar da população-IBEP, Volume I. Ministério do Planeamento, Luanda, Angola

INE. (2011b). Inquérito integrado sobre o bem-estar da população-IBEP, Volume II. Ministério do Planeamento, Luanda, Angola

IUSS Grupo de Trabajo WRB. (2007). Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Iverson, L., Echeverria, C., Nahuelhual, L., & Luque, S. (2014). Ecosystem services in changing landscapes: An introduction. *Landscape Ecology*, 29(2), 181–186.

- Iwahashi, J. & Pike, R. J. (2007). Automated classifications of topography from DEMs by an unsupervised nested-means algorithm and a three-part geometric signature. *Geomorphology*, 86(3-4), 409–440.
- Jensen, J. (2005). *Introductory digital image processing*. Prentice Hall PTR/University of South Carolina. 544 p.
- Jensen, J.R., Im, J., Hardin, P., Jensen, R.R. (2009). Image classification. In *SAGE Handbook of Remote Sensing*; Warner, T.A., Nellis, M.D., Foody, G.M., (Eds.); SAGE: London, UK, Chapter 19.
- Jiang, H., Feng, M., Zhu, Y., Lu, N., Huang, J., Xiao, T. (2014). An Automated Method for Extracting Rivers and Lakes from Landsat Imagery. *Remote Sensing*, 6(6), 5067–5089.
- Johnson, G.D. & Patil, G.P.(2006). *Landscape pattern analysis for assessing ecosystem condition, environmental and ecological statistics series, volume 1*. Springer, ISBN 9780387376844, 144p.
- Karathanassi, V., Andronis, V., Rokos, D. (2000). Evaluation of the Topographic Normalization Methods for a Mediterranean Forest Area. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing*, XXXIII(B7), 654–661.
- Klingseisen, B., Metternicht, G., Paulus., G. (2007). Geomorphometric Landscape Analysis Using a Semi-Automated GIS Approach. *Environmental Modeling & Software* 20 1-13
- Kobayashi,S. & Sanga-Ngoie, K. (2008). The integrated radiometric correction of optical remote sensing imageries. *International Journal of Remote Sensing*, 29(20), 5957-5985.
- Kosmidou, V., Petrou, Z., Bunce, R. G. H., Múcher, C. a., Jongman, R. H. G., Bogers, M. M. B., ... Petrou, M. (2014). Harmonization of the Land Cover Classification System (LCCS) with the General Habitat Categories (GHC) classification system. *Ecological Indicators*, 36, 290–300.
- Lambin, E.F. & Geist, H.J. (2006). *Land-Use and Land-Cover Change, local processes and global impacts*. Springer, ISBN 9783540322016, 236p.
- Landgrebe, D.A. (2003). *Signal theory methods in multispectral remote sensing*. John Wiley & Sons, 520p.
- Lang, S. & Blaschke, T (2007). *Análise da Paisagem com SIG. Oficina de textos*,CDD-621.3678. 424p.
- Lasanta, T. & Vicente-Serrano, S. M. (2012). Remote Sensing of Environment Complex land cover change processes in semiarid Mediterranean regions: An approach using Landsat images in northeast Spain. *Remote Sensing of Environment*, 124, 1–14.

- Laurin, G.V., Liesenberg,V., Chen, Q., Guerriero,L., Valentini,R. (2013). Optical and SAR sensor synergies for forest and land cover mapping in a tropical site in West Africa. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21(2013) 7-16.
- Lillesand, T. & Kiefer, R. (2000). *Remote sensing and image interpretation*. New York: John Wiley & Sons.756p.
- Linard, C., Tatem, A.J.,Gilbert, M.(2013). Modelling spatial patterns of urban growth in Africa. *Applied Geography*, 44, 23-32.
- Lindenmayer, D.B. (2009). *Large-scale landscape experiments, lessons from Tumut*. Cambridge University Press, ISBN 9780511507229, 305p.
- Lindenmayer, D.B. & Fischer, J. (2006). *Habitat fragmentation and landscape change, an ecological and conservation synthesis*. Island Press, ISBN 1597260207,349p.
- Liu, J.G. & Mason, P.J. (2009). *Essential image processing and GIS for remote sensing*. Wiley-Blackwell. ISBN 9780470510322, 462p.
- Loveland, T. R. & Dwyer, J. L. (2012). Remote Sensing of Environment Landsat : Building a strong future. *Remote Sensing of Environment*, 122(October 2000), 22–29.
- Loveland, T. R., Reed, B. C., Brown, J. F., Ohlen, D. O., Zhu, Z., Yang, L., Merchant, J. W. (2000). Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 1303-1330.
- Lu, D. & Weng, Q. (2007). A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, 28(5), 823–870.
- Lunetta, R. S. (Ed.) (1998). *Remote Sensing Change Detection: Environmental Monitoring Methods and Applications*, 21. Chelsea, MI: Ann Arbor Press.
- MacLean, M.G., R.G. Congalton, 2013. PolyFrag: A vector-based program for computing landscape metrics. *Journal of GIScience and Remote Sensing*. 50(6):591-603.
- Macmillan, R.A. & Shary, P.A. (2009). Landforms and landform elements in geo- morphometry. In: Hengl, T. & Reuter, H.I. (Eds.), *Geomorphometry. Concepts, Software, Applications*. *Developments in Soil Science*, vol. 33. Elsevier, Amsterdam, pp. 227-254.
- Magalhães, M. R (Coordenação geral). Abreu, M. M., Lousã, M.,Cortez, N. (Coordenação Sectorial).2007. *Estrutura Ecológica da Paisagem. Conceitos e Delimitação- escalas regional e*

municipal. Centro de estudos de Arquitetura Paisagista- “Prof. Caldeira Cabral”. Instituto Superior de Agronomia- Universidade Técnica de Lisboa. ISAPress. ISBN: 978-972-8669-27-0. 361p.

Mas, J.-F., Kolb, M., Paegelow, M., Camacho Olmedo, M. T., Houet, T. (2014). Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software*, 51, 94–111.

Mas, J.-F., Kolb, M., Paegelow, M., Camacho Olmedo, M. T., Houet, T. (2014). Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software*, 51, 94–111.

Matos, J.L. (2001). Fundamentos de informação geográfica. Lidel - Edições técnicas, 326p.

Mayaux, P., Pekel, J.-F., Desclée, B., Donnay, F., Lupi, A., Achard, F., ... Belward, A. (2013). State and evolution of the African rainforests between 1990 and 2010. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 368(1625), 20120300.

McCourt, S., Armstrong, R. A., Jelsma, H., Mapeo, R. B. M. (2013). New U-Pb SHRIMP ages from the Lubango region, SW Angola: insights into the Palaeoproterozoic evolution of the Angolan Shield, southern Congo Craton, Africa. *Journal of the Geological Society*, 170(2), 353–363.

McGarigal K. & Marks, B.J. (1995). FRAGSTATS: Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351.

McGarigal K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E. (2002). FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

Mcgarigal, K. (2014). Fragstats help. Department of Environmental Conservation University of Massachusetts, Amherst, 1–182. doi:10.1093/ntr/nts298

McIntyre, S. & Hobbs, R. (1999). A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*, 13(6), 1282-1292.

McSweeney, C., New, M., Lizcano, G., Lu, X. (2010). The UNDP Climate Change Country Profiles: improving the accessibility of observed and projected climate information for studies of climate change in developing countries. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91, 157–166.

MEA. (2005). Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis, Syntheses report. Island Press, 155p.

- Medeiros, C.A. (1976) A colonização das terras altas da Huíla (Angola). Estudo de Geografia Humana. Memórias do Centro de Estudos Geográficos. Universidade de Lisboa 705p.
- Meyer, P. (1993). Radiometric corrections of topographically induced effects on Landsat TM data in an alpine environment, 48(4), 17–28.
- Minár, J. & Evans, I. S. (2008). Elementary forms for land surface segmentation: The theoretical basis of terrain analysis and geomorphological mapping. *Geomorphology*, 95(3-4), 236–259.
- Missão de Pedologia de Angola (1959). Carta Geral dos Solos de Angola. Distrito da Huíla. Memórias da Junta de Investigações do Ultramar. Nº9 segunda série. Lisboa. 482p.
- Mondal, P. (2011). Quantifying surface gradients with a 2-band Enhanced Vegetation Index (EVI2). *Ecological Indicators*, 11(3), 918–924.
- Morgan, J. M. & Lesh, A. (2005). Developing Landform Maps Using ESRI'S ModelBuilder. ESRI User Conference Proceedings, 1–11. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Developing+landform+maps+using+esri's+ModelBuilder#0>
- Morishima, W. & Akasaka, I. (2010). Seasonal trends of rainfall and surface temperature over southern Africa. *African Study Monographs*, Suppl.40: 67-76.
- Mücher, C. A., Klijin, J. A., Wascher, D. M., Schaminée, J. H. J. (2010). A new European Landscape Classification (LANMAP): A transparent, flexible and user-oriented methodology to distinguish landscapes. *Ecological Indicators*, 10(1), 87–103.
- Musacchio, L. R. (2013). Key concepts and research priorities for landscape sustainability. *Landscape Ecology*, 28(6), 995–998.
- Myers, N. (1988). Tropical deforestation and remote sensing. *Forest Ecology and Management*, 23,215-225.
- Nachtergaele, F. O., Petri, M., Biancalani, R., Lynden, G. Van. (2010). Global Land Degradation Information System (GLADIS) An Information database for Land Degradation Assessment at Global Level. *Management*, (August).
- Naydenova, V. & Stamenov, S. (2013). Landform classification using aster gdem and optical high resolution satellite images of Sofia city district, 183–193.

- Newman, M.E., McLaren, K.P., Wilson, B.S. (2014) Long-term socio-economic and spatial pattern drivers of land cover change in a Caribbean tropical moist forest, the Cockpit Country, Jamaica. *Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment*, 186, 185-200.
- Nzatuzola, J. B. L. (2011). Crescimento da População em Angola: “Um olhar sobre a situação e dinâmica populacional da cidade de Luanda.” *Revista de Estudos Demográficos*, 49, 53–67.
- Obade, V. & Lal, R.(2013). Assessing land cover and soil quality by remote sensing and geographical information systems (GIS). *Catena*, 104, 77–92.
- Odada, E. & Olago, D. (2005). Holocene climatic, hydrological and environmental oscillations in the tropics with special reference to Africa. Cambridge University Press.
- Olofsson, P., Foody, G. M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E. (2013). Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment*, 129, 122–131.
- Openshaw, K. (2005). Natural resources: population growth and sustainable development in Africa. In: Pak Sum Low (ed.) *Climate Change and Africa*. 369p.
- Ouedraogo, I., Savadogo, P., Tigabu, M., Cole, R., Oden, P.C., Ouadba, J. (2011). Trajectory Analysis of Forest Cover in the Tropical Dry Forest of Burkina Faso, West Africa. *Landscape Research*, 36, 303-320.
- Painho, M & Caetano, M. (Coord.) (2006). Cartografia de ocupação do solo. Portugal continental 1985-2000. Corine Land Cover 2000. Amadora: Instituto do Ambiente.
- Penghui, J., Cheng, L., Li, M., Zhao, R., Huang, Q.(2014). Analysis of landscape fragmentation processes and driving forces in wetlands in arid areas: A case study of the middle reaches of the Heihe river, China. *Ecological Indicators*, (46) 240-252.
- Pereira, E., Van-Dúnen, M. Vi, Tassinari, C. (2006). Carta Geológica de Angola, Notícia Explicativa da Folha Sul D-33/N-III (Bibala), escala 1: 100 000. Instituto Geológico de Angola.
- Pijanowski, B.C; Iverson, L.R; Drew, C.A; Bulley, H.N.N; Rhemtulla, J.M; Wimberly, M.C; Bartsch, A; Peng, J. (2009). Addressing the interplay of poverty and the ecology of landscapes: a Grand Challenge Topic for landscape ecologists. *Landscape ecology*.
- Pike, R.J., Evans, Hengl, I.S. (2009). Geomorphometry: a brief guide. In: Hengl, T., Reuter, H.I. (Eds.), *Geomorphometry: Concepts, Software, Applications*. Elsevier, Amsterdam, pp. 3–30.

- Plexida, S. G., Sfougaris, A. I., Ispikoudis, I. P., Papanastasis, V. P. (2014). Selecting landscape metrics as indicators of spatial heterogeneity—A comparison among Greek landscapes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26, 26–35.
- Potapov, P. V, Turubanova, S. A., Hansen, M. C., Adusei, B., Broich, M., Altstatt, A., ... Justice, C. O. (2012). Remote Sensing of Environment Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo , 2000 – 2010 , with Landsat ETM + data. *Remote Sensing of Environment*, 122, 106–116.
- Potapov, P., Hansen, M. C., Gerrand, a. M., Lindquist, E. J., Pittman, K., Turubanova, S., & Løyche Wilkie, M. (2011). The global Landsat imagery database for the FAO FRA remote sensing survey. *International Journal of Digital Earth*, 4(1), 2–21.
- Potapov, P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Loveland, T. R., Pittman, K. (2008). Combining MODIS and Landsat imagery to estimate and map boreal forest cover loss. *Remote Sensing of Environment*, 112(9), 3708–3719
- Puyravaud, J. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation, 177, 593–596.
- Reid, J.L., Harris, J.B.C., Martin, L.J., Barnett, J.R., Zahawi, R.A. (2008) Distribution and abundance of nearctic-neotropical songbird migrants in a forest restoration site in southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 24: 685–688
- Ren, Y., Wei, X., Wang, D., Luo, Y., Song, X ... Hua, L. (2013). Linking landscape patterns with ecological functions: A case study examining the interaction between landscape heterogeneity and carbon stock of urban forests in Xiamen, China. *Forest ecology and management*, 293, 122-131.
- Renetzeder, C., Schindler, S., Peterseil, J., Prinz, M.A., Mucher, S., Wrбка, T. (2010). Can we metric ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. *Ecological Indicators*, 10, 39-48.
- Reuter, H. I., Wendroth, O., Kersebaum, K. C. (2006). Optimisation of relief classification for different levels of generalisation. *Geomorphology*, 77, 79–89.
- Reuter, H.I. & Nelson, A. (2009). Geomorphometry in ESRI Packages. In: Hengl, T. and Reuter, H.I. (Eds), *Geomorphometry: Concepts, Software, Applications*. *Developments in Soil Science*, vol. 33, Elsevier, 269-291.
- Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., Aguado, I. (2003). Assessment of different topographic corrections in Landsat-TM data for mapping vegetation types (2003). *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 41(5), 1056–1061.

- Richards, J. A. & Jia, X. (2006). Remote sensing digital image analysis. Berlin: Springer-Verlag. 468p.
- Richter, R., Kellenberger, Kaufmann, H. (2009). Comparison of topographic correction methods. *Remote Sensing* (1), 184-196.
- Roder, A. (2005). A remote sensing based framework for monitoring and assessing Mediterranean rangelands. Case studies from two test sites in Spain and Greece. (Tese de doutoramento não publicada), Universidade de Trier, Alemanha.
- Roder, A., Kuemmerle, T., Hill, J. (2005). Extension of retrospective datasets using multiple sensors. An approach to radiometric intercalibration of Landsat TM and MSS data. *Remote sensing of Environment*(95), 195-210.
- Röder, A., Pröpper, M., Stellmes, M., Schneibel, A., Hill, J. (2015): Assessing urban growth and rural land use transformations in a cross-border situation in Northern Namibia and Southern Angola. *Land Use Policy* 42:240-254
- Röder, A., Udelhoven, T., Hill, J., Del Barrio, G., Tsiourlis, G. (2008). Trend analysis of Landsat-TM and -ETM+ imagery to monitor grazing impact in a rangeland ecosystem in Northern Greece. *Remote Sensing of Environment*, 112(6), 2863–2875.
- Rodríguez-Fonseca, B. & Xavier, J.A. (2009). Angola rainfall reconstruction and rainfall variability during the war period: 1979-2003. *Física de la Tierra*, 21, 191-205.
- Rudel, T. K. (2013). The national determinants of deforestation in sub-Saharan Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 368(1625).
- Salovaara, K. J., Thessler, S., Malik, R. N., Tuomisto, H. (2005). Classification of Amazonian primary rain forest vegetation using Landsat ETM+ satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 97(1), 39–51.
- Schmidt, J. & Hewitt, A. (2004). Fuzzy land element classification from DTMs based on geometry and terrain position. *Geoderma*, 121(3-4), 243–256.
- Schneibel, A., Stellmes, M., Revermann, R., Finckh, M. (2013). Agricultural expansion during the post-civil war period in southern Angola based on bi-temporal Landsat data. *Biodiversity & Ecology*.
- Schowengerdt, R.A. (2007). *Remote Sensing. Models and Methods for Image Processing*. Academic Press, 560 p.

Schroeder, T. A., Cohen, W. B., Song, C., Canty, M. J., Yang, Z. (2006). Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon, 103, 16–26.

Seijmonsbergen, A.C., Hengl, T., Anders, N.(2011). Semi-Automated Identification and Extraction of Geomorphological Features Using Digital Elevation Data. *Development in Earth Surface Processes*,(15) 297-335.

Sexton, J. O., Urban, D. L., Donohue, M. J., Song, C. (2013). Long-term land cover dynamics by multi-temporal classification across the Landsat-5 record. *Remote Sensing of Environment*, 128, 246–258.

Shaoqing, Z & Lu, X. (2008). The comparative study of three methods of remote sensing image change detection. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*,(37) 1595-1598.

Singh, S. & Talwar, R. (2013). Systematic survey on different topographic correction techniques for rugged terrain satellite imagery. *International Journal of Eletronics & Communication Technology*, 4(5), July-Sept.

Small, C. & Sohn, R. (2015). Correlation scales of Digital Elevation Models in developed coastal environments. *Remote Sensing of Environment*, 159, 80-85.

Song, C., Woodcock, C.E., Seto, K.C., Lenney, M.P., Macomber, S.A. (2001). Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects? *Remote sensing of Environment*.(75), 230-244.

Southworth, J., Marsik, M., Qiu,Y., Perz,S., Cumming, G., Stevens, F. ... Barnes, G. (2011). Roads as Drivers of Change: Trajectories across the Tri-National Frontier in MAP, the Southwestern Amazon. *Remote sensing* (3), 1047- 1066.

Szantoi, Z. & Simonetti, D. (2013). Fast and Robust Topographic Correction Method for Medium Resolution Satellite Imagery Using a Stratified Approach, 6(4), 1921–1933.

Tanré, D., Deroo, C., Duhaut, P., Herman, M., Morcrette, J.J., Perbos, J., Deschamps, P.Y. (1990). Description of a computer code to simulate the satellite signal in the solar spectrum: The 5S code. *International Journal of Remote Sensing*, 11(4), 659-668.

Theobald, D. M. (2009). *GIS Concepts and ArcGIS Methods*. Conservation Planning Technologies, 113 West Olive Street, Fort Collins, Colorado, 80521, USA. 4ªEdição. ISBN 0-9679208-6-8. 422 p.

- Thies, B., Meyer, H., Nauss, T., Bendix, J. (2014). Projecting land-use and land-cover changes in a tropical mountain forest of Southern Ecuador. *Journal of Land Use Science*, 9(1), 1-33.
- Tinós, T. M., Ferreira, M. V., Riedel, P. S., Zaine, J. E. (2014). Aplicação e avaliação de metodologia de classificação automática de padrões de formas semelhantes do relevo. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 15(3), 353–370.
- Tomlin, C.D. (2013). *GIS and Cartographic Modeling*. ESRI Press, Redlands California. ISBN 9781589483095. 182 p.
- Torgerson, W. S. (1958). *Theory & Methods of Scaling*. New York, Wiley. ISBN 0-89874-722-8.
- Townshend, J. R., Masek, J. G., Huang, C., Vermote, E., Gao, F., Channan, S... Wolfe, R.E. (2012). Global characterization and monitoring of forest cover using Landsat data: Opportunities and challenges. *International Journal of Digital Earth*, 5, 373–397.
- Turner, M., Gardner, R., O'Neill, R. (2001). Causes of landscape pattern. *Landscape Ecology in Theory and Practice*, 71–92.
- UN. (2013). *World statistics pocketbook 2013 edition*. Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division, Series V, Nº 37.
- UN. (2010). *Sustainable development: From Brundtland to Rio 2012*, United Nations, New York.
- UNEP. (2006). *Africa Environment Outlook 2: Our Environment, Our Wealth*, United Nations Environment Programme.
- Vale, F.S. & Simões, M.C. (1971). *Notícia explicativa da Carta Geológica, escala 1:100.000. Folha nº336-Sá da Bandeira*. Direcção Provincial dos Serviços de Geologia e Minas, Luanda.
- Vale, F.S. (1973). *Notícia explicativa da folha 355 (Humpata - Caine), à escala 1:100 000, da Carta Geológica de Angola*. Serviços de Geologia e Minas, Luanda.
- Vale, F.S; Simões, M.C; Cruz, A.G. (1973). *Notícia explicativa da Carta Geológica, escala 1:100.000. Folha nº356-Vila João de Almeida*. Direcção Provincial dos Serviços de Geologia e Minas, Luanda.
- Vannamettee, E., Babel, L. V., Hendriks, M. R., Schuur, J., De Jong, S. M., Bierkens, M. F. P., Karssenbergh, D. (2014). Semi-automated mapping of landforms using multiple point geostatistics. *Geomorphology*, 221(0), 298–319.

- Vanonckelen, S., Lhermitte, S., Van Rompaey, A. (2013). The effect of atmospheric and topographic correction methods on land cover classification accuracy. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 24, 9–21.
- Vasconcelos, M. J., Cabral, A. I. R., Melo, J. B., Pearson, T. R. H., Pereira, H. A., Cassamá, V., Yudelman, T. (2014). Can blue carbon contribute to clean development in West-Africa? The case of Guinea-Bissau. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*.
- Verburg, P. H., Erb, K.-H., Mertz, O., Espindola, G. (2013). Land System Science: between global challenges and local realities. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 433–437.
- Vogt, P., Riitters, K.H., Estreguil, C., Kozak, J., Wade, T.G., Wickham, J.D. (2007). Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology*, 22, 171-177.
- Warner, T.A., Almutairi, A., Lee, J.Y. (2009). Remote sensing and land cover change. In *SAGE Handbook of Remote Sensing*; Warner, T.A., Nellis, M.D., Foody, G.M., (Eds.); SAGE: London, UK, Chapter 33, 459-472.
- Wasige, J. E., Groen, T. A., Smaling, E., Jetten, V. (2013). Monitoring basin-scale land cover changes in Kagera Basin of Lake Victoria using ancillary data and remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21, 32–42.
- WCED. (1987). *Our common future*. Report of the World Commission on Environment and Development. United Nations.
- Wiens, J.A. (1989). Spatial scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385-397.
- Wilson, J.P. (2011). Digital terrain modeling. *Geomorphology*, 137(1), 107-121.
- Wrbka, T., Erb, K. H., Schulz, N. B., Peterseil, J., Hahn, C., Haberl, H. (2004). Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy*, 21(3), 289–306.
- Wu, J. (2013). Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology*, 28(1), 1–11.
- Wu, J., He, C., Huang, G., Yu, D. (2013). Urban landscape ecology: Past, present and future. In *Landscape ecology for sustainable environment and culture*; Fu, B., Jones, K.B (Eds.); Springer, Chapter 3, 37-53.

Wulder, M.A., Masek, J.G., Cohen, W.B., Loveland, T.R., Woodcock, C.E. (2012). Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Remote Sensing of Environment*,(122), 2-10.

Xie, Y., Sha, Z., Yu, M.(2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology*, 1(1), 9-23.

Yang, X. (2009). Remote sensing and geospatial technologies for coastal ecosystem assessment and management, lecture notes in Geoinformation and Cartography. Springer,ISBN 9783540881827, 560p.

Yeh, C. & Huang, S. (2009). Investigating spatiotemporal patterns of landscape diversity in response to urbanization. *Landscape and urban planning*, 93,151-162.

Yiran, G. A. B., Kusimi, J. M., Kufogbe, S. K. (2012). A synthesis of remote sensing and local knowledge approaches in land degradation assessment in the Bawku East District, Ghana. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 14(1), 204–213.

Yuan, D., Elvidge, C. D., Lunetta, R. S. (1998). Survey of multispectral methods for land cover change analysis. In *Remote Sensing Change Detection: Environmental Monitoring Methods and Applications*, eds. R. S. Lunetta and C. D. Elvidge, 21. Chelsea, MI: Ann Arbor Press.

Zhang, Y. & Li, X. (2011). Topographic Normalization of Landsat TM Images in Rugged Terrain Based on the High-resolution DEM Derived from ASTER. *Image (Rochester, N.Y.)*, 712–716.

Zhang, Z; Wulf, R.R.D; Coillie, F.M.B.V; Verbeke, L.P.C; Clercq, E.M.D; Ou, X.(2011). Influence of different topographic correction strategies on mountain vegetation classification accuracy in the Lancang watershed, China. *Journal of Applied Remote Sensing*, 5(1), 053512.

Zhu, Z., Woodcock, C. E., Olofsson, P. (2012). Continuous monitoring of forest disturbance using all available Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 122, 75–91.

PÁGINAS DA INTERNET

<http://earthexplorer.usgs.gov/>),

<http://glovis.usgs.gov>)

<http://gsdi.geoportal.csir.co.za/projects>

http://landsat.usgs.gov/Landsat_Processing_Details.php

http://unstats.un.org/unsd/pocketbook/World_Statistics_Pocketbook_2013_edition.pdf

<http://www.geohive.com/cntry/angola.aspx>

http://www.glcg.org/activities/africover_en.jsp

http://www.v-c-s.org/sites/v-c-s.org/files/8.%20BL-UP%20Unplanned%20baseline_0.pdf

ANEXO 1

