



MODELAÇÃO GEOGRÁFICA EM PROCESSOS DE CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA PAISAGEM NUMA PERSPETIVA TRANSFRONTEIRIÇA

Maria Teresa Folgôa Batista

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

ORIENTADORES: *Professor Doutor Nuno de Sousa Neves*
Professor Doutor João Paulo Almeida Fernandes

ÉVORA, JULHO DE 2014



*“nem todas as coisas que podem ser contadas contam,
mas há muitas coisas que não podem ser contadas que contam.”*

Frank Egler (1970)

À minha família

Agradecimentos

Antes de mais um especial agradecimento ao meu orientador, Professor Doutor Nuno de Sousa Neves e coorientador Professor Doutor João Paulo Almeida Fernandes, pelos sábios ensinamentos e sugestões que enriqueceram em muito esta tese.

À CIMAC, em especial ao Arq. André Espenica, pelo apoio à realização desta tese.

Ao Professor Doutor Carlos Pinto Gomes agradeço todo o incentivo e motivação para terminar esta tese e a sua amizade.

Às minhas queridas amigas e colegas Dr^a Paula Mendes, Eng^a Cristina Carriço, Dr^a. Luisa Carvalho e Professora Doutora Maria Ilhéu agradeço toda a ajuda e amizade.

Aos colegas dos projetos OTALEX *n*, agradeço o apoio e motivação.

Ao Professor Doutor José Manuel Branco de Mascarenhas, agradeço todo o incentivo e estímulo pelo estudo da Ecologia da Paisagem e dos Sistemas de Informação Geográfica.

À minha família e amigos que sempre me incentivaram. Aos meus pais Felicíssima e Manuel e minhas irmãs Fatinha e Generosa por me apoiarem em mais uma etapa...

Aos meus filhos Eduardo e Catarina e ao Luis, aos quais dedico esta tese, agradeço a paciência por não estar sempre presente.

À memória do Prof. Eduardo Augusto Cruz de Carvalho, que sempre disse que eu devia seguir para doutoramento. Consegui Prof.!!!!

À Ritinha (Rita Meneses) e à Vanda Prazeres. Obrigada amigas!

A todos os que de alguma forma contribuíram para a elaboração desta tese o meu muito obrigada! Estão num cantinho muito especial do meu coração.

ÍNDICE GERAL

RESUMO	17
ABSTRACT	18
INTRODUÇÃO	19
Estrutura da Tese	19
Objetivos	20
1 ENQUADRAMENTO CONCEPTUAL	22
1.1 Paisagem e Ecologia da Paisagem	22
1.1.1 Ecologia da Paisagem	23
1.1.2 Paisagem: aproximação integrada à sustentabilidade?	26
1.1.3 Características da paisagem	29
1.1.4 Princípios Gerais da Ecologia da Paisagem	30
1.1.5 O modelo mancha-corredor-matriz	31
1.1.6 A importância da escala	35
1.1.7 Unidade de paisagem	36
1.2 Métricas de paisagem	39
1.2.1 Métricas de área e de orla	42
1.2.2 Métricas de forma	45
1.2.3 Métricas de interior	47
1.2.4 Métricas de contraste	47
1.2.5 Métricas de agregação/fragmentação	50
1.2.6 Métricas de diversidade	53
1.2.7 Limitações no uso e interpretação de métricas	55
2 CARTOGRAFIA DE OCUPAÇÃO E USO DO SOLO	57
2.1 Considerações gerais sobre a ocupação e uso do solo e a paisagem	57
2.1.1 Sistemas de classificação aplicados à cartografia de ocupação e uso do solo	59
2.1.2 A importância da escala, da UMC e da validação de terreno	61

2.2	Cartografia de ocupação e uso do solo na Europa e em Portugal	63
2.3	Cartografia de ocupação e uso do solo no Alentejo Central.....	71
2.3.1	Estudo da nomenclatura a utilizar no distrito de Évora e município de Sousel.....	73
2.3.2	Definição das especificações técnicas da Carta CLC N5 CIMAC	77
2.3.3	Análise comparativa das legendas CLC N5 e COS2007	81
2.3.4	Caraterização da ocupação e uso do solo nos municípios do distrito de Évora e Sousel através do CLC N5 CIMAC.....	85
2.4	Conclusões.....	97
3	UNIDADES DE PAISAGEM	98
3.1	Unidades de Paisagem / Elementos de Paisagem.....	98
3.2	Unidades locais de paisagem aplicadas à escala regional e transfronteiriça: área Alentejo, Centro e Extremadura – projeto OTALEX C.....	102
3.2.1	Metodologia	104
3.2.2	Cálculo do TPI e formas de relevo.....	105
3.2.3	Litologia	108
3.2.4	Coberto vegetal e uso do solo – CLC2006	109
3.2.5	Resultados	111
3.3	Unidades locais de paisagem aplicadas à escala supramunicipal	115
3.3.1	Metodologia	115
3.3.2	Resultados	118
3.4	Unidades locais de paisagem: caso de estudo da bacia da Pardiela.....	123
3.4.1	Metodologia	125
3.4.2	Resultados	128
3.5	Conclusões.....	131
4	CLASSIFICAÇÃO DE UNIDADES DE PAISAGEM ATRAVÉS DE MÉTRICAS DE PAISAGEM.....	132
4.1	MÉTRICAS COMO CLASSIFICADORES DE UNIDADES DE PAISAGEM: ENSAIO DE COMPARAÇÃO DA AVALIAÇÃO DAS MÉTRICAS COM A CLASSIFICAÇÃO DO CORINE LAND COVER	132

4.1.1	Estudo do comportamento das métricas de paisagem na estrutura vertical e horizontal da legenda CLC5.....	132
4.1.2	Material e métodos.....	137
4.1.3	Resultados.....	143
4.2	COMPARAÇÃO DA AVALIAÇÃO DAS MÉTRICAS COM AS UNIDADES LOCAIS DE PAISAGEM	158
4.2.1	Resultados.....	158
4.3	Conclusões.....	162
5	NOVAS ABORDAGENS NO CÁLCULO DE MÉTRICAS DE PAISAGEM E A RELAÇÃO ENTRE AS MÉTRICAS DE PAISAGEM E OS PROCESSOS	164
5.1	A dimensão tridimensional no cálculo de métricas e sua avaliação na definição de unidades de paisagem.....	164
5.1.1	A tridimensionalidade aplicada às métricas da paisagem	164
5.1.2	Material e métodos.....	166
5.1.3	Cálculo da área e perímetro real da superfície e métricas de paisagem	167
5.1.4	Resultados.....	173
5.1.5	Conclusões.....	179
5.2	Análise da relação entre as métricas de paisagem e as funções da paisagem	181
5.2.1	Relação entre estrutura-função da paisagem: métricas de paisagem / funções ecológicas.....	182
5.2.2	Problemas de aplicação das métricas de paisagem e do seu significado ecológico	184
5.2.3	Material e métodos.....	185
5.2.3.1	Sequestro de carbono	188
5.2.3.2	Biodiversidade/adequação do habitat	189
5.2.3.3	Infiltração	190
5.2.4	Resultados.....	192
5.2.5	Conclusões.....	200

6	NOTAS FINAIS	202
6.1	Síntese	202
6.2	Perspetivas futuras de investigação.....	205
	Referências Bibliográficas	207
	ANEXOS	227
	ANEXO 1 - Nomenclatura CLC N5.....	227
	ANEXO 2 – Nomenclaturas COS2007 <i>versus</i> CLC N5.....	237
	ANEXO 3 – Resultados das métricas de paisagem aplicadas às 20 áreas amostra (q1 a q20) para o CLC N2, CLC N3, CLC N4 e CLC N5	258
	ANEXO 4 – Matriz de proximidade entre as métricas escalas funcionais: CLC N5, CLC N4, CLC N3 e CLC N2.	262
	ANEXO 5 –Clusters de classes de ocupação/uso do solo resultantes da análise das métricas aplicadas ao nível da classe para o CLC N5.	263

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Cartograma com o esquema do modelo mancha-corredor-matriz	34
Figura 2 - Relação entre a escala, grau de detalhe e unidade mínima cartográfica (adaptado de Guiomar <i>et al.</i> 2006).....	62
Figura 3 - CLC de 2006 para a Europa (http://www.eea.europa.eu).....	64
Figura 4 – Extratos das cartas COS90 (1:25000) e CLC2006 (1:100000) da mesma área de Portugal continental (carta militar de Portugal 448).	68
Figura 5 – Extrato da carta COS2007 (nível 2)	69
Figura 6 - Exemplo da organização hierárquica da legenda CLC N5 baseado na legenda CLC original (Guiomar <i>et al.</i> 2009).....	74
Figura 7 – Carta de ocupação e uso do solo do distrito de Évora e município de Sousel (Batista 2011)	80
Figura 8 – Exemplo para a mesma área das cartografias resultantes da aplicação das legendas CLC N5 CIMAC (ortos 2005) e COS2007 (ortos 2007), agregadas ao nível 2.	84
Figura 9 – Ocupação humana e planos de água no distrito de Évora e município de Sousel	87
Figura 10 – Ocupação agro-florestal, florestal, matos e ocupação agrícola no distrito de Évora e município de Sousel	88
Figura 11 – Métricas de fragmentação da ocupação e usos do solo no distrito de Évora e município de Sousel	90
Figura 12 – Carta de ocupação e usos do solo de Borba e Vila Viçosa	91
Figura 13 – Carta de ocupação e usos do solo de Mora	91
Figura 14 – Carta de ocupação e usos do solo de Vendas Novas	92
Figura 15 – Carta de planos de água e zonas regadas.	93
Figura 16 – Carta de áreas de ocupação humana consolidada.	93
Figura 17 – Carta de áreas de matos e galerias ripícolas.....	94
Figura 18 – Carta de áreas de eucaplital.	94
Figura 19 – Carta de áreas de sobreiral, azinhal e montados (puros e mistos).....	95
Figura 20 – Carta de áreas de sobreiral, azinhal e montados (puros e mistos) por densidade de coberto arbóreo.	95
Figura 21 – Unidades de paisagem publicadas para o Alentejo, Centro e Extremadura (excerto das cartografias de Cancela d’Abreu <i>et al.</i> 2004 e Herráiz <i>et al.</i> 2003)	103
Figura 22 - Modelo de análise espacial das unidades locais de paisagem aplicadas à escala regional	105
Figura 23 – Esquema de cálculo do TPI (Janness 2006).....	106
Figura 24 - Altimetria da área Alentejo, Centro e Extremadura	107
Figura 25 - TPI da área Alentejo, Centro e Extremadura	108
Figura 26 - Litologia da área Alentejo, Centro e Extremadura (ATLAS OTALEX C, fontes LNEG 1982 e IGME 1987).....	109

Figura 27 - Corine Land Cover (CLC 2006 N3) agregado da área Alentejo, Centro e Extremadura	110
Figura 28 - Unidades locais de paisagem na área Alentejo, Centro e Extremadura	113
Figura 29 - Unidades locais de paisagem na área Alentejo, Centro e Extremadura <i>versus</i> Unidades nacionais de paisagem.	114
Figura 30 – Modelo de análise espacial para a criação das unidades locais de paisagem	115
Figura 31 – Unidades locais de paisagem para o Alentejo Central (agregação CLC N3)	119
Figura 32 – Unidades locais de paisagem para o Alentejo Central (agregação CLC N2)	119
Figura 33 – Sobreposição das LLU do Alentejo Central com as UP nacionais	120
Figura 34 – Sobreposição de cada uma das variáveis (litologia, TPI, solos e CLC N2) com as UP nacionais .	122
Figura 35 – Bacia da ribeira da Pardiela	124
Figura 36 – Modelo de análise espacial para a criação das unidades locais de paisagem	127
Figura 37 – Unidades de paisagem de Cancela d’Abreu et al. (2004) para a bacia da Pardiela	127
Figura 38 – Carta da vegetação potencial da bacia da Pardiela (OTALEX II)	128
Figura 39 – Carta das unidades locais de paisagem para a bacia da Pardiela	129
Figura 40 – Carta das unidades locais de paisagem versus unidades de paisagem de Cancela d’Abreu <i>et al.</i> 2004 - bacia da Pardiela	130
Figura 41 – Localização geográfica das áreas/paisagens analisadas.	137
Figura 42 – Agregação funcional da legenda CLC para a área amostra q2.....	138
Figura 43 – Agregação funcional da legenda CLC para a área amostra q7.....	139
Figura 44 – Agregação espacial com base no algoritmo MAXIMUM_COMBINED_AREA área amostra q2. .	140
Figura 45 – Agregação funcional com base na legenda hierárquica CLC. Exemplo para as terras aráveis (classe 2.1).....	142
Figura 46 – Modelo de análise espacial métricas versus escalas funcionais	143
Figura 47 – Métricas com um comportamento crescente do CLC N2 para o CLC N5: SDI, SEI, TE, ED, NumP e MedPS.	145
Figura 48 – Métricas com um comportamento decrescente do CLC N2 para o CLC N5: MPS, MPE, PSSD, PSCoV e AWMSI.....	146
Figura 49 – Métricas com um comportamento variável do CLC N2 para o CLC N5: MSI, MPAR, MPFD e AWMPFD.	147
Figura 50 – Métricas de classe com um comportamento decrescente do CLC N2 para o CLC N5: TE, ED, NumP, MPS	148
Figura 51 - Métricas de classe com um comportamento decrescente do CLC N2 para o CLC N5 (cont.): PSCoV, PSSD, CA, CAP, AWMSI e AWMPFD	149
Figura 52 - Métricas de classe com um comportamento variável do CLC N2 para o CLC N5: crescente: MedPS, estável: MPAR e MPFD e variável: MPS e MSI.	150
Figura 53 – Dendograma resultante da análise de <i>clusters</i> entre as métricas de classe.	151
Figura 54 – Dendograma resultante da análise de <i>clusters</i> entre as métricas de paisagem.....	152

Figura 55 – Variação do índice de diversidade de Shannon (SDI) e índice de uniformidade de Shannon (SEI) por área de estudo e legenda funcional.	153
Figura 56 – Variação da densidade de orla (ED) e da média ponderada do índice de forma (AWMSI) por área de estudo e legenda funcional.	154
Figura 57 – Variação do número de manchas (NumP) e da média do tamanho da mancha (MPS) por área de estudo e legenda funcional.	155
Figura 58 – Métricas de paisagem com um comportamento consistente (NumP, MPS, MedPS, PSCov).....	160
Figura 59 – Métricas de paisagem com um comportamento consistente (TE, MPE, PSSD, AWMPFD e AWMSI)	161
Figura 60 – Métricas de paisagem com um comportamento variável (MSI, MPAR e MPFD)	162
Figura 61 – Imagem em planimetria e aplicando a 3D nas áreas de estudo	166
Figura 62 – Localização das áreas amostra.....	167
Figura 63 - Método para determinar a área superficial e perímetro reais das manchas (adaptado de Jenness 2004 por Hoechstetter <i>et al.</i> 2008).	168
Figura 64 – Unidades locais de paisagem e MDE de área amostra 2 (area2).....	168
Figura 65 - Exemplos de outputs do Landmetrics 3D	171
Figura 66 – Variação (em %) das métricas de paisagem em 3D em relação às métricas calculadas em planimetria	176
Figura 67 – Métricas de superfície nas 13 áreas amostra	177
Figura 68 - CLC N3 para as áreas amostra	187
Figura 69 - Densidade de carbono calculada com base nos valores de Molin (2010) para o CLC N3.	193
Figura 70 – Adequabilidade do habitat (HS) para aves	193
Figura 71 – Adequabilidade do habitat (HS) para répteis e anfíbios	194
Figura 72 - Adequabilidade do habitat (HS) para mamíferos	194
Figura 73 - Índice do potencial de infiltração da água (PSI)	195

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Métricas de área e orla	43
Tabela 2 – Métricas de forma.....	46
Tabela 3 – Métricas de contraste	49
Tabela 4 – Métricas de agregação/fragmentação	52
Tabela 5 – Métricas de diversidade	54
Tabela 6 - Legenda Corine Land Cover Nível 3	65
Tabela 7 – Legenda da Carta de Ocupação do Solo de 1990 (COS90).....	67
Tabela 8 – Extrato da legenda da Carta de Ocupação do Solo de 2007 (COS2007)	70
Tabela 9 – Tipologias de zonas agro-florestais diferenciadas na legenda CLC N5 (Guiomar <i>et al.</i> 2009)	75
Tabela 10 - Especificações técnicas e domínios de aplicação dos diferentes níveis hierárquicos da legenda CLC (Guiomar <i>et al.</i> 2009)	76
Tabela 11 – Atributos do tema CLC N5 CIMAC.....	78
Tabela 12 - Especificações técnicas das coberturas de Portugal Continental COS90 e COS2005/2007 e da cobertura multimunicipal do distrito de Évora e município de Sousel CLC N5 CIMAC	78
Tabela 13 – Número de classes dos diferentes níveis hierárquicos da legenda COS2007 e CLC N5 CIMAC (Caetano <i>et al.</i> 2008, Guiomar <i>et al.</i> 2009)	81
Tabela 14 – Classes de ocupação e uso do solo mais representativas no distrito de Évora e município de Sousel.	86
Tabela 15 - Algumas métricas de paisagem para a área total	89
Tabela 16 – Análise das áreas ocupadas por azinheira e sobreiro nas suas distintas formas: pura e mista, em uso florestal ou multifuncional (montado) no distrito de Évora e município de Sousel	96
Tabela 17 – Tabela de reclassificação do TPI.....	107
Tabela 18 – Tabela de reclassificação da litologia	109
Tabela 19 - Reclassificação do CLC nível 3.....	110
Tabela 20 – Unidades locais de paisagem de maior representatividade na área Alentejo, Centro Extremadura.	112
Tabela 21 - Principais tipos de solos Carta de solos de Portugal (IHERA) agregado por ordens segundo Carvalho Cardoso (1965)	116
Tabela 22 – Classificação Corine Land Cover nível 2	116
Tabela 23 – Classificação Corine Land Cover nível 3	117
Tabela 24 – Extrato da legenda das unidades locais de paisagem para o Alentejo Central.....	118
Tabela 25 – Proporção relativa de cada uma das classes de TPI, por unidade de paisagem de Cancela d’Abreu <i>et al.</i> (2004) (em %) para o Alentejo Central.	121
Tabela 26 – Tabela de agregação de classes de ocupação do solo para gerar as LLUs	125
Tabela 27 – Classes de elevação.....	125

Tabela 28 – Classificação da litologia por tipologia de rocha dominante	126
Tabela 29 – Tabela de reclassificação dos solos por famílias de solos (segundo Carvalho Cardoso 1965)... ..	126
Tabela 30 – Métricas analisadas ao nível da classe e ao nível da paisagem (Rempel <i>et al.</i> 2012).....	136
Tabela 31 – Estatísticas gerais das escalas funcionais da legenda CLC no total das áreas em estudo	144
Tabela 32 – Resumo do comportamento das métricas do CLC N2 para o CLC N5, nas métricas de classe e paisagem	156
Tabela 33 - Resumo do comportamento das métricas de paisagem nas unidades locais de paisagem	159
Tabela 34 - Métricas calculadas para as 13 áreas amostra e para o 2D e 3D.....	169
Tabela 35 – Exemplo de ficheiro Log produzido para a Área 1	169
Tabela 36 – Dimensão da amostra para análise das métricas em 2D e 3D	172
Tabela 37 – Resultados da ANOVA.....	173
Tabela 38 – Comparação entre pares.....	174
Tabela 39 - Comparação entre áreas amostra.	174
Tabela 40 – Variação da altimetria das áreas amostra.....	175
Tabela 41 - Métricas da paisagem em 2D e 3D para as 13 áreas amostra	178
Tabela 42 – Teste estatístico de Wilcoxon (Signed Ranks)	179
Tabela 43 - Métricas de classe e paisagem analisadas.....	185
Tabela 44 – Proporção da área da classe (CAP) por área amostra (agregação CLC3).	186
Tabela 45 - Densidade de carbono (adaptado de Molin 2010)	188
Tabela 46 - Adequabilidade do Habitat (HS) para mamíferos, répteis e anfíbios e aves.	190
Tabela 47 - Métricas de Paisagem para as treze áreas amostra	198
Tabela 48 - Nível de significância para as métricas de classe (n=10475) relativamente às funções ecológicas analisadas: densidade de carbono; PSI, HS para mamíferos, répteis e anfíbios e aves	199

ABREVIATURAS E SIGLAS

3D - Terceira dimensão

AI - Índice de agregação

AREA ou PS - Tamanho da mancha ou *patch size*

Avg. Roughness ou AR - Rugosidade média

AWMPFD - Dimensão fractal média ponderada

AWMPS - Média ponderada do tamanho das manchas

AWMSI - Média ponderada do índice de forma

CA - Área da classe

CAP,PLAND ou ZLAND - Proporção da área da classe

CIMAC – Comunidade Intermunicipal do Alentejo Central

CLC - Corine Land Cover

CLC N2 - Corine Land Cover Nível 2

CLC N3 - Corine Land Cover Nível 3

CLC N4 - Corine Land Cover Nível 4

CLC N5 - Corine Land Cover Nível 5

CLC N5 CIMAC - Carta de ocupação e uso do solo do distrito de Évora e município de Sousel

CLC2006 - Corine Land Cover de 2006

CLUMPY - Índice de completude

CNIG – Centro Nacional de Informação Geográfica

CONTAG - Contagio

CORE - Área interior

COS2007 - Carta de Ocupação do Solo de 2007

COS90 - Carta de Ocupação do Solo de 1990

CWED - Densidade da orla ponderada pelo contraste

DGT – Direcção Geral do Território

DIVISION - Índice de divisão da paisagem

DRASTIC - *Depth to water, net Recharge, Aquifer media, Soil media, Topography, Impact of vadose zone, and hydraulic Conductivity.*

ECON ou EDGECON ou EdgeContrast ou EC - Contraste da orla

ECON-MN - Média do contraste da orla

EdgeD ou ED - Densidade de orla

ENN ou NEAR - Distancia euclideana do vizinho mais próximo

FractDim ou FRACT - Dimensão fractal

GPP - *Gross primary productivity* - produtividade primária bruta

GST - Teoria geral dos sistemas

HS – Adequabilidade do Habitat

IGP – Instituto Geográfico Português

IJI - Interdispersão e justaposição

kurtose ou K - Achatamento

LLU - *Local Landscape Unit* - Unidade Local de Paisagem

LPidx - LPI - Índice da maior mancha

MDE - Modelo digital de elevação

MedPS - Mediana do tamanho das manchas

MESH ou EffectiveMeshSize - Tamanho da malha efetivo

MNN - Distancia euclideana média do vizinho mais próximo

MPAR - Média da Razão Perímetro/Área

MPE - Orla média

MPFD - Dimensão fractal média

MPS - Tamanho médio das manchas

MSI - Média índice de forma

NCORE - Número de áreas interiores

NEE - *Net ecosystem exchange*

NumP ou PN ou NP ou PatchNr - Número de manchas

OTALEX – Observatório Territorial Alentejo Extremadura

OTALEX C – Observatório Territorial e Ambiental Alentejo Extremadura Centro

OTALEX II – Observatório Territorial e Ambiental Alentejo Extremadura

Ratio ou PARA - Razão Perímetro/Área

PD - Densidade de manchas

PDI – *potencial distance index*

Perim - Perímetro da mancha

Pixel – elemento da imagem

PR - Riqueza de manchas

PRD - Densidade de riqueza de manchas

PROX ou PROXIM ou PI - Proximidade

PSCoV - Covariancia do tamanho das manchas

PSI - Potencial de Infiltração Superficial

PSSD - Desvio padrão do tamanho das manchas

RECO - *Ecosystem respiration* - respiração do ecossistema

RMS Roughness ou RMSR - Raiz média quadrática da rugosidade

SDI ou ShannonDivInd - Índice de diversidade de Shannon

SEI ou SHEI ou ShannonEvenInd - Índice de Uniformidade Shannon

SI, SHAPE ou LSI - Índice de forma

SIDI ou SimpsonDivInd - Índice de Diversidade de Simpson

SIEI - Uniformidade de Simpson

SIG - Sistemas de Informação Geográfica

SPLIT - Índice de separação

SR - Riqueza específica

TE - Orla total

TECI - Contraste do total da orla

THE - *Total Human Ecosystem* - Ecossistema Global Humano

TLA ou TA - Área total da paisagem

TPI - *Topographic position index*

UMC - Unidade mínima cartográfica

RESUMO

A presente dissertação intitulada “Modelação geográfica em processos de caracterização e avaliação da paisagem numa perspectiva transfronteiriça” tem como objectivo o desenvolvimento de metodologias e abordagens na análise da estrutura da paisagem e da sua relação com as funções ecológicas da paisagem.

Explora-se o detalhe cartográfico e temático da cartografia de ocupação e uso do solo resultante da aplicação da legenda hierárquica Corine Land Cover (CLC) Nível 5 (Guiomar *et al.* 2009, Batista 2011), e a cartografia CLC2006, para a definição de unidades locais e regionais de paisagem. Analisa-se o comportamento das métricas de paisagem nos seus diferentes níveis de organização hierárquica: CLC N2, CLC N3, CLC N4 e CLC N5 e testam-se métodos para a utilização de métricas como classificadores de unidades de paisagem, nomeadamente testando o seu comportamento na cartografia de ocupação e uso do solo e das unidades locais e regionais de paisagem. Propõe-se a integração da componente tridimensional no cálculo das métricas de paisagem e ensaia-se a relação entre as métricas de paisagem e funções da paisagem.

É também apresentado um conjunto de ensaios em torno da consistência das métricas de paisagem aplicadas em paisagens reais no Alentejo Central e zona transfronteiriça Alentejo, Centro (Portugal) e Extremadura (Espanha).

Dos resultados obtidos ressaltam as vantagens das novas abordagens na avaliação das características estruturais e funcionais da paisagem independentemente da área e escala de observação.

Palavras-chave: Paisagem; estrutura da paisagem; métricas de paisagem; escalas funcionais; Corine Land Cover Nível 5; modelação espacial

ABSTRACT

This thesis entitled "Geographical modelling for characterization and assessment of landscape in a crossborder perspective" aims to develop methodologies and approaches to analyse landscape structure and its relation to landscape ecological functions.

It explores the cartographic and thematic detail of the land cover and land use maps resulting from the Corine Land Cover Level 5 (Guiomar *et al.* 2009, Batista 2011) and the CLC2006 maps, for the definition of local and regional landscape units (LLUs). It is analysed the behavior of landscape metrics at different thematic scales of CLC maps: CLC N2, CLC N3, CLC N4 and CLC N5 and methods for using metrics as landscape unit's classifiers are developed, namely by testing the behavior of landscape metrics with land use and LLU maps. It is proposed to include the 3D component in landscape metrics calculation and it is tested the relations between landscape metrics and landscape functions.

Several tests conducted in order to evaluate the consistency of landscape metrics applied to real landscapes in Central Alentejo and in the border area of Alentejo and Extremadura (Spain) are presented.

The main results showed the advantages of the new methodology for evaluating landscape structural and functional characteristics, independently of the observation area or scale.

Keywords: Landscape; landscape structure; landscape metrics; functional scale; Corine Land Cover level 5; spatial modelling.

INTRODUÇÃO

ESTRUTURA DA TESE

A presente tese intitulada “Modelação geográfica em processos de caracterização e avaliação da paisagem numa perspectiva transfronteiriça” tem como objetivo o desenvolvimento de metodologias e abordagens na análise da estrutura da paisagem e da sua relação com as funções ecológicas da paisagem.

Atualmente existem inúmeras métricas de paisagem (McNab 1992, Jaeger 2000, Jenness 2010, McGarigal *et al.* 2012), muitas delas com elevada correlação (Cushman *et al.* 2008) e muita literatura tem sido produzida nos últimos 20 anos (Uuemaa *et al.* 2009), dando origem a diversos artigos sobre o estado da arte nesta temática (Gustafson 1998, Turner 2005, Uuemaa *et al.* 2009) e ao desenvolvimento de diversas aplicações informáticas que automatizam o seu cálculo (McGarigal & Marks 1994, Walz *et al.* 2010, Rempel *et al.* 2012). No entanto, persistem questões relacionadas com o significado ecológico dessas métricas (Tischendorf 2001, Hoechstetter 2009) e mesmo com a sua consistência na caracterização da heterogeneidade de paisagem (Cushman *et al.* 2008).

Apresenta-se um conjunto de ensaios em torno da consistência das métricas de paisagem aplicadas em paisagens reais no Alentejo Central e zona transfronteiriça Alentejo, Centro (Portugal) e Extremadura (Espanha).

Explora-se o detalhe cartográfico e temático da cartografia de ocupação e uso do solo resultante da aplicação da legenda hierárquica Corine Land Cover (CLC) Nível 5 (Guiomar *et al.* 2009, Batista 2011), e a cartografia CLC2006, para a definição de unidades locais e regionais de paisagem. Analisa-se o comportamento das métricas de paisagem nos seus diferentes níveis de organização hierárquica: CLC N2, CLC N3, CLC N4 e CLC N5 e testam-se novas metodologias para a utilização de métricas como classificadores de unidades de paisagem, nomeadamente testando o seu comportamento na cartografia de ocupação e uso do solo e das unidades locais e regionais de paisagem. Propõe-se a integração da componente tridimensional no cálculo das métricas de paisagem e ensaia-se a relação entre as métricas de paisagem e funções da paisagem.

OBJETIVOS

O propósito de elaborar esta tese considerou o estabelecimento de um conjunto de objetivos destinados a sustentar a procura de sistematização na abordagem da perspectiva da investigação sobre o estabelecimento de métricas da paisagem e da sua aplicabilidade enquanto base informativa na compreensão de cenários e dinâmicas espaciais em ecologia da paisagem.

O quadro de reflexão inicialmente estabelecido, centrado na avaliação do estado atual dos conhecimentos, constitui naturalmente o alicerce para uma dimensão crítica sobre as limitações das abordagens existentes e para uma dimensão propositiva de criação de novas abordagens e métricas da paisagem.

É de seguida apresentado o conjunto de objetivos/linhas de investigação fundamentais que se procurou alcançar e desenvolver nesta tese:

- Avaliação da importância da cartografia de ocupação e uso do solo na definição de unidades de paisagem, particularmente relevante, pela quase onipresença deste tipo de informação na implementação de métricas da paisagem e pelo seu carácter integrador de componentes biofísicas e antrópicas numa dimensão temporal;
- Estudo do processo de definição de unidades de paisagem conciliando uma adequada representação da sua heterogeneidade, simultaneamente mantendo a possibilidade de uma visão holística;
- Avaliação de uma abordagem de classificação como a legenda hierárquica Corine Land Cover nível 5 desenvolvida por Guiomar *et al.* (2009), em termos da adequabilidade das suas diversas escalas de detalhe (CLC N5, CLC N4, CLC N3 e CLC N2), medida através da análise do comportamento das métricas de paisagem nos seus diversos níveis de agregação funcional;
- Avaliação do comportamento das métricas de paisagem quando aplicadas a diversos níveis de unidades de paisagem e seus inerentes níveis de desagregação espacial e temática;
- Identificação dos efeitos da topografia do terreno, traduzida na sua variação tridimensional, no cálculo de diferentes métricas de paisagem;

- Estabelecimento de uma base de análise para a procura de relações entre métricas de paisagem e um conjunto de funções ecológicas de uma dada paisagem.

A dissertação encontra-se estruturada em cinco capítulos. O capítulo 1 constitui uma introdução aos conceitos subjacentes à dissertação e dá conta do estado da arte em ecologia da paisagem e métricas de paisagem.

O capítulo 2 refere-se à cartografia de ocupação e uso do solo, suas bases conceptuais e a legenda Corine Land Cover adotada, o desenvolvimento do detalhe até ao nível 5 e a Carta de ocupação e uso do solo do distrito de Évora e do município de Sousel, resultantes da aplicação dessa legenda.

No capítulo 3 referem-se as abordagens metodológicas e ensaios relativos à definição de unidades locais e regionais de paisagem.

O capítulo 4 aborda as metodologias em desenvolvimento para a classificação de unidades de paisagem através de métricas de paisagem, nomeadamente os ensaios sobre consistência e robustez das métricas de paisagem em diversas escalas funcionais da legenda Corine Land Cover e das unidades locais e regionais de paisagem.

Finalmente, no capítulo 5 são propostas novas abordagens na definição de métricas de paisagem, como a integração da terceira dimensão e a análise do paradigma padrão-processo expressando funções ecológicas da paisagem, abordando os seus efeitos em processos de caracterização e avaliação de paisagem.

1 ENQUADRAMENTO CONCEPTUAL

1.1 PAISAGEM E ECOLOGIA DA PAISAGEM

Para perceber o atual conceito de paisagem e a existência da Ecologia da Paisagem como ciência que estuda a paisagem há que tecer alguns considerandos às bases teóricas que suportam o estudo da paisagem e a sua importância na sustentabilidade dos ecossistemas e, em última análise, na sustentabilidade da vida no planeta Terra, tal como hoje a conhecemos.

O conceito e entendimento da paisagem refletem o desenvolvimento cultural e tecnológico da sociedade humana. Só no final da Época Medieval é que o Homem começou a perceber o espaço natural como um local agradável comparativamente ao ambiente artificial das cidades (Hoechstetter 2009). No Séc. XV, a pintura de paisagem desenvolve-se como uma disciplina artística. Aumenta gradualmente a admiração pela natureza inexplorada e começa-se a chamar de paisagem (Haber 2004).

Alexander v. Humboldt (1769-1859), considerado o pai da geografia moderna, foi um dos primeiros geógrafos a ter a visão holística do ambiente físico e a perceber as interconexões entre este e o ambiente social e cultural. Foi também um dos primeiros a perceber a heterogeneidade espacial, relacionando os padrões de vegetação a diferentes regiões biogeográficas. Humboldt está associado a uma das definições mais conhecidas e que define a paisagem como *“the total character of a region”* (Farina 2006).

Só no séc. XX, a Ecologia da Paisagem, surge pela primeira vez, como uma subdisciplina da Geografia, pelas mãos do biogeógrafo alemão Carl Troll (1899-1975), frequentemente designado como o pai da moderna ecologia da paisagem. Troll foi um dos primeiros investigadores a utilizar a fotografia aérea para mapear o padrão e arranjo espacial das unidades de paisagem. Troll introduziu o termo “Ecologia da Paisagem” (*“Landschaftsökologie”*). Ele definiu a paisagem, enquanto objeto científico, como um complexo de ecossistemas. Para ele a Ecologia da Paisagem era o “perfeito casamento entre a geografia e a biologia” (Antrop 2007).

Contudo só nos anos 1980s se tomou uma abordagem mais focada na compreensão da heterogeneidade espacial e das suas diversas causas abióticas e bióticas assim como das suas consequências ecológicas (Turner 2005). Isto é também devido ao facto de haver uma maior disponibilidade de dados espaciais e aos avanços tecnológicos nas ciências computacionais, que permitiram a efetiva utilização e processamento desses dados. Especialmente com o aparecimento

dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (Longley *et al.* 2006) e dos progressos da deteção remota, aumentou a preocupação dos cientistas com os fenómenos espaciais o que consequentemente, afetou a Ecologia da Paisagem.

Richard Forman e Michel Godron (Forman & Godron 1986) e Monica Turner (Turner 1989) desenvolveram e aplicaram o modelo “mancha-corredor-matriz”, o qual passou a constituir o principal paradigma da Ecologia da Paisagem associado a uma série de métricas e aplicado a diversas escalas espaciais, tendo como ênfase o estudo dos efeitos ecológicos dos padrões espaciais.

Nos últimos anos a Ecologia da Paisagem tem sido caracterizada pela interdisciplinaridade, integrando diversas áreas do conhecimento e sendo utilizada em diversas aplicações práticas como sejam o planeamento e ordenamento do território (Botequilha Leitão *et al.* 2006), a biologia e a ecologia. A sua abordagem holística e integrada, focada na resolução de problemas, levou à sua elevação por Opdam (2007) a Ciência da Paisagem (Naveh 2000).

Em 2000, surge a Convenção Europeia da Paisagem, na qual se encontra definido o conceito de paisagem como “uma parte do território, tal como é apreendida pelas populações, cujo carácter resulta da ação e da interação de fatores naturais e/ou humanos”.

Cancela d’Abreu *et al.* (2004) refere a paisagem como um sistema complexo e dinâmico, que pressupõe a interação e evolução conjunta de diferentes fatores naturais e culturais, determinando e sendo determinados pela estrutura global, de que resulta a configuração particular, nomeadamente quanto à morfologia, uso do solo, coberto vegetal, ocupação edificada, presença de água, à qual corresponde um determinado carácter.

Em suma a paisagem é a expressão visível da combinação da geomorfologia, do coberto vegetal/uso do solo e povoamento humano, resultantes da interação entre os processos naturais, históricos, culturais e mais recentemente político-económicos.

1.1.1 Ecologia da Paisagem

A Ecologia da Paisagem é a ciência que combina a aproximação “horizontal” de um geógrafo ao examinar as relações inter-espaciais de um fenómeno natural com a aproximação “vertical” do ecologista ao estudar as relações funcionais num dado sítio ou “ecótopo” (Naveh & Lieberman 1994). Uma das características da Ecologia da Paisagem é a sua contribuição para a teoria holística descrevendo os “todos” hierárquicos desde os organismos e sociedade até à Terra como um todo

(Zonneveld 1989). A sua aplicação estende-se ao universo entendido como uma amálgama de manchas homogêneas a uma determinada escala de observação.

Buchwald (1963) (*in* Naveh & Lieberman 1994), presidente do Institute for Landscape Care and Nature Protection da Technical University of Hannover define a paisagem como “um espaço vivo total, um sistema interativo *multilayer* da geosfera e da biosfera” dedicando para a Ecologia da Paisagem a importante tarefa de ajudar a colmatar as tensões entre a sociedade moderna e a paisagem resultantes da crescente procura da sociedade industrial e de consumo e do potencial natural da terra. Langer (1970) (*in* Naveh & Lieberman 1994), do mesmo instituto fez a primeira tentativa de interpretação da Ecologia da Paisagem através da teoria de sistemas, a qual define como – uma disciplina científica que lida com funções internas, organização espacial e relações mutuais dos sistemas da paisagem relevantes. Estes sistemas ecológicos regionais devem ser observados ao mais alto nível da integração ecológica: acima dos níveis auto ecológico e sinecológico – com o ecótopo como o seu mais pequeno elemento.

Salientam-se alguns conceitos importantes subjacentes à Ecologia da Paisagem.

Sistema – Chorley & Kennedy (1971) (*in* Naveh & Lieberman 1994), é um conjunto estruturado de objetos ou atributos consistindo em componentes ou variáveis (isto é, fenómenos que são livres de assumirem magnitudes variáveis) que exibem relações entre elas discerníveis e que funcionam juntas como um todo complexo, de acordo com um padrão observável.

Teoria geral dos sistemas (GST) – concebida por Bertalanffy (1968) a teoria geral dos sistemas está relacionada com a teoria hierárquica. Os sistemas podem ser considerados como um conjunto de elementos num estado particular, conectados por relações mais próximas que aquelas que têm com o seu ambiente, por estarem organizados de forma coerente para um fim comum. A estrutura do sistema é composta pelo conjunto de relações entre esses elementos e entre os seus estados. Devido a estas relações um sistema é sempre mais que a soma das suas partes, constituindo uma entidade nova como um todo ordenado ou “sistema *gestalt*”. De acordo com Laszlo (1972), o seu paradigma básico é a visão de uma organização hierárquica da natureza em “todos” ordenados em múltiplos níveis estratificados de sistemas abertos, que vão desde a partícula subatômica *quark* como a mais pequena entidade natural, até aos *clusters* de galáxias como a maior conhecida. Nesta organização hierárquica dos sistemas, cada nível de maior complexidade adquire novas qualidades e é por isso mais complexo que os subsistemas de mais baixo nível hierárquico. Ao mesmo tempo a função de cada sistema é dado pelo subsistema abaixo e o seu objetivo pelo seu supersistema.

Conceito de holismo - O “holismo” é baseado na hipótese de que a natureza consiste numa hierarquia de “todos” (*holons*): quarks-protões-átomos-moléculas-minerais-células-tecidos-organismos-população-sociedade. Um corpo a uma larga escala como por exemplo o total do cosmos não pode ser compreendido pelo estudo direto de apenas os seus elementos mais pequenos, deve ser examinado nos diversos níveis hierárquicos como uma entidade. A moderna teoria de sistemas e a Ecologia da Paisagem colocam os ecossistemas como um todo composto de fatores bióticos e abióticos e também noosféricos (mente humana) (Zonneveld 1989). Um “todo” é um sistema que se mantém num determinado equilíbrio durante um determinado período de tempo ou mostra alterações graduais, sem grandes ou súbitas alterações (Zonneveld 1989).

Conceito de holon – Koestler (1969) criou o termo “*holon*” como uma composição do grego: *holos* (todo) + *proton* (parte), para o reconhecimento da natureza dicotómica de cada nível hierárquico que é ao mesmo tempo parte e todo. Isto significa que cada sistema é ao mesmo tempo um todo para os subsistemas subordinados e uma parte dependente do seu supersistema (Naveh 2000).

Ecosistema Global Humano (THE-Total Human Ecosystem) – Egler (1964) foi o primeiro ecologista a reconhecer a necessidade de uma visão holística do homem como parte integrante da hierarquia ecológica global. Ele propôs um novo nível hierárquico acima dos ecossistemas naturais denominado Ecosistema Global Humano “Total Human Ecosystem”. De acordo com Pimentel (1992) cerca de 95% da ecosfera está modificada pelo Homem. Mesmo as poucas áreas puramente naturais são afetadas direta ou indiretamente pela atividade humana, e estão rapidamente a desaparecer. O seu destino está deveras dependente da ação do Homem. O domínio do homem sobre os ecossistemas terrestres e aquáticos através da transformação da terra, da alteração dos ciclos biogeoquímicos e das perdas e ganhos biológicos, faz com que o Homem não possa escapar à sua responsabilidade de gerir o planeta (Vitousek *et al.* 1997). Daí a importância de o incluir com o seu ecossistema global na hierarquia ecológica (Naveh 1982, Naveh & Lieberman 1994, Naveh 2000).

Para Farina (1998) existem pelo menos três perspetivas distintas da Ecologia da Paisagem, a humana, em que a paisagem é agrupada em unidades funcionais com significado para o homem, a geobotânica, em que a distribuição espacial dos fatores abióticos e bióticos é analisada da perspetiva das comunidades vegetais e das suas necessidades e capacidades adaptativas, e a perspetiva animal, quando a paisagem é abordada numa perspetiva das necessidades à escala de determinada espécie animal. Uma das características comuns nestas três perspetivas é o espaço e o arranjo espacial dos processos e padrões. Colocar um processo ou um determinado padrão no

espaço à escala correta é um dos principais objetivos dos ecologistas da paisagem. Efetivamente uma das mais importantes premissas da ecologia da paisagem reside na relação entre a estrutura da paisagem e os processos ecológicos (Turner 1989, Gustafson 1998).

A ecologia da paisagem pode não conseguir explicar todos os processos, mas pode sem dúvida ajudar a compreender melhor a complexidade, isto é as inter-relações entre diferentes processos e padrões. O denominador comum é a dimensão espacial dos processos (Farina 1998). A maior força da Ecologia da Paisagem consiste na capacidade de transferir informação através de diferentes famílias de processos ao longo de diferentes escalas espaciais e temporais.

1.1.2 Paisagem: aproximação integrada à sustentabilidade?

É consensual que a paisagem é a dimensão espacial na qual ocorrem importantes processos ecológicos. A escala da paisagem compreende um conjunto completo de processos ecológicos e socioeconómicos (Farina 1998).

Wu (2006) refere a ligação entre a ecologia da paisagem e a ciência da sustentabilidade. A ciência da sustentabilidade foca-se explicitamente nas inter-relações dinâmicas entre a natureza e a sociedade (National Research Council 1999, Kates *et al.* 2001, Clark & Dikson 2003, Reitan 2005), envolvendo “a cultura, integração e aplicação do conhecimento acerca dos sistemas terrestres adquirido essencialmente dos estudos holísticos e ciências históricas (geologia, ecologia, climatologia oceanografia) coordenados com o conhecimento das interrelações humanas adquirido a partir das ciências sociais e humanas” (Reitan 2005).

“As sociedades humanas sustentáveis de sucesso devem estar sintonizadas o mais possível com o seu ambiente local e regional, o seu sistema de suporte geo-ecológico; os estilos de vida devem ser adaptados ao ecossistema em que as sociedades vivem e não o contrário. As formas de políticas governativas devem ser ajustadas às particularidades de cada ecossistema e não criar uma cultura ou forma de vida única e dominante espalhada por todo o globo” (Reitan 2005). A ciência da sustentabilidade analisa problemáticas como a complexidade da auto-organização, vulnerabilidade e resiliência, inércia, limiares, respostas complexas a múltiplos stresses, gestão adaptativa, aprendizagem social e esta comprometida em encontrar soluções baseadas no local a diversas escalas: local, regional e global.

A ecologia da paisagem contribui para a ciência da sustentabilidade:

- A paisagem humana (ou região) como a unidade básica espacial para o estudo e manutenção da sustentabilidade;
- Fornecendo a base ecológica hierárquica e integrativa;
- Fornecendo aproximações holísticas aos sistemas sócio ecológicos;
- Fornecendo teoria e métodos para estudar a heterogeneidade espacial e a relação entre processos e padrões;
- Fornecendo métodos e métricas para a quantificação da sustentabilidade;
- Fornecendo teoria e métodos para a análise da escala e da incerteza.

A Ecologia da Paisagem por ser uma ciência interdisciplinar e transdisciplinar (Wu 2006) pode dar um grande contributo na identificação da capacidade de carga e resiliência dos ecossistemas e em particular na gestão local e regional da paisagem.

Muitos ecologistas da paisagem focam-se atualmente nos serviços ecológicos, económicos e sociais fornecidos pela paisagem (*landscape services or ecosystem services*). Esta é já uma aproximação à sustentabilidade, no entanto com uma visão puramente economicista e antropocêntrica, em que as funções ecológicas da paisagem ou dos ecossistemas são vistas como serviços à humanidade os quais poderão, tal como as quotas de carbono (protocolo de Quioto), vir a integrar políticas de subvenção e comércio.

Esta não é a nossa perspetiva da Ecologia da Paisagem. A Ecologia da Paisagem é a ciência interdisciplinar que permite a visão integrada ou holística dos ecossistemas (e não de uma só parte) e das suas relações inter-espaciais, com o objetivo máximo de permitir a identificação de limiares de utilização/exploração pelo Homem de forma a manter o seu equilíbrio, numa perspetiva de sustentabilidade. A Ecologia da Paisagem é verdadeiramente o suporte básico da ciência da sustentabilidade. Todas as atividades humanas são baseadas na exploração dos ecossistemas terrestres ou aquáticos, tal qual eles se encontram. A sobre exploração desses ecossistemas tem levado à rutura desses equilíbrios e ao atual estado de “alterações globais”. A Ecologia da Paisagem é a ciência integradora que permite o estudo dos ecossistemas como um “todo”.

A Ecologia da Paisagem é assim uma ciência complexa, como refere Wu (2006) “...a Ecologia da Paisagem é efetivamente uma *ciência heterogénea* da heterogeneidade.” A qual integra saberes das mais diversas áreas científicas como a história, a geologia, a geografia, a ecologia, a biologia, a fitossociologia, a hidrologia, a física e a química, (geosfera, biosfera e sociosfera) entre outros, o que faz com que os seus estudos sejam de uma forma geral complexos, com inúmeras variáveis não controladas, com uma relação espaço-temporal muito importante, com sérias dificuldades em

isolar variáveis e em efetuar aquilo a que na aceção de Decartes é a ciência pura, dado que o conhecimento da natureza e a realização de certeza são conseguidos, primeiro pela separação do mundo natural, e depois medidos rigorosamente. Como refere Naveh (2000) esta forma de pensamento tem levado a um critério utilitarista da verdade e a um reducionismo do “objeto” de conhecimento a um instrumento relacional ou de valor quantificável que tem sido largamente convertido em técnicas estatísticas (Macauley 1997). Nas modernas metodologias científicas reducionistas, modelos mecanicistas de como o mundo funciona são construídos e depois só os dados que cabem nesses modelos são entendidos. Para estes só o que pode ser medido, contado e quantificado através de procedimentos analíticos tem algum significado científico. Contudo, Frank Egler, um dos primeiros ecologistas holístico a reconhecer as armadilhas destas aproximações refere *“nem todas as coisas que podem ser contadas contam, mas há muitas coisas que não podem ser contadas que contam”* (Egler 1970). Descartes dividiu um método num saber impessoal, o qual foi adotado pelo paradigma reducionista da ciência moderna (Naveh 2000).

A ciência atual baseia-se no método racional dedutivo desenvolvido por Descartes, e consolidado por Newton. Este paradigma Newtoniano-Cartesiano influencia até hoje os campos do conhecimento científico. Parte do pressuposto que, para conhecer o todo, é necessário fragmentá-lo. O todo seria então resultado da união destas partes menores. Este facto levou a ciência, mais especificamente, ocidental, a fragmentar o mundo e criou em todos os segmentos tecnólogos especialistas, que não veem o mundo como um todo. O todo seria então, "partes" do todo. Holístico, na natureza da palavra, que vem do grego "holos", pode ser compreendido como todo ou por inteiro. É nisto que se baseia o "paradigma holístico", o estudo do todo, dentro de uma metodologia Newtoniano-Cartesiana, não mecanicista mas, sim humanista e natural (Naveh 2000).

Os fenómenos ecológicos pela complexidade das suas inter-relações não são normalmente fenómenos simples de causa-efeito. Por um lado uma causa pode gerar efeitos diversos, e esses efeitos serem retroativos e por outro, um efeito pode ter sido gerado por causas diversas, pelo que é necessário algum cuidado na sua modelação. Efetivamente não se pode ter conhecimento do "todo" apenas por meio das suas partes, pois o todo é maior que a soma de suas partes, isto é: *“(…) “A+B” não é simplesmente “(A+B)”, mas sim um terceiro elemento “C”, que possui características próprias”*.

1.1.3 Características da paisagem

As paisagens distinguem-se pelas relações espaciais que se estabelecem entre os seus componentes, caracterizando-se pela sua composição e configuração, os quais independentemente ou em conjunto, afetam os processos ecológicos e a biodiversidade.

A composição refere-se ao tipo e abundância de elementos na paisagem, independentemente da sua localização ou arranjo no mosaico paisagístico. A configuração refere-se à distribuição e arranjo espacial dos diferentes elementos que constituem a paisagem (Dunning *et al.* 1992).

A Ecologia da Paisagem aborda três características fundamentais da paisagem (Forman & Godron 1986):

- Estrutura - a relação espacial entre ecossistemas distintos ou elementos presentes na paisagem, mais especificamente, a distribuição de energia, materiais e espécies em relação à dimensão, forma, número, tipo e configuração dos ecossistemas;
- Função - a interação entre os elementos espaciais, isto é, os fluxos de energia, materiais e espécies entre os ecossistemas que a constituem;
- Alteração - a alteração na estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo.

A estrutura e a função da paisagem estão intimamente relacionadas porque, ao longo do tempo, uma influencia a outra (Forman & Godron 1986, Turner 1989). Em particular, a função da paisagem é influenciada por padrões espaciais e temporais de temperatura, nutrientes e organismos. Por sua vez a estrutura da paisagem é influenciada pelos processos naturais e antrópicos que ocorrem no território, como o fogo, as condições climáticas, vento, colonização, competição e intervenção humana.

O termo “estrutura horizontal da paisagem” corresponde ao padrão que as componentes básicas da paisagem formam na sua combinação; a estrutura deve assim ser entendida como a “aparência” da paisagem (Lang & Blaschke 2009). A estrutura vertical é também de extrema importância para diversas espécies.

1.1.4 Princípios Gerais da Ecologia da Paisagem

Segundo Forman & Godron (1986) existem os seguintes princípios pelos quais se norteia a ecologia da paisagem:

Princípio da estrutura-função

Este princípio refere que “as paisagens são heterogêneas e diferem estruturalmente na distribuição de espécies (flora, fauna), energia e materiais ao longo das manchas, corredores e matriz. Consequentemente as paisagens diferem funcionalmente no fluxo de espécies, energia e materiais ao longo dos elementos estruturais da paisagem”.

Princípio da diversidade biológica

“A heterogeneidade da paisagem diminui a abundância de espécies raras de interior (*core species*), mas aumenta a abundância de espécies de orla, isto é espécies que requerem dois ou mais tipos de elementos da paisagem para viver, aumentando o total potencial de espécies em coexistência”.

Princípio do fluxo de espécies

“A expansão e contração das espécies ao longo dos elementos da paisagem afetam e são afetados pela heterogeneidade da paisagem”.

Exemplo: a dispersão de espécies pode eliminar, alterar ou criar novos elementos na paisagem.

Princípio da redistribuição de nutrientes

“A taxa de redistribuição de nutrientes ao longo dos elementos da paisagem, aumenta com a intensidade da perturbação”.

Os nutrientes minerais fluem de e para a paisagem, ou são redistribuídos entre ecossistemas pelo vento, pela água e animais. Em geral a perturbação humana altera a estabilidade dos mecanismos de regulação dos fluxos de nutrientes nos ecossistemas, ou através da retenção ou do transporte para outros ecossistemas.

Princípio do fluxo da energia

“O fluxo de energia (sob a forma de calor) e biomassa ao longo dos limites das manchas, corredores e matriz, aumenta com o aumento da heterogeneidade da paisagem”.

Com o aumento da heterogeneidade, mais energia flui através dos limites dos elementos da paisagem, assim como existe um efeito cumulativo do fluxo vindo das manchas vizinhas. Ex: entre pequenas manchas são frequentes os fluxos de animais de orla que transportam, no caso dos herbívoros, material vegetal.

Princípio da alteração da paisagem

“Quando não perturbada, a estrutura horizontal da paisagem tende progressivamente para a homogeneidade; perturbações moderadas aumentam rapidamente a heterogeneidade e perturbações severas podem aumentar ou diminuir a heterogeneidade”.

Princípio da estabilidade da paisagem

“A estabilidade do mosaico paisagístico pode aumentar de três formas distintas:

Estabilidade física (caracterizado pela ausência de biomassa).

Rápida recuperação de perturbação (baixa biomassa presente).

Alta resistência à perturbação (normalmente associado a alta biomassa presente).

A estabilidade refere-se à resistência da paisagem à perturbação e sua capacidade de recuperação”.

1.1.5 O modelo mancha-corredor-matriz

O modelo mancha-corredor-matriz foi desenvolvido por Forman & Godron em 1986 com o objetivo de criar um modelo que permitisse a descrição e explicação da heterogeneidade da paisagem. Este modelo é constituído por três tipos de elementos fundamentais (Figura 1):

- Mancha - elementos área com determinada homogeneidade interna
- Corredor - elementos lineares que interligam as diferentes manchas
- Matriz – elemento dominante da paisagem

Mancha (*patch*) é a superfície não linear que difere em aparência da sua envolvente. Variam em tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e características do seu limite. Estão frequentemente embebidos na matriz. O termo mancha refere-se a uma determinada área da superfície terrestre (*patch*) em que o tipo de coberto vegetal/uso do solo ou outra qualquer variável geográfica poligonal, é considerada internamente homogêneo à escala de análise. Uma unidade de paisagem pode ser constituída por diversas manchas, que agregadas formam uma unidade homogênea do

ponto de vista estrutural e do seu carácter. As manchas podem ter diversas classificações dependendo da sua origem:

- Manchas de perturbação - (ex: mancha causada por um incêndio; surtos de herbívoros; exploração madeireira na floresta; exploração mineira, etc..) – alterações no tamanho das populações, extinção e imigração. Perturbação crónica – persistente ao longo do tempo – ex: pastagem que é constantemente pastoreada.
- Manchas remanescentes – são manchas do coberto vegetal “original” que permanecem após perturbação
- Manchas introduzidas - zonas de plantações, de tecido urbano e industrial, minas, etc.
- Manchas de recursos – zonas húmidas nas pradarias nos EUA; charcos e lagos naturais Portugal

O tamanho e a forma da mancha têm efeitos na distribuição e fluxo da energia e nutrientes. Manchas maiores contêm mais energia e nutrientes minerais que manchas mais pequenas. Tem também efeitos nas espécies, criando o efeito ilha, isolando as espécies através da fragmentação do habitat.

Corredores são elementos lineares que interligam as diferentes manchas. Forman & Godron (1986) definem corredores como “tiras estreitas de terreno que diferem da matriz em ambos os lados”. Hoechstetter (2009) refere que os corredores podem ser considerados como um caso especial de manchas: uma mancha alongada, a qual deve ser tratada de forma especial devido ao seu importante papel funcional na paisagem.

Os corredores são elementos lineares que tem funções de interconecção e transporte ao longo da paisagem. As funções dos corredores são:

- Função de ligação entre diferentes manchas, reduzindo a fragmentação e isolamento das mesmas;
- Transporte de água, energia e minerais;
- Habitat para diversas espécies;
- Como elemento tampão/filtro ecológico;
- Como elemento barreira à passagem de espécies ou materiais;
- Como recurso.

Os corredores ainda podem ser classificados, quanto à sua origem em:

- Corredores de perturbação
- Corredores remanescentes
- Corredores de recursos
- Corredores ripícolas
- Corredores plantados
- Corredores regenerados

Os corredores ecológicos podem ser de diferentes tipologias, de acordo com a sua origem (Forman and Godron 1986):

- Corredores lineares – tais como estradas, ferrovias, sebes, limites de propriedades, linhas de drenagem, canais de irrigação, bastante estreita na sua extensão espacial e dominado por espécies orla.
- Faixa de corredores – são bandas mais largas com um ambiente interior no centro que exhibe uma abundância interior de organismos.
- Corredores de fluxo – margens dos cursos de água variando em largura de acordo com a largura do curso de água e funcionam como meio de transporte para água e nutrientes. Controlam a corrente de água nutrientes minerais, reduzindo situações de inundação, assoreamento e perda de solo.

Corredores ecológicos são elementos lineares que conectam ou dividem manchas na paisagem, aos quais se encontra vegetação associada. Podem ser:

- Corredores de fluxo – corredores ripícolas ao longo de ribeiras e rios.
- Corredores lineares – sebes ao longo de muros, vedações e estradas.

A estrutura vertical dos corredores classifica-se em arbóreo, arbustivo e herbáceo e estratificado (se apresenta 2 ou mais estratos verticais).

Matriz é o elemento dominante da paisagem. É a massa homogénea na qual se diferenciam pequenos elementos. Pode também ser referida como o material que rodeia e cimenta elementos independentes (Forman & Godron 1986).

Critérios para a identificação da matriz:

- Dominância - É o elemento dominante na paisagem.

- Conectividade - Quando um elemento esta perfeitamente conectado e circunda todos os outros deve ser considerado matriz.
- Controlo da dinâmica da paisagem – a matriz exerce um maior grau de controlo sobre a dinâmica da paisagem que os outros elementos.

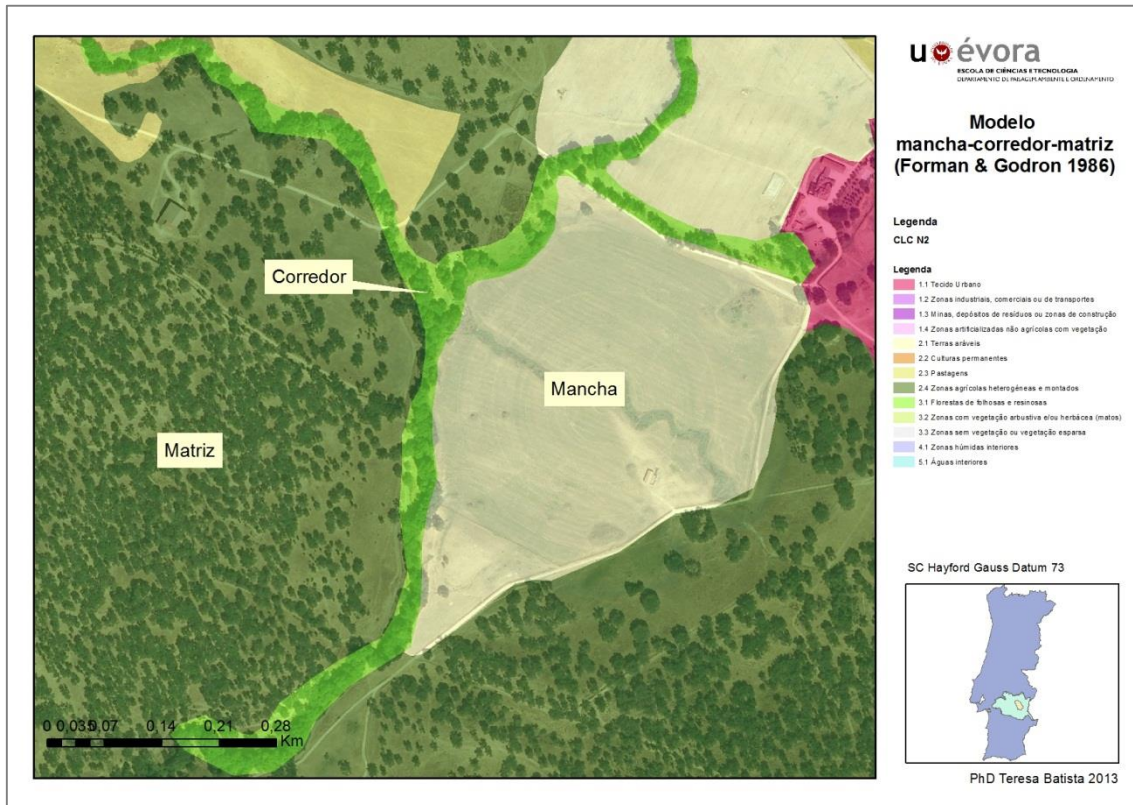


Figura 1 – Cartograma com o esquema do modelo mancha-corredor-matriz

Limitações do modelo mancha-corredor-matriz

O modelo mancha-corredor-matriz (Forman & Godron 1896) tem sido aplicado nas mais diversas áreas em ecologia da paisagem. É sobre ele que são aplicadas a maioria das métricas de paisagem atualmente disponíveis. Segundo Turner (2005) tem conduzido a enormes avanços no conhecimento das relações entre os padrões e processos na paisagem. Contudo são apontadas fragilidades aos pressupostos do referido modelo, nomeadamente o facto de ser baseado em limites bem definidos, que não consideram nem a heterogeneidade interna das manchas nem os gradientes ecológicos. McGarigal & Cushman (2005) referem que o modelo mancha-corredor-matriz não representa de forma correta a heterogeneidade espacial contínua da paisagem. Uma vez categorizadas, as manchas agrupam toda a heterogeneidade interna, o que pode resultar em

perda de importante informação ecológica (McGarigal *et al.* 2009). Ou ainda pelo facto de ser aplicado maioritariamente em planimetria, não considerando o relevo da superfície terrestre e a influência que este tem em inúmeros processos ecológicos (Hoechstetter 2009).

Estes são dois temas essenciais nesta tese e serão referenciados no capítulo 5.

1.1.6 A importância da escala

A paisagem é um sistema heterogéneo. A heterogeneidade espacial (e também a funcional e temporal) é uma característica desse sistema, cuja medição depende da escala de análise. Consequentemente a estrutura, função e alterações da paisagem podem ser referidas como dependentes da escala (Turner 1989).

A escala pode ser definida na sua aceção geral como “a dimensão espacial e temporal de um objeto ou processo” (Farina 2006). A escala é também a relação entre o objeto no mapa e a sua dimensão real. No contexto da ecologia da paisagem, a escala pode ser interpretada de duas formas:

- Como o envelope ou **extend** da área analisada, isto é, como a área total ou paisagem em estudo, ou domínio dos dados analisados, o que em fotointerpretação se adequa ao “campo de visão” e que corresponde ao maior objeto que se pode observar.
- Como a resolução espacial, isto é a menor unidade discernível passível de ser analisada, vulgarmente definida como **grain**. Refere-se à dimensão do *pixel* na área a analisar e é um conceito aplicável à análise em raster. Corresponde em fotointerpretação ao “poder de resolução”, considerando a resolução espacial do sistema. O *grain* corresponde à unidade mínima cartografável (UMC) quando a análise é efetuada em ficheiros vetoriais.

A extensão e a resolução espacial (*grain*) definem os limites, superior e inferior da resolução de um estudo limitando sempre as inferências sobre a dependência da escala de um sistema (Wiens & Milne 1989). Do ponto de vista estatístico, não se pode extrapolar para além da população amostrada, nem podemos inferir diferenças entre os objetos menores do que a unidade experimental (McGarigal *et al.* 2012).

Da mesma forma, na avaliação do padrão da paisagem, não podemos detectar padrões para além da extensão da paisagem ou abaixo da resolução espacial do *pixel* (Wiens & Milne 1989).

McGarigal *et al.* (2012) referem a importância de: (1) definir explicitamente a escala da investigação ou análise; (2) descrever os padrões sempre relacionando com a escala da investigação e (3) ser especialmente cauteloso ao comparar paisagens cartografadas a escalas diferentes.

Esta matéria tem sido investigada por diversos autores que se tem focado na análise da estrutura da paisagem em diversas escalas e no comportamento das métricas de paisagem em diferentes escalas e *extends* (Turner 1989, Wickham & Riitters 1995, Uuemaa *et al.* 2005, Buyantuyev & Wu 2007, Wu *et al.* 2000, Wu *et al.* 2002, Wu 2004). Esta temática é também desenvolvida nesta tese no Capítulo 4.

1.1.7 Unidade de paisagem

A paisagem é uma entidade formada pelo trabalho mútuo da natureza viva e não viva numa determinada área da superfície terrestre (WLO 1975, *in* Zonneveld 1989). A terra compreende o ambiente físico incluindo clima, relevo, solo, hidrologia e vegetação até ao limite que influencia o seu potencial de utilização (FAO 1976, *in* Zonneveld 1989). A “unidade de terra” (*land unit*) ou unidade de paisagem (*landscape unit*) é uma extensão de terra ecologicamente homogênea para uma determinada escala (Zonneveld 1989).

Homogeneidade significa que uma determinada extensão de terra é considerada como um todo, em que os gradientes não são distinguíveis. Na verdade existem sempre diferenças: quanto menor é a escala do mapa, maior é a heterogeneidade interna da mancha ou unidade cartográfica. No entanto poderemos chamar a esta unidade complexa, homogênea, se os elementos que a compõem ocorrerem num padrão regular (Zonneveld 1989). A unidade de paisagem é efetivamente o elemento central na análise e caracterização da sua heterogeneidade. A escala é importante não só em relação à homogeneidade, a escala leva a um importante conceito: o de holismo (Zonneveld 1989).

A teoria da unidade de terra (paisagem) pústula que é um sistema aberto, com uma determinada auto-regulação (homeostasis e homeorhesis). A gestão da terra tem como objetivo a manutenção desse estado, o que pode significar pura conservação, exploração sustentável (Zonneveld 1989) ou melhoria.... Assim a unidade de terra é um conjunto tangível de relações internas e externas. Os fatores que determinam essas relações podem ser distinguidos como (Zonneveld 1989):

- Fatores operacionais reais – a real quantidade e composição dos minerais concretamente disponíveis para absorção pelos tecidos da raiz de uma planta. Podem estar mais ou menos correlacionados com certas características analíticas do solo, mas o resultado dessas análises não nos dá o valor exato.
- Fatores condicionantes - que condicionam os processos reais – ex: declive, exposição, número de horas de sol, temperatura.

- Fatores posicionais- a localização geográfica.
- Fatores hereditários - todos os fenômenos do passado que deixaram as suas marcas mais ou menos evidentes e que persistem no presente.

Os fatores operacionais reais são muito difíceis de medir diretamente, mas os fatores condicionais podem muitas vezes ser medidos diretamente: textura do solo, declive, capacidade de absorção, etc.. Efetivamente muitos dos estudos do ambiente dos organismos é efetuada através da medição das condições condicionais em vez dos fatores operacionais.

Zonneveld (1989) expõe o conceito de unidade de paisagem como tendo os três atributos: solos, vegetação e geomorfologia:

A paisagem como um todo, sistema que a nível local é passível de uma caracterização menos heterogénea. A criação das unidades locais de paisagem, como unidades biogeográficas homogéneas, permitirá a caracterização e avaliação do seu estado e padrão estrutural.

O capítulo 3 é dedicado ao conceito de unidade local de paisagem, elemento essencial à gestão e ordenamento do território municipal.

Dependendo do contexto e área de investigação, diferentes termos podem ser usados para definir o elemento base da paisagem, tais como: unidade de terreno (land unit), geótopo, ecótipo, biótopo, célula, habitat, sítio, mancha, entre outros. Estes termos são também usados para distinguir a esfera do “natural” do humanizado. Assim, é comum utilizar-se o termo “componentes da paisagem” referindo-se à influência predominante dos fatores físicos e naturais e o termo “elementos da paisagem” referindo-se a unidades determinadas predominantemente por influência humana (Forman & Godron 1986). Contudo esta distinção conceptual nunca ficou estabelecida na comunidade científica e utilizam-se, em geral, como sinónimos (Hoechstetter 2009).

Cancela d’Abreu *et al.* (2004) define como elementos ou componentes da paisagem, aqueles que, em conjunto, definem a sua estrutura e cuja identificação permite a análise pormenorizada da paisagem, dando alguns exemplos de elemento da paisagem: os grandes afloramentos rochosos, as linhas de água e respetivas galerias ripícolas, as sebes de compartimentação ou muros com expressão significativa, os bosquetes e matas, as parcelas agrícolas, as construções mais ou menos consolidadas, estradas, albufeiras, entre outros.

Como elementos da Paisagem, considera-se no presente estudo, a unidade base indivisível à escala de estudo, internamente tendencialmente homogénea, a qual é discernível e passível de individualização da sua envolvente, qualquer que seja a sua origem natural ou antrópica. Estes elementos podem constituir manchas, corredores ou matriz, considerando a sua forma, dimensão e função, de acordo com o modelo desenvolvido por Forman & Godron (1986).

O conceito de unidade de paisagem, por sua vez, assenta no pressuposto da existência de elementos nucleares que combinados entre si conferem um determinado arranjo ou padrão espacial específico a que está associado um determinado carácter (Cancela d'Abreu *et al.* 2004). A complexidade interna das unidades de paisagem depende efetivamente da escala de abordagem.

Uma unidade de paisagem é entendida também como uma fração combinatória das condições edafoclimáticas, coberto vegetal/uso do solo, povoamento humano e morfologia do terreno a uma determinada escala.

Leser (1997) (*in* Hoechstetter 2009) refere o sistema paisagem como sendo composto por secções espaciais homogéneas, onde a homogeneidade é entendida como um estado onde uma área é determinada pela maior ou menor uniformidade em fluxos de materiais e energia. O termo “estrutural horizontal da paisagem” corresponde ao padrão que estas componentes básicas formam na sua combinação; a estrutura deve assim ser entendida como a “aparência” da paisagem (Lang & Blaschke 2009).

Todos os elementos na estrutura espacial da paisagem estão inter-relacionados formando um único sistema complexo que é a superfície terrestre com múltiplas interações e com múltiplos elementos ou unidades.

No presente trabalho o termo mancha refere-se a uma determinada área da superfície terrestre (*patch*) em que o tipo de coberto vegetal/uso do solo ou outra qualquer variável geográfica poligonal, é considerada internamente homogéneo à escala de análise. Uma unidade de paisagem pode ser constituída por diversas manchas, que agregadas formam uma paisagem homogénea do ponto de vista estrutural e do seu carácter.

Em suma a paisagem é a expressão visível da combinação da geomorfologia, do coberto vegetal/uso do solo e povoamento humano, resultantes da interação entre os processos naturais, históricos, culturais e mais recentemente político-económicos.

1.2 MÉTRICAS DE PAISAGEM

A quantificação da heterogeneidade espacial é condição necessária para compreender as relações entre os processos ecológicos e os padrões espaciais (Turner 1990, Turner *et al.* 2003). Assim a medição, análise e interpretação dos padrões espaciais recebem uma especial atenção em Ecologia da Paisagem. Desde início dos anos 90 têm sido desenvolvidos por diversos autores uma grande variedade de métricas quer de composição quer de configuração da paisagem. As métricas da paisagem medem e descrevem a estrutura espacial das manchas, classes de manchas ou do total da paisagem (Botequilha Leitão *et al.* 2006). Os termos “métricas de paisagem” ou “índices de paisagem” são utilizados na literatura como sinónimos embora o termo “métricas de paisagem” seja mais utilizado quando as métricas são calculadas através do FRAGSTATS ou programas similares. O termo “índices de paisagem” é utilizado em sentido lato, e mais nos anos 90, enquanto o termo “métricas de paisagem” é utilizado com maior frequência a partir do final do Séc. XX (Uuemaa *et al.* 2009). Os dois termos serão usados com o mesmo significado nesta tese.

O estudo desenvolvido por (Uuemaa *et al.* 2009) refere as temáticas em que se aplicaram com maior frequência as métricas de paisagem em trabalhos científicos publicados em revistas internacionais com *peer-review* e indexadas pelo Institute of Science Information (ISI) Web of Science (WoS), de 1994 a Outubro de 2008: a) uso e seleção de métricas; b) biodiversidade e análise de habitats; c) estimativa da qualidade da água; d) avaliação do padrão da paisagem e alterações; e) análise de paisagens urbanas; f) estética da paisagem; g) gestão planeamento e monitorização.

Existem efetivamente uma enorme variedade de métricas que por vezes tem uma formulação idêntica mas que cada autor refere de uma forma particular, como é o caso da CAP – *Class area porportion* ou PLAND (*land proportion*) referidas por Botequilha Leitão *et al.* (2006) ou ZLAND (Rempel *et al.* 2012) que é em qualquer dos casos, a percentagem do total da paisagem ocupada por uma determinada classe.

Para além desta situação ocorrem outras derivadas da utilização das métricas em ficheiros em formato raster/grid ou em formato vetorial. Por um lado existem determinadas métricas que apenas se encontram disponíveis para o formato raster, como é o caso do índice de justaposição (IJI).

As métricas de paisagem podem ser classificadas em métricas estruturais e métricas funcionais (McGarigal *et al.* 2012). As métricas estruturais podem ser definidas como aquelas que medem a composição física ou configuração do mosaico de manchas sem explícita referência a um processo

ecológico. A relevância funcional do valor calculado é deixada para interpretação subsequente. A maioria das métricas de paisagem é deste tipo. Métricas funcionais, por outro lado, podem ser definidas como aquelas que medem explicitamente um padrão da paisagem que é funcionalmente relevante para o organismo ou processo em questão. As métricas funcionais requerem parametrização adicional antes do seu cálculo, de tal modo que a mesma métrica pode retornar múltiplos valores, dependendo das especificações do utilizador.

A diferença entre métrica estrutural e funcional é melhor ilustrada através de um exemplo. Como convencionalmente computados, a média da distância ao vizinho mais próximo é baseada nas distâncias entre amostras vizinhas da mesma classe. O mosaico é, em essência tratado como uma paisagem binária (ou seja, manchas de classe focal contra tudo o mais). A composição e configuração da matriz interveniente são ignoradas. Por conseguinte, a mesma paisagem só pode retornar um valor único para essa métrica. Claramente, esta é uma métrica estrutural porque o significado funcional de qualquer valor calculado é deixado à interpretação subsequente. Por outro lado, métricas de conectividade que consideram a permeabilidade de vários tipos de mancha com o movimento do organismo ou de um processo de interesse são métricas funcionais. Aqui, cada mancha no mosaico contribui para o cálculo da métrica. Além disso, há um número infinito de valores que podem ser retornados da paisagem, dependendo dos coeficientes de permeabilidade atribuídos a cada tipo de mancha. Dada uma parametrização particular, a métrica é calculada em termos que são já considerados funcionalmente relevantes (McGarigal *et al.* 2012).

As métricas podem ser aplicadas a quatro níveis:

- Célula
- Patch (mancha)
- Classe
- Paisagem

Nível da célula - métricas aplicadas à célula individualmente. Só aplicáveis no formato raster. O resultado é um único valor para cada célula.

Nível da mancha: as métricas são calculadas para cada mancha individualmente, caracterizando o seu carácter espacial único e o seu contexto particular. São métricas como área, perímetro e complexidade da forma. Estes índices podem ser cruciais para a análise da adequabilidade de determinada mancha como habitat.

Nível da classe de manchas: as métricas são calculadas com todas as manchas de uma determinada classe. Pode ser feito por agregação estatística, isto é através da média, médias ponderadas, variâncias e desvio padrão. Outra forma de agregação é a configuração das manchas ao longo da paisagem. Medidas de subdivisão e isolamento são feitas ao nível da classe, já que permite a análise da fragmentação de habitats numa determinada paisagem.

Nível da paisagem: é a fase final de agregação de todas as manchas de todas as classes, ao longo da total extensão da paisagem.

As métricas de paisagem podem ainda pertencer a dois tipos de categorias: métricas de composição e métricas de configuração (McGarigal & Marks 1994, Gustafson 1998). A composição é facilmente quantificada e refere-se a características associadas à variedade e abundância de tipos de manchas dentro da paisagem, mas sem considerar o carácter espacial, colocação ou localização das manchas dentro do mosaico.

Porque a composição exige a integração de todos os tipos de manchas, as métricas de composição são aplicáveis apenas no nível de paisagem. Há muitas medidas quantitativas de composição da paisagem, incluindo a proporção da paisagem em cada tipo de mancha, a riqueza, a equitabilidade e a diversidade de manchas. Na verdade, devido às múltiplas formas em que a diversidade pode ser medida, existem inúmeras maneiras possíveis para quantificar a composição da paisagem (McGarigal *et al.* 2012). As principais são:

- Abundância relativa de cada classe (CAP ou ZLAND). É uma das métricas mais simples e úteis que nos permite retirar informação sobre a proporção relativa de cada classe na paisagem.
- Riqueza (PR). A riqueza é simplesmente o número de tipos diferentes de manchas na paisagem.
- Uniformidade ou equitabilidade. É também uma medida de dominância. Refere-se à uniformidade da abundância relativa dos diferentes tipos de manchas.
- Diversidade. A diversidade é uma medida composta de riqueza e de uniformidade e pode ser calculado de diversas formas (Shannon & Weaver 1949, Simpson 1949), dependendo da ênfase colocada sobre estes dois componentes.

A configuração espacial é muito mais difícil de quantificar e refere-se ao carácter espacial, posição, arranjo, ou orientação das manchas dentro da classe ou da paisagem. Alguns dos aspectos da configuração, tais como o isolamento ou contágio, são medidas de arranjo espacial relativo das

manchas, tipos de manchas ou outros aspetos de interesse em estudo. Outro aspeto do carácter espacial das manchas é a área interior das manchas (*core area*). As métricas de configuração podem ser medidas ao nível da mancha, da classe e da paisagem, sendo as métricas de classe e paisagem resultantes da agregação estatística dos valores da métrica ao nível da mancha (média, máximo, desvio padrão, variância).

Exemplos de métricas de composição e configuração:

1.2.1 Métricas de área e de orla

Este grupo de métricas integra as mais importantes e basilares medidas da estrutura da paisagem que são a área (AREA), o perímetro da mancha (PERIM) e o raio de giração (GYRATE). A área para além de constituir a base para o cálculo de muitas das métricas de mancha, classe e paisagem, tem também influência em inúmeros processos ecológicos. Por exemplo existe uma considerável evidência de que a riqueza de aves e a ocorrência de algumas espécies está fortemente correlacionada com o tamanho da mancha (Robbins *et al.* 1989). A maioria das espécies tem necessidades de área mínima para sobreviver, algumas delas em habitats contíguos, sendo chamadas espécies sensíveis à área. As métricas de área são métricas de composição. O raio de giração é uma medida da extensão da mancha ao longo da paisagem e pode ser considerada como uma medida da distância média que um organismo pode percorrer dentro de uma mancha antes de encontrar a sua orla (McGarigal *et al.* 2012). A Tabela 1 apresenta algumas das mais comuns métricas de área e orla.

Tabela 1 – Métricas de área e orla

Métrica	Conceito	Fórmula	parâmetros	nível de cálculo	Unidades	Variação	Significado/aplicações	Referências
Tamanho da mancha (AREA ou PS)	tamanho de cada mancha (vetor) ou célula (raster)	$PS \text{ ou } AREA = a_{ij}$	a_{ij} , iguala a área (m ²) da mancha.	mancha	m ²	PS > 0, sem limite superior	manchas maiores tem maior probabilidade de conter espécies de interior, dependendo da sua configuração	McGarigal and Marks 1995; Botequilha Leitão et al. 2006; Hoechstetter 2009
Tamanho médio das manchas (MPS)	tamanho médio das manchas de uma classe ou paisagem	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{PN_i}$	a_{ij} , é a área (m ²) da mancha ij ; PN_i , é o número de manchas da classe i .	classe e paisagem	m ² ou há	MPS > 0, sem limite superior	métrica derivada da PS. Permite perceber como se comporta o tamanho das manchas na classe ou paisagem	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2003; Rempel et al. 2012
Mediana do tamanho das manchas (MedPS)	mediana (percentil 50) do tamanho médio das manchas de uma classe ou paisagem	$MedPS = PS_{50\%}$	AREA (50%) = percentil 50	classe e paisagem	m ² ou há	MedPS > 0, sem limite superior	idem	Rempel et al. 2012
Desvio padrão do tamanho das manchas (PSSD)	desvio padrão do tamanho médio das manchas de uma classe ou paisagem	$PSSD = \sqrt{(\sum_{j=1}^n [a_{ij} - (\frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{PN_i})]^2) / PN_i}$	a_{ij} , é a área (m ²) da mancha ij ; PN_i , é o número de manchas da classe i .	classe e paisagem	m ² ou há	> 0, sem limite superior	idem	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2003; Rempel et al. 2012
Covariância do tamanho das manchas (PSCoV)	covariância do tamanho médio das manchas de uma classe ou paisagem	$PSCoV = \frac{PSSD}{MPS} * 100$		classe e paisagem	%	> 0, sem limite superior	idem	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2003; Rempel et al. 2012
Média ponderada do tamanho das manchas (AWMPS)	tamanho médio das manchas a dividir pela área total da classe ou paisagem	$AWMPS = \sum_{j=1}^n \left[a_{ij} \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$	a_{ij} , iguala a área (m ²) da mancha.	classe e paisagem	m ² ou há	> 0, sem limite superior	idem	Botequilha Leitão et al. 2006
Índice da maior mancha (LPI)	é a percentagem da área da paisagem ocupada pela maior mancha	$LPI = \frac{\max a_{ij}}{AREA} * 100$	a_{ij} , iguala a área (m ²) da mancha; AREA, é área total da classe ou paisagem	classe e paisagem	%	0 < LPI ≤ 100	métrica derivada da PS. permite perceber se a paisagem é dominada por uma só mancha e portanto da sua homogeneidade. Quando LPI é próximo de 100 significa que a maior mancha ocupa quase a totalidade da área da paisagem.	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Botequilha Leitão et al. 2006; Hoechstetter 2009; McGarigal et al. 2012.

Tabela 1 – Métricas de área e orla (cont.)

Métrica	Conceito	Fórmula	parâmetros	nível de cálculo	Unidades	Variação	Significado/aplicações	Referências
Área da classe (CA)	total da área da paisagem ocupada por uma classe	$CA = \sum_{i=1}^n a_{ij(class)}$	a , iguala a area (m ²) da mancha da classe.	classe e paisagem	m ² ou há	CA > 0, sem limite superior	área ocupada por determinada classe na área em estudo.	McGarigal and Marks 1995; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Proporção da área da classe (CAP, PLAND ou ZLAND)	a proporção da paisagem que é composta por uma determinada classe	$CAP_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{AREA} 100$	a_{ij} , iguala a area (m ²) da mancha, e AREA iguala o total da área da paisagem (m ²).	classe e paisagem	%	0 < CAP ≤ 100	permite quantificar a extensão relativa que cada classe ocupa na paisagem	McGarigal and Marks 1995; Botequilha Leitão et al. 2006; Rempel et al. 2012
Área total da paisagem (TLA ou TA)	área total da paisagem ou <i>extend</i> em análise	$TLA = \sum_{i=1}^n a_{ij}$	a_{ij} , iguala a area (m ²) da mancha.	paisagem	m ² ou há	TLA > 0, sem limite superior	depende do <i>extend</i>	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Perímetro da mancha (Perim)	perímetro da mancha	$PERIM = P_{ij}$	p_{ij} é o perímetro da mancha ij	mancha	m	≥ 0, sem limite superior	quanto maior o perímetro da mancha maior é a orla	McGarigal and Marks 1995; Hoechstetter 2009; McGarigal et al. 2012.
Orla total (TE)	soma de todos os comprimentos de todos os segmentos de orla por classe ou paisagem	$TE = \sum_{i=1}^n P_{ij}$	p_{ij} é o perímetro da mancha ij	classe e paisagem	m	TE ≥ 0, sem limite superior	metriza derivada do PERIM. é o total da orla, pode ser =0 se a paisagem tiver uma só mancha, já que os limites da paisagem não são considerados orla.	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Hoechstetter 2009; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Densidade de orla (ED)	TE por unidade de área (km ² ou ha)	$ED = \frac{TE}{AREA}$	AREA=TLA quando aplicado à paisagem	classe e paisagem	m/m ²	ED ≥ 0, sem limite superior	métrica derivada da TE. ED é =0 quando a TE=0	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Hoechstetter 2009; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Orla média (MPE)	orla média das manchas, por classe ou no total da paisagem	$MPE = \frac{TE}{NumP}$	TE - total da orla; PN - número de manchas	classe e paisagem	m/patch	MPE ≥ 0, sem limite superior	métrica derivada da TE. MED é =0 quando a TE=1	Rempel et al. 2012;

1.2.2 Métricas de forma

A interacção entre a forma e o tamanho da mancha pode influenciar um importante número de processos ecológicos. A forma da mancha influencia por exemplo os padrões de migração de pequenos mamíferos (Buechner 1989), as estratégias de colonização de plantas (Hardt & Forman 1989) e as estratégias de pastoreio de grandes herbívoros (Forman & Godron 1986). No entanto, o principal significado da forma parece estar relacionado com o "efeito de orla". A forma é um parâmetro de difícil quantificação. De um modo geral, a forma geométrica de um objecto, tal como uma mancha, é função da sua morfologia. No entanto na análise da estrutura da paisagem a forma é analisada como um todo, isto é, caracterizada a complexidade geométrica que se distingue nas manchas e paisagens através da complexidade geral e não de morfologias particulares. Assim as métricas de paisagem não distinguem morfologias mas sim a complexidade geométrica geral.

Algumas das métricas de forma são a relação entre o perímetro e a área (PARA), que é a mais simples, o índice de forma (SI), a dimensão fractal (FRACT) e o índice de contiguidade (CONTIG) (McGarigal *et al.* 2012). A Tabela 2 apresenta algumas das mais comuns métricas de forma e respetiva fórmula de cálculo.

Tabela 2 – Métricas de forma

Métrica	Conceito	Fórmula	parâmetros	nível de cálculo	Unida des	Varição	Significado/aplicações	Referências
Razão Perímetro/Área (PARA)	razão entre o perímetro e a área	$PARA = \frac{PERIM}{AREA}$	PERIM = perímetro da mancha e AREA = área da mancha	mancha	m/m2	≥ 0, sem limite	A relação entre a forma e o tamanho das manchas influencia uma série de processos ecológicos. A relação entre o perímetro e a área fornece informação sobre a complexidade geométrica, não permitindo no entanto distinguir morfologias (McGarigal et al 2012). O problema desta métrica é que duas manchas de tamanhos diferentes podem exibir a mesma relação PERIM/AREA.	Hoechstetter 2009; McGarigal et al. 2012.
Média da Razão Perímetro/Área (MPAR)	média da Razão Perímetro/Área	$MPAR = (\sum_{i=1}^n \left(\frac{AREA}{PERIM} \right)) / PN$	PERIM = perímetro da mancha, AREA = área da mancha e PN= número de manchas	classe e paisagem	sem unida de	≥ 0, sem limite	metrica derivada da PARA	Rempel et al. 2012;
Índice de forma (SI, SHAPE ou LSI)	mede a complexidade da forma da mancha comparada com a sua forma standart (quadrada ou circular) do mesmo tamanho	$SHAPE \text{ raster} = \frac{0,25 * p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$ $SHAPE \text{ vetor} = \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi} a_{ij}}$ $SHAPE \text{ Botequilha} = \frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}$	p _{ij} é o perímetro da mancha ij; a _{ij} é área da mancha ij; min p _{ij} perímetro mínimo da mancha ij em termos do número orlas das células.	mancha, podendo ser sumarizad a ao nível da classe e da paisagem	sem unida de	≥1, sem limite	elimina o problema do tamanho existente no PARA	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Botequilha Leitão et al. 2006; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Média índice de forma (MSI)	índice de forma médio	$MSI = \frac{SHAPE}{PN}$	PN= número de manchas	classe e paisagem	sem unida de	≥1, sem limite	metrica derivada da SHAPE	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Rempel et al. 2012;
Média ponderada do índice de forma (AWMSI)	índice de forma médio ponderado pela área	$AWMSI = \frac{MSI}{AREA}$	AREA = área da classe ou paisagem	classe e paisagem	sem unida de	≥1, sem limite	metrica derivada da SHAPE	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Rempel et al. 2012;
Dimensão fractal (FractDim ou FRACT)	mede a complexidade da forma em diferentes escalas. Assume valores entre 1 - formas simples a 2 - forma altamente complexa	$FRACT = \frac{2 \ln (0,25 * PERIM)}{\ln(AREA)}$	PERIM = perímetro da mancha e AREA = área da mancha	mancha	sem unida de	1 ≤ FRACT ≤ 2	a dimensão fractal reflete a complexidade da forma ao longo de várias escalas. Assim tal como a SHAPE, não tem o problema do tamanho que tem a PARA.	McGarigal and Marks 1995; Hoechstetter 2009; McGarigal et al. 2012.
Dimensão fractal média (MPFD)	dimensão fractal média	$MPFD = \frac{FRACT}{NumP}$	PN= número de manchas	classe e paisagem	sem unida de	1 ≤ MPFD ≤ 2	metrica derivada da FRACT	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Rempel et al. 2012;
Dimensão fractal média ponderada (AWMPFD)	dimensão fractal média dividida pela área da mancha	$AWMPFD = \frac{MPFD}{AREA}$	AREA = área da classe ou paisagem	classe e paisagem	sem unida de	1 ≤ MPFD ≤ 2	metrica derivada da FRACT	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.

1.2.3 Métricas de interior

A área interior (core area) é definida como a área dentro da mancha definida para dentro da mancha a partir do limite interior da orla. Tal como a forma, o significado da área interior está relacionado com o “efeito orla”.

O “efeito orla” resulta da combinação de fatores bióticos e abióticos que alteram as condições ambientais ao longo dos limites das manchas, em relação ao seu interior. A natureza do efeito de orla difere entre os organismos e processos ecológicos (Hansen & di Castri 1992). Por exemplo, algumas espécies de aves são prejudicadas pela predação, competição, parasitismo e outros fatores nas margens (orla) da floresta. A *core area* parece ser um melhor indicador de qualidade do habitat do que a área da mancha (Temple 1986). Ao contrário da área da mancha a área interior é afetada pela forma da mancha.

Existem diversas métricas de orla tais como área interior (CA), área interior total (TCA), número de áreas interiores (NCORE), entre outras, cujas fórmulas podem ser consultadas em McGarigal *et al.* (2012). As métricas de interior não são utilizadas na presente tese.

1.2.4 Métricas de contraste

O contraste refere-se à magnitude da diferença entre dois tipos de manchas adjacentes no que respeita a um ou mais atributos ecológicos à escala de observação, que sejam relevantes para o organismo ou processo em consideração. O contraste entre uma mancha e sua vizinhança pode influenciar um elevado número de processos ecológicos (Forman & Godron 1986). O “efeito de orla” anteriormente descrito é influenciado pelo grau de contraste entre as manchas. Adicionalmente também o isolamento pode ser influenciado pelo grau de contraste atribuído às manchas. O limite entre manchas pode assim funcionar como barreira ou como membrana permeável ou semipermeável a determinados fluxos e materiais. Isto é, o contraste da orla pode assim influenciar a sua função. Também a complementaridade entre manchas pode ser influenciada pelo contraste da orla (Dunning *et al.* 1992). Embora o contraste possa ser definido numa variedade de formas reflete sempre a diferença entre manchas relativa a um ou mais atributos importantes para o fenómeno investigado. Para refletir este contraste aplicam-se diferentes pesos à orla, consoante a diferença é maior ou menor.

Algumas das métricas de contraste são o contraste da orla (ECON) que mede o grau de contraste entre uma mancha e a sua vizinhança imediata, o índice de contraste da orla total (TECI), a média

do contraste da orla (ECON-MN) e a contrate ponderado da densidade da orla (CWED). O contraste tem de ser definido pelo utilizador de acordo com o fenómeno estudado. A Tabela 3 apresenta métricas de contraste e respetiva fórmula de cálculo.

Tabela 3 – Métricas de contraste

Métrica	Conceito	Fórmula	parâmetros	nível de cálculo	Unidades	Variação	Significado/aplicações	Referências
Contraste da orla (ECON ou EDGECON)	contraste da orla, mede a diferença de uma mancha em relação às manchas adjacentes. O valor do contraste varia entre 0 e 1 e é definido pelo utilizador de acordo com o fenómeno em análise	$ECON = \frac{\sum_{k=1}^{m'} (p_{ijk} \times d_{ik})}{p_{ij}} (100)$	p_{ijk} , comprimento do perímetro da mancha; d_{ik} , é a ponderação do contraste do limite entre as manchas do tipo ik ; p_{ijk} é o comprimento total do perímetro da mancha ik	mancha, classe e paisagem	%	$0 \leq ECON \leq 100$	permite perceber o significado funcional da orla. Depende da ponderação dada a cada tipo de classe de manchas, que varia entre 0 a 1 e o ECON varia entre 0 e 100%, isto significa que quanto maior o índice maior o contraste entre as manchas. Menor contraste significa maior permeabilidade entre manchas.	McGarigal and Marks 1995; Botequilha Leitão et al. 2006; McGarigal et al. 2012.
Contraste do total da orla (TECI)	total do contraste da orla por classe ou paisagem	$TECI = \frac{\sum_{k=1}^{m'} (e_{ik} \times d_{ik})}{\sum_{k=1}^{m'} e'_{ik}} (100)$	e_{ik} , comprimento total do limite na paisagem entre manchas do tipo (classes) i e k ; inclui segmentos das fronteiras da paisagem que envolvem a mancha do tipo i ; e'_{ik} , é o comprimento total do limite entre as classes de manchas i e k ; inclui toda a fronteira e todos os segmentos de fundo apesar de representarem ou não a borda; d_{ik} , é a ponderação do contraste do limite entre as manchas do tipo i e k .	classe e paisagem	%	$0 \leq TECI \leq 100$	idem, mas para a classe ou total da paisagem	McGarigal and Marks 1995; Botequilha Leitão et al. 2006; McGarigal et al. 2012.
Densidade da orla ponderada pelo contraste (CWED)	densidade de orla ponderado pelo contraste definido pelo utilizador	$CWED = \frac{\sum_{k=1}^{m'} (e_{ik} \times d_{ik})}{AREA}$	e_{ik} , comprimento total do limite na paisagem entre manchas do tipo (classes) i e k ; inclui segmentos das fronteiras da paisagem que envolvem a mancha do tipo i ; $AREA$ é a área total da paisagem	classe e paisagem	m/m2	≥ 0 , sem limite superior	densidade da orla ponderada pelo contraste.	McGarigal and Marks 1995; McGarigal et al. 2012.

1.2.5 Métricas de agregação/fragmentação

A agregação refere-se à tendência de tipos de manchas para se agregarem espacialmente, isto é de ocorrerem em grandes agregados ou distribuições "contagiosas". Essa propriedade também é muitas vezes referida como textura da paisagem. Usa-se o termo "agregação" como um termo genérico para descrever vários conceitos relacionados: 1) dispersão, 2) interdispersão, 3) subdivisão, e 4) isolamento. Cada um destes conceitos são formas diferentes de agregação.

A dispersão refere-se à distribuição espacial de um tipo de mancha ou classe de manchas sem explícita referência a quaisquer outros tipos de manchas. A interdispersão, por outro lado, refere-se à mistura espacial dos diferentes tipos de manchas ou classes de manchas. Estes dois conceitos são por vezes confundidos na paisagem, já que à medida que as manchas são mais dispersas na paisagem tende também a aumentar a interdispersão entre elas. No entanto podem ser calculados separadamente.

A subdivisão ou fragmentação de um tipo de habitat pode afetar particularmente uma espécie ou um processo ecológico. Isto pode ser particularmente importante no caso das metapopulações (Gilpin & Hanski 1991). A subdivisão refere-se ao facto das manchas serem disjuntas.

O isolamento está fortemente ligado ao conceito de subdivisão, ambos se referem à subdivisão ou fragmentação das manchas, no entanto o isolamento integra ainda a distância entre as manchas. Quanto maior a distância entre a mancha e as manchas da mesma classe, maior será o isolamento dessa mancha.

São exemplos de métricas de agregação, o índice de contágio (CONTAG), inicialmente proposto por O'Neill et al. (1988) e subsequentemente usado por diversos autores (Turner & Ruscher 1988, Turner 1989, Turner *et al.* 1989, Turner 1990a e b, Graham *et al.* 1991, Gustafson & Parker 1992). O índice de contágio tem sido muito utilizado como um índice que sumariza a continuidade em mapas de categorias (Turner 1989), no entanto apresenta em muitas paisagens uma elevada correlação com os índices de diversidade e dominância (Riitters *et al.* 1995). O contágio mede a probabilidade de encontrar uma célula do tipo i próximo de uma célula do tipo j .

O índice de interdispersão e justaposição (IJI) foi introduzido por McGarigal & Marks (1994), o qual isola a interdispersão das restantes métricas de agregação. Aumenta à medida que aumenta a interdispersão entre as diferentes manchas e tipos de manchas. Baseia-se na adjacência das manchas e não na das células, como o CONTAG.

Existe ainda o índice de agregação (AI) que se baseia na percentagem de adjacências idênticas em relação ao total de adjacências (He *et al.* 2000) e o índice de completude (CLUMPY), que mede a desagregação ou agregação de uma classe (McGarigal *et al.* 2012).

Métricas de subdivisão ou fragmentação são o número de manchas (NP) e a densidade de manchas (PD). Existem ainda o índice de divisão da paisagem, (DIVISION), o índice de separação (SPLIT) e o tamanho da malha efetivo (MESH), o qual evidencia o tamanho da mancha quando a paisagem é dividida em 5 áreas, todas do mesmo tamanho. São também métricas de agregação/fragmentação o índice de proximidade (PROX) desenvolvido por Gustafson & Parker (1992) e a distância euclidiana mais próxima (ENN) (McGarigal *et al.* 2012).

As métricas de agregação/fragmentação são muito utilizadas na análise da adequação da paisagem como habitats para espécies faunísticas, muito relacionadas com análises binárias de presença ou ausência de um determinado tipo de habitat essencial para a espécie em causa (Haila *et al.* 1987, Dunning *et al.* 1992, Gustafson *et al.* 1994). A Tabela 4 apresenta algumas das mais comuns métricas de agregação/fragmentação e respetiva fórmula de cálculo.

Tabela 4 – Métricas de agregação/fragmentação

Métrica	Conceito	Fórmula	parâmetros	nível de cálculo	Unidades	Variação	Significado/aplicações	Referências
Número de manchas (NumP ou PN)	número total de manchas numa classe ou paisagem	$NumP = \sum_{i=1}^n P_{ij}$	P_{ij} , é tipo de mancha ij	classe e paisagem	sem unidade	≥ 1 , sem limite superior	um maior número de manchas é indicador de uma maior fragmentação da classe ou paisagem, embora tal deva ser analisado tendo em consideração o nível de detalhe do mapa base	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Botequilha Leitão et al. 2006; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Densidade de manchas (PD)	número total de manchas numa classe ou paisagem por unidade de área (ex:km ² ou ha)	$PD = \frac{NumP}{AREA}$ $PD = \frac{NumP}{AREA} \times (10,000) \text{ m}^2/\text{ha} \times 100$	AREA, é área total da classe ou paisagem em m ² ou ha.	classe e paisagem	sem unidade	1, até ao total de células da grid	métrica derivada da PN	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Hoechstetter 2009; McGarigal et al. 2012.
Tamanho da malha efetivo (MESH)	é o quadrado da soma das áreas das manchas dividido pela área total da classe ou da paisagem	$MESH = \frac{AREA^2}{AREA}$	AREA, é área total da classe ou paisagem em m ² ou ha.	classe e paisagem			permite perceber do tamanho efetivo da mancha no total da classe ou paisagem	Jaeger 2000 cit in Hoechstetter 2009; McGarigal et al. 2012.
Contágio (CONTAG)	O contágio mede a probabilidade de encontrar uma célula do tipo i próximo de uma célula do tipo j	$CONTAG = \left(1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^n [(P_i)(P_{ik})] \times \ln[(P_i)(P_{ik})]}{C_{max}} \right) \times 100$	P_i , é a proporção de paisagem ocupada pela classe i ; G_k é o nº de adjacências entre os pixels das classes; m nº de classes	classe e paisagem	%	$0 < CONTAG < 100$	o contágio mede a extensão em que os tipos de manchas são agregados ou dispersos; valores mais elevados de contágio pode resultar de paisagens com algumas grandes manchas contínuas, enquanto os valores mais baixos geralmente caracterizam paisagens com muitas manchas pequenas e dispersas.	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Botequilha Leitão et al. 2006; McGarigal et al. 2012.
Interdispersão e justaposição (IJI)	mede a interdispersão entre manchas ou classes de manchas	$IJI = \frac{-\sum_{k=1}^m \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right)}{\ln(m-1)} \quad (100)$	e_{ik} = total comprimento (m) da orla na paisagem entre os tipos de manchas; m = nº tipos manchas resentes no limite da paisagem	classe e paisagem	%	$0 < CONTAG < 100$	aumenta à medida que aumenta a interdispersão entre as diferentes manchas e tipos de manchas. Baseia-se na adjacência das manchas	McGarigal and Marks 1995; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Distancia euclideana do vizinho mais próximo (ENN ou NEAR)	mede a distância euclideana do vizinho mais próximo	$ENN = h_{ij}$	h_{ij} , é a distancia euclidiana ao vizinho mais próximoárea do sth dentro do raio	mancha	m	≥ 0 , sem limite superior	importante para análise da fragmentação de um determinado tipo habitat	McGarigal and Marks 1995; Hoechstetter 2009; McGarigal et al. 2012.
Distancia euclideana média do vizinho mais próximo (MNN)	mede a distância euclideana média do vizinho mais próximo	$ENN_MN = \frac{\sum_{j=1}^{n'} h_{ij}}{n'_i}$		classe e paisagem	m	≥ 0 , sem limite superior		McGarigal and Marks 1995; Rempel et al. 2012;
Proximidade (PROX ou PROXIM ou PI)	é o somatório da área da mancha pela distância mais próxima orla-a-orla ao quadrado.	$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$	a_{ijs} , é a área do s th dentro do raio específico da mancha ij ; h_{ijs} é a distância da mancha ij à mancha vizinha s th do mesmo tipo, com base na distancia entre as fronteiras.	mancha	sem unidade	≥ 0 , sem limite superior	considera o tamanho e a proximidade mínima entre manchas calculada entre as orlas dessas manchas	McGarigal and Marks 1995; Hoechstetter 2009; McGarigal et al. 2012.

1.2.6 Métricas de diversidade

As métricas de diversidade são das mais utilizadas, medem a composição ao nível de paisagem. As métricas de diversidade medem duas grandezas, a riqueza e a dominância (*eveness*) (ou uniformidade). A mais popular é o índice de Shannon (SDI) baseado na teoria da informação (Shannon & Weaver 1949). Representa a quantidade de informação dada por indivíduo (mancha neste caso). O valor absoluto do SDI não tem um particular significado, é mais uma medida de comparação relativa entre diferentes paisagens no mesmo período de tempo ou da mesma paisagem em diferentes períodos de tempo. O índice de diversidade de Simpson (SIDI), desenvolvido por Simpson (1949) não é baseado na teoria da informação, é menos sensível à existência de espécies raras, mas tem uma forma mais simples de interpretação. O SIDI representa a probabilidade de quaisquer duas células selecionadas aleatoriamente possam ser de tipos de manchas distintos.

A riqueza de manchas (PR) mede o número de classes de manchas presentes e é particularmente dependente da área da paisagem. A densidade de riqueza de manchas (PRD) é a PR standartizada pela área, o que facilita a comparação entre paisagens de diferentes áreas.

A uniformidade ou dominância mede uma outra característica da diversidade, a distribuição da área entre as diferentes classes de manchas. Existem também diversos índices de dominância tais como o índice de uniformidade de Shannon (SEI ou SHEI) e o de uniformidade de Simpson (SIEI). Na Tabela 5 encontram-se caracterizadas algumas das métricas de diversidade.

Tabela 5 – Métricas de diversidade

Métrica	Conceito	Fórmula	parâmetros	nível de cálculo	Unidades	Variação	Significado/aplicações	Referências
Riqueza de manchas (PR)	número de diferentes tipos de coberto ou classes de uso, numa dada paisagem	$PR = m$	m , é o nº de tipos de manchas ou classes presentes numa paisagem	paisagem	sem unidade	≥ 1 , sem limite superior	influencia fortemente diversos processos e funções ecológicas. Influencia a diversidade. Depende do nível de desagregação da legenda utilizada no mapa base	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Botequilha Leitão et al. 2006; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Densidade de riqueza de manchas (PRD)	número de diferentes tipos de coberto ou classes de uso, numa dada paisagem dividido pela área total da paisagem.	$PRD = \frac{m}{AREA}$	m , é o nº de tipos de manchas ou classes presentes numa paisagem	paisagem	número por m ² ou há	> 0 , sem limite superior	métrica derivada da PR	McGarigal and Marks 1995; Wu et al. 2002; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Índice de diversidade de Shannon (SDI)	diversidade da paisagem dado pelo número de classes e proporção da área da paisagem ocupada por cada classe	$SDI = -\sum_{i=1}^n (P_i * \ln P_i)$	onde P_i = proporção da área da paisagem ocupada pela classe i	paisagem	sem unidade	> 0 , sem limite superior	O índice de diversidade de Shannon é um dos mais comuns índices de diversidade utilizados pelos ecologistas e biólogos. É mais sensível aos tipos de manchas raros que o índice de diversidade de Simpson.	McGarigal and Marks 1995; Hoechstetter 2009; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Índice de Uniformidade Shannon (SEI)	é igual ao SDI observado a dividir pelo SDI máximo para aquele nº de tipo de manchas	$SEI = \frac{-\sum_{i=1}^n (P_i * \ln P_i)}{\ln m}$	onde P_i = proporção da área da paisagem ocupada pela classe i e m é o nº de classes presentes na paisagem	paisagem	sem unidade	$0 \leq SEI \leq 1$	é expresso de tal forma que uma distribuição uniforme da área entre tipos de manchas resulta em uniformidade máxima. Como tal, a regularidade é o complemento de dominância.	McGarigal and Marks 1995; Hoechstetter 2009; Rempel et al. 2012; McGarigal et al. 2012.
Índice de Diversidade de Simpson (SIDI)	diversidade da paisagem, dada pela diferença entre 1 e o somatório de todas as manchas do abundância relativa de cada tipo de mancha	$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^n P_i^2$	onde P_i = proporção da área da paisagem ocupada pela classe i	paisagem	sem unidade	$0 \leq SIDI < 1$	O índice de Simpson representa a probabilidade de dois pixels selecionados aleatoriamente serem de diferentes tipos de manchas.	McGarigal and Marks 1995; Hoechstetter 2009; McGarigal et al. 2012.

1.2.7 Limitações no uso e interpretação de métricas

Todas as métricas de paisagem representam algum atributo do padrão da paisagem. No entanto, o utilizador deve primeiro definir a paisagem, incluindo o seu conteúdo temático, resolução espacial, extensão e fronteira antes de qualquer uma dessas métricas possam ser calculadas. Além disso, para as métricas funcionais, o utilizador deve especificar os parâmetros de entrada adicionais, tais como distâncias de efeito de orla, pesos de contraste da orla, coeficientes de resistência e distância de pesquisa. Assim, o valor calculado de qualquer métrica é uma função da forma como o investigador escolheu definir e dimensionar a paisagem e parametrizar a métrica, se fôr o caso (McGarigal *et al.* 2012).

O formato (raster *versus* vetor) e a escala (*grain* e *extend*) dos dados podem ter uma profunda influência no valor de muitas métricas. Porque os formatos vetoriais e raster representam linhas de forma diferente, as métricas que envolvem a orla ou perímetro irão ser afectadas pela escolha do formato. O comprimento das arestas será enviesado para cima em dados raster devido ao contorno em escada, e a magnitude desta polarização variará em relação à resolução espacial da imagem. Além disso, a dimensão do *pixel* nos dados matriciais pode ter uma profunda influencia no valor de algumas métricas. As métricas que envolvem a orla ou o perímetro serão afetadas tanto mais quanto maior for o tamanho do *pixel*.

Também as métricas com base na adjacência da célula, tais como a maioria das métricas de agregação serão afetadas, porque o tamanho do *pixel* afeta a distribuição proporcional das adjacências. Por exemplo, à medida que aumenta a resolução do raster, diminui o tamanho do *pixel*, o que faz que a abundância de adjacências aumenta, aumentando o número de contágios medidos.

Por fim, o limite da paisagem pode ter uma profunda influência sobre o valor de algumas métricas. As métricas de paisagem são calculadas exclusivamente a partir de manchas contidas dentro do limite da paisagem. Se a extensão da paisagem for pequena em relação à dimensão do organismo ou do processo ecológico em consideração e a paisagem é um sistema "aberto" em relação a esse organismo ou processo, então qualquer métrica terá um significado questionável.

Métricas com base na distância do vizinho mais próximo ou que utilizem um raio de busca podem ser particularmente enganosas. Considere-se, por exemplo, uma população de uma espécie de ave que ocupa uma mancha remanescente próxima do limite de uma paisagem um tanto arbitrariamente definida. O vizinho mais próximo dentro do limite paisagem pode ser muito longe,

mas, na realidade, o mais próximo da mancha pode estar muito próximo mas apenas fora do limite da paisagem definida. Em geral, o efeito do limite aumentará à medida que o grau da paisagem diminui em relação ao mosaico ou heterogeneidade da paisagem (McGarigal *et al.* 2012).

Por outro lado as métricas de composição, isto é as métricas de área e orla e de diversidade, não refletem o valor ecológico dessas manchas. Por exemplo, podemos ter duas paisagens com valores iguais de riqueza de manchas (PR) ou de diversidade (SDI), mas a composição dessas manchas ser completamente distinta. Isto significa que as métricas de composição não são sensíveis à composição interna das manchas que caracterizam.

Já as métricas de contraste da orla, pelo facto de integrarem a componente de ponderação da permeabilidade permitem ao utilizador a classificação de fluxos e gradientes ecológicos aplicados caso a caso à espécie ou espécies em estudo.

As métricas utilizadas na presente tese são explanadas em cada um dos capítulos respetivos.

2 CARTOGRAFIA DE OCUPAÇÃO E USO DO SOLO

2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE A OCUPAÇÃO E USO DO SOLO E A PAISAGEM

O uso e a ocupação do solo constituem o mais conjuntural de todos os elementos que caracterizam o espaço (Fernandes 1991). Quer se trate do coberto vegetal, quer de qualquer estrutura de carácter antropogénico, a sua estabilidade temporal e estrutural é baixa, o que determina que cada mancha de uso constitui, tendencialmente, um objeto pouco estável, necessitando a sua cartografia de permanente atualização (Guiomar *et al.* 2009).

Os próprios conceitos de uso e de ocupação do solo são em si distintos. Por uso do solo considera-se a utilização antrópica da paisagem, isto é a sua função socioeconómica (agricultura, urbano, habitat, proteção ambiental), enquanto que a ocupação do solo se refere ao tipo de cobertura existente numa determinada área, seja ela vegetal, mineral, ou de origem antrópica. Brown & Duh (2004) definem o uso do solo como a atividade humana na paisagem, e a ocupação do solo, como uma característica da paisagem.

Em muitos casos a classificação e interpretação da cobertura do solo limita-se à sua ocupação, sem possibilidades de inferir sobre o seu uso, até porque muitas vezes existem múltiplos usos numa só mancha de um determinado tipo de ocupação do solo. Como exemplo, uma área classificada como pastagem, não significa que seja efetivamente utilizada para a pastorícia (pode ser usada para a produção de feno), mas sim que a ocupação do solo é do tipo pastagem. Efetivamente as técnicas tradicionais de deteção remota e a resolução espacial da maioria das imagens de satélite utilizadas para áreas extensas (Landsat¹ 30 metros, SPOT² 10 metros) não permitem inferir sobre a utilização do solo. Apenas permitem identificar manchas homogéneas em termos de textura, tonalidades, formas e estrutura.

Existem no entanto satélites de maior resolução como é o caso do IKONOS³ e Quickbird⁴ (resolução espacial <1 metro) e fotografia aérea de alta resolução espacial (1, 0,5 e 0,12 metros) aplicáveis em áreas de menor dimensão e que permitem também a interpretação do uso do solo.

Contudo a diferenciação entre ocupação e uso do solo por vezes torna-se ambígua, já que uma área classificada como pastagem tem como utilização o pastoreio e uma área classificada como tecido

¹ Satélite Norte Americano gerido pela U.S. Geological Survey e NASA;

² Satélite Francês - Satellite Pour l'Observation de la Terre (SPOT)

³ <http://www.satimagingcorp.com>

⁴ <http://apollomapping.com/>.

urbano contínuo tem uso urbano. Assim no decorrer desta tese iremos adotar a denominação de cartografia de ocupação e uso do solo para toda a cartografia que permite a identificação não só do coberto vegetal mas também da atividade humana sobre o território.

Segundo Zonneveld (1989), uma unidade de paisagem é uma extensão de terreno homogêneo à escala em análise mapeada com base nas características mais óbvias ou mapeáveis do terreno como são as formas do relevo, os solos e a vegetação (incluindo as alterações provocadas pelo homem nestas três componentes). A cartografia de ocupação e uso do solo é assim dos elementos informativos fundamentais para a delimitação de unidades de paisagem.

Na paisagem a vegetação é normalmente o critério dominante para a delimitação de zonas ecologicamente homogêneas. Numa paisagem natural, a vegetação reflete em grande parte as condições edafoclimáticas e de orografia do terreno. A vegetação é ainda indicador de algumas das características dos solos, como o pH (alcalinos ou ácidos), a textura e a fertilidade. A vegetação pode ainda inferir, em escalas abrangentes, sobre a orografia do terreno. Reciprocamente a cartografia de vegetação é elaborada através de fotointerpretação que tem em consideração características do terreno como a drenagem e o relevo.

A cartografia de ocupação e uso do solo mapeia as unidades homogêneas relativas ao tipo de vegetação presente e também ao tipo de utilização antropogénica do espaço, integrando a componente humana na delimitação das unidades de paisagem.

A cartografia de ocupação e uso do solo é preferencialmente utilizada em estudos de paisagem porque por um lado reflete naturalmente a estrutura visível da paisagem, e por outro lado é de relativa fácil obtenção. Esta situação prende-se com a generalização da deteção remota como técnica de aquisição de dados sobre a superfície terrestre e do desenvolvimento de metodologias automatizadas para a obtenção de cartografia de ocupação e uso do solo, que com facilidade gera mapas de ocupação do solo.

A cartografia de ocupação e uso do solo é ainda uma ferramenta indispensável em estudos territoriais e ambientais, na gestão de recursos naturais, em planeamento e ordenamento do território e no suporte à tomada de decisão. Com esta cartografia, pode medir-se a extensão e distribuição de classes de ocupação do solo, analisar a interação com outras classes, identificar locais próprios para determinadas atividades e planear para o futuro, servindo, simultaneamente, de informação base para a produção de informação mais complexa sobre outros temas (Caetano *et al.* 2002), como é o caso da paisagem.

A produção deste tipo de cartografia tem crescido, existindo hoje um grande número de produtos para a mesma área, com diferentes objetivos e com distinta base metodológica e informativa, diferindo ao nível da escala, nomenclatura, unidade mínima cartográfica, formato dos dados e data de produção, assim como no rigor e erros associados (Guiomar *et al.* 2009). Um dos fatores que mais influencia o produto final é o sistema de classificação adotado.

2.1.1 Sistemas de classificação aplicados à cartografia de ocupação e uso do solo

A cartografia de traço (ou vetorial) é uma simplificação da realidade representada através de simbologia apropriada e muitas vezes relacionada com um tema específico, também designada por cartografia temática (hipsometria, solos, coberto vegetal, ocupação do solo). O detalhe dessa representação está diretamente relacionado com o fenómeno em causa, com a escala de referência do mapa e com o sistema de classificação adotado.

Os sistemas de classificação são ferramentas que permitem a sistematização do processo de classificação de um determinado fenómeno. Englobam várias etapas: a definição do domínio do sistema, o estabelecimento de categorias e a definição da nomenclatura, isto é nomes e respetiva descrição (Nunes 2007).

Os sistemas de classificação da ocupação e uso do solo diferem, segundo Caetano *et al.* (2002), de acordo com o objetivo a que se destinam: Caracterização biofísica do território; Análise diacrónica da ocupação e uso do solo; Análise dos padrões de uso e ocupação do solo ou Avaliação das potencialidades e condicionantes de uso do solo, o qual determina a(s) fonte(s) de aquisição de dados. No caso da cartografia de ocupação e uso do solo são utilizados em geral dados provenientes da deteção remota quer sejam imagens de satélite ou fotografia aérea analógica ou digital a diversas resoluções espaciais, complementada com levantamentos de campo e informação estatística. Igualmente importante é o conhecimento do contexto geográfico da área a fotointerpretar, como é o caso de informação sobre as principais espécies vegetais ocorrentes, principais culturas agrícolas e florestais, geologia, relevo e solos, assim como a estrutura da propriedade (Guiomar *et al.* 2009).

Existem dois tipos de sistemas de classificação: classificação *à priori* e *à posteriori*. No caso da classificação *à priori* as classes são uma abstração das situações que realmente ocorrem e são definidas antes da elaboração da cartografia, significando que já todas as combinações possíveis tem de estar previstas nessa classificação. É o caso da legenda Corine Land Cover (Nunes 2007).

A classificação à *posteriori* é uma abordagem baseada na combinação de códigos possíveis escolhida de acordo com a situação real a cartografar. É o caso da legenda da Carta de Ocupação do Solo de 1990 (COS90) produzida pelo CNIG (Nunes 2007).

A vantagem da primeira é o fato das classes estarem estandardizadas, o que facilita trabalhos posteriores de comparação de alterações. No caso da segunda, esta capacidade é diminuta, já que perde a capacidade de definir as classes estandardizadas (Nunes 2007).

No processo de elaboração de uma cartografia de ocupação de solo são frequentemente utilizadas as duas abordagens, partindo de uma classificação à *priori* mas permitindo uma alteração e re-sistematização em função de ocorrências à *posteriori*, que se constituam como suficientemente relevantes para o justificar.

Os sistemas de classificação podem ainda ser hierárquicos ou não hierárquicos. Os sistemas hierárquicos apresentam maior consistência, na medida em que permite acomodar diferentes níveis e conteúdos de informação, associados a distintas escalas de representação e níveis de detalhe (Di Gregorio & Jansen 2005), o que facilita a generalização entre as diversas escalas funcionais. Este método tem no entanto desvantagens quando são necessárias alterações na estrutura (EUROSTAT 2000).

Os sistemas não hierárquicos estão na maioria dos casos ligados a sistemas de classificação à *posteriori*, já que não constituem uma estrutura rígida de organização de classes. Embora permita uma aproximação do sistema de classificação com a realidade, levanta dificuldades de interpretação e integração com outros sistemas de classificação (Nunes 2007).

Uma outra metodologia de classificação é a utilização de uma série de campos que permitem descrever as diversas componentes da ocupação e uso do solo (Nunes 2007). Estes campos podem corresponder a diferentes características da ocupação como: espécie dominante, densidade, subcoberto, uso dominante, etc., de acordo com o objetivo da cartografia. Esta metodologia torna-se extremamente flexível e integradora das componentes de multifuncionalidade da paisagem.

Também os processos de generalização cartográfica variam com o sistema de classificação. A generalização é o processo que permite a diminuição do detalhe, sem perder o rigor cartográfico. De acordo com Caetano *et al.* (2006) a generalização cartográfica inclui um conjunto de operações com o objetivo de selecionar e agregar objetos, reduzindo a sua densidade gráfica, sem alterar a coerência da sua representação. Os processos de generalização estão, normalmente, associados a conversão de escalas grandes em escalas mais pequenas (Guiomar *et al.* 2009). Podem ser

generalização cartográfica ou generalização temática. A primeira é a mais utilizada, e baseia-se na simplificação de linhas ou polígonos quando passamos de uma escala de maior pormenor para uma escala de menor detalhe. A generalização temática é aplicável a sistemas de classificação hierárquica e agrega linhas ou polígonos de acordo com a sua classificação temática. Podem também aplicar-se simultaneamente.

Os sistemas de classificação são assim essenciais na cartografia de ocupação e uso do solo, pois da sua definição e aplicação depende a qualidade do produto final. Produto esse que servirá de apoio à decisão em planeamento, ordenamento e gestão do território e avaliação ambiental e daí a importância do seu ajustamento à realidade de terreno. A cartografia de ocupação e uso do solo (que integra a informação sobre as formações vegetais e a influência antrópica), associada a informação geográfica sobre a morfologia do terreno, o substrato geológico e pedologia, é a variável essencial para a delimitação de unidades de paisagem.

2.1.2 A importância da escala, da UMC e da validação de terreno

A definição da escala é preponderante na diferenciação das unidades espaciais, dado que a estrutura, funções e padrões da paisagem são, eles próprios, dependentes da escala (Turner 1989). A escala espacial refere-se à relação entre a dimensão do objeto na carta e a sua dimensão no terreno. A escala determina também o detalhe dos objetos a representar sobre o mapa. Por exemplo a representação dos limites de um país à escala 1:1000000 não tem o mesmo detalhe cartográfico do que a sua representação à escala 1:25000. Mesmo à escala 1:25000, muitos objetos são simplificados, por exemplo uma estrada é representada por uma linha simbolizada, uma nascente ou um fontanário, por um ponto. Existem regras muito bem definidas sobre a representação cartográfica dos objetos, regras estas definidas para a cartografia topográfica oficial, quer para a Carta Militar de Portugal quer para a Série Cartográfica Nacional à escala 1:10000 e para a cartografia urbana 1:2000 (catálogos de objetos para a cartografia 1:2000 e 1:10000) (IGP 2008a, 2008b). Nestes catálogos está também definida a precisão planimétrica e altimétrica dos objetos a cartografar assim como as regras de sua representação gráfica.

No caso da cartografia de ocupação e uso do solo, a escala e a unidade mínima cartográfica (UMC) são reciprocamente determinadas quer pela resolução espacial da informação de base utilizada para a sua produção, quer pelo objetivo dessa mesma cartografia.

Por unidade mínima cartográfica (UMC) entende-se o tamanho do objeto mais pequeno cartografável a uma determinada escala. Este valor é de 25 hectares para a escala 1:100000 (CEC

1994, Bossard *et al.* 2000), 1 ha para a escala 1:25000 (Caetano *et al.* 2008) e 0,5 hectares para a escala 1:10000 (Guiomar *et al.* 2006). O esquema abaixo, adaptado de Guiomar *et al.* (2006), exemplifica as regras gerais aplicadas.

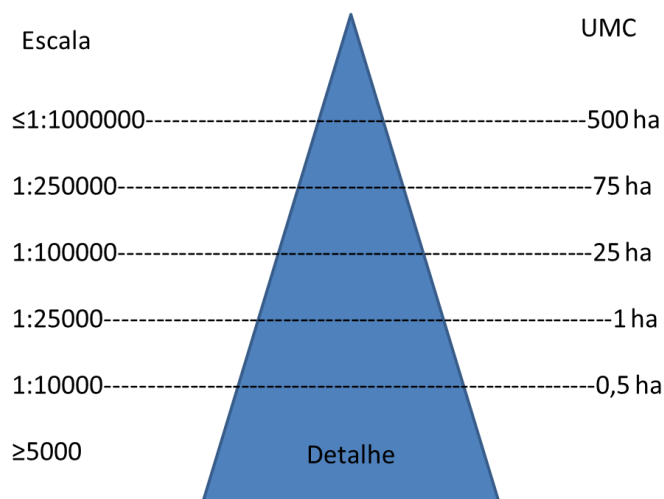


Figura 2 - Relação entre a escala, grau de detalhe e unidade mínima cartográfica (adaptado de Guiomar *et al.* 2006)

O nível de detalhe cartográfico e sua exatidão permite diferenciar o carácter e a qualidade da informação, assim como o seu conteúdo informativo e condiciona a precisão e o significado de operações com outras variáveis ou dados similares, com diferente nível de exatidão (Guiomar *et al.* 2009).

A qualidade da representação dos usos do solo é pois função da escala de análise (Meentemeyer & Box 1987, Moody & Woodcock 1995) e, consequentemente, do grau de pormenor com que se está a trabalhar, do objetivo final da cartografia, da resolução dos dados cartográficos de base, da precisão dos sistemas de classificação dos mesmos e ainda do detalhe de observação, considerando tanto as dimensões espaciais como temporais (Turner 1990, Fernandes 1993, Loureiro & Cruz 1993; King 1997, Guiomar *et al.* 2009).

À medida que aumentamos o fator de escala, um maior número de variáveis diferenciadoras aparece com uma relevância marcada, o mesmo se passando com a escala temporal, a qual diferencia padrões diversificados de ocorrências espaciais, em função do intervalo de tempo considerado na análise da homogeneidade de cada lugar (Fernandes 1993). Com efeito, a resolução espacial e temporal com que a caracterização é feita, determina diferenças expressivas nos padrões de diferenciação espacial das unidades de território em análise (Meentemeyer & Box 1987, Fernandes 1993, Fernandes 2000, Guiomar *et al.* 2009).

A definição da UMC é pois das mais importantes questões a clarificar no processo de elaboração da cartografia de uso do solo, devendo ser conduzida de acordo com os instrumentos e métodos de aquisição de dados e em função da escala final da cartografia a elaborar, como do tipo de ocupação do solo, habitat ou tipologias de uso (Anderson *et al.* 1976, Loureiro & Cruz 1993). A decisão sobre as áreas mínimas a adotar deve ser clara e objetivamente adotada, em função tanto das normas gerais para a elaboração da cartografia dos usos do território e dos habitats, como de aspetos particulares relacionados com a elaboração de cada cartografia específica (Loureiro & Cruz 1993). A UMC considerada adequada para uma escala que exige um grau de detalhe elevado, como a escala 1:10000 é de 0,5 hectares (Guiomar *et al.* 2006, Guiomar *et al.* 2009).

Outra questão igualmente importante na cartografia de ocupação e uso do solo é a validação de terreno. A validação permite a avaliação da precisão e correção das coberturas temáticas, identificando áreas delimitadas no mapa, que se confrontam com uma avaliação feita na informação de referência, de acordo com uma metodologia própria, cujo objetivo final é produzir uma matriz de erros, que determina uma estimativa da precisão do mapa. Esta matriz permite confrontar as classificações feitas e os erros detetados, discriminando as classificações erradas, permitindo o cálculo da área de superfície incorretamente classificada, como uma percentagem da área total em cada tema, assim como, uma percentagem da área total corretamente classificada (Mata *et al.* 2004).

2.2 CARTOGRAFIA DE OCUPAÇÃO E USO DO SOLO NA EUROPA E EM PORTUGAL

Em 1985 a Comissão das Comunidades Europeias (CEC) criou o Programa “CORINE - COoRdination of Information on the Environment” que teve como objetivos a compilação de informação sobre o estado do ambiente no que respeita a temas prioritários para os estados membros, a coordenação e organização dessa informação e a garantia da consistência e compatibilidade dos dados recolhidos (CEC 1994). Entre a informação ambiental recolhida a ocupação do solo foi um dos temas considerados prioritários por ser juntamente com outros dados (como o relevo, a hidrografia, etc.) essencial para a gestão ambiental e caracterização dos recursos naturais, servindo de informação de base para muitas outras variáveis ambientais. Por outro lado, não existia uma base de dados única e compatível a nível dos países europeus sobre a ocupação do solo, apenas informação dispersa, heterogénea e fragmentada (CEC 1994).

Assim em 1994, a CEC, definiu as orientações técnicas para a implementação do estudo, assim como a nomenclatura CLC a aplicar à elaboração da cartografia à escala 1:100000 e UMC de 25 hectares, composta por 44 classes classificadas por um código que vai até aos três dígitos e que integra três níveis hierárquicos de tipologias de ocupação de solo (Tabela 6). Esta legenda foi aplicada inicialmente a 12 estados membros e integrado em SIG, estando atualmente disponível a partir do sítio na Internet da Agência Europeia do Ambiente (EEA) (www.eea.europa.eu), três coberturas da Europa: CLC1990, CLC2000 e CLC2006 e respetivos estudos de alterações entre 1990-2000 e 2000-2006 (EEA 2006, EEA 2007 e EEA 2010). Na Figura seguinte encontra-se o CLC de 2006 para a Europa.

Portugal foi pioneiro nesta matéria. Foi o país escolhido no Seminário CORINE em Lisboa em dezembro de 1986, para o desenvolvimento do piloto do CLC, que serviu para definir e consolidar a nomenclatura do CLC a aplicar à escala europeia (CEC 1994).

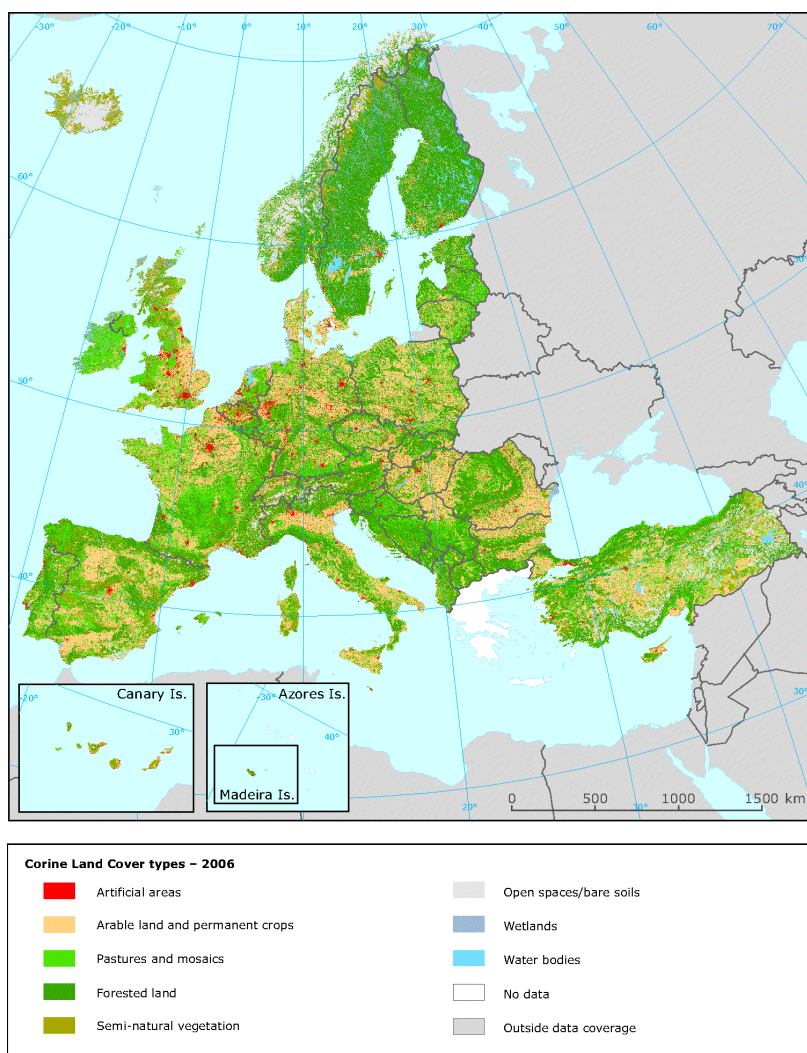


Figura 3 - CLC de 2006 para a Europa (<http://www.eea.europa.eu>)

Tabela 6 - Legenda Corine Land Cover Nível 3

Nível 1	Nível 2	Nível 3
1 Territórios artificializados	1.1 Tecido urbano	1.1.1 Tecido urbano contínuo 1.1.2 Tecido urbano descontínuo 1.2.1 Indústria, comércio e equipamentos gerais
	1.2 Indústria, comércio e transportes	1.2.2 Redes viárias e ferroviárias e espaços associados 1.2.3 Áreas portuárias 1.2.4 Aeroportos e aeródromos
	1.3 Áreas de extracção de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção	1.3.1 Áreas de extracção de inertes 1.3.2 Áreas de deposição de resíduos 1.3.3 Áreas em construção
	1.4 Espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer, e zonas históricas	1.4.1 Espaços verdes urbanos 1.4.2 Equipamentos desportivos, culturais e de lazer e zonas históricas
	2.1 Culturas temporárias	2.1.1 Culturas temporárias de sequeiro 2.1.2 Culturas temporárias de regadio 2.1.3 Arrozais
	2.2 Culturas permanentes	2.2.1 Vinhas 2.2.2 Pomares 2.2.3 Olivais
	2.3 Pastagens permanentes	2.3.1 Pastagens permanentes
	2.4 Áreas agrícolas heterogéneas	2.4.1 Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas 2.4.2 Sistemas culturais e parcelares complexos 2.4.3 Agricultura com espaços naturais e semi-naturais 2.4.4 Sistemas agro-florestais (SAF)
	3.1 Florestas	3.1.1 Florestas de folhosas 3.1.2 Florestas de resinosas 3.1.3 Florestas mistas
	3.2 Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea	3.2.1 Vegetação herbácea natural 3.2.2 Matos 3.2.3 Vegetação esclerófitas 3.2.4 Florestas abertas, cortes e novas plantações
2 Áreas agrícolas e agro-florestais	3.3 Zonas descobertas e com pouca vegetação	3.3.1 Praias, dunas e areais 3.3.2 Rocha nua 3.3.3 Vegetação esparsa 3.3.4 Áreas áridas
	4.1 Zonas húmidas interiores	4.1.1 Paúis 4.1.2 Turfeiras
	4.2 Zonas húmidas litorais	4.2.1 Sapais 4.2.2 Salinas e aquicultura litoral
	4.3 Zonas entre-marés	4.3.1 Cursos de água 4.3.2 Planos de água
	5.1 Águas interiores	5.1.1 Lagoas costeiras 5.1.2 Desembocaduras fluviais 5.1.3 Oceano
	5.2 Águas marinhas e costeiras	
3 Florestas e meios naturais e semi-naturais		
4 Zonas húmidas		
5 Corpos de água		

Apesar do inegável valor das coberturas europeias Corine Land Cover, a EEA (2006), identifica algumas limitações na sua utilização, essencialmente de cariz espacial e temporal. A escala espacial é a 1:100000, o que para a caracterização a nível europeu é adequada, mas que a nível local é uma delimitação muito grosseira. Assim o CLC não se adequa de uma forma geral para estudos e aplicações de âmbito do planeamento urbano, da gestão florestal ou gestão de riscos, as quais requerem escalas da ordem do 1:50000 ou 1:10000 (EEA 2006). Contudo o CLC pode ser utilizado para sobreposição com cartografias de maior detalhe em análises de vizinhança e de contexto. Outra limitação relaciona-se com a UMC de 25 hectares e distância mínima entre linhas de 100 metros. Isto significa que nos estudos de alterações efetuados entre 1990-2000 e 2000-2006, apenas as alterações superiores a 25 hectares foram detetadas, o que pode significar uma importante área de alterações não detetadas. Em resumo a EEA (2006) identificou as seguintes limitações: deteção insuficiente de pequenas alterações (áreas inferiores a 25 hectares), em particular as áreas associadas ao crescimento urbano tende a ser negligenciadas; subestimação da ocupação do solo por redes de transportes, com a exceção de partes das autoestradas, vias ferroviárias e rios. Em resultado fica subestimada a área ocupada e alterações das áreas artificializadas.

Estas limitações levam assim à necessidade de produtos de maior detalhe para as escalas regionais e locais (EEA 2006).

Em Portugal, além da iniciativa Corine e considerando a necessidade de produtos de maior detalhe cartográfico, o Centro Nacional de Informação Geográfica (CNIG) (atual Direção Geral do Território - DGT) produziu em 1990, em conjunto com a Associação das Empresas Produtoras de Pasta de Celulose (ACEL) (atual Associação da Indústria Papeleira - CELPA), a primeira Carta de Ocupação do Solo à escala 1:25000 (COS90), aplicando a legenda COS (carta de ocupação do solo) (Tabela 7). Na Figura 4 podem observar-se as diferenças entre a cartografia CLC e a carta COS para a mesma área de Portugal continental.

A COS90 aplica um sistema de classificação *a posteriori* e não hierárquico que descreve as seguintes ocupações/ usos do solo: Áreas artificiais; Áreas agrícolas; Florestal; Meios Semi-naturais; Meios aquáticos; Superfícies com águas. Estas ocupações/ usos são categorizadas numa legenda através de uma codificação por três dígitos, em que os dois primeiros dígitos são obrigatoriamente letras e o terceiro é numérico ou “x”. Estes três dígitos identificam a utilização, ocupação e níveis de ocupação do solo ou objetivos de produção. A legenda estabelece assim uma grande variedade de

combinações entre os vários tipos de ocupação/uso, totalizando mais de oitocentos tipos de ocorrências diferentes (Caetano *et al.* 2008, Caetano *et al.* 2009).

Tabela 7 – Legenda da Carta de Ocupação do Solo de 1990 (COS90)

1- Áreas artificiais	CX1 Sistemas culturais e parcelares complexos
<i>Espaço Urbano</i>	CI(1-2) Áreas principalmente agrícolas com espaços naturais importantes
UU1 Tecido Urbano contínuo	<i>Territórios agro-florestais</i>
UU2 Tecido Urbano descontínuo	C+_0 Culturas anuais + espécie florestal
UU9 Outros espaços fora do tecido urbano	__C(1-2) Espécie florestal + culturas anuais
<i>Infraestruturas e Equipamentos</i>	3- Floresta
SW1 Zonas industriais e comerciais	<i>Código para o coberto florestal</i>
SW2 Vias de comunicação (Rodoviárias e	O Código é o terceiro dígito desta Classe
SW3 Zonas portuárias	0 grau de coberto inferior a 10%
SW4 Aeroportos	1 grau de coberto de 10% a 30 %
SW9 Outras infraestruturas e equipamentos	2 grau de coberto de 30% a 50 %
<i>Improdutivos</i>	3 grau de coberto superior a 50%
JJ1 Pedreiras, saibreiras, minas a céu aberto	4 corte raso ou fogo
JJ2 Lixeiras, descargas industriais e depósitos de	5 zona verde urbana ou de protecção
JJ3 Estaleiros de construção civil	6 espécie espontânea
JJ9 Outras áreas degradadas	<i>Folhosas</i>
<i>Espaços verdes artificiais</i>	BB+_ Sobreiro
SL1 Espaços verdes urbanos (florestais)	ZZ+_ Azinheira
SL2 Espaços verdes (não florestais) para as	TT+_ Castanheiro bravo
2- Áreas agrícolas	NN+_ Castanheiro manso
<i>Terras aráveis- Culturas anuais</i>	QQ+_ Carvalho
CC1 Sequeiro	EE+_ Eucalipto
CC2 Regadio	FF+_ Outras folhosas
CC3 Arrozaís	<i>Resinosas</i>
CC9 Outros (estufas, viveiros, etc)	PP+_ Pinheiro bravo
<i>Culturas permanentes</i>	MM+_ Pinheiro manso
VV1 Vinha	RR+_ Outras resinosas
VA1 Vinha + Pomar	<i>Povoamento florestal misto (Folhosas + Resinosas)</i>
VO1 Vinha + Olival	Combinação das letras indicadas para cada espécie (máximo de duas) em que a
VC1 Vinha+ Cultura anual	4- Meios semi-naturais
<i>Pomar</i>	<i>Ocupação arbustiva e herbácea</i>
AA1 Citrinos	II1 Pastagens naturais pobres
AA2 Pomóideas	II2 Vegetação arbustiva baixa- matos
AA3 Prunóideas (sem a amendoeira)	QQ6/FF6 Vegetação esclerofítica- carrascal
AA4 Amendoeiras	ZZ6/BB6
AA5 Figueiras	I_+0 Vegetação arbustiva alta e floresta degradada ou de transição
AA6 Alfarrobeiras	J_+0 Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação
AA9 Outros pomares	IO0 Olival Abandonado
AAx Mistos de pomares	JY1 Praia, dunas, areais e solos sem cobertura vegetal
AC(1-x) Pomar + Cultura anual	JY2 Rocha nua
AV(1-x) Pomar + Vinha	__+4 Zonas incendiadas recentemente
AO(1-X) Pomar + Olival	5- Meios aquáticos

OO1 Olival	<i>Zonas húmidas continentais</i>
OC1 Olival + Cultura anual	HY1 Zonas pantanosas interiores e paúls
OV1 Olival + Vinha	<i>Zonas húmidas marítimas</i>
OA1 Olival + Pomar	HY2 Sapais
<i>Outras arbustivas</i>	HY3 Salinas
DD1 Medronheiro	HY4 Zonas intertidais
DD9 Outras arbustivas	6- Superfícies com água
<i>Prados permanentes</i>	<i>Áreas continentais</i>
GG1 Prados e lameiros	HH1 Cursos de água
<i>Áreas agrícolas heterogéneas</i>	HH2 Lagoas e albufeiras
<i>Culturas anuais associadas a culturas</i>	<i>Águas marítimas</i>
CV(1-x) Culturas anuais + Vinha	HH3 Lagunas e cordões litorais
CA(1-2) Culturas anuais + Pomar	HH4 Estuários
CO(1-2) Culturas anuais + Olival	HH5 Mar e Oceano

Simultaneamente, surgiram outros sistemas de classificação do coberto, mais focados na cobertura vegetal ou na cartografia de habitats como por exemplo a EUNIS Habitat Classification (EHC) (Davies *et al.* 2004, Moss 2008), o Land Cover Classification System (LCCS) da FAO (Di Gregorio & Jansen 2005), o modelo de classificação de fitocenoses de Cruz (2002) e a *List of California Terrestrial Natural Communities* (Guiomar *et al.* 2009).

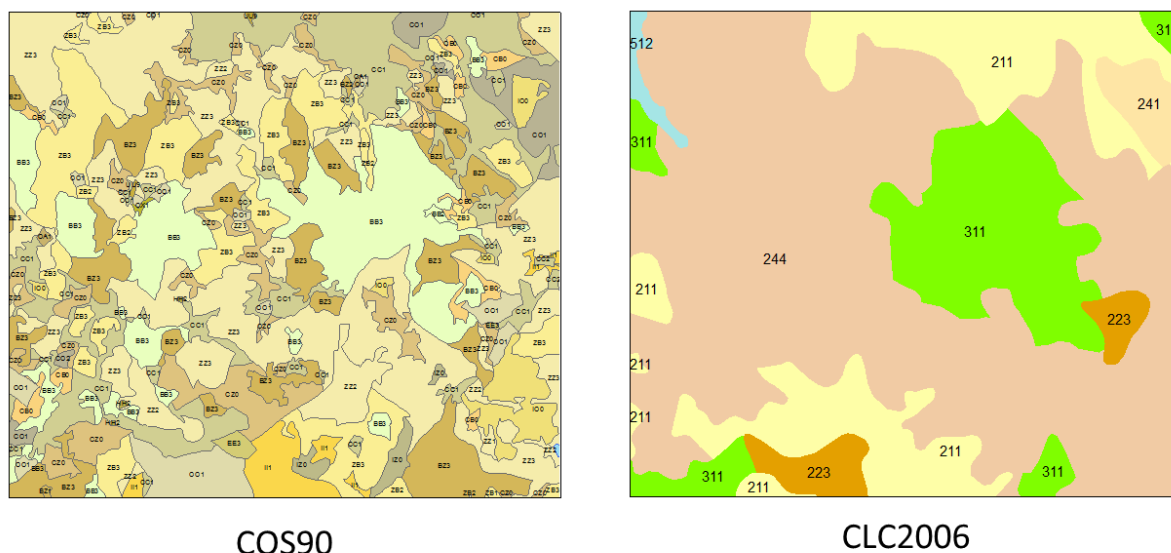


Figura 4 – Extratos das cartas COS90 (1:25000) e CLC2006 (1:100000) da mesma área de Portugal continental (carta militar de Portugal 448).

Em 2005-2006, o Instituto Geográfico Português – IGP (atual Direção Geral do Território) inicia o processo de atualização da COS90, mas aplicando agora uma legenda derivada do CLC e desagregada até ao nível 5. Denominada inicialmente de COS2005 e posteriormente de COS2007

(pela base de ortofotomapas utilizada), este projeto introduziu uma série de alterações significativas, quer a nível das metodologias e regras de produção cartográfica, quer a nível da nomenclatura utilizada. Assim, a COS2007, ao contrário da COS90, foi produzida com uma exatidão temática conhecida não inferior a 85% e com um rigoroso controlo de qualidade na sua produção. Outra das novidades da COS2007 foi o facto de apresentar uma nomenclatura de ocupação/uso do solo compatível com a nomenclatura do CLC, tendo sido também feito um esforço de harmonização, em termos de definições de classes, com outras nomenclaturas de relevo internacional, como é o caso do Temperate and Boreal Forest Resources Assessment de 2000 (UN-ECE/FAO 2000, *in* Caetano *et al.* 2008), e do Land Cover Classification System (LCCS) (Di Gregorio and Jansen 2005) das Nações Unidas e de acordo com os padrões da diretiva Europeia INSPIRE nomeadamente no sistema de referência ETRS89 (European Terrestrial Reference System 1989), no sentido de possibilitar uma compatibilização mais fácil e exata da informação produzida a nível nacional com outra produzida a nível europeu (Caetano *et al.* 2008)

A COS2007, apresenta assim uma nomenclatura de ocupação/uso do solo com 193 classes, UMC de 1 hectare e escala 1:25000 (Figura 5; Tabela 8).

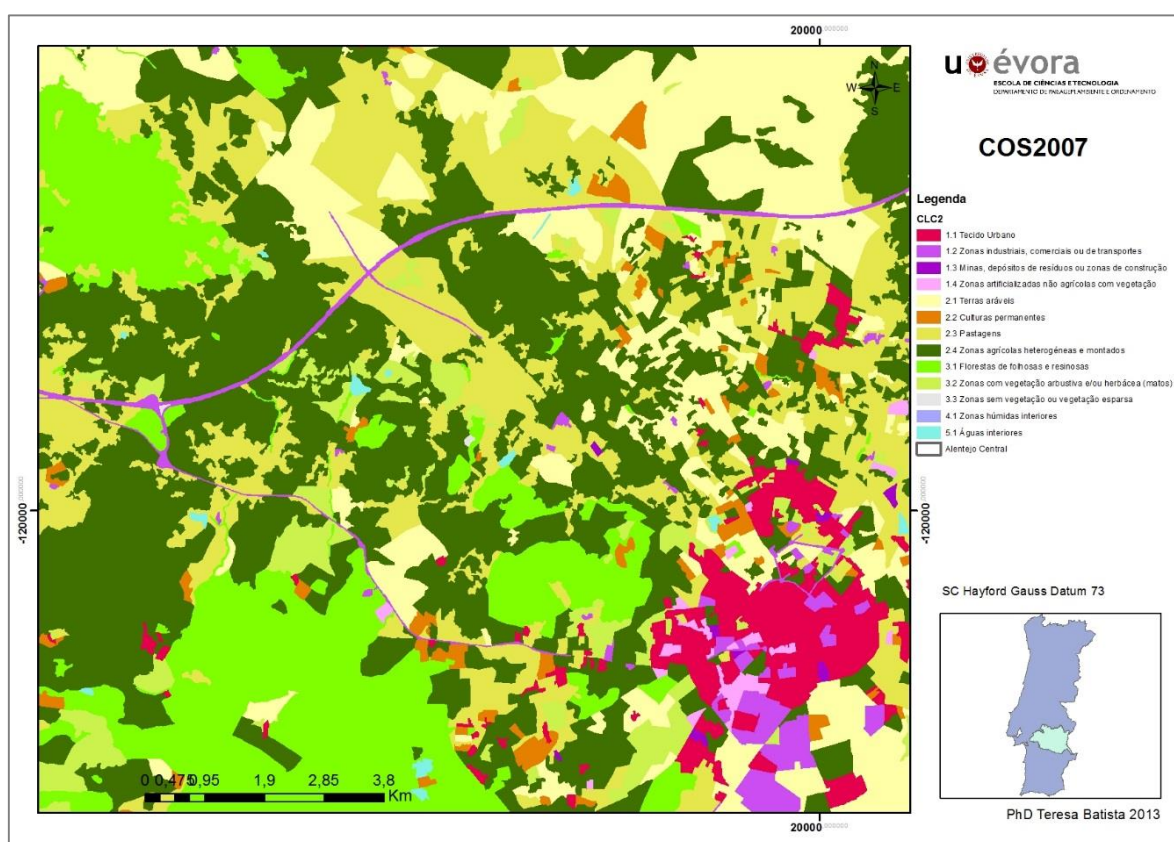


Figura 5 – Extrato da carta COS2007 (nível 2)

Tabela 8 – Estrato da legenda da Carta de Ocupação do Solo de 2007 (COS2007)

Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 4	Nível 5
1 Territórios artificializados	1.1 Tecido urbano	1.1.1 Tecido urbano contínuo	1.1.1.01 Tecido urbano contínuo predominantemente vertical	1.1.1.01.1 Tecido urbano contínuo predominantemente vertical
			1.1.1.02 Tecido urbano contínuo predominantemente horizontal	1.1.1.02.1 Tecido urbano contínuo predominantemente horizontal
		1.1.2 Tecido urbano descontínuo	1.1.1.03 Áreas de estacionamento e logradouros	1.1.1.03.1 Áreas de estacionamento e logradouros
			1.1.2.01 Tecido urbano descontínuo	1.1.2.01.1 Tecido urbano descontínuo
	1.2 Indústria, comércio e transportes	1.2.1 Indústria, comércio e equipamentos gerais	1.1.2.02 Tecido urbano descontínuo esparsos	1.1.2.02.1 Tecido urbano descontínuo esparsos
			1.2.1.01 Indústria	1.2.1.01.1 Indústria
			1.2.1.02 Comércio	1.2.1.02.1 Comércio
			1.2.1.03 Instalações agrícolas	1.2.1.03.1 Instalações agrícolas
			1.2.1.04 Equipamentos públicos e privados	1.2.1.04.1 Equipamentos públicos e privados
			1.2.1.05 Infra-estruturas de produção de energia	1.2.1.05.1 Infra-estruturas de produção de energia renovável
			1.2.1.06 Infra-estruturas de captação, tratamento e abastecimento de águas para consumo	1.2.1.06.1 Infra-estruturas de captação, tratamento e abastecimento de águas para consumo
			1.2.1.07 Infra-estruturas de tratamento de resíduos e águas residuais	1.2.1.07.1 Infra-estruturas de tratamento de resíduos e águas residuais
		1.2.2 Redes viárias e ferroviárias e espaços associados	1.2.2.01 Rede viária e espaços associados	1.2.2.01.1 Rede viária e espaços associados
			1.2.2.02 Rede ferroviária e espaços associados	1.2.2.02.1 Rede ferroviária e espaços associados
		1.2.3 Áreas portuárias	1.2.3.01 Terminais portuários de mar e de rio	1.2.3.01.1 Terminais portuários de mar e de rio
			1.2.3.02 Estaleiros navais e docas secas	1.2.3.02.1 Estaleiros navais e docas secas
			1.2.3.03 Marinas e docas pesca	1.2.3.03.1 Marinas e docas pesca
		1.2.4 Aeroportos e aeródromos	1.2.4.01 Aeroportos	1.2.4.01.1 Aeroportos
			1.2.4.02 Aeródromos	1.2.4.02.1 Aeródromos
	1.3 Áreas de extracção de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção	1.3.1 Áreas de extracção de inertes	1.3.1.01 Minas a céu aberto	1.3.1.01.1 Minas a céu aberto
			1.3.1.02 Pedreiras	1.3.1.02.1 Pedreiras
		1.3.2 Áreas de deposição de resíduos	1.3.2.01 Aterros	1.3.2.01.1 Aterros
			1.3.2.02 Lixeiras e Sucatas	1.3.2.02.1 Lixeiras e Sucatas
	1.4 Espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer, e zonas históricas	1.3.3 Áreas em construção	1.3.3.01 Áreas em construção	1.3.3.01.1 Áreas em construção
			1.3.3.02 Áreas abandonadas em territórios artificializados	1.3.3.02.1 Áreas abandonadas em territórios artificializados
		1.4.1 Espaços verdes urbanos	1.4.1.01 Parques e jardins	1.4.1.01.1 Parques e jardins
			1.4.1.02 Cemitérios	1.4.1.02.1 Cemitérios
		1.4.2 Equipamentos desportivos, culturais e de lazer e zonas históricas	1.4.2.01 Equipamentos desportivos	1.4.2.01.1 Campos de golfe
				1.4.2.01.2 Outras instalações desportivas
			1.4.2.02 Equipamentos de lazer	1.4.2.02.1 Parques de campismo
			1.4.2.03 Equipamentos culturais e zonas históricas	1.4.2.03.1 Outros equipamentos de lazer
				1.4.2.03.1 Equipamentos culturais e zonas históricas

É também importante referir a cobertura do Inventário Florestal Nacional (IFN). O IFN é dos processos de levantamento de informação cartográfica e estatística, mais antigos em Portugal. Iniciou-se em 1965 e desde então tem-se mantido de forma permanente com uma periodicidade aproximada de 10 anos. Tem como objetivo avaliar a abundância, estado e condição dos recursos florestais nacionais. Atualmente está na sua 6ª. Revisão (IFN6) e integra as “Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental de 1995, 2005 e 2010” (ICNF 2013). No IFN, o processo de produção de estatísticas tem por base métodos de amostragem. Este processo é efetuado através da classificação (de acordo com uma nomenclatura de uso/ocupação do solo estabelecida) de um conjunto de cerca de 360 mil pontos (denominados fotopontos) através da análise visual de imagens (fotointerpretação) e apoio de terreno sempre que necessário. No atual IFN6 a classificação dos 360 mil pontos é efetuada numa abordagem multi-temporal para os anos de 1995, 2005 e 2010 (ICNF 2013).

O IFN fornece assim informação sobre aspetos fulcrais dos recursos florestais, tais como: áreas das principais espécies florestais, existências e disponibilidades lenhosas, armazenamento de carbono, vitalidade e diversidade florestal. O IFN6 incluirá também informação mais desenvolvida ao nível dos solos, em particular o carbono armazenado, e uma caracterização das principais ocupações agrícolas.

Assim, atualmente as principais fontes cartográficas sistemáticas de ocupação/uso do solo disponíveis para Portugal Continental são:

- O Inventário Florestal Nacional (IFN),
- A Carta de Ocupação do Solo de 1990 (COS90) e de 2007 (COS2007) à escala 1:25000 e UMC de 1 hectare.
- O CORINE Land Cover (CLC) para 1985/86/87 (CLC90), 2000 (CLC2000) e 2006 (CLC2006), escala 1:100000 e UMC de 25 hectares.

2.3 CARTOGRAFIA DE OCUPAÇÃO E USO DO SOLO NO ALENTEJO CENTRAL

Pouco tempo antes do IGP dar início à definição da legenda da COS2007, em 2004, a Associação de Municípios do Distrito de Évora (AMDE) atual Comunidade Intermunicipal do Alentejo Central (CIMAC) iniciou o processo de elaboração da cartografia de ocupação e uso do solo à escala 1:10000, para apoio aos municípios associados, processo este coordenado e acompanhado pela

autora da presente tese. Esse processo, enquadrado em diversos projetos de cooperação transfronteiriça, foi desenvolvido em duas fases:

- Estudo da legenda a adaptar à escala 1:10000;
- Elaboração da cartografia à escala 1:10000

A elaboração da carta de ocupação e uso do solo à escala 1:10000 para o distrito de Évora e município de Sousel prende-se com a necessidade, à época, da obtenção de um produto cartográfico de elevado detalhe cartográfico e temático para os 14 municípios do distrito (Alandroal, Arraiolos, Borba, Estremoz, Évora, Montemor-o-Novo, Mora, Mourão, Portel, Redondo, Reguengos de Monsaraz, Vendas Novas, Viana do Alentejo e Vila Viçosa) e Sousel (por pertencer à NUT III Alentejo Central) para o suporte a processos planeamento e gestão territoriais, de revisão dos instrumentos de gestão territorial nomeadamente dos planos diretores municipais (PDM) e planos municipais de defesa da floresta contra incêndios (PMDFCI), e para uso interno ao nível dos serviços municipais. Assim, integrado no âmbito de diversos projetos transnacionais e transfronteiriços (Technolague, OTALEX e OTALEX II), a AMDE, contratou em 2005 a elaboração do estudo da adaptação da legenda CLC para a escala 1:10000 e, em 2006, a elaboração da cartografia de ocupação e uso do solo com a aplicação da respetiva legenda para o distrito de Évora e município de Sousel (para perfazer NUT III).

O estudo da legenda foi desenvolvido no âmbito do projeto Technolague “Les Languages des Cultures du territoire” do programa Interreg IIIB MEDOCC MEDA, pelo Centro de Estudos de Ecossistemas Mediterrânicos (CEEM) (atualmente integrado no ICAAM – Instituto Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas) da Universidade de Évora, do qual resultou a primeira aproximação à legenda CORINE Land Cover nível 5 (Fernandes *et al.* 2006, Batista *et al.* 2006, Guiomar *et al.* 2006, Batista & Mateus 2007). Em 2009 é editado pela AMDE, sob a coordenação da autora, o livro “Corine Land Cover Nível 5. Contribuição para a Carta de Uso do Solo em Portugal Continental” no âmbito do projeto OTALEX – Observatório Territorial Alentejo Extremadura (Guiomar *et al.* 2009).

A carta de ocupação e uso do solo para o distrito de Évora e município de Sousel (CLC N5 CIMAC) foi realizada entre 2007 e 2008, com base na fotointerpretação dos ortofotomapas de 2005, de resolução espacial de 0,5 metros, da Direcção-Geral dos Recursos Florestais (DGRF). A validação geométrica e de classificação foram executadas também no âmbito do projeto OTALEX – Observatório Territorial Alentejo Extremadura. Este projeto, cofinanciado pelo programa INTERREG IIIA 2000-2006 foi desenvolvido entre 2006 e 2008 pela parceria que integra 4 entidades

portuguesas⁵ e 5 entidades espanholas⁶. Este observatório constitui um sistema de monitorização e análise do território transfronteiriço Alentejo-Extremadura e resulta do trabalho de harmonização de dados cartográficos e alfanuméricos, realizado ao longo de diversos projetos de cooperação transfronteiriça, desenvolvidos desde 1997, entre entidades de ambos os lados da fronteira Portugal Espanha.

2.3.1 Estudo da nomenclatura a utilizar no distrito de Évora e município de Sousel

O processo de desenvolvimento da legenda Corine Land Cover nível 5 (CLC N5) teve como base o estudo comparativo das diferentes nomenclaturas de classificação do coberto vegetal/ uso do solo com vista à definição de uma legenda para a caracterização do uso do solo à escala municipal (1:10000) (Fernandes *et al.* 2006). Foram analisadas e comparados os seguintes sistemas de classificação de uso e ocupação do solo (Guiomar *et al.* 2009):

- *Housing and Home Finance Agency of Urban Renewal Administration* e o *Department of Commerce of Bureau of Public Roads* (URA-HHF & BPR-DC, 1965);
- o sistema de classificação de uso e ocupação do solo apresentado por Anderson *et al.* (1976);
- o modelo de classificação para as fitocenoses proposto por Cruz (2002);
- o National Hierarchy of Ecological Units proposto por West *et al.* (2005);
- a *EUNIS Habitat Classification* (EHC);
- o *Land Cover Classification System* (LCCS) da FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*);
- a legenda da Carta de Ocupação do Solo de 1990 (COS90),
- a legenda *Corine Land Cover* (CLC) nível 3

Da análise destas legendas e atendendo às suas características, selecionaram-se aquelas que tendo uma estrutura hierárquica capaz de ser adaptada a escalas de elevado detalhe, se adaptariam à classificação da ocupação e uso do solo. Por outro lado a necessidade de assegurar a comparabilidade entre a cartografia a produzir com mapas de ocupação do solo já existentes e permitir uma eventual compatibilidade entre regiões transfronteiriças entre Portugal, Espanha e outros países da União Europeia, foi acordado, no quadro dos projetos TECHNOLANGUE e OTALEX,

⁵ Associação de Municípios do Distrito de Évora (AMDE), Associação de Municípios do Norte Alentejano (AMNA), Comissão de Coordenação Regional do Alentejo (CCDRA) e Instituto Geográfico Português (IGP)

⁶ Junta da Extremadura (JE) (Chefe de Fila), Diputación de Badajoz - Área de Fomento (DipB-AF), Diputación de Badajoz - Área de Desarrollo Local (DipB-ADL), Dirección General de Catastro (DGC) e o Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG).

usar uma classificação de uso e ocupação do solo baseada na classificação CLC (3 níveis hierárquicos) e detalhá-la até ao quinto nível (Fernandes *et al.* 2006, Guiomar *et al.* 2006, Batista *et al.* 2006, Batista & Mateus 2007, Cruz *et al.* 2007, Guiomar *et al.* 2009).

Assim, o processo de desenvolvimento do sistema de classificação consistiu na introdução, na matriz original do CLC N3, de novos descritores de nível hierárquico mais baixo, determinando subdivisões mais detalhadas das classes originais (Figura 6) (Guiomar *et al.* 2009).

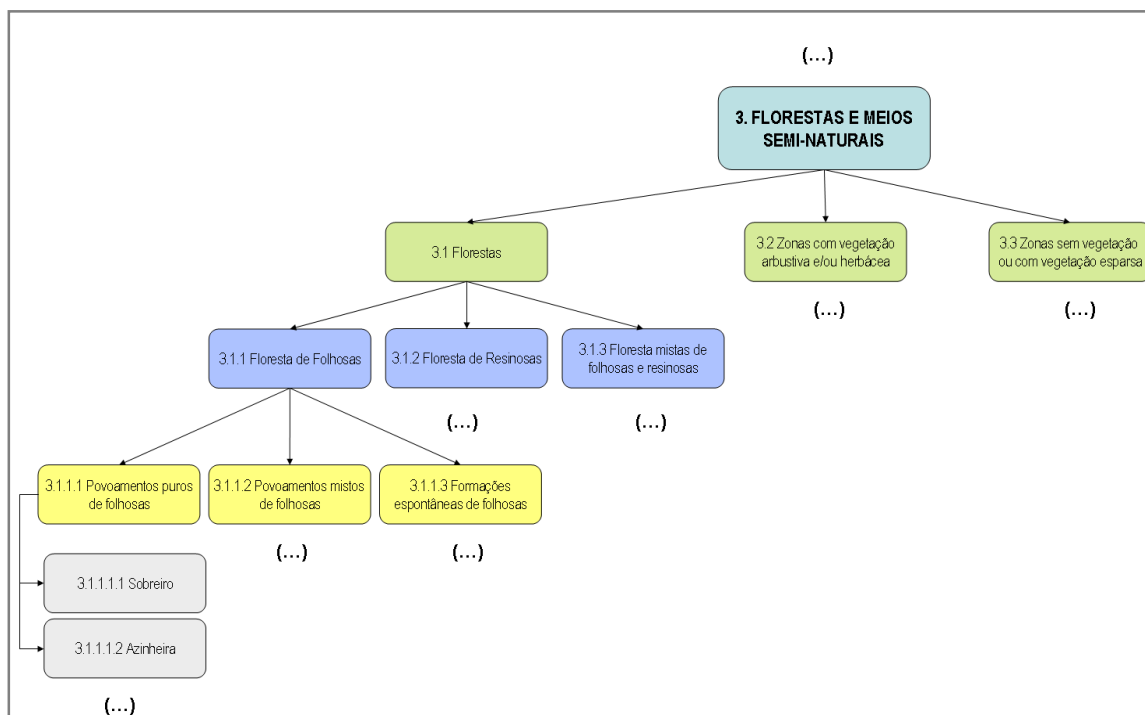


Figura 6 - Exemplo da organização hierárquica da legenda CLC N5 baseado na legenda CLC original (Guiomar *et al.* 2009).

Foram casos especiais analisados neste trabalho, as áreas ocupadas por sobreiro e/ou azinheira e as comunidades arbustivas que apresentam especificidades que houve que integrar na legenda. Assim, no caso das primeiras há uma enorme diversidade de formas e usos, podendo diferenciar-se três tipos de sistemas florestais (Costa & Pereira 2007, Onofre 2007):

- Um sistema constituído e mantido pela atividade humana e suas práticas culturais, caracterizado pela sua multifuncionalidade, isto é, que associa uma cultura arbórea em povoamentos abertos de baixa densidade, a uma cultura agrícola em subcoberto e a uma exploração de gado (montado);

- Um sistema monofuncional com uma marcada utilização florestal, caracterizado por uma floresta densa, medianamente alta, com estrato arbustivo, que pode ser dominado por espécies esclerófilas, que não chegam a atingir o porte arbóreo, sem componente pecuária e agrícola, onde a produção de cortiça se alia à cinegética e à apicultura (povoamentos de sobreiro e/ou azinheira);
- Povoamentos naturais ou naturalizados onde a intervenção humana está ausente ou é mínima (sobreirais, azinhais e matagais arborizados).

Perante estas situações e as diferentes associações com outras culturas e coberturas vegetais foram diferenciados, a título de exemplo, as seguintes classes de montados (Tabela 9):

Tabela 9 – Tipologias de zonas agro-florestais diferenciadas na legenda CLC N5 (Guiomar *et al.* 2009)

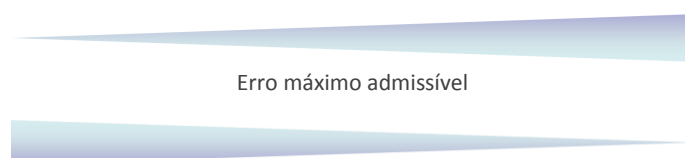
2.4.4	Zonas agro-florestais
2.4.4.1	Povoamentos florestais associados a pastagens
2.4.4.1.1	Montados de sobreiro com pastagem no subcoberto
2.4.4.1.2	Montados de azinho com pastagem no subcoberto
2.4.4.1.3	Montados mistos com pastagem no subcoberto
2.4.4.1.4	Outros montados com pastagem no subcoberto
2.4.4.1.5	Outros povoamentos florestais com pastagem no subcoberto
2.4.4.2	Povoamentos florestais associados a culturas anuais
2.4.4.2.1	Montados de sobreiro com culturas anuais no subcoberto
2.4.4.2.2	Montados de azinho com culturas anuais no subcoberto
2.4.4.2.3	Montados mistos com culturas anuais no subcoberto
2.4.4.2.4	Outros montados com culturas anuais no subcoberto
2.4.4.2.5	Outros povoamentos florestais com culturas anuais no subcoberto
2.4.4.3	Povoamentos florestais associados a culturas permanentes
2.4.4.3.1	Montados de sobreiro associados a culturas permanentes
2.4.4.3.2	Montados de azinho associados a culturas permanentes
2.4.4.3.3	Montados mistos associados a culturas permanentes
2.4.4.3.4	Outros montados associados a culturas permanentes
2.4.4.3.5	Outros povoamentos florestais associados a culturas permanentes
2.4.4.4	Zonas agro-florestais abandonadas
2.4.4.4.1	Montados de sobreiro com matos no subcoberto
2.4.4.4.2	Montados de azinho com matos no subcoberto
2.4.4.4.3	Montados mistos com matos no subcoberto
2.4.4.4.4	Outros montados com matos no subcoberto
2.4.4.4.5	Outras zonas agro-florestais abandonadas

A Tabela 10 ilustra as aplicações dos diferentes níveis hierárquicos da legenda CLC N5 identificadas por Guiomar *et al.* (2009).

Tabela 10 - Especificações técnicas e domínios de aplicação dos diferentes níveis hierárquicos da legenda CLC (Guiomar *et al.* 2009)

	<i>CLC N1</i>	<i>CLC N2</i>	<i>CLC N3</i>	<i>CLC N4</i>	<i>CLC N5</i>
Número de classes	5	15	44	172	298
Escala	1:1000000 1:500000	– 1:500000 1:250000	– 1:100000	1:25000	1:10000
Unidade mínima cartográfica	500 – 200 ha	200 – 75 ha	25 ha	1 ha	0,5 ha
Distância mínima entre	1000 – 500 m	500 – 250 m	100 m	20 m	10 m
Aplicações	Planeamento transnacional	Planeamento nacional	Planeamento regional	Planeamento municipal	Planeamento urbano, caracterização de habitats, modelação de combustíveis agroflorestais, caracterização da multifuncionalidade do espaço

Detalhe – precisão – exatidão



Tal como referem Guiomar *et al.* (2009), o nível 5 proposto da legenda CLC constitui um ponto de partida para uma análise complexa do sistema ecológico, já que pode ser associado ao nível de classificação definido no sistema EHC e à caracterização da geocenose permitindo o desenvolvimento de sistemas integrados de classificação e representação.

A legenda CLC N5 (Anexo 1) desenvolvida tem assim um interesse acrescido em estudos de caracterização e avaliação da paisagem pois delimita a um nível de detalhe muito elevado a heterogeneidade da paisagem, permitindo a análise a nível local e regional das unidades de paisagem.

2.3.2 Definição das especificações técnicas da Carta CLC N5 CIMAC

A carta CLC N5 CIMAC foi elaborada através da aplicação da legenda CLC N5 (Guiomar *et al.* 2009) a qual teve algumas adaptações à realidade de campo, nomeadamente integrando algumas classes que não haviam sido consideradas *a priori* (ex: 2.2.3.5 Olivais abandonados; 3.1.1.3.7 Formações ripícolas mistas; 2.4.4.3 Povoamentos florestais associados a culturas permanentes – caso do Montado + Olival; 3.2.4.4 Matagais mistos mediterrânicos). Ainda devido à complexidade dos sistemas de uso do solo, optou-se por utilizar um sistema de classificação misto que aplica a legenda hierárquica CLC N5 com múltiplos atributos, que se baseia na utilização de dois campos na tabela de atributos para classificação da ocupação e uso do solo, um primeiro (CLC51) em que é classificada a ocupação/uso dominante e na segunda (CLC52) em que é referida a associação secundária ou subcoberto. É ainda criado um campo para observações, onde por exemplo são identificadas as novas plantações, etc., e um campo onde é descrita a densidade das formações arbóreas. A cada tipologia de ocupação/uso é associada uma fotografia de campo. De salientar que embora as especificações técnicas iniciais apontassem para a UMC de 0,5 hectares, todas os planos de água foram cartografadas independentemente da área ocupada.

A escala adotada requer um elevado nível de detalhe, para o qual é imprescindível a validação através da confrontação com dados recolhidos no terreno, em pontos definidos aleatoriamente. Formações ripícolas ou áreas florestais, com mistura de várias espécies vegetais são difíceis de identificar e caracterizar apenas através do recurso a imagens satélite ou a ortofotomapas, sendo fundamental o processo de validação no terreno, para averiguar erros e estimar o nível de qualidade da informação produzida.

O processo de validação de terreno da carta CLC N5 CIMAC foi conduzido através de levantamentos sistemáticos de campo onde se identificavam todas as áreas de dúvidas e todas as que apresentavam um padrão sistemático. Esta metodologia permitiu validar a totalidade da área do distrito de Évora e município de Sousel, em cerca de 60 dias de visitas sistemáticas ao terreno.

As tabelas seguintes identificam os atributos da carta CLC N5 CIMAC e a relação entre as especificações técnicas da CLC N5 CIMAC com o COS90 e COS2007.

Tabela 11 – Atributos do tema CLC N5 CIMAC

<i>Campo da tabela</i>	<i>Descrição do campo</i>
OBJECTID_1	Object ID
LEG	Legenda COS (Florasul)
DESCRI	Descrição campo CLC51
CLC51	Código da legenda Corine Land Cover nível 5 - uso dominante de acordo com a
COS1	Legenda COS (alterações Florasul)
CLC52	Código da legenda Corine Land Cover nível 5 - sub-coberto ou uso complementar
DESC2	Descrição campo CLC52
OBS	Observações de campo. Ex: plantação nova
DENSIDADE	Densidade do coberto arbóreo. Dividido em 4 classes, disperso <10%, de 10 a
FOTOS	fotografia de campo da mancha
Shape_Leng	perímetro da mancha
Shape_Area	área da mancha
HYPERLINK	ligação para a fotografia da mancha

Tabela 12 - Especificações técnicas das coberturas de Portugal Continental COS90 e COS2005/2007 e da cobertura multimunicipal do distrito de Évora e município de Sousel CLC N5 CIMAC

	<i>COS90</i>	<i>COS2007</i>	<i>CLC N5 CIMAC</i>
Imagem Base	Fotografia aérea IV	Ortofotomapas digitais	Ortofotomapas digitais cor
Escala de referência	1:25000	1:25000	1:10000
Ano de referência	1990	2007	2005
Validação de campo	Sem informação	Sem informação	Outubro a Dezembro de 2008
Formato	Polígono	Polígono	Polígono
UMC (ha)	1	1	0,5 ou inferior no caso dos corpos de água
MDL (m)	40	20	5
Nomenclature	à posteriori e	à priori e	à priori e
Precisão	Não determinada	Temática: 85 %	Temática: 95 %

UMC – unidade mínima cartográfica; MDL – distância mínima entre linhas

A carta resultante da aplicação da legenda é a carta CLC N5 CIMAC, representada na Figura 7, publicada pela CIMAC em 2011 (Batista 2011), no âmbito do projeto OTALEX II, cofinanciado pelo Programa Operacional de Cooperação Espanha Portugal (POCTEP) e está disponível a partir do Website da infraestrutura de dados espaciais de CIMAC, em <http://ide.cimac.pt> como serviço de mapas WMS (*web map service*). Esta informação de elevado detalhe (escala 1:10000) constitui um importante instrumento de planeamento, gestão e investigação do território e paisagem e é de extrema importância para os municípios do Alentejo Central.

A presente tese utiliza, em grande parte da sua análise, a carta CLC N5 CIMAC como base informativa fundamental quer para a definição de unidades locais de paisagem quer para a análise do comportamento das métricas nas diversas escalas funcionais dessa da legenda CLC N5.

2.3.3 Análise comparativa das legendas CLC N5 e COS2007

Pelo facto das cartografias COS2007 e CLC N5 CIMAC terem sido elaboradas quase em simultâneo e com legendas muito semelhantes efetuou-se uma breve análise comparativa das duas legendas.

De referir que a CIMAC disponibilizou ao IGP uma amostra da cartografia CLC N5 quando ainda estava em validação para apoio ao “Estudo piloto para definição da metodologia a adotar por Portugal para prestação de informação no âmbito do sector LULUCF da UNFCCC e do Protocolo de Quioto”, realizado por Pereira *et al.* (2008a, 2008b) e coordenado pelo Prof. Mário Caetano. Embora as duas legendas tenham sido trabalhadas em simultâneo e o IGP tenha tido conhecimento dos trabalhos em desenvolvimento na AMDE, esta entidade não foi chamada para dar o seu contributo aquando do desenvolvimento pelo IGP da legenda da COS2007, pelo que embora tenham sido trabalhos quase simultâneos e tenham a mesma base de partida existem diferentes opções de classificação de acordo com as equipas de projeto.

Assim, a legenda COS2007 integra 193 classes no nível 5 da CORINE, e a legenda CLC N5 CIMAC integra 298 classes. Na Tabela 13 são referidos o número de classes de cada uma das legendas para cada nível hierárquico.

Tabela 13 – Número de classes dos diferentes níveis hierárquicos da legenda COS2007 e CLC N5 CIMAC
(Caetano *et al.* 2008, Guiomar *et al.* 2009)

<i>Classes</i>	<i>COS2007</i>	<i>CLC N5 CIMAC</i>
CLC N1	5	5
CLC N2	15	15
CLC N3	43	44
CLC N4	93	172
CLC N5	193	298

No desenvolvimento da legenda CLC N5 CIMAC foi respeitado integralmente, a estrutura original da legenda CLC N3. A diferença existente entre o número de classes do nível 3 da COS2007 da CLC N5 CIMAC é que na última se encontra integrada a classe “3.3.5 Neves eternas e glaciares”, que embora não exista no nosso país, nem esteja caracterizada no livro de Guiomar *et al.* (2009), faz parte da legenda original. As maiores diferenças encontram-se nas classes dos níveis 4 e 5. Verifica-se que, das 193 classes do nível 5 da legenda COS2007, 73 são iguais ao nível 4, não constituindo assim novas classes de maior detalhe. Da análise das duas legendas destacam-se os seguintes pontos:

- A legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) considera na classe “2 - zonas agrícolas”, a diferenciação entre sequeiro e regadio, quer nas terras aráveis, quer nas culturas permanentes, quer nas zonas agrícolas heterogêneas. Na COS2007 (Caetano *et al.* 2008), essa diferenciação apenas existe nas culturas temporárias, sem desagregação entre tipos de culturas irrigadas. A classe “2.4.4.02 - SAF com culturas temporárias de regadio” do COS2007 não possui equivalente na CLC N5 CIMAC;
- A legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) faz a distinção entre os diversos tipos de pastagens, enquanto a COS 2007 não;
- A legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) faz a distinção entre vinhas e pomares de sequeiro e regadio e nos pomares entre espécies de pomares de frutos frescos, enquanto o COS 2007 não;
- A legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) faz a distinção entre mosaicos de culturas na classe “2.4.2 Sistemas culturais e parcelares complexos”;
- A legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) faz a distinção das espécies florestais mais importantes, quer plantadas quer espontâneas, folhosas e resinosas consociadas ou em povoamentos puros, enquanto o COS 2007 apenas distingue as espécies sobreiro, azinheira, castanheiro, eucalipto, pinheiro-manso e pinheiro-bravo. Todas as restantes espécies florestais enquadram-se nas classes de “...outros carvalhos”, “...outras folhosas” ou “...outras resinosas”;
- A legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) discrimina os tipos de prados naturais;
- A legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) discrimina os tipos de matos e matagais embora não os classifique em termos de densidades;
- A COS2007 distingue algumas características tipicamente florestais na classe “3.2.4 Florestas abertas, cortes e novas plantações”, identificando classes como a “3.2.4.08 Cortes rasos e novas plantações”, “3.2.4.08.1 Cortes rasos”, “3.2.4.08.2 Novas plantações” e “3.2.4.09 Viveiros florestais 3.2.4.09.1 Viveiros florestais”. Estas classes não possuem equivalentes na legenda CLC N5 CIMAC, embora a identificação de novas plantações esteja discriminada no campo de observações da Carta CLC N5 CIMAC;
- A legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) identifica concretamente os montados na classe “2.4.4 Zonas agro-florestais”, referindo a espécie florestal dominante e a sua relação com o sob coberto, além disso a cartografia CLC5 CIMAC integra também a densidade do coberto arbóreo, distinguindo quatro classes: <10% - árvores dispersas; entre 10-30%, entre 30-50% e >50%. As duas primeiras classes referem-se a montados abertos e as duas

últimas a montados densos. Densidades superiores a 75% de coberto arbóreo são consideradas na classe “3.1 – Florestas”;

- A legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) identifica concretamente os sistemas dunares e interdunares e a tipologia de zona incendiada. Nas zonas húmidas há também a preocupação de identificar zonas de sapais, caniçais, juncais, canaviais, turfeiras, salinas, entre outros;
- Por último, na legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009), a classe “5. Corpos de água” tem em consideração o regime permanente, torrencial ou intermitente dos cursos de água, assim como a tipologia de planos de água e zonas costeiras, apresentando maior desagregação que a COS2007.

Assim de uma maneira geral, podemos concluir que a legenda CLC N5 CIMAC (Guiomar *et al.* 2009) tem maior detalhe temático que a COS2007, permitindo a identificação de algumas particularidades importantes ao nível do planeamento e gestão do território como é o caso da identificação dos montados, dos matos e das culturas regadas. Efetivamente ambas as legendas têm algumas incompletudes, no entanto a legenda COS2007 ao nível 5 (193 classes, das quais 73 são nível 4) está mais equiparada ao nível 4 da CLC N5 CIMAC (com 172 classes). No Anexo 2 encontra-se o teste de correspondências entre as duas legendas, na qual se encontram identificadas as correspondências diretas (de código e descrição), as correspondências de descrição e as equivalentes, que embora não tenham correspondência nem no código nem na descrição, se consideram equivalentes.

Apesar de ambas as legendas terem sido desenvolvidas a partir do nível 3 da legenda CLC, o número de classes finais do nível 5 é muito distinto, o que faz com que os resultados finais da aplicação destas duas legendas sejam também ligeiramente distintos, mesmo quando generalizados para o mesmo nível do CLC, como podemos observar na Figura 8 quando comparamos o nível 2 do COS2007 com o nível 2 do CLC N5 CIMAC. As diferenças são evidentes na classificação das zonas agro-florestais (montados). Por outro lado ambas as cartografias foram baseadas em datas distintas de cobertura aerofotográfica. No caso do CLC N5 CIMAC, utilizaram-se os ortofotomapas de 2005 e no caso do COS2007 os ortofotomapas de 2007, o que explica grande parte das diferenças encontradas nas zonas urbanas e peri-urbanas. Há que tomar em consideração estas diferenças nas legendas e na sua aplicação, quando aplicadas em estudos comparativos com o resto do país.

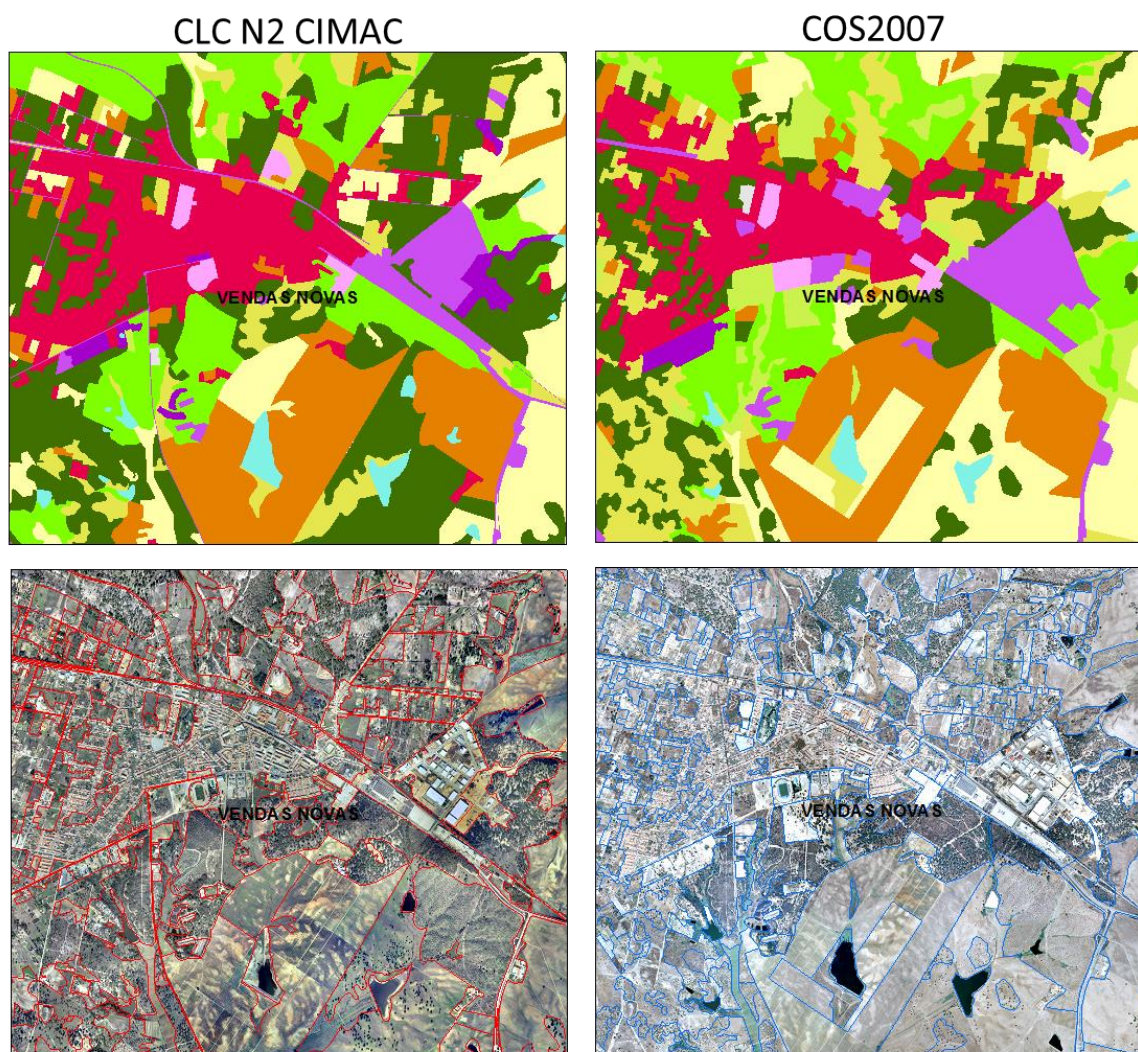


Figura 8 – Exemplo para a mesma área das cartografias resultantes da aplicação das legendas CLC N5 CIMAC (ortos 2005) e COS2007 (ortos 2007), agregadas ao nível 2.

A cartografia CLC N5 CIMAC permite efetivamente uma caracterização detalhada da ocupação e uso do solo no território abrangido, no entanto coloca também algumas questões na sua aplicação pois necessita de um elevado conhecimento de fotointerpretação e de reconhecimento de campo para evitar erros de classificação. Tem também algumas fragilidades no que respeita à sua aplicação em classificação automática, pois nenhum sensor remoto permite uma tal discriminação radiométrica que permita por exemplo diferenciar espécies de quercíneas (como é o caso do sobreiro e da azinheira). Este facto coloca um grande desafio à investigação científica nesta área onde já existem alguns trabalhos em curso nomeadamente os desenvolvidos pela Universidade de Évora na diferenciação radiométrica entre o sobreiro e a azinheira (Sousa *et al.* 2012), mas onde há um longo caminho ainda a percorrer. Apresenta-se de seguida uma breve caracterização do

território abrangido pela carta CLC N5 CIMAC e que ilustra a potencialidade deste elemento informativo sobre o território.

2.3.4 Caraterização da ocupação e uso do solo nos municípios do distrito de Évora e Sousel através do CLC N5 CIMAC

O distrito de Évora caracteriza-se, em termos territoriais, por baixa densidade populacional, (172.000 habitantes em 7400Km²) concentrada em núcleos urbanos de média e baixa dimensão e por uma atividade, basicamente, primária e terciária. Em geral, os municípios têm uma dinâmica territorial crescente, o que por si só justifica a necessidade de cartografia atualizada e de ferramentas SIG para o apoio à gestão e ordenamento do território. Embora relativamente heterogéneos quanto à sua dimensão e grau de desenvolvimento, os municípios do distrito de Évora podem ser agrupados de acordo com algumas especificidades socioeconómicas, geográficas e ecológicas. Com efeito, podemos identificar áreas com características específicas em termos de recursos e desenvolvimento como o eixo Lisboa-Madrid, a zona dos Mármore, a área de influência de Alqueva, ou as Serras de Monfurado, de Portel e de Ossa.

A ocupação e uso do solo do distrito de Évora e Município de Sousel caracteriza-se por uma grande diversidade de ocupações e usos do solo (171 diferentes classes de CLC N5). No total da área do distrito de Évora e município de Sousel, que ocupam 7672,6 km², (7393,3 km² do distrito de Évora e 279,4 km² de Sousel), foram delimitadas 52096 manchas de distintas tipologias de acordo com a legenda CLC N5 CIMAC.

Da análise das classes da carta CLC N5 CIMAC as 20 classes responsáveis por cerca de 85 % da ocupação e uso do solo no distrito de Évora e município de Sousel são as que se encontram destacadas na Tabela 14.

Tabela 14 – Classes de ocupação e uso do solo mais representativas no distrito de Évora e município de Sousel.

<i>CLC51</i>	<i>NumP</i>	<i>DESC</i>	<i>CAP (%)</i>
2.4.4.1.2	6550	Montados de azinho com pastagem no subcoberto (10% a 30%)	12,93
2.3.1.4	5248	Prados xerofílicos	10,63
2.4.4.1.3	2172	Montados mistos com pastagem no subcoberto (10% a 30%)	8,58
2.1.1.1	1325	Culturas arvenses de sequeiro	6,78
2.4.4.1.1	2957	Montados de sobro com pastagem no subcoberto (10% a 30%)	6,32
2.1.1.1.1	2143	Cereais de sequeiro	5,35
2.2.3.1	3746	Olivais de sequeiro	4,43
2.4.4.4.2	1774	Montados de azinho com matos no subcoberto (10% a 30%)	4,32
2.4.1.3.2	2251	Culturas anuais + Azinheira (<10%)	4,01
2.4.4.4.3	637	Montados mistos com matos no subcoberto (10% a 30%)	3,80
2.4.4.4.1	942	Montados de sobro com matos no subcoberto (10% a 30%)	3,10
3.1.1.1.8	932	Eucalipto (10% a 30%)	2,94
5.1.2.2	2439	Albufeiras de barragem	2,89
2.4.4.2.2	1035	Montados de azinho com culturas anuais no subcoberto (10% a 30%)	1,78
3.1.1.1.1	629	Sobreiro (10% a 30%)	1,69
3.2.2.4	1197	Estevais e sargaçais	1,57
2.1.2.1	339	Culturas arvenses de regadio	1,41
3.1.3.1.20	413	Sobreiro + Pinheiro-manso (10% a 30%)	1,26
2.2.1.3	326	Vinhas de regadio	1,14
2.4.1.3.1	775	Culturas anuais + Sobreiro (<10%)	1,06
Total			85,98

Analisando à escala funcional do CLC N2 verifica-se que a maioria da área do distrito de Évora e município de Sousel tem carácter predominantemente agroflorestal sendo ocupado em 49,29% da área total, pela classe “2.4 Zonas agrícolas heterogéneas e montados” em 22722 manchas. Em seguida estão as classes 2.1 Terras aráveis com 14,19 % (4009 manchas), 3.1 Florestas de folhosas e resinosas com 10,80% (4545 manchas), 2.3 Pastagens com 10,64% (5273 manchas) e 2.2 Culturas permanentes com 7,91% (5779 manchas), que no total perfazem 85% do total da área.

Na Figura 9 observa-se que a ocupação humana consolidada (constituída pelas classes 1.1, 1.2, 1.3 e 1.4) ocupa uma percentagem muito baixa em todos os municípios, destacando-se apenas os municípios de Vila Viçosa, Borba e Vendas Novas com 4 a 6% do seu território ocupado.

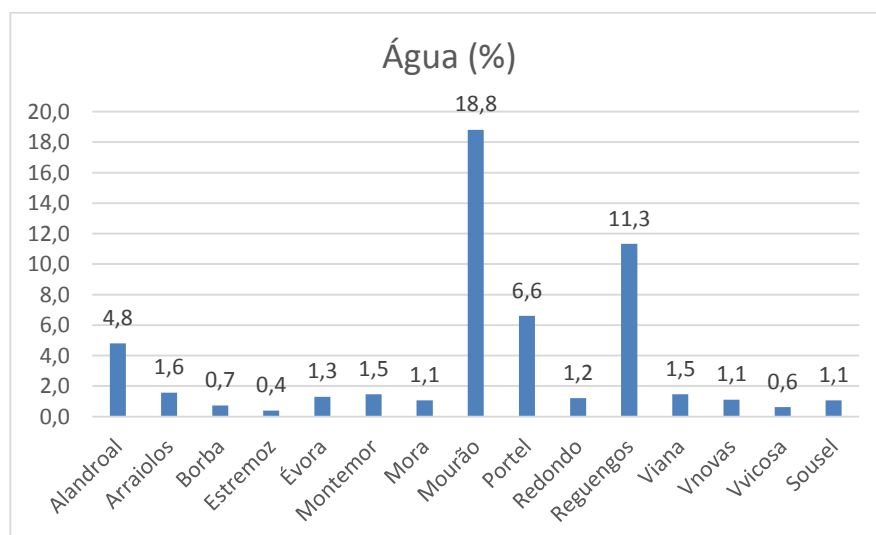
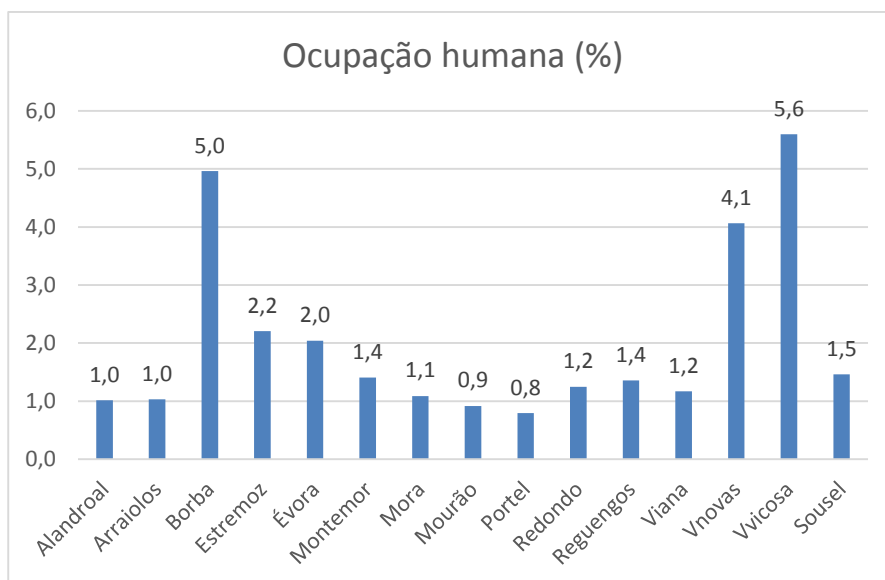


Figura 9 – Ocupação humana e planos de água no distrito de Évora e município de Sousel

Observa-se também a presença da albufeira de Alqueva nos municípios de Mourão, Reguengos, Portel e Alandroal (classe 5.1). Mourão tem 18,8% do seu território inundado pelo plano de água de Alqueva, o que é muito significativo para este conselho.

Os montados representados pela classe 2.4 são bastante representativos na maioria dos municípios do distrito. Da análise da Figura 10, destacam-se os municípios de Mora e Arraiolos com mais de 60% do seu território ocupado com montado e Viana do Alentejo, Montemor-o-Novo, Alandroal, Vila Viçosa e Portel com mais de 50%. Os municípios onde há menor representatividade do montado (entre 18-31%) são Borba, Vendas Novas e Mourão. Todos os restantes têm mais de 40%

da sua área ocupada por montado. Vendas Novas é essencialmente florestal (+ de 50%) e Borba essencialmente agrícola com uma componente muito marcada ao nível do olival e da vinha.

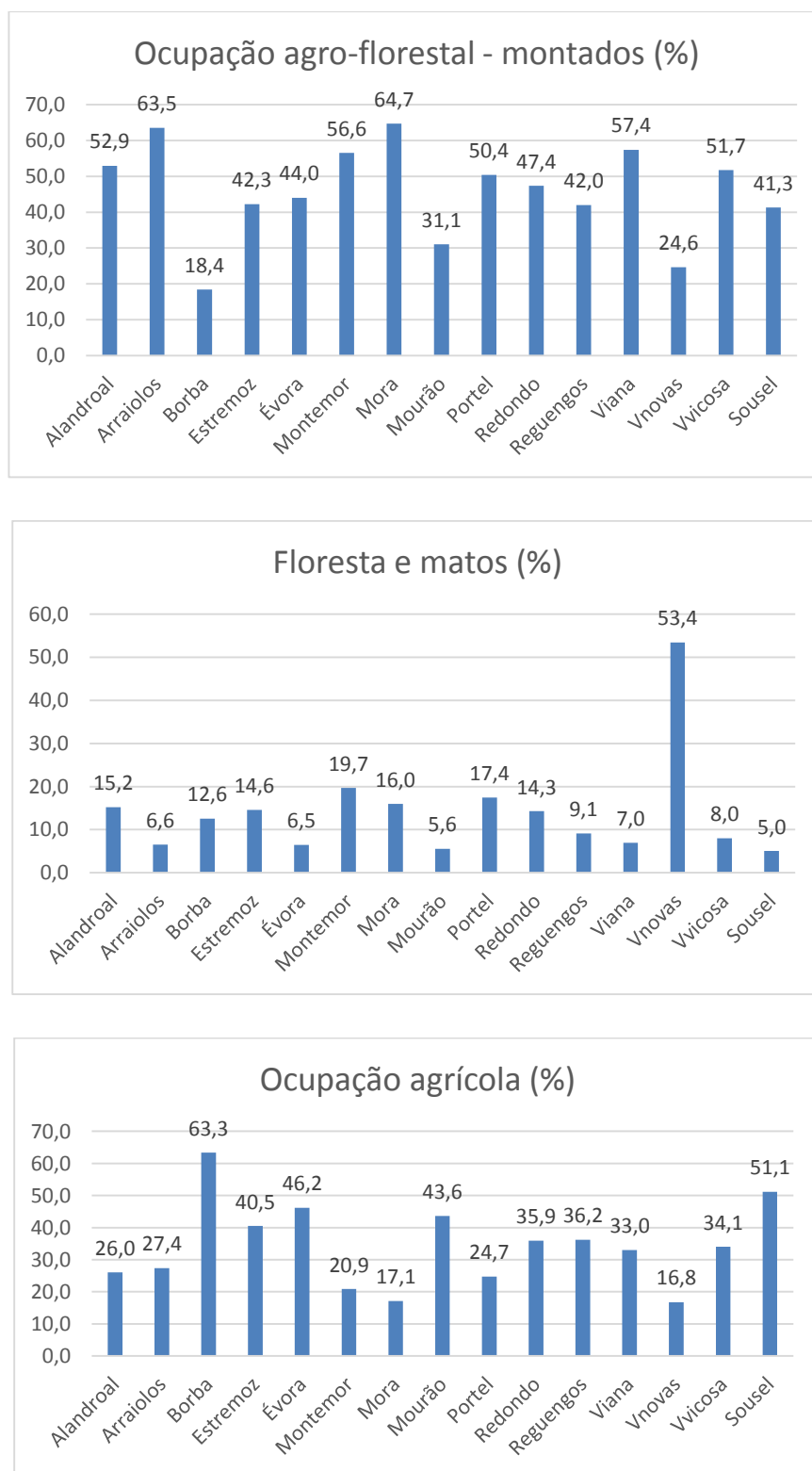


Figura 10 – Ocupação agro-florestal, florestal, matos e ocupação agrícola no distrito de Évora e município de Sousel

Apresentam-se ainda algumas métricas de paisagem que nos permitem a caracterização geral da diversidade e fragmentação das ocupações e uso do solo por município, tal como o número de manchas por município (NumP), o tamanho médio destas manchas (MPS), o nº de manchas por km2 (NumP/km2), a diversidade (SDI) e equitabilidade (SHE) e a área de cada município (Tabela 15).

Tabela 15 - Algumas métricas de paisagem para a área total

<i>Município</i>	<i>NumP</i>	<i>Área (km2)</i>	<i>NP/Km2</i>	<i>SDI</i>	<i>SHE</i>	<i>MPS</i>
Alandroal	4507	542,6	8,3	3,0	0,7	12,0
Arraiolos	4416	683,8	6,5	2,9	0,6	15,5
Borba	1572	145,2	10,8	3,1	0,7	9,2
Estremoz	4432	513,8	8,6	3,1	0,7	11,6
Évora	7069	1307,0	5,4	2,9	0,6	17,3
Montemor	8261	1232,8	6,7	3,1	0,7	14,9
Mora	3081	443,9	6,9	2,9	0,7	14,4
Mourão	1659	278,5	6,0	2,3	0,6	16,8
Portel	4042	601,2	6,7	3,0	0,7	14,9
Redondo	2657	369,5	7,2	3,1	0,7	13,9
Reguengos	3413	463,8	7,4	2,9	0,7	13,6
Vendas	1652	222,4	7,4	2,9	0,7	16,0
Viana do	2593	393,9	6,6	2,7	0,6	15,2
Vila Viçosa	2220	194,8	11,4	3,1	0,7	13,5
Sousel	1744	279,4	6,2	3,0	0,7	8,8
Total	53318	7672,6	6,9	3,3	0,6	14,7
*	O somatório do NumP dos municípios é superior que o do total da área por serem divididos nos limites administrativos de concelho					

Observa-se que quase todos os municípios têm diversidade semelhante de tipologias de ocupação e uso dos solos. Destaca-se apenas Mourão com menor diversidade de classes pelo facto de ter quase 20% da sua área ocupada por uma só classe (5.1 – Alqueva).

No que espreita à fragmentação, destacamos as métricas NumP e MPS que nos permitem identificar a maior ou menor fragmentação da ocupação do solo. Aqui destacam-se os municípios de Vila Viçosa, Borba, Estremoz e Alandroal, os quais se encontram na zona do anticlinal de Estremoz, onde se realiza a extração do mármore e que é caracterizada por manchas mais pequenas e em maior quantidade, como se comprova pela análise dos gráficos seguintes.

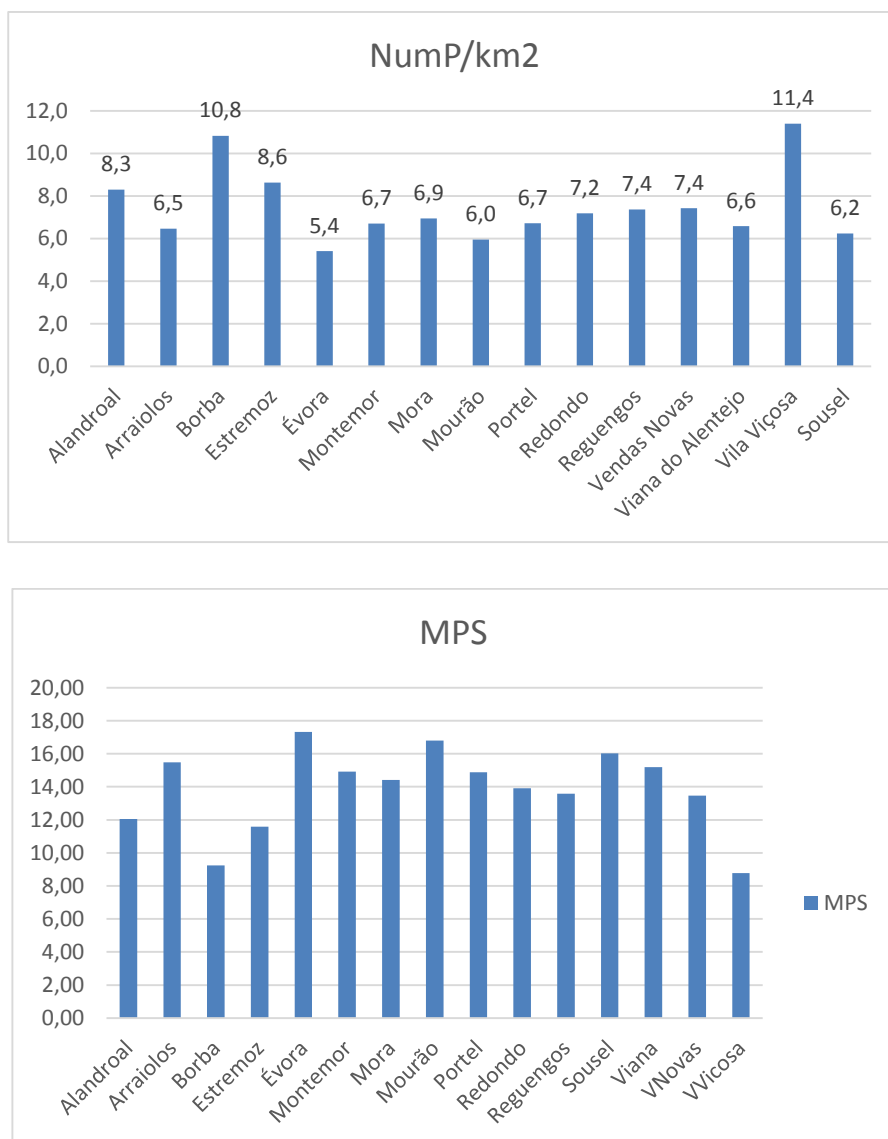
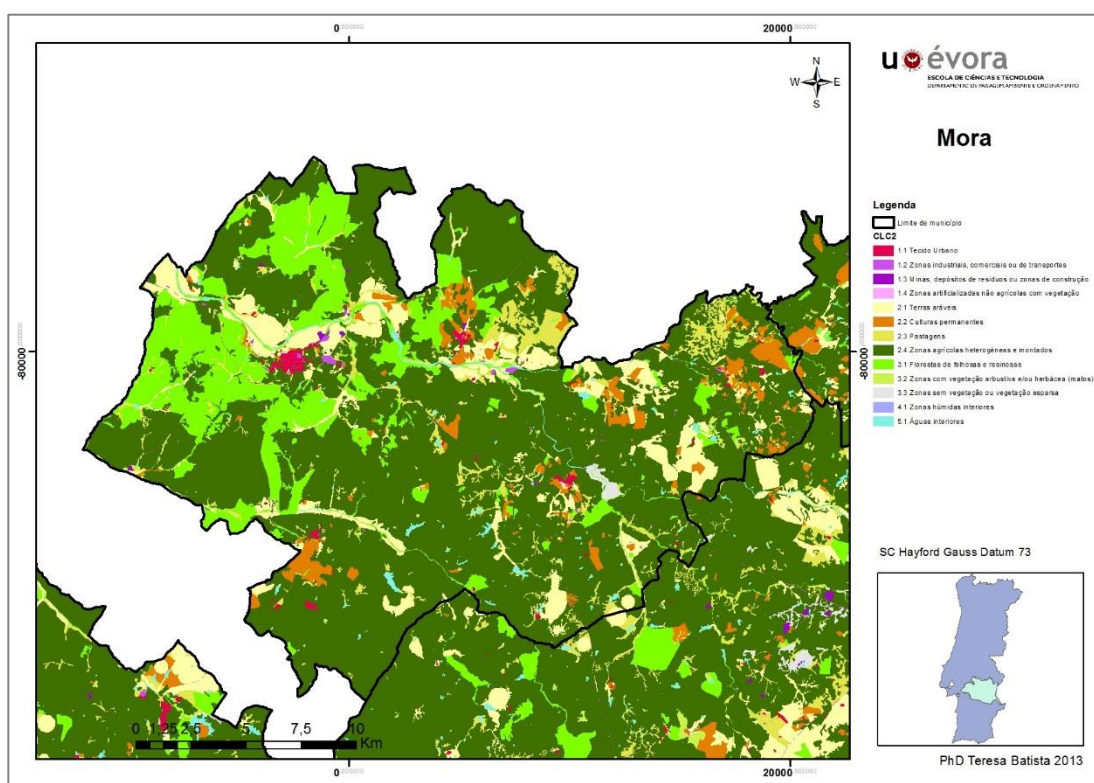
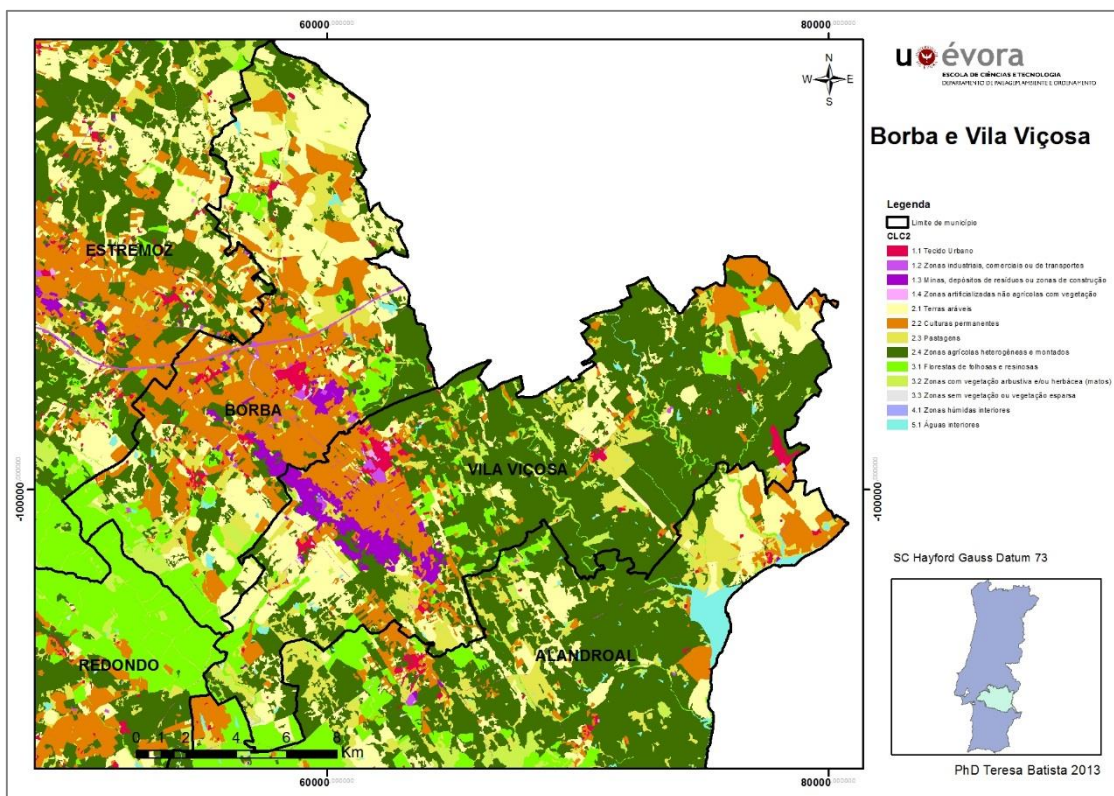


Figura 11 – Métricas de fragmentação da ocupação e usos do solo no distrito de Évora e município de Sousel

A título de exemplo apresentam-se mapas de municípios caracteristicamente agro-florestais, florestais e agrícolas.



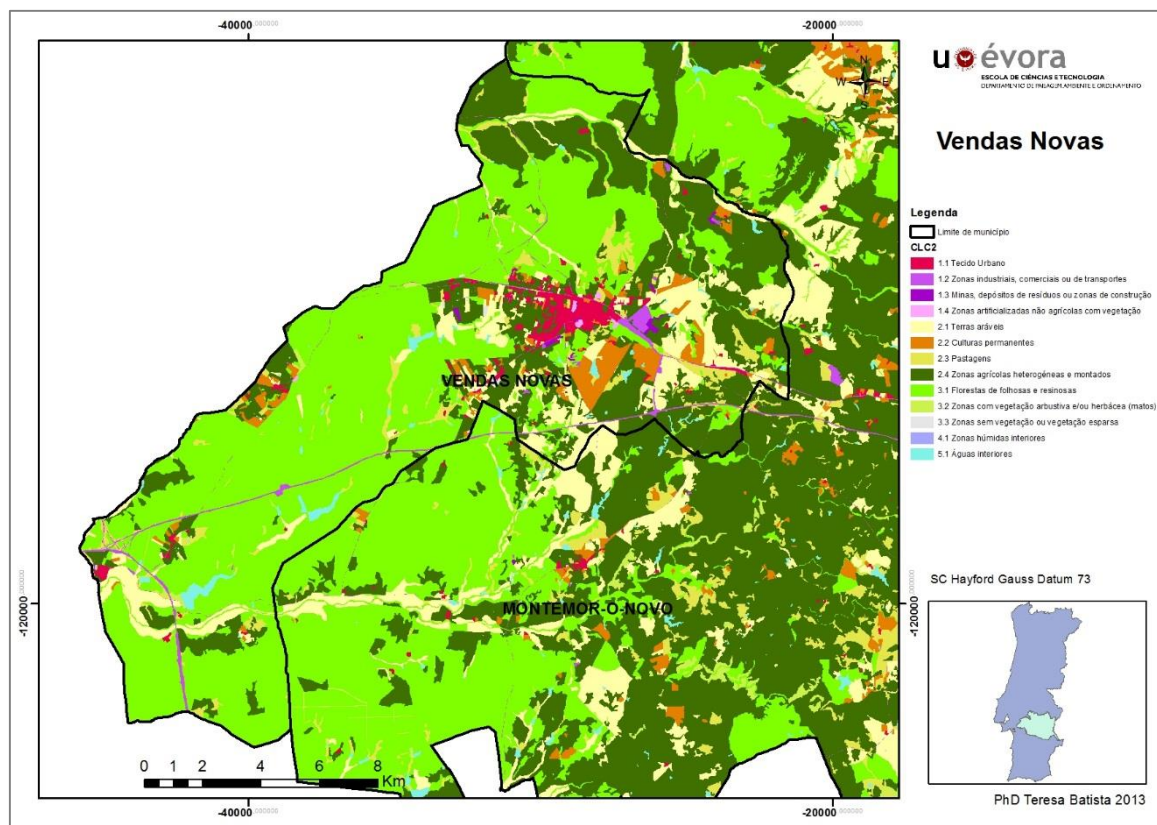


Figura 14 – Carta de ocupação e usos do solo de Vendas Novas

Apresentam-se ainda algumas cartas temáticas que se extraem da carta CLC N5 CIMAC e que tem uma elevada relevância para a gestão territorial, tal como a carta dos pontos de água superficiais e áreas regadas, a carta da ocupação humana consolidada, carta das áreas ocupadas por sobreiro e azinheira (montados, sobreirais, azinhais, puros e mistos) e carta de densidades, a carta das áreas de eucalipto, a carta de matos e galerias ripícolas, entre outras, que se apresentam nas figuras seguintes.

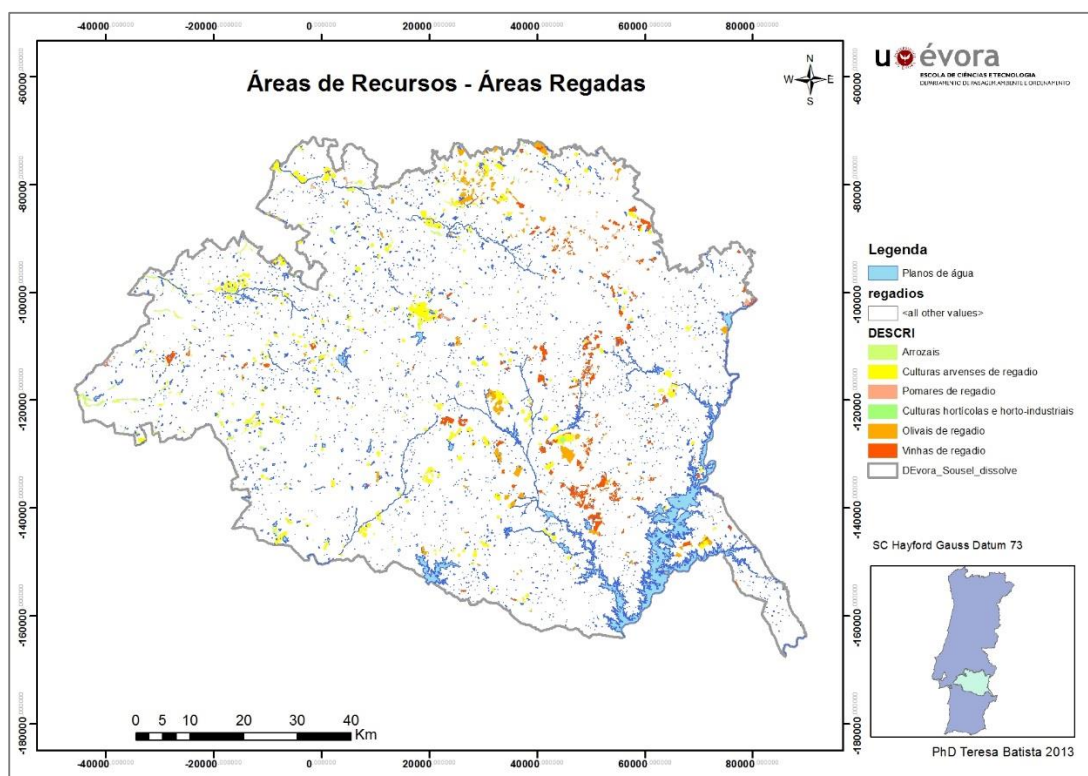


Figura 15 – Carta de planos de água e zonas regadas.

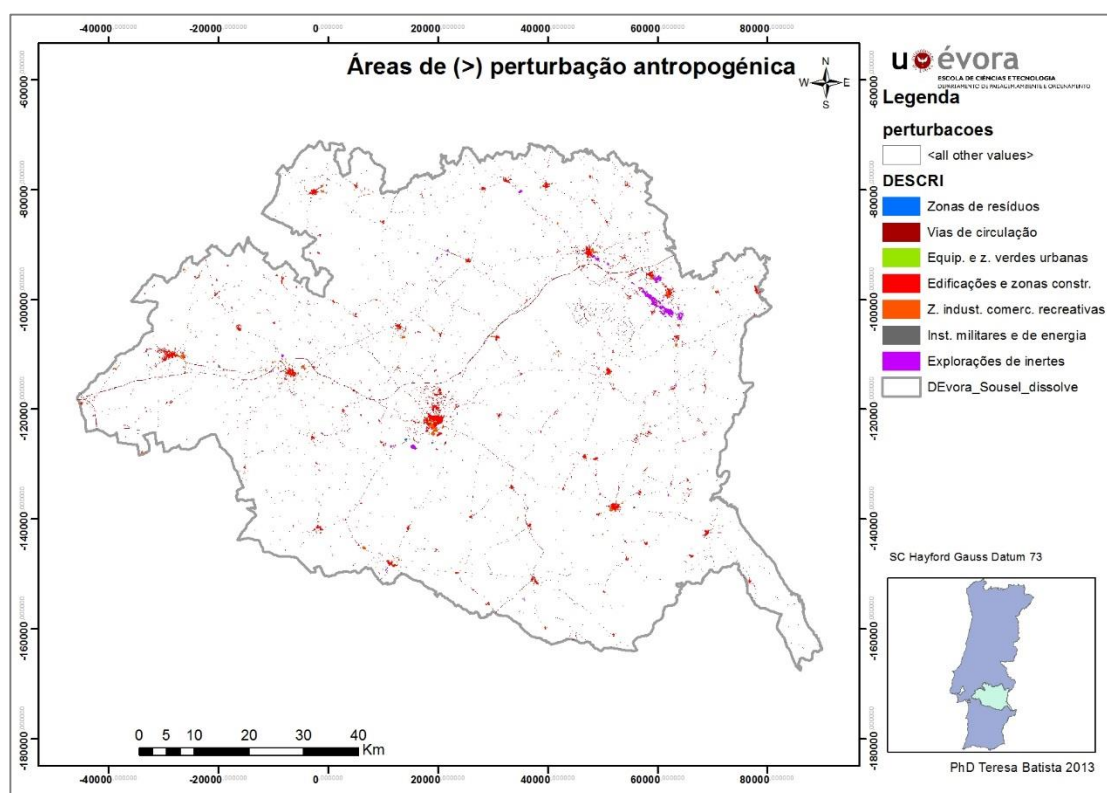


Figura 16 – Carta de áreas de ocupação humana consolidada.

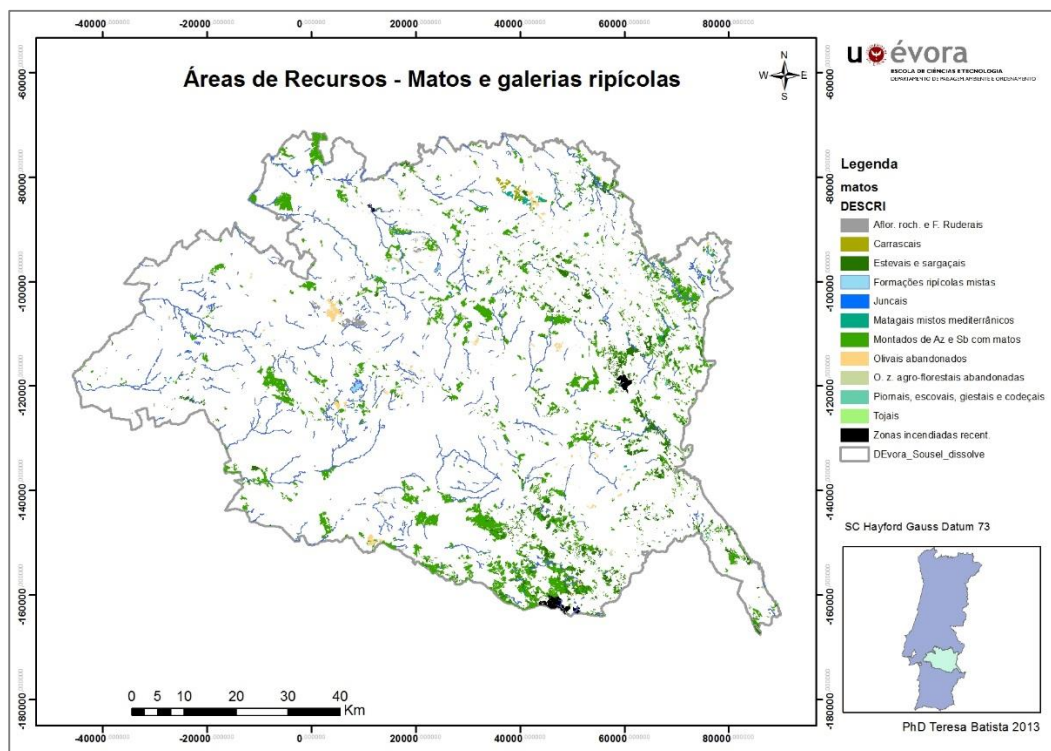


Figura 17 – Carta de áreas de matos e galerias ripícolas.

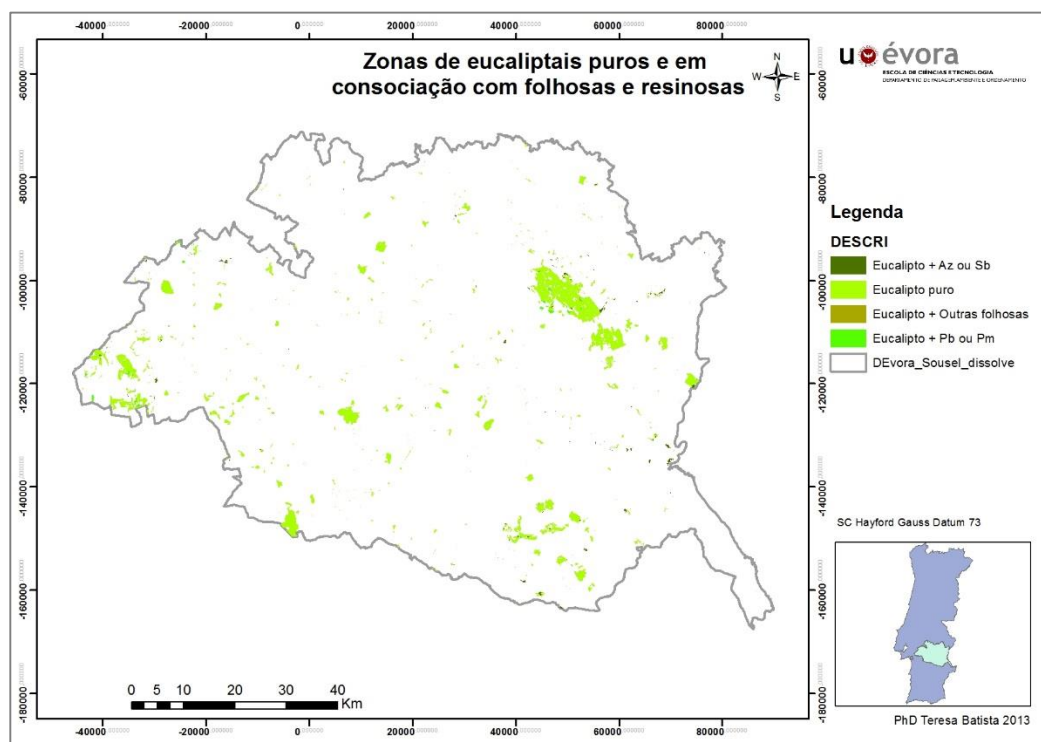


Figura 18 – Carta de áreas de eucaplital.

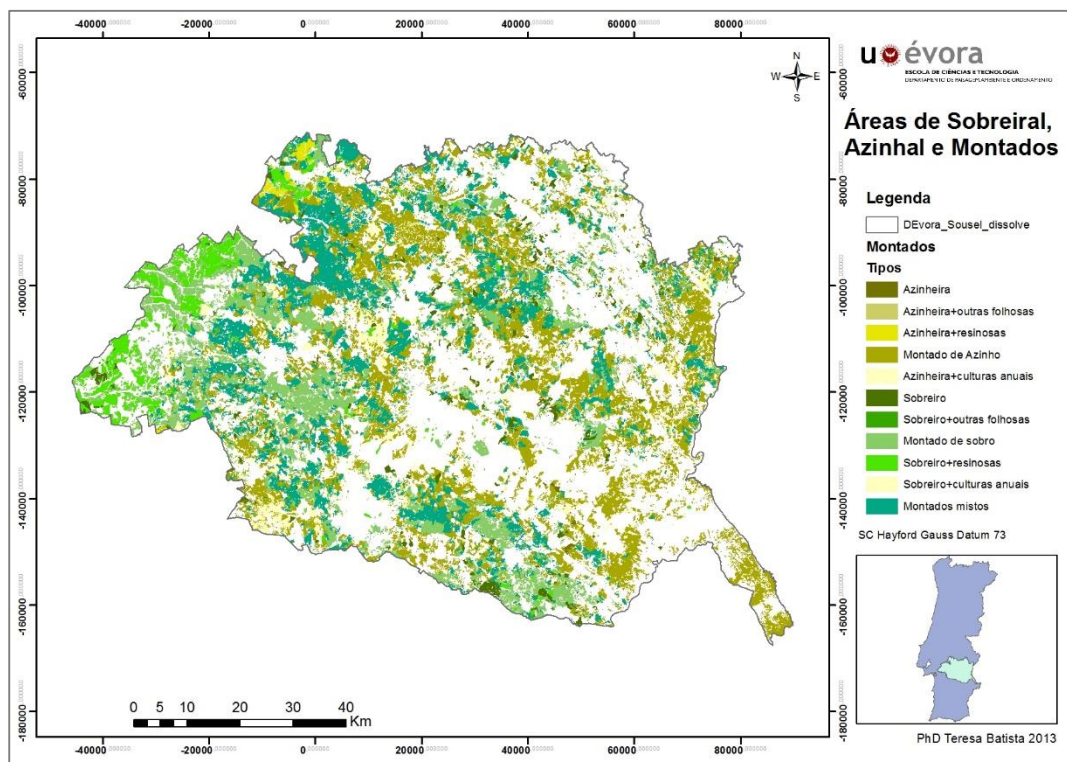


Figura 19 – Carta de áreas de sobreiral, azinhal e montados (puros e mistos).

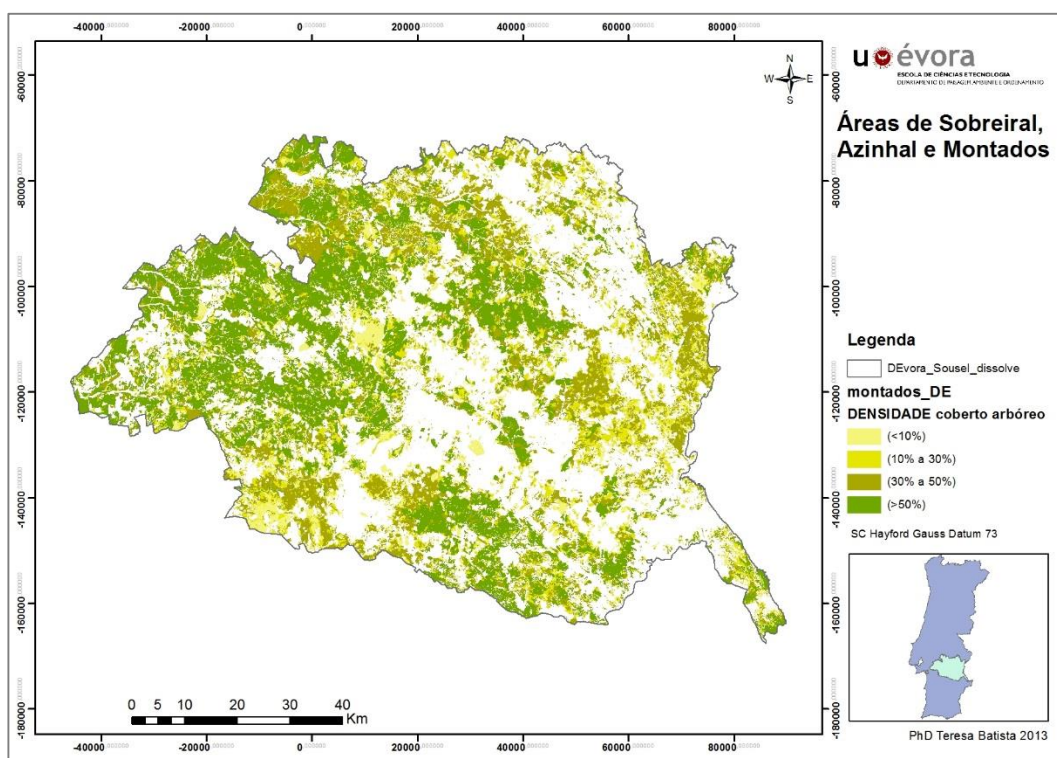


Figura 20 – Carta de áreas de sobreiral, azinhal e montados (puros e mistos) por densidade de coberto arbóreo.

A Tabela 16 apresenta as áreas com azinheira e sobreiro nos municípios do distrito de Évora e município de Sousel.

Tabela 16 – Análise das áreas ocupadas por azinheira e sobreiro nas suas distintas formas: pura e mista, em uso florestal ou multifuncional (montado) no distrito de Évora e município de Sousel

	<i>Hectares</i>	<i>% do montado total</i>	<i>% da área total</i>
Azinhão com culturas arvenses	51956,7	12,6	6,8
Azinhão com matos ou pastagens	137212,5	33,3	17,9
Azinhão puro	185287,1	45,0	24,1
Azinhão consociado com outras espécies	3882,1	0,9	0,5
densidade			
(<10%)	31824,5	7,7	4,1
(10% a 30%)	45820,4	11,1	6,0
(30% a 50%)	64183,4	15,6	8,4
(>50%)	47340,8	11,5	6,2
Total Azinhão	189169,2	45,9	24,7
Sobro com culturas	14769,8	3,6	1,9
sobro com Matos ou pastagens	109920,4	26,7	14,3
sobro puro	99988,3	24,3	13,0
sobro consociado com outras espécies	24702,0	6,0	3,2
densidade			
(<10%)	14677,0	3,6	1,9
(10% a 30%)	17594,8	4,3	2,3
(30% a 50%)	26255,0	6,4	3,4
(>50%)	66163,4	16,1	8,6
Total Sobro	124690,2	30,3	16,3
mondados mistos com CA sequeiro	2785,6	0,7	0,4
mondados mistos com Matos ou pastagens	95130,4	23,1	12,4
densidade			
(<10%)	1,6	0,0	0,0
(10% a 30%)	6033,7	1,5	0,8
(30% a 50%)	33021,4	8,0	4,3
(>50%)	58859,3	14,3	7,7
Total Misto	97916,0	23,8	12,8
Total área montado	411775,46		53,7
total da área de estudo (DE+Sousel)	767278,59		

Da análise desta tabela destaca-se o facto da área do distrito de Évora e Sousel ser ocupado em 53,7% do território com azinheira e sobreiro, em que 24,1% é azinheira pura, 13% é sobreiro puro e os restantes 12,8% é montado misto, na sua maioria de média a elevadas densidades (de 30-50% e >50%) e associado a matos e pastagens. A azinheira na sua maioria tem densidades inferiores a 50% e mais de 25% da sua área encontra-se associada a culturas arvenses de sequeiro.

2.4 CONCLUSÕES

Como conclusão deste capítulo, a legenda desenvolvida por Guiomar *et al.* (2009) e a sua aplicação à cartografia de ocupação e uso do solo no distrito de Évora e município de Sousel (Batista 2011) têm um elevado valor informativo sobre a ocupação e uso do solo e é um instrumento de grande valor para o apoio ao planeamento e gestão municipais e na definição de unidades de paisagem.

A análise da ocupação e uso do solo no distrito de Évora e município de Sousel evidencia a elevada importância da azinheira e sobreiro neste contexto territorial, ocupando mais de 50% da área e da importância de Alqueva no contexto das águas superficiais.

Da informação do COS2007 a que tivemos acesso (nível 2) não nos é possível obter semelhante informação.

De qualquer forma entendemos que em futuras atualizações deverá ser feito um esforço de compatibilização entre as legendas COS2007 e CLC N5 CIMAC de forma a minimizar as inconsistências identificadas, e obter um produto de maior qualidade para todo o país.

Propomos ainda a periodicidade de atualização desta cartografia de 5 em 5 anos.

Nos capítulos seguintes iremos utilizar o conteúdo informativo da carta CLC N5 CIMAC em diversos ensaios, nomeadamente para a delimitação de unidades locais de paisagem, na análise do comportamento das métricas de paisagem, nos ensaios da terceira dimensão e funções da paisagem. No contexto transfronteiriço será utilizada a base informativa do CLC2006.

3 UNIDADES DE PAISAGEM

3.1 UNIDADES DE PAISAGEM / ELEMENTOS DE PAISAGEM

Dependo do contexto e área de investigação, diferentes termos podem ser usados para definir o elemento base da paisagem, tais como: unidade de terreno (*land unit*), geótopo, ecótipo, biótopo, célula, habitat, sítio, mancha, entre outros. Estes termos são também usados para distinguir a esfera do “natural” do humanizado. Assim, é comum utilizar-se o termo “componentes da paisagem” referindo-se à influência predominante dos fatores físicos e naturais e o termo “elementos da paisagem” referindo-se a unidades determinadas predominantemente por influência humana (Forman & Godron 1986). Contudo esta distinção conceptual nunca ficou estabelecida na comunidade científica e utilizam-se como sinónimos (Hoechstetter 2009).

Todos os elementos na estrutura espacial da paisagem estão inter-relacionados formando um único sistema complexo que é a superfície terrestre com múltiplas interações e com múltiplos elementos ou unidades.

Para Zonneveld (1989) a paisagem deve ser analisada como um sistema tridimensional, ou seja uma relação entre a dimensão topológica, com a heterogeneidade vertical, dimensão corológica, a heterogeneidade horizontal, e finalmente as relações dentro da paisagem, como unidade holística. A paisagem não deverá ser percecionada como um somatório de geofactores mas numa verdadeira integração dos mesmos. Assim a paisagem deverá existir na esfera inorgânica, biosfera e socioesfera (Bastian 2001).

Uma unidade de paisagem é uma agregação combinatória das condições edafoclimáticas, coberto vegetal/uso do solo, povoamento humano e morfologia do terreno a uma determinada escala. Lang & Blaschke (2009) referem que o coberto vegetal/uso do solo pode ser considerado como o resultado visível da influência antropogénica na paisagem, ou simplesmente como a “pegada humana”.

Leser (1997) (*in* Hoechstetter 2009) refere o sistema paisagem como sendo composto por secções espaciais homogéneas, onde a homogeneidade é entendida como um estado onde uma área é determinada pela maior ou menor uniformidade em fluxos de materiais e energia. O termo “estrutura horizontal da paisagem” corresponde ao padrão que estas componentes básicas

formam na sua combinação; a estrutura deve assim ser entendida como a “aparência” da paisagem (Lang & Blaschke 2009).

Todos os elementos numa estrutura espacial da paisagem estão assim, inter e intra-relacionados formando um único sistema complexo. A paisagem é percecionada como uma parte da superfície terrestre onde atuam múltiplos elementos (rocha mãe, água, plantas, animais, o homem, e as suas alterações) e unidades (Zonneveld 1979).

A unidade de paisagem pode ser assim interpretada como uma parte do solo que combina as condições edafoclimáticas e unidades homogéneas de vegetação a uma determinada escala (Zonneveld 1979, Velázquez 1992, Zonneveld 1995).

Um importante método de estudo é o seu mapeamento que ajuda a perceber a determinação das unidades de paisagem enquanto corpos tangíveis, e através das mesmas e em combinação com trabalho de campo, o que existe na realidade (Zonneveld 1989).

O conceito de unidade de paisagem assenta pois no pressuposto da existência de elementos nucleares que combinados entre si conferem um determinado arranjo ou padrão espacial específico a que está associado um determinado carácter (Cancela d’Abreu *et al.* 2004). A complexidade interna das unidades de paisagem depende efetivamente da escala de abordagem.

Na maioria dos estudos de paisagem, o coberto vegetal/ uso do solo são decisivos para a delimitação de manchas (Hoechstetter 2009). O coberto vegetal em paisagens naturais exprime o carácter natural de uma região. O uso do solo refere-se à utilização do território do ponto de vista antropogénico. Em paisagens fundamentalmente humanizadas ou culturais, como é o caso da maioria das paisagens Europeias, torna-se difícil esta separação de conceitos, considerando-se assim a paisagem como o resultado visível dos processos resultantes da interação entre os fatores abióticos, bióticos e humanos, que variam segundo o lugar e o tempo.

No panorama europeu existem diversas iniciativas de definição de unidades de paisagem, uma delas a nível europeu a *European Landscapes* (EEA 1998 in Herráiz *et al.* 2003), e outras a nível nacional destacando-se os trabalhos desenvolvidos nos países do norte da Europa, tais como Inglaterra, Irlanda, Noruega, Finlândia, Eslovénia, Escócia e Suíça, que contribuíram para o debate de abordagens no aperfeiçoamento de metodologias (Cancela d’Abreu *et al.* 2004).

Em Portugal Continental, as variáveis consideradas explicitamente na identificação e caracterização da Paisagem à escala 1:250000, foram: litologia, morfologia, hidrografia, solos, uso do solo,

estrutura da propriedade e povoamento. Outras variáveis fundamentais, como o clima, ou a proximidade do oceano, foram consideradas implicitamente (Cancela d'Abreu *et al.* 2004).

Cancela d'Abreu *et al.* (2004) define como elementos ou componentes da paisagem, aqueles que, em conjunto, definem a sua estrutura e cuja identificação permite a análise pormenorizada da paisagem, dando alguns exemplos de elemento da paisagem: os grandes afloramentos rochosos, as linhas de água e respetivas galerias ripícolas, as sebes de compartimentação ou muros com expressão significativa, os bosquetes e matas, as parcelas agrícolas, as construções mais ou menos consolidadas, estradas, albufeiras, entre outros.

Cancela d'Abreu *et al.* (2004) definiu para todo o território continental unidades de paisagem que foram desenvolvidas de acordo com os conceitos e a metodologia utilizada no estudo "Contributos para a Identificação e caracterização da paisagem em Portugal Continental" realizada pelo Departamento de Planeamento da Paisagem e Biofísica da Universidade Évora para a Direcção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano (DGOTDU) do Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, entre 1999 e 2002. O resultado é uma abordagem flexível que combina a análise objetiva com uma avaliação mais subjetiva, que os autores consideram fundamental para uma verdadeira compreensão da paisagem (Cancela d'Abreu *et al.* 2004).

Em suma a paisagem é caracterizada como uma expressão visível da combinação da geomorfologia, do coberto vegetal/uso do solo e povoamento humano, resultantes da interação entre os processos naturais, históricos, culturais e mais recentemente político-económicos.

Como elementos da Paisagem, considera-se no presente estudo, a unidade base indivisível à escala de estudo, internamente tendencialmente homogénea, a qual é discernível e passível de individualização da sua envolvente, qualquer que seja a sua origem natural ou antrópica. Estes elementos podem constituir manchas, corredores ou matriz, considerando a sua forma, dimensão e função, de acordo com o modelo desenvolvido por Forman & Godron (1986).

Neste capítulo apresentam-se os ensaios da aplicação do conceito de Unidade Local de Paisagem (*local landscape Unit* - LLU) desenvolvido por Batista *et al.* (2012a) no âmbito dos estudos sobre indicadores de paisagem e vegetação do projeto OTALEX II e OTALEX C, em conjunto com a equipa de Fitossociologia e Sistemas de Informação Geográfica do Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento da Universidade de Évora. Entende-se por LLU a mais pequena unidade mapeada à escala de estudo, internamente tendencialmente homogénea, a qual é discernível e passível de

individualização da sua envolvente, qualquer que seja a sua origem natural ou antrópica, e aplicável à escala do planeamento local e regional (Batista *et al.* 2012a).

O presente estudo propõe e testa uma metodologia exploratória para a definição de unidades locais de paisagem. As LLUs são importantes ferramentas para análise da paisagem ao nível local e regional.

Na definição das LLUs foram analisados quais os elementos de maior relevância na construção da paisagem, como a geomorfologia, o solo, que são elementos extremamente importantes na ocupação humana e posteriormente no uso e ocupação do solo (Vos 2000). Assim, neste estudo foram selecionados quatro elementos que se revelavam nas principais características do território, a geologia/litologia, o relevo, os solos e a ocupação e uso do solo.

Este conceito é aplicado à área OTALEX C, isto é, ao Alentejo e Centro de Portugal e Extremadura Espanhola, ao Alentejo Central e ainda, numa análise mais profunda na área piloto da Bacia da Pardiela. As LLUs são assim aplicadas em três contextos geográficos: regional, supramunicipal e local. O primeiro é uma aplicação à escala multi-regional e transfronteiriça e abrange toda a área das regiões Alentejo, Centro e Extremadura (isto é a área da euroregião EUROACE), utiliza a informação de ocupação do solo do CLC2006 do IGP e da Junta da Extremadura, à escala 1:100000, o TPI e a litologia. O segundo refere-se à área do Alentejo Central, utiliza a carta CLC N5 CIMAC agregada aos níveis 2 e 3 do CLC, os solos, a litologia e o TPI (*topographic position index*) e a terceira é uma análise mais detalhada de uma área piloto, utiliza a cartografia de ocupação e uso do solo CLC N5 CIMAC à escala 1:10000, os solos, a altimetria e a litologia e relaciona com as séries de vegetação aí identificadas.

3.2 UNIDADES LOCAIS DE PAISAGEM APLICADAS À ESCALA REGIONAL E TRANSFRONTEIRIÇA: ÁREA ALENTEJO, CENTRO E EXTREMADURA – PROJETO OTALEX C

Existem para a totalidade da Espanha e para Portugal continental dois estudos de mérito reconhecido e únicos que se desenvolveram quase em simultâneo em ambos os países, que identificam, caracterizam e delimitam as grandes unidades de paisagem para a totalidade dos dois territórios. São eles o estudo promovido pela Direcção-Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano (DGOTDU) que foi desenvolvido entre 1999 e 2002, pela Universidade de Évora, sob a coordenação de Alexandre Cancela d'Abreu, Teresa Pinto Correia e Rosário Oliveira, denominado “Contributos para a Identificação e Caracterização da Paisagem em Portugal Continental “ (Cancela d'Abreu *et al.* 2004) e o estudo promovido pelo Ministerio de Medio Ambiente (de 1998 a 2003), desenvolvido pela Universidad Autonoma de Madrid, sob a direcção de Rafael Mata Olmo e Concepción Sanz Herráiz, denominado “Atlas de los paisajes de España” (Herráiz *et al.* 2003).

No âmbito dos projetos OTALEX II e OTALEX C, contactaram-se estas duas entidades, no sentido de ter disponível na Infra-estrutura de dados Espaciais do OTALEX – www.ideotalex.eu, as unidades de paisagem delimitadas no âmbito desses estudos, a qual se apresenta na Figura 21.

Tendo como base o ensaio aplicado à Bacia da Pardiela (Batista *et al.* 2012a), e a aplicação de novos interpoladores para a delimitação de formas de relevo (Weiss 2001, Janness 2006), estendeu-se à área OTALEX C a delimitação de unidades locais de paisagem, agora aplicadas a uma escala regional. O detalhe da informação disponível é distinto para a área Alentejo, Centro e Extremadura do que para o Alentejo Central, facto que influenciou também a escala de análise, no entanto as variáveis territoriais utilizadas são essencialmente as mesmas: formas de relevo, litologia e uso do solo/coberto vegetal. O objetivo é obter unidades locais de paisagem aplicadas à escala regional e aplicar a classificação desenvolvida por Weiss (2001) e traduzida em aplicação informática por Janness (2006) para as formas de relevo.

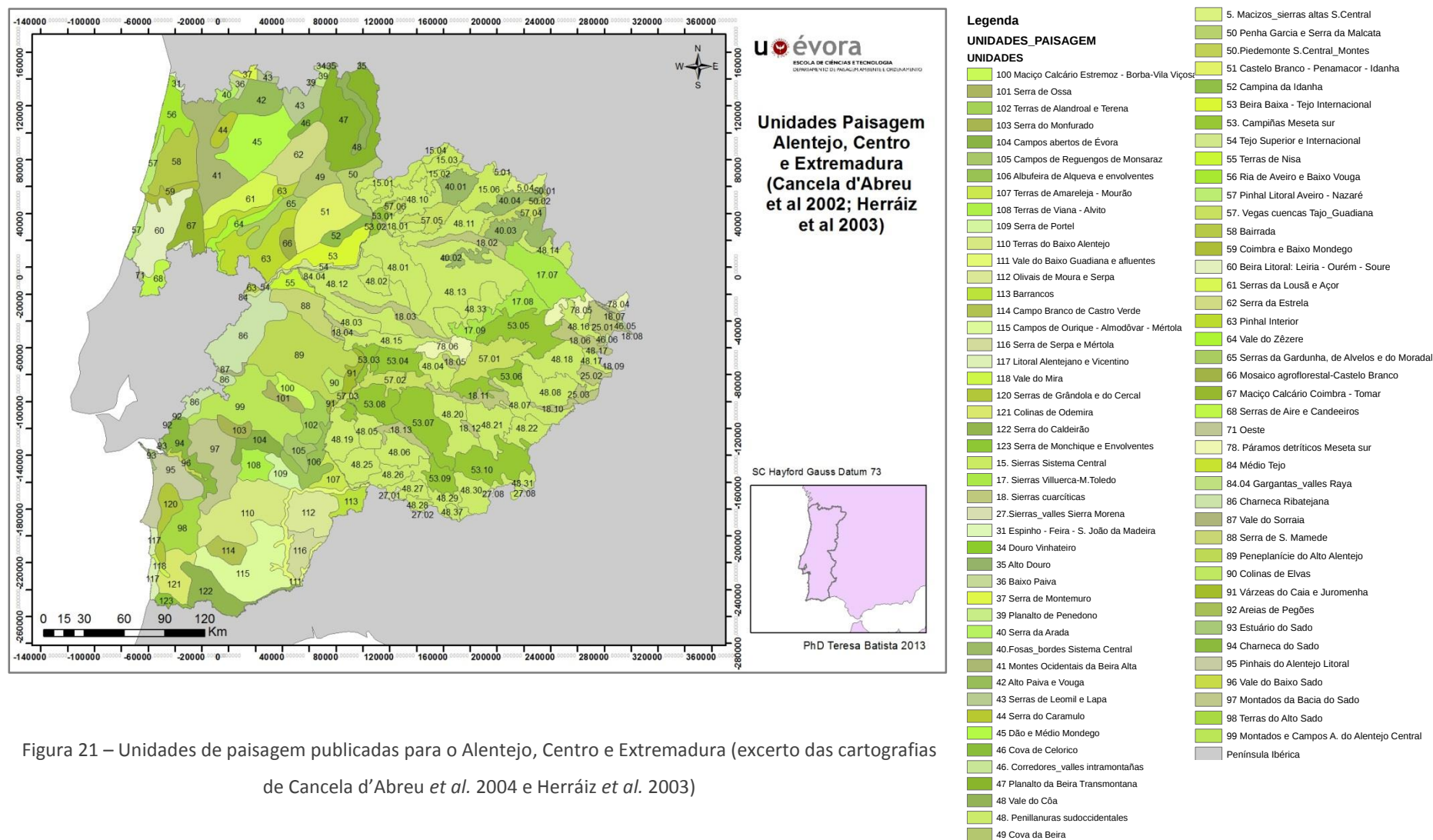


Figura 21 – Unidades de paisagem publicadas para o Alentejo, Centro e Extremadura (excerto das cartografias de Cancela d'Abreu *et al.* 2004 e Herráiz *et al.* 2003)

O conceito de unidade local de paisagem resulta da combinação de fatores/ componentes da estrutura estável como a geologia e/ou litologia e a geomorfologia ou formas de relevo e dos fatores relacionados com a estrutura circunstancial da paisagem, do qual fazem parte o coberto vegetal e uso do solo. Considera-se que variáveis como a estrutura da propriedade e o povoamento humano se encontram refletidos em grande parte na cartografia de ocupação e uso do solo.

Os fatores físicos como a geologia, a geomorfologia, os solos e o clima (a ação da água e dos ventos), que definem a forma, o coberto vegetal e que condicionam a ocupação humana, são dos fatores mais relevantes na delimitação de unidades de paisagem, todavia é a ação antrópica o fator atualmente mais relevante na construção da paisagem, quer através das alterações dinâmicas e céleres que cunham toda a matriz espacial, quer através das formas e estruturas bem individualizadas que se distanciam da morfologia orgânica.

Neste sentido, foram selecionados 3 variáveis considerados mais relevantes na delimitação das unidades locais de paisagem aplicadas à escala regional, a ocupação e uso do solo, a litologia e a morfologia do terreno, as quais foram analisadas separadamente.

A escolha das mesmas recaiu sobre o facto da orografia e a geologia ditarem a forma do terreno podendo a imponentia de uma geoestrutura por si só constituir um elemento individualizado da matriz espacial e por outro lado, a ocupação e uso do solo afigura-se como a explicitação da atividade antrópica reflexa por condicionantes biofísicos num território.

3.2.1 Metodologia

O modelo SIG representado na Figura 22 identifica as variáveis e ferramentas SIG aplicadas em cada passo do processo. O resultado final é obtido através da combinação de cada uma das variáveis reclassificadas de acordo com os critérios explicitados abaixo.

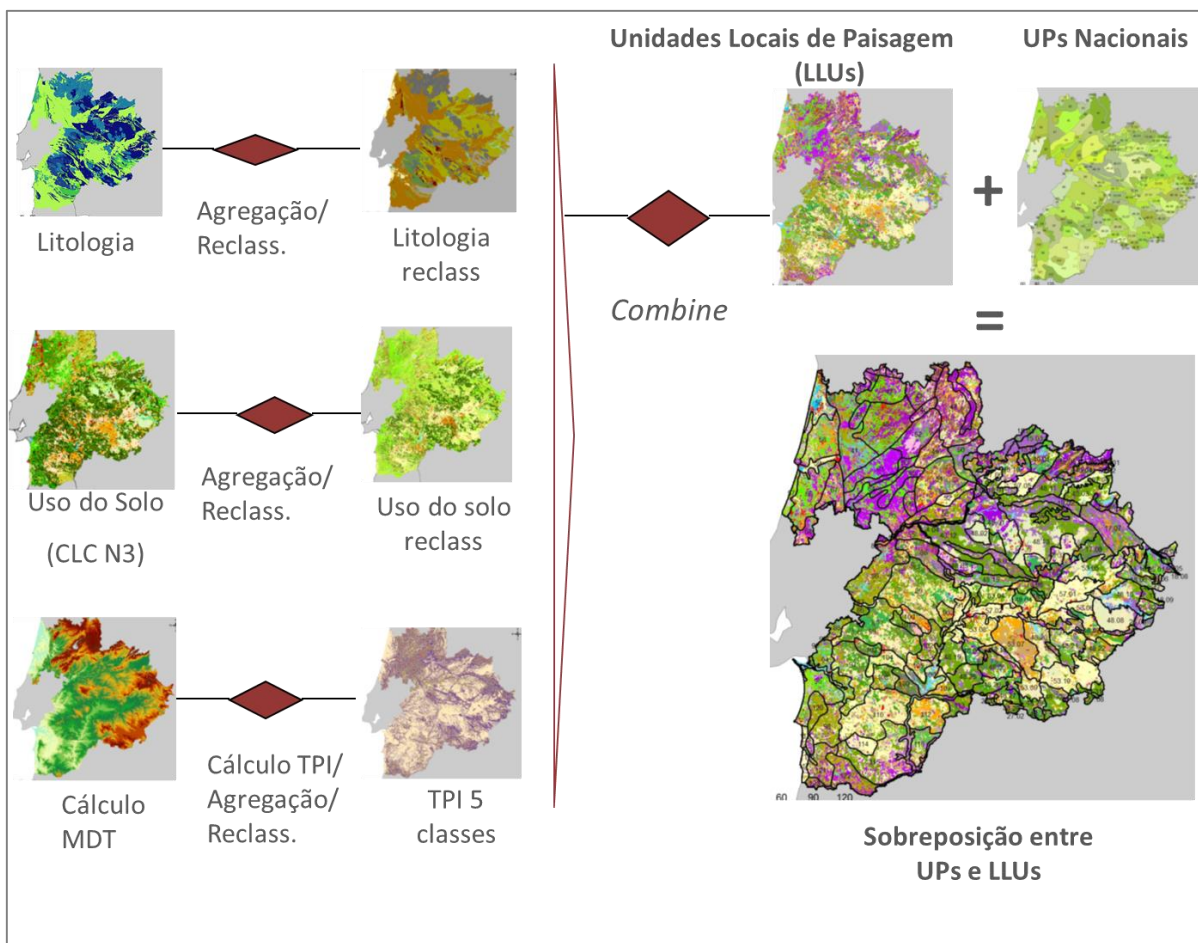


Figura 22 - Modelo de análise espacial das unidades locais de paisagem aplicadas à escala regional

3.2.2 Cálculo do TPI e formas de relevo

A forma de relevo ou morfologia é um indicador que identifica as distintas formas do terreno, isto é se se trata de um vale mais ou menos encaixado, se de uma planície, colina ou montanha. Esta classificação permite identificar espacialmente as principais formas de relevo no terreno.

Para a definição das formas de relevo um dos indicadores mais utilizados integra a conjugação da altimetria com o declive, permitindo a identificação das zonas com distintas formas de relevo, das mais abruptas às mais suaves. O TPI - *Topographic Position Index* foi inicialmente proposto por Andrew Weiss na Conferência Internacional da ESRI em 2001, apresentando num poster o seu conceito e metodologia de cálculo (Weiss 2001).

O TPI, usado a diferentes escalas e conjugado com o declive, permite classificar a paisagem em posição no declive (*slope position*) (isto é linha de topo, fundo do vale, meia encosta, etc.) e categoria de forma de relevo (isto é vales de terraços, vales suaves, planícies, colinas, planaltos,

etc.) O TPI é a base do sistema de classificação e calcula a diferença entre a elevação da célula e a média da elevação das células vizinhas. Valores positivos significam que a célula se encontra a maior altitude que as células vizinhas, enquanto valores negativos significam que a célula se encontra a menor altitude que as vizinhas. O grau em que é elevado ou baixo, associado ao declive, podem ser usados para classificar a célula na sua posição de declive. Se for significativamente mais elevado do que a sua envolvente então é provável que se trate de uma zona de cume ou topo de uma colina ou montanha. Valores significativamente baixos sugerem que a célula se encontra perto ou no fundo de um vale. Os valores de TPI próximos de zero indicam zonas planas ou de declive médio, sendo o declive usado para distinguir entre as duas formas.

O TPI é dependente da escala. O mesmo ponto na crista da montanha pode ser considerado um alto cume para a construção de uma autoestrada ou uma planície para um ratinho. A classificação produzida depende inteiramente da escala e objetivo de análise. A imagem abaixo exemplifica o cálculo do TPI a distintas escalas e a sua repercussão. Em ambos os casos o ponto está situado numa pequena colina dentro de um vale aberto. No caso A a escala de detalhe é de tal forma elevada que a elevação do ponto em relação à sua vizinhança é idêntica, e o TPI é aproximadamente igual a zero. No caso B o *pixel* abrange a totalidade da área da colina, e conseqüentemente o ponto é relativamente mais alto que os pontos da sua envolvente, o que significa que o TPI será maior que zero. No caso C passa-se o contrário, o *pixel* é de tal forma elevado que abrange as montanhas nos lados do vale, o que significa que o ponto está mais baixo que a sua envolvente e o TPI é menor que zero.

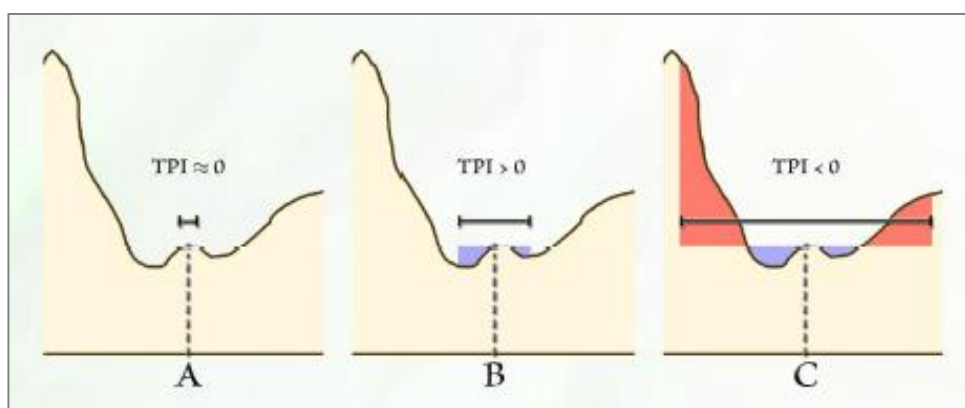


Figura 23 – Esquema de cálculo do TPI (Janness 2006)

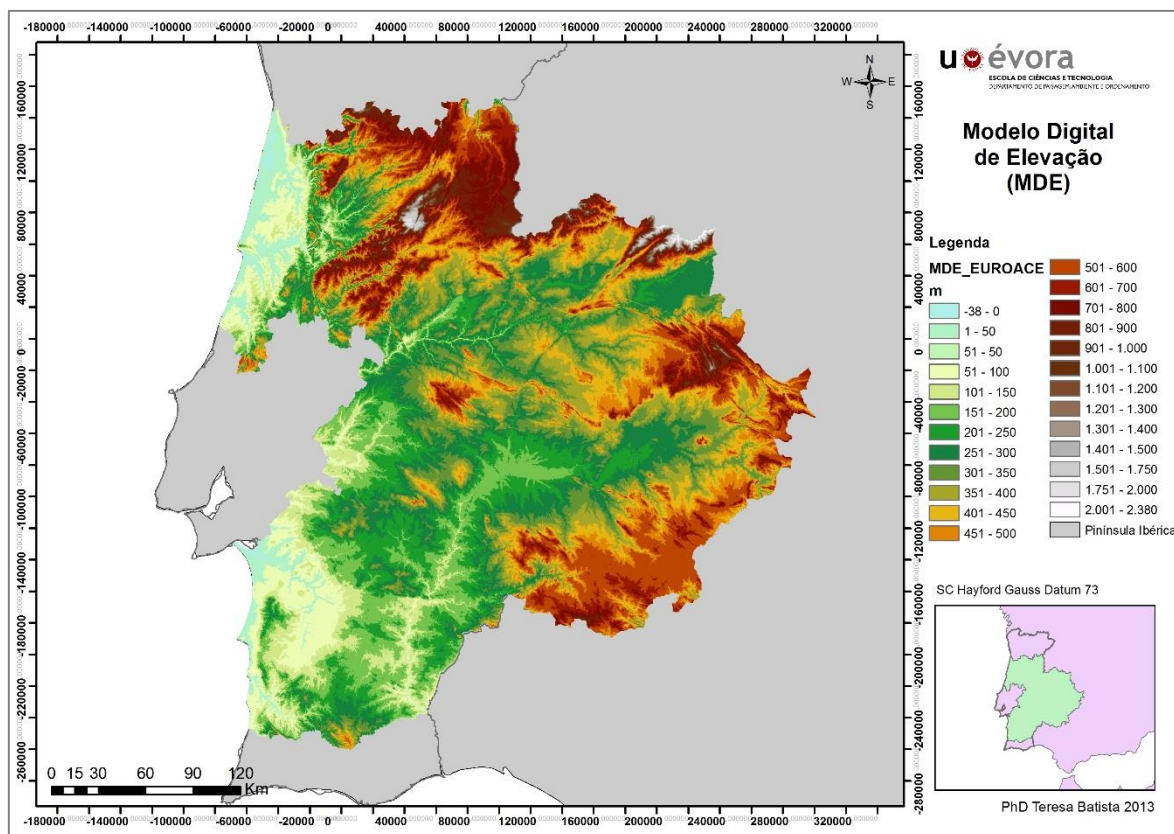


Figura 24 - Altimetria da área Alentejo, Centro e Extremadura

A morfologia do terreno foi elaborada com base no modelo digital de elevação (MDE) com a resolução espacial original de 25 x 25 metros ao qual foi aplicada uma generalização por agregação para um *pixel* de 200 metros. As cotas mais elevadas encontram-se na Serra da Estrela, com 2380 metros de altitude (Figura 24). O TPI foi assim aplicado ao MDE, tendo sido efetuados diversos testes com valores de *pixel* de 200, 500 e 1000 metros, e diversas classes de classificação (2, 3, 5 e 10 classes tendo-se optado pela definição de 5 classes e de um *pixel* de 200 m (Tabela 17). Os valores de TPI variam para a zona Alentejo-Centro-Extremadura variam entre -226 e 288 metros, o que indica áreas com uma elevada variação de altitude.

Tabela 17 – Tabela de reclassificação do TPI

CLASSE	VALOR
Vales encaixados	10000
Vales aplanados	20000
Planície	30000
Zonas de encosta	40000
Relevo abrupto	50000

A reclassificação teve como base os pressupostos do TPI, isto é valores negativos evidenciam áreas mais baixas que a sua vizinhança, valores de TPI próximos de zero altitudes idênticas à vizinhança e valores maiores que zero altitudes maiores que a vizinhança. O resultado obtido reclassificado apresenta-se na Figura 25.

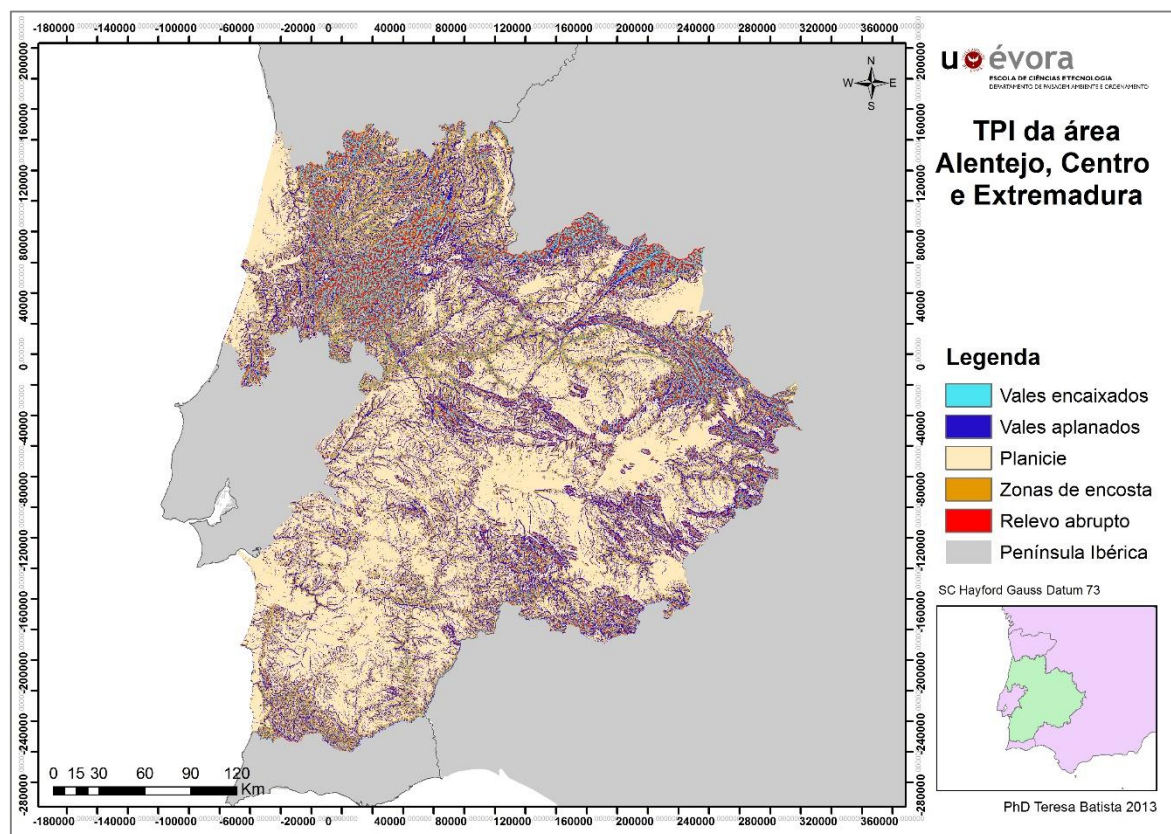


Figura 25 - TPI da área Alentejo, Centro e Extremadura

3.2.3 Litologia

Para definir as grandes unidades litológicas da área OTALEX C, utilizou-se a Carta geológica da área à escala 1:500 000 para Portugal e Espanha, a qual foi reclassificada de acordo com o substrato principal, tendo sido agrupados em seis tipologias: Aluviais e coluviais, Calcários, Quartzitos, Dunas, Albufeiras, Granitos, Xistos e Rochas plutónicas e ígneas (Figura 26, Tabela 18).

Tabela 18 – Tabela de reclassificação da litologia

Descrição	VALOR
Aluviais e coluviais	1000
Calcários	2000
Quartzitos	3000
Dunas	4000
Albufeiras	5000
Granitos	6000
Xistos	7000
Rochas plutónicas e ígneas	8000

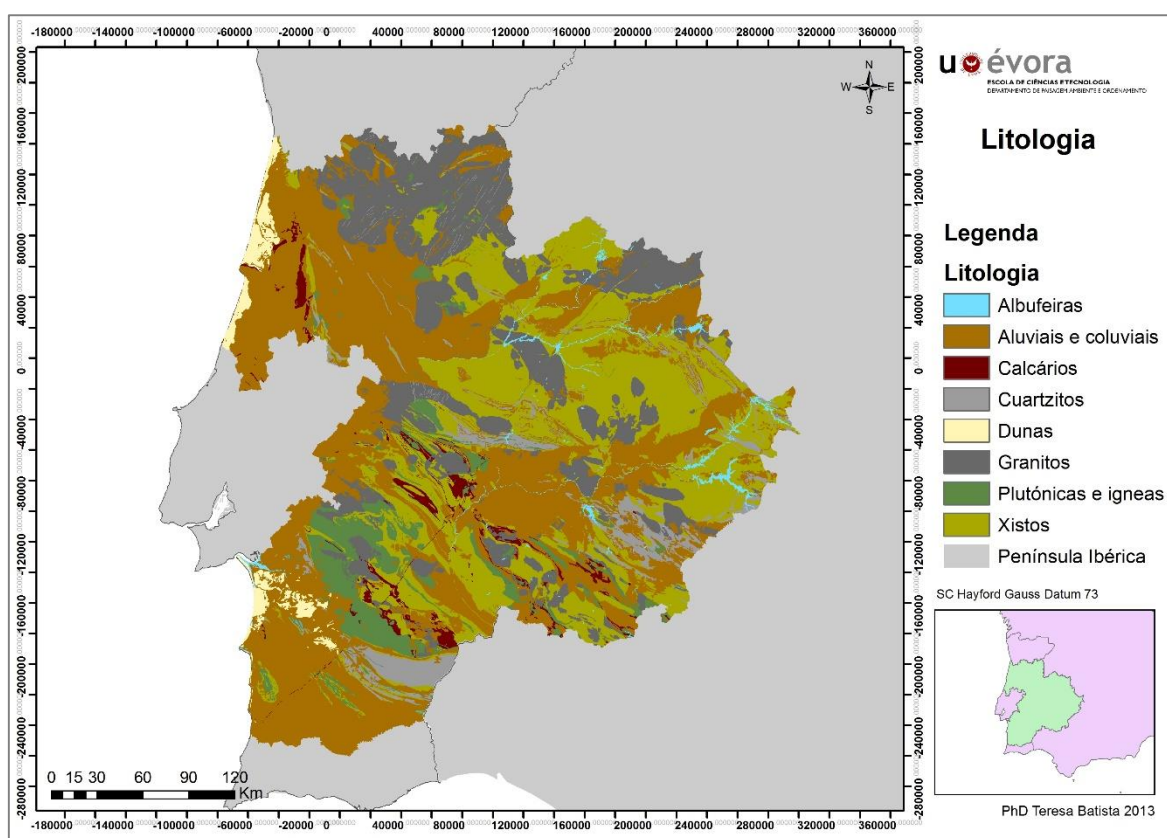


Figura 26 - Litologia da área Alentejo, Centro e Extremadura (ATLAS OTALEX C, fontes LNEG 1982 e IGME 1987)

3.2.4 Coberto vegetal e uso do solo – CLC2006

O coberto vegetal e uso do solo foram analisados através da Carta de Ocupação do Solo *Corine Land Cover* à escala 1:100000, de 2006, com 43 classes definidas para a área de estudo que foram agregadas e sintetizadas em 12 classes. Esta agregação foi realizada de modo a criar grandes

unidades de ocupação do solo que permitissem ao mesmo tempo manter discriminadas algumas classes de elevada importância para a região como é o caso dos montados, das florestas de folhosas, resinosas e mistas tal como indica a Tabela 19 e Figura 27.

Tabela 19 - Reclassificação do CLC nível 3

<i>Código CLC N3</i>	<i>Descrição</i>	<i>VALOR</i>
111/112/131/132/133/121/122/124/141/142/123	Zonas artificializadas	110
211/212/213	Culturas temporárias/Terras aráveis	210
222/223/221	Culturas permanentes	220
231/321	Pastagens	230
242/243/241	Zonas agrícolas heterogéneas	240
244	Zonas agro-florestais - Montados	244
311	Floresta de folhosas	311
312	Resinosas	312
313	Mista	313
323/324/322	Matos	322
333/332/334/331	Vegetação esparsa	330
421/422/411	Zonas húmidas	410
512/511/522/521/523	Corpos de água	510

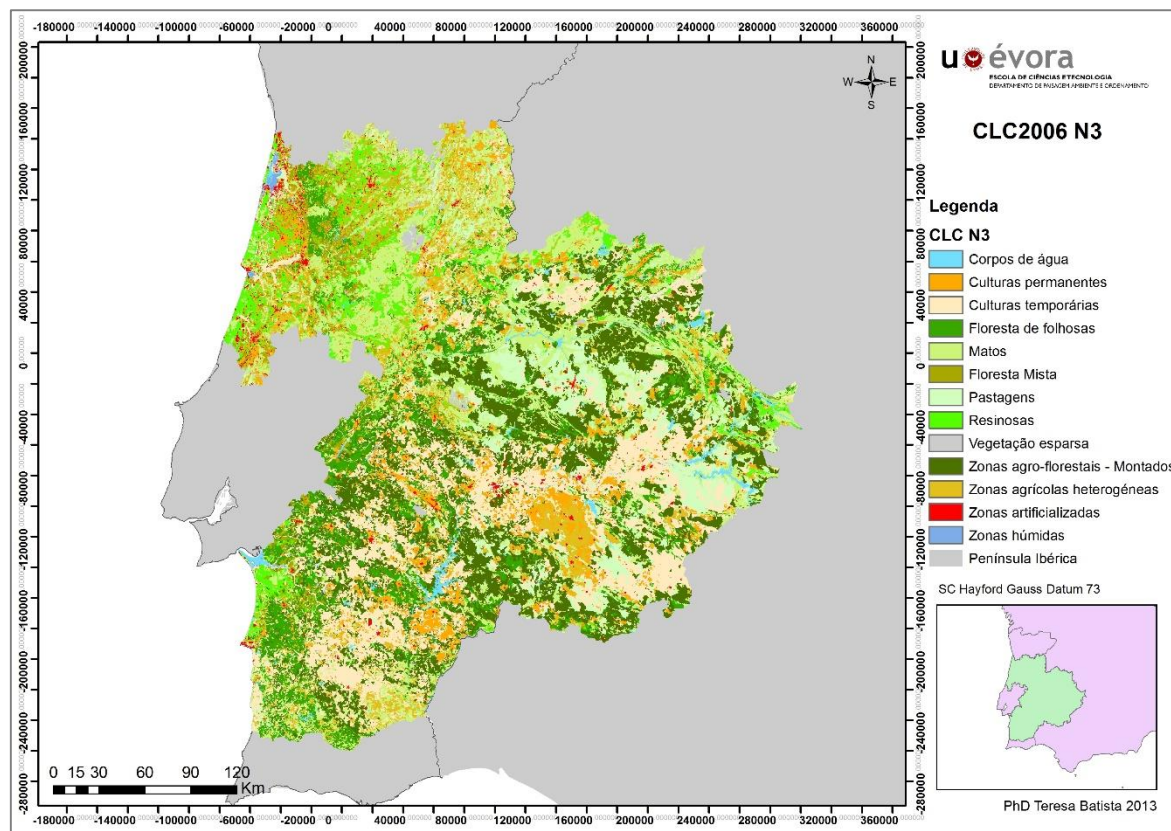


Figura 27 - Corine Land Cover (CLC 2006 N3) agregado da área Alentejo, Centro e Extremadura

3.2.5 Resultados

A Figura 28 apresenta as unidades locais de paisagem resultantes da combinação dos três temas geográficos utilizados. Observa-se uma compartimentação de elevado detalhe a qual se encontra fortemente associada à ocupação e uso do solo e ao TPI. Este resultado evidencia a heterogeneidade interna das manchas das unidades de paisagem nacionais de Cancela d'Abreu *et al.* (2004) para a área Alentejo e Centro e de Herraíz *et al.* (2003) para a área da Extremadura, que se observa na Figura 29, mostrando um elevado ajustamento das macro-unidades à heterogeneidade das unidades locais de paisagem.

O ensaio apresentado foi validado pelas equipas multidisciplinares da região Centro (Instituto Politécnico de Castelo Branco), da Universidade da Extremadura e da Universidade de Évora. Com a classificação das formas de relevo através do TPI obteve-se uma caracterização mais aproximada da realidade do relevo da área, a qual, à escala em questão, é de difícil obtenção através de classes de altimetria, uma vez que as classes de altimetria não evidenciam as formas de relevo que possam existir dentro de cada classe.

Na Tabela 20 apresentam-se as LLUs mais representativas da área de estudo. A unidade regional de paisagem com maior representatividade é a “Culturas temporárias sobre Aluviais e coluviais em Planície” que representa cerca de 7,8% da totalidade da área (722000 hectares) e as “Culturas temporárias sobre Xistos em Planície” com 2,6%. Isto é, na sua totalidade, representam mais de 10% da área Alentejo, Centro e Extremadura.

As “Zonas agro-florestais - Montados sobre Xistos em Planície” e “Zonas agro-florestais - Montados sobre Aluviais e coluviais em Planície” representam em conjunto 8% da área (748000 hectares). Existe ainda a área de “Pastagens sobre Xistos em Planície”, que representa 2,6%.

Há ainda a considerar nas unidades de paisagem mais representativas, os matos que ocupam cerca de 14% da área em zonas de encosta, vales aplanados e zonas de planície. A tabela abaixo sumariza algumas destas análises.

Tabela 20 – Unidades locais de paisagem de maior representatividade na área Alentejo, Centro
Extremadura.

<i>GRIDCO</i>	<i>lts_desc</i>	<i>Sum_Area</i>	<i>%</i>
31210	Culturas temporárias sobre Aluviais e coluviais em Planície	722375,82	7,84
37244	Zonas agro-florestais - Montados sobre Xistos em Planície	396478,12	4,30
31244	Zonas agro-florestais - Montados sobre Aluviais e coluviais em	352354,62	3,83
37230	Pastagens sobre Xistos em Planície	243332,77	2,64
37210	Culturas temporárias sobre Xistos em Planície	243122,96	2,64
31311	Floresta de folhosas sobre Aluviais e coluviais em Planície	231619,35	2,51
31240	Zonas agrícolas heterogéneas sobre Aluviais e coluviais em Planície	221500,31	2,41
31322	Matos sobre Aluviais e coluviais em Planície	214362,16	2,33
31220	Culturas permanentes sobre Aluviais e coluviais em Planície	171069,48	1,86
36244	Zonas agro-florestais - Montados sobre Granitos em Planície	167052,50	1,81
38210	Culturas temporárias sobre Rochas plutónicas e ígneas em Planície	165363,87	1,80
37322	Matos sobre Xistos em Planície	157411,28	1,71
27244	Zonas agro-florestais - Montados sobre Xistos em Vales aplanados	157161,82	1,71
41322	Matos sobre Aluviais e coluviais em Zonas de encosta	151238,61	1,64
36322	Matos sobre Granitos em Planície	149403,91	1,62
21322	Matos sobre Aluviais e coluviais em Vales aplanados	140732,15	1,53
27322	Matos sobre Xistos em Vales aplanados	130935,58	1,42
21210	Culturas temporárias sobre Aluviais e coluviais em Vales aplanados	123864,07	1,34
36210	Culturas temporárias sobre Granitos em Planície	123753,32	1,34
46322	Matos sobre Granitos em Zonas de encosta	116028,36	1,26
36240	Zonas agrícolas heterogéneas sobre Granitos em Planície	113779,66	1,24
47322	Matos sobre Xistos em Zonas de encosta	108289,63	1,18
21240	Zonas agrícolas heterogéneas sobre Aluviais e coluviais em Vales	104403,36	1,13
36230	Pastagens sobre Granitos em Planície	100127,86	1,09

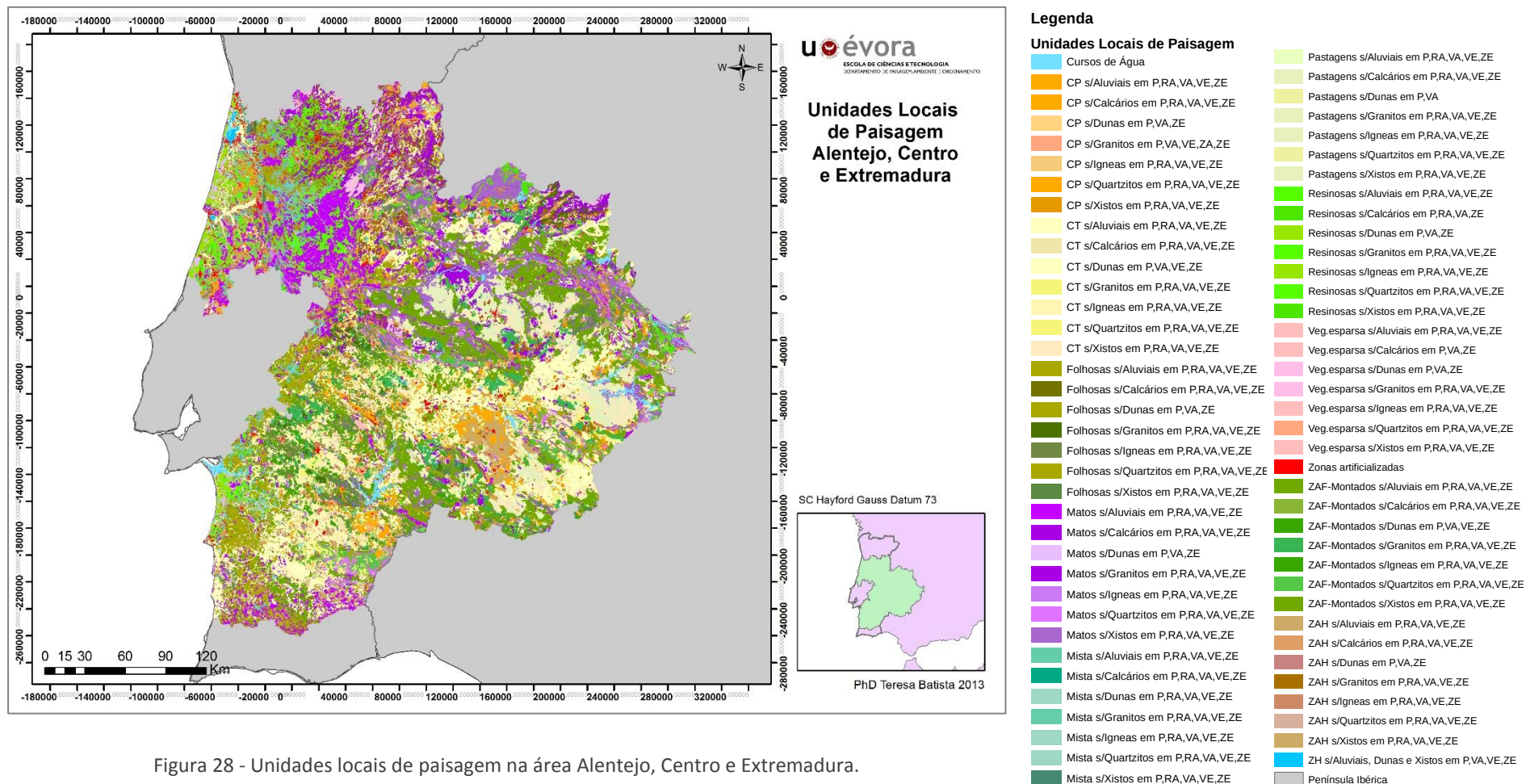


Figura 28 - Unidades locais de paisagem na área Alentejo, Centro e Extremadura.

Legenda - CP – Culturas permanentes; CT – culturas temporárias; Veg. Esparsa – Vegetação esparsa; ZAF – Zonas Agro-florestais; ZAH – Zonas agrícolas heterogêneas; ZH – Zonas húmidas; P - planície; RA – Relevo abrupto; VA – Vales abertos; VE – Vales encaixados; ZE – Zonas de encosta.

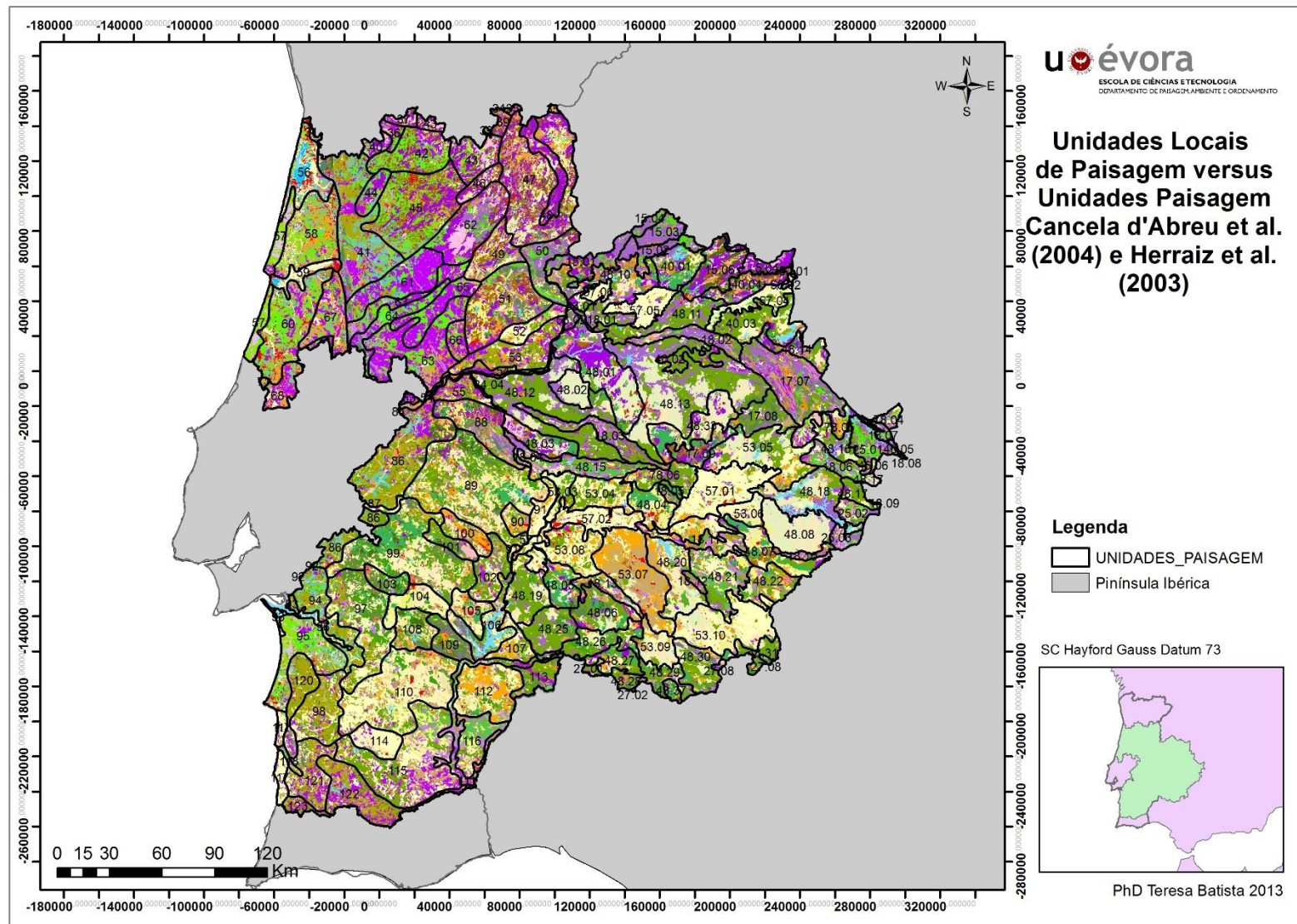


Figura 29 - Unidades locais de paisagem na área Alentejo, Centro e Extremadura *versus* unidades nacionais de paisagem.

3.3 UNIDADES LOCAIS DE PAISAGEM APLICADAS À ESCALA SUPRAMUNICIPAL

3.3.1 Metodologia

A mesma metodologia utilizada para a área OTALEX C foi aplicada ao Alentejo Central, mas considerando a informação de maior detalhe existente para a área relativa ao CLC N5 CIMAC (escala 1:10000) e aos solos (escala 1:25000) do Instituto de Hidráulica Engenharia e Recursos Agrícolas (IHERA).

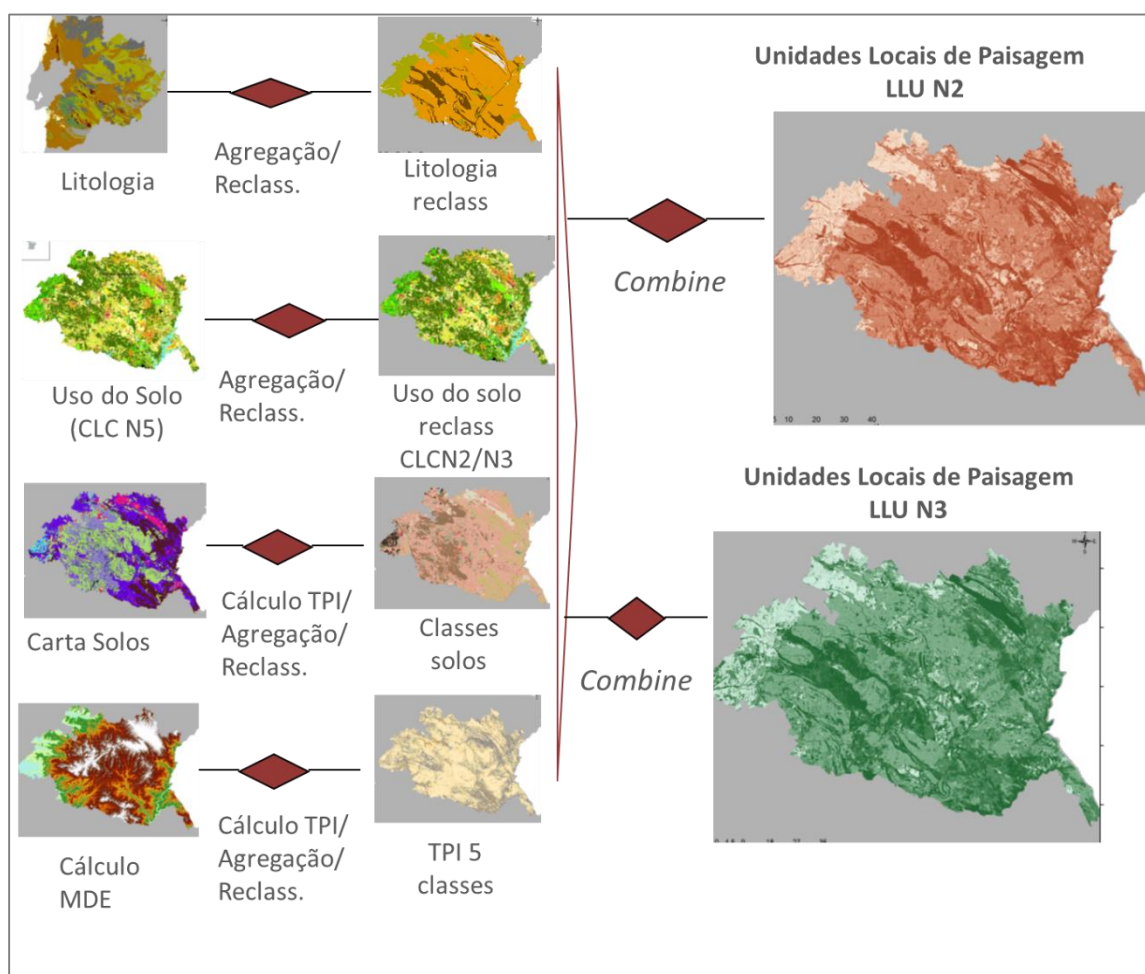


Figura 30 – Modelo de análise espacial para a criação das unidades locais de paisagem

O modelo aplicado é o apresentado na Figura 30 em que se aplicou à litologia e ao TPI o mesmo tipo de reclassificação das unidades de paisagem regionais (Tabela 17 e Tabela 18) e no caso das variáveis solos e ocupação e uso do solo foram aplicadas as reclassificações apresentadas nas Tabelas 21, 22 e 23.

Tabela 21 - Principais tipos de solos Carta de solos de Portugal (IHERA) agregado por ordens segundo Carvalho Cardoso (1965)

<i>Tipos de solos</i>	<i>Value</i>
Aluviossolos e Coluviossolos	10000
Barros	20000
Solos podzolizados	30000
Solos calcários	40000
Solos hidromórficos	50000
Solos incipientes	60000
Solos litólicos	70000
Solos mediterrâneos não calários	80000
Solos orgânicos hidromórficos	90000
Áreas sociais (edificações e plano de água (Asoc)	99000

Tabela 22 – Classificação Corine Land Cover nível 2

<i>CLC N2</i>	<i>Descrição</i>
1.1	Tecido Urbano
1.2	Zonas industriais, comerciais ou de transportes
1.3	Minas, depósitos de resíduos ou zonas de construção
1.4	Zonas artificializadas não agrícolas com vegetação
2.1	Terras aráveis
2.2	Culturas permanentes
2.3	Pastagens
2.4	Zonas agrícolas heterogéneas e montados
3.1	Florestas de folhosas e resinosas
3.2	Zonas com vegetação arbustiva e/ou herbácea (matos)
3.3	Zonas sem vegetação ou vegetação esparsa
4.1	Zonas húmidas interiores
5.1	Águas interiores

Tabela 23 – Classificação Corine Land Cover nível 3

CLC3	Código e Descrição
	1.1.1 Tecido urbano contínuo
	1.1.2 Tecido urbano descontínuo
	1.2.1 Unidades industriais ou comerciais
	1.2.2 Rede rodoviária ou ferroviária e zonas associadas
	1.2.4 Aeroportos
	1.3.1 Zonas de extração mineira e exploração de inertes
	1.3.2 Zonas de depósito de resíduos industriais ou urbanos
	1.3.3 Zonas de construção
	1.3.4 Zonas verdes urbanas
	1.4.2 Equipamentos de desporto ou lazer
	2.1.1 Terras aráveis não irrigadas
	2.1.2 Terras aráveis irrigadas
	2.1.3 Arrozais
	2.2.1 Vinhas
	2.2.2 Pomares
	2.2.3 Olivais
	2.3.1 Pastagens
	2.4.1 Culturas anuais associadas a culturas permanentes
	2.4.2 Sistemas culturais e parcelares complexos
	2.4.4 Zonas agro-florestais - montados de sobro, azinho e mistos
	3.1.1 Floresta de folhosas
	3.1.2 Floresta de resinosas
	3.1.3 Florestas mistas de folhosas e resinosas
	3.2.1 Prados naturais
	3.2.2 Matos
	3.2.4 Floresta ou vegetação arbustiva de transição
	3.3.1 Praias, dunas ou areias
	3.3.2 Rochas nuas
	3.3.4 Zonas ardidas
	4.1.1 Pântanos ou pauis
	5.1.1 Cursos de água
	5.1.2 Planos de água

3.3.2 Resultados

Os resultados da combinação das quatro variáveis (litologia, TPI, solos e ocupação e uso do solo) geram 2343 classes de unidades locais de paisagem quando utilizado o CLC agregado ao nível 3 (Figura 31) e 1429 classes, quando agregado ao nível 2 (Figura 32). Na Tabela 24 apresenta-se um extrato da legenda das LLU para o CLC N3. Os mapas resultantes para a totalidade da área apresentam-se com a classificação “*stretched*” por não ser tecnicamente possível a apresentação da classificação em “*unique values*” com 1429 valores em legenda.

Tabela 24 – Extrato da legenda das unidades locais de paisagem para o Alentejo Central

<i>CODLLUS</i>	<i>Legenda</i>
1150311*	Aluv+VE+Solos hidromórficos+FOLHOSAS
1210212	Aluv+VA+Aluvio e Coluviossolos+CA_REG
1210213	Aluv+VA+Aluvio e Coluviossolos+ARROZ
1210231	Aluv+VA+Aluvio e Coluviossolos+PASTAGEM
1210244	Aluv+VA+Aluvio e Coluviossolos+ZAF-MONTADOS
1210311	Aluv+VA+Aluvio e Coluviossolos+FOLHOSAS
1210313	Aluv+VA+Aluvio e Coluviossolos+FLORES-MISTAS
1210321	Aluv+VA+Aluvio e Coluviossolos+PRADOS
1210322	Aluv+VA+Aluvio e Coluviossolos+MATOS
1210511	Aluv+VA+Aluvio e LINHAS-ÁGUA
1210512	Aluv+VA+Aluvio e Coluviossolos+PLANO-ÁGUA
1220322	Aluv+VA+Barros+MATOS
1230244	Aluv+VA+Podzóis+ZAF-MONTADOS
1230312	Aluv+VA+Podzóis+RESINOSAS
1230512	Aluv+VA+Podzóis+PLANO-ÁGUA
1250211	Aluv+VA+Solos hidromórficos+CA_SEQ
1250212	Aluv+VA+Solos hidromórficos+CA_REG
1250213	Aluv+VA+Solos hidromórficos+ARROZ
1250222	Aluv+VA+Solos hidromórficos+POMAR
1250223	Aluv+VA+Solos hidromórficos+OLIVAL
1250231	Aluv+VA+Solos hidromórficos+PASTAGEM

*(da direita para a esquerda) - os últimos 3 dígitos são os relativos ao uso do solo, os seguintes 2 relativos ao tipo de solo, 1 ao TPI e 1 relativo ao tipo de litologia.

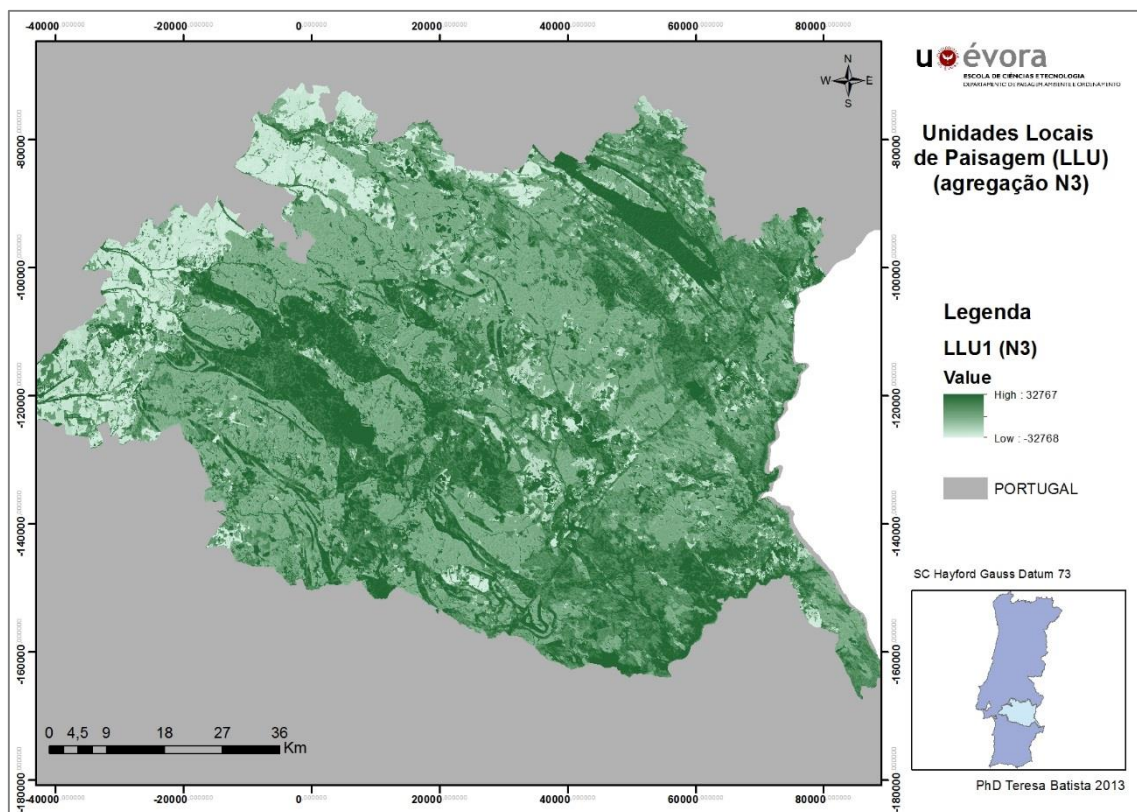


Figura 31 – Unidades locais de paisagem para o Alentejo Central (agregação CLC N3)

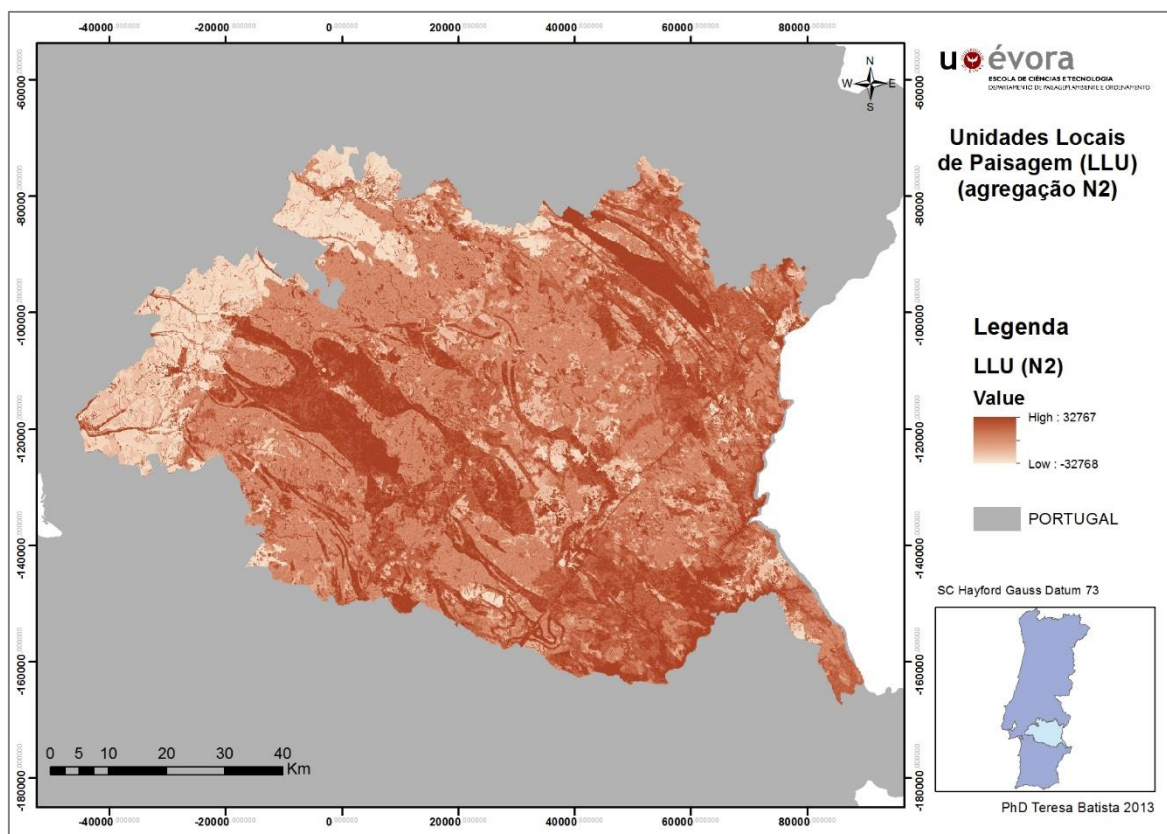


Figura 32 – Unidades locais de paisagem para o Alentejo Central (agregação CLC N2)

Apresentam-se ainda alguns testes de sobreposição entre as LLU do Alentejo Central e as macro-unidades de paisagem de Cancela d'Abreu *et al.* (2004) (Figura 33) e com cada uma das variáveis analisadas.

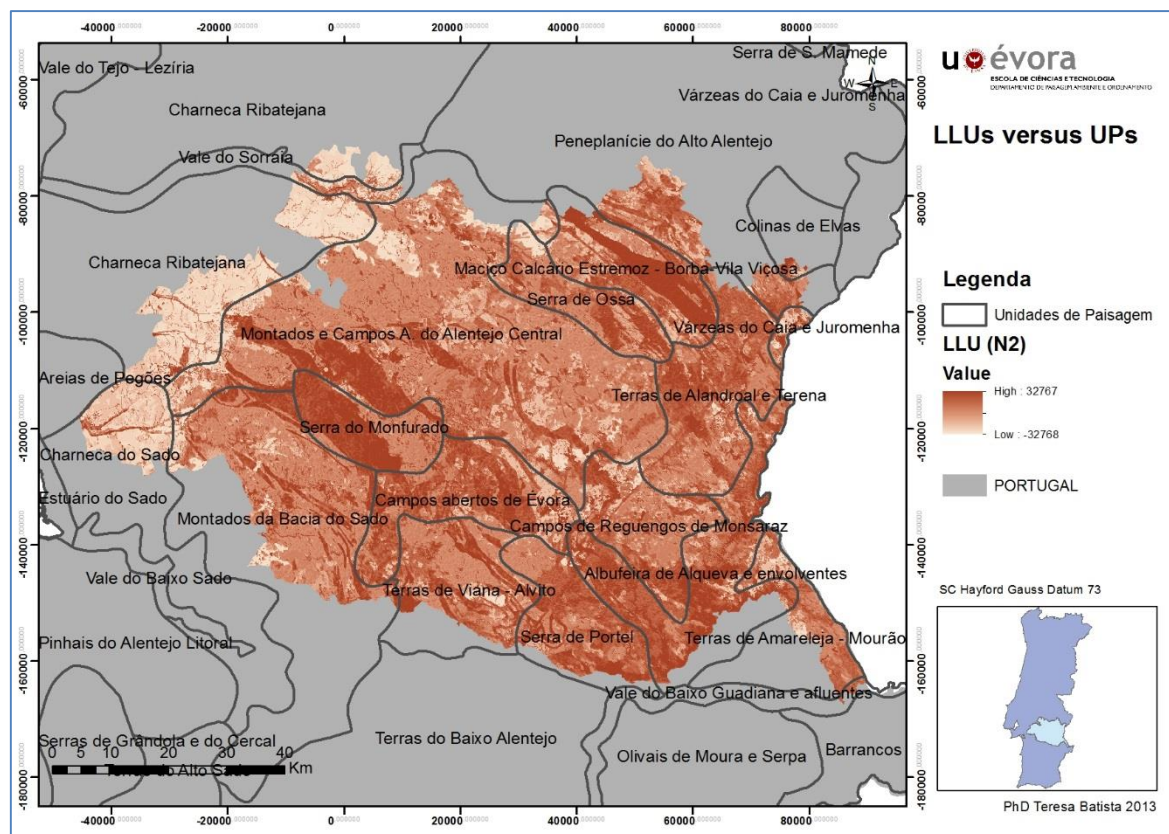


Figura 33 – Sobreposição das LLU do Alentejo Central com as UP nacionais

Tal como pode ser observado na Figura 34, as variáveis com maior ajustamento nas UP nacionais parecem ser as formas de relevo traduzidas pelo TPI e a ocupação e uso do solo, facto comprovado na análise estatística efetuada à proporção relativa de cada classe de cada variável e sua representatividade por unidade de paisagem de Cancela d'Abreu *et al.* 2004, da qual se apresenta um extrato na Tabela 25.

Tabela 25 – Porporção relativa de cada uma das classes de TPI, por unidade de paisagem de Cancela d’Abreu *et al.* (2004) (em %) para o Alentejo Central.

NOME DA UNIDADE	Vales encaixados	Vales abertos	Planície	Zonas de encosta	Relevo abrupto
Vale do Baixo Guadiana e afluentes	5	25	34	16	19
Serra de Portel	2	20	50	15	12
Terras de Amareleja - Mourão	0	10	73	13	4
Charneca Ribatejana	0	12	69	15	4
Peneplanície do Alto Alentejo	0	15	65	14	6
Colinas de Elvas	0	22	55	10	12
Maciço Calcário Estremoz - Borba-Vila Viçosa	0	11	73	11	5
Serra de Ossa	2	22	51	13	12
Várzeas do Caia e Juromenha	0	14	67	15	4
Campos de Reguengos de Monsaraz	0	7	82	9	2
Albufeira de Alqueva e envolventes	2	21	49	16	13
Terras de Alandroal e Terena	1	19	55	15	10
Serra do Monfurado	0	16	62	13	8
Vale do Sorraia	0	14	67	13	6
Areias de Pegões	0	7	84	10	0
Terras de Viana - Alvito	0	7	79	11	3
Campos abertos de Évora	0	2	91	6	1
Montados da Bacia do Sado	1	10	73	12	5
Charneca do Sado	0	9	76	13	2
Montados e Campos A. do Alentejo Central	0	9	76	12	4
Penillanuras sudoccidentales	17	0	83	0	0

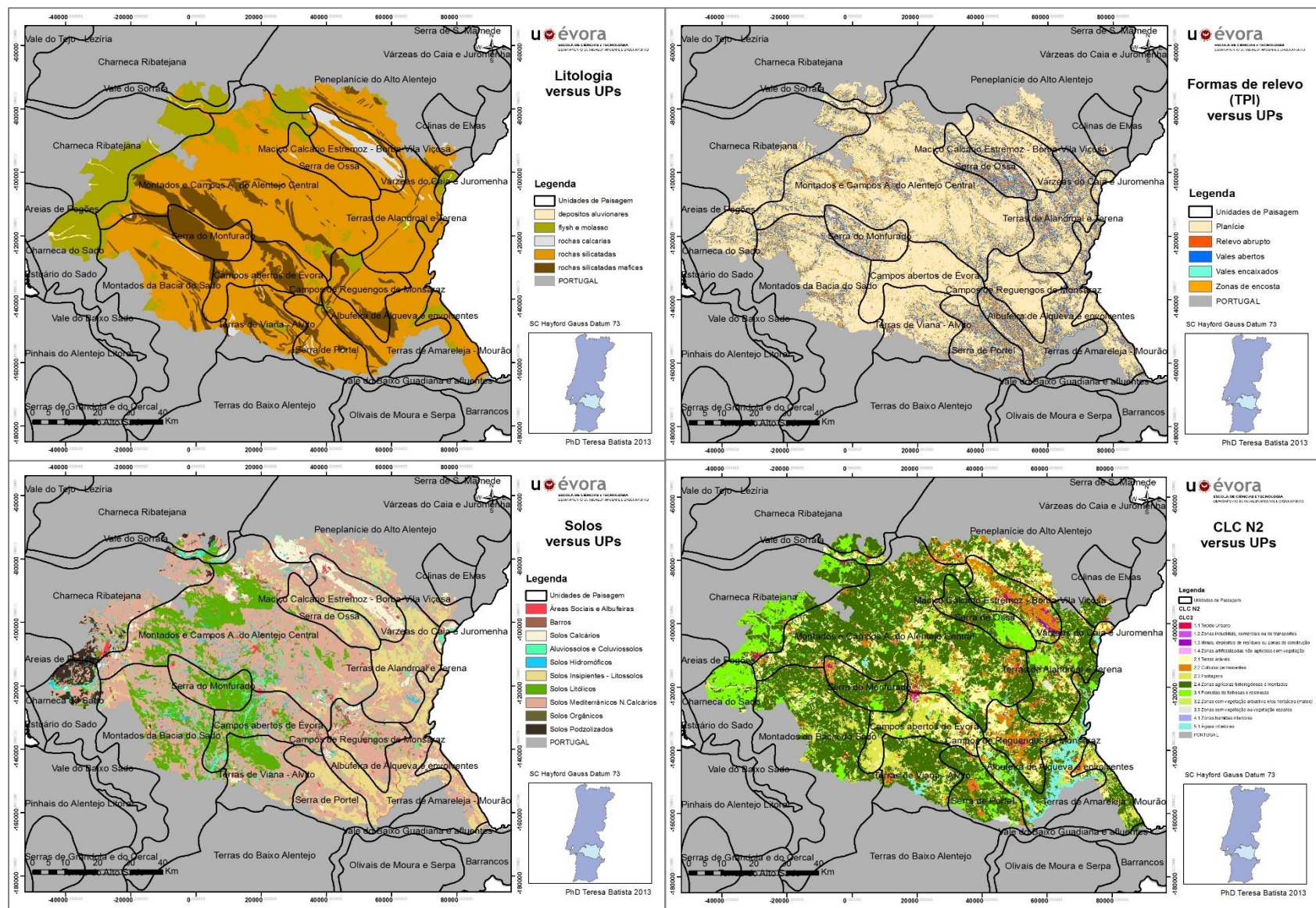


Figura 34 – Sobreposição de cada uma das variáveis (litologia, TPI, solos e CLC N2) com as UP nacionais

3.4 UNIDADES LOCAIS DE PAISAGEM: CASO DE ESTUDO DA BACIA DA PARDIELA

Neste subcapítulo apresenta-se o ensaio de detalhe da aplicação do conceito de unidade local de paisagem (local landscape Unit - LLU) desenvolvido por Batista *et al.* (2012a), mas aplicando ao relevo classes de altimetria. Este trabalho realizado no âmbito dos estudos de paisagem e vegetação do projeto OTALEX II e OTALEX C, foi o pioneiro na aplicação do conceito de LLU (Batista *et al.* 2012a).

Assim, para a definição das unidades locais de paisagem na bacia da Pardiela foram selecionados quatro elementos que se revelavam nas principais características do território, a geologia, a altimetria, os solos e a ocupação e uso do solo. Para a validação dos resultados, as unidades locais de paisagem foram posteriormente sobrepostas com as unidades de paisagem de Portugal continental desenvolvidas por Cancela d'Abreu *et al.* (2002) à escala 1:250000 e com a carta de vegetação potencial das séries de Vegetação da bacia da Pardiela (Mendes, Pinto Gomes e Vila Viçosa com. pessoal).

A bacia da Pardiela localiza-se no Alentejo Central e ocupa uma área de 518 km². Pertence à bacia do Rio Degebe que por sua vez se enquadra na hidrográfica do Rio Guadiana. Caracteriza-se geoestruturalmente por um relevo de peneplanície com uma altitude média de 254 m, contudo no extremo nordeste esta transita para o relevo mais vigoroso associado à Serra de Ossa (655 m).

Geomorfologicamente a bacia da Pardiela encontra-se sobre terrenos do Maciço Hespérico na geoestrutura de Ossa Morena. Esta bacia é essencialmente constituída por rochas ígneas (granitos, granodioritos e tonalitos) e por rochas metamórficas com especial ênfase para as formações de Ossa e Barrancos com uma orientação NW-SE. A primeira é essencialmente constituída por xistos e grauvaques e a segunda é constituída por xistos grauvaques e conglomerados. Na fronteira este a bacia é constituída pelo complexo vulcano sedimentar de Moura (xistos de Moura) e litologicamente dominam filitos, psamites e vulcanites básicos. No limite sudoeste a área de estudo, é ainda cruzada pelo grande *Grande filão dolerítico do Alentejo* (Carvalhosa *et al.* 1987, Batista *et al.* 2012a).

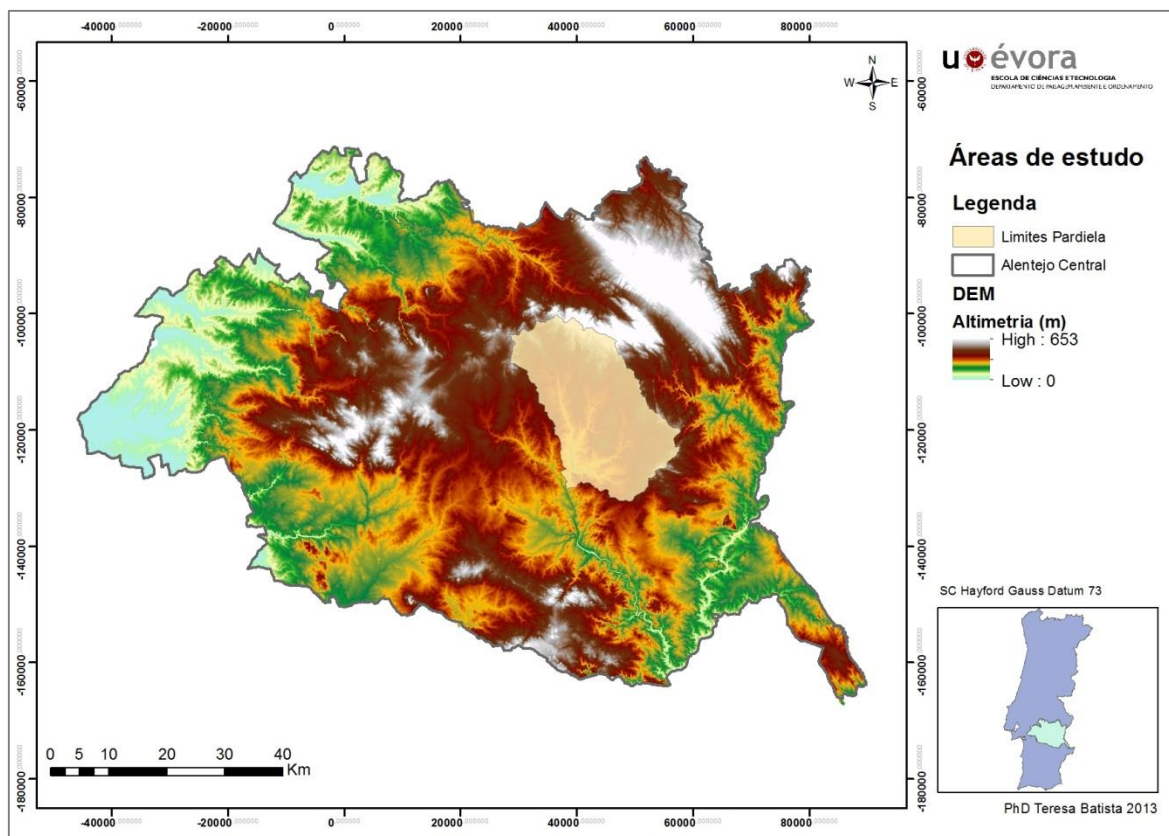


Figura 35 – Bacia da ribeira da Pardiela

Biogeograficamente a bacia da Pardiela (Figura 35) localiza-se na subprovíncia Lusitano-Extremadurense, nomeadamente no sector Marianico Monchiquense no distrito Alentejano. Este território ocupa os pisos bioclimáticos mesomediterrâneo, seco superior a subhúmido podendo chegar ao termomediterrâneo superior.

Os montados em solos siliciosos resultam da degradação dos azinhais *Pyro-Quercetum rotundifoliae* e sobreirais de *Sanguisorbo-Quercetum suberis* e dominam a paisagem vegetal. Paralelamente podem ser observados os urzais de *Ulici eriocladi-Cistetum ladaniferi* comum entre as comunidades de *Retamo sphaerocarphae-Cytisetum bourgae* (Batista et al. 2012a).

Como fitocenoses edafo higrófilas ocorrem frequentemente neste distrito, os freixiais de *Ficario-Fraxinetum angustifoliae* e salgueirais *Salicetum atrocinereo-australis*. Estes bosques apresentam com vegetação subserial os juncais de *Holoschoeno-Juncetum acuti*, *Trifolio-Holoschoenetum* e *Juncetum rugosi-effusis*. São ainda de destacar neste território os matos espinhosos de *Rhamno Prunetea* e as pastagens higrófilas e perenes de *Gaudinio fragilis-Agrostietum castellanae*, *Pulicario paludosae-Agrostietum pourretii* e *Loto subbiflori-Chaetopogenetum fasciculatae* (Costa et al. 1998, Batista et al. 2012a).

3.4.1 Metodologia

A caracterização da paisagem na área de estudo baseia-se nas unidades locais de paisagem desenvolvidas por Batista *et al.* (2012a), as quais integram a carta de ocupação e uso do solo CLC N5 CIMAC à escala 1:10000 (Batista 2011), a altimetria (MDE de 25 metros), a geologia e os solos (escalas 1:50000 e 1:25000 respetivamente). A carta CLC N5 CIMAC integra 171 classes de ocupação e uso do solo, as quais foram sintetizadas em 12 classes, de acordo com a Tabela 26.

A metodologia exprime-se num modelo de análise em SIG, que integra as diversas componentes espaciais e respetivas funções de análise espacial (Figura 36). A primeira fase passa por uma reclassificação das unidades originais de cada uma das cartas, geologia, altimetria, solos e coberto vegetal/uso do solo, tal como referido nas tabelas seguintes.

Tabela 26 – Tabela de agregação de classes de ocupação do solo para gerar as LLUs

<i>Descrição do uso do solo</i>	<i>novo código</i>
Afloramentos rochosos / Zonas pedregosas	1000
Albufeiras/ Cursos de água	2000
Áreas de serviço/ Trilhos e aceiros/ Solos sem cobertura vegetal	3000
Culturas de regadio	4000
Culturas de sequeiro	5000
Matos/formações ripícolas	6000
Montados de sobro/azinho/misto	7000
Folhosas	8000
Prados	9000
Eucalipto	10000
Sobreiro e Azinhal	11000
Resinosas	12000

O relevo foi analisado com base no modelo digital de elevação (MDE) de 25 metros de resolução espacial e reclassificado em três classes de altimetria (classe 1 - 0- 200 metros; classe 2 – 200-400 metros e classe 3 - 400-655 metros) (Tabela 27).

Tabela 27 – Classes de elevação

<i>Classe de elevação (m)</i>	<i>Classe Tingrid</i>
0-200	1 – reduzido
200-400	2 – moderado
400-655	3 – elevado

A litologia é baseada na carta geológica do Instituto Geológico Mineiro. Este mapa contém 71 classes geológicas à escala 1:50000, o qual foi reclassificado em 5 classes, de acordo com o substrato geológico dominante, que se apresentam na Tabela 28.

Tabela 28 – Classificação da litologia por tipologia de rocha dominante

<i>Tipo de litologia</i>	<i>Reclassificação</i>
Aluviões	100
Flysh e Molasso	200
Calcários	300
Silicatos	400
Silicatos Máficos	500

A carta de solos elaborada pelo IHERA – Instituto de Hidráulica, Engenharia Rural e Ambiente tem 71 classes combinadas, à escala 1: 25000 que foram agregadas em 12 famílias de classes de solos principais, de acordo com a classificação de Carvalho Cardoso (1965) e pode ser observada na Tabela 29.

Tabela 29 – Tabela de reclassificação dos solos por famílias de solos (segundo Carvalho Cardoso 1965).

<i>Classe de solos</i>	<i>Reclassificação</i>
Litossolos	1
Regossolos	2
Aluviosolos	3
Solos Húmicos	4
Podzóis	5
Barros	6
Solos mediterrânicos pardos	7
Solos mediterrânicos pardos calcários	8
Solos mediterrânicos amarelos e vermelhos	9
Solos calcários pardos	10
Solos calcários amarelos e vermelhos	11
Solos de baixa ou coluviosolos	12

A função *combine* permite a integração num só mapa das caraterísticas agregadas das diferentes variáveis. O resultado final é a soma das quatro variáveis por unidade de mapa.

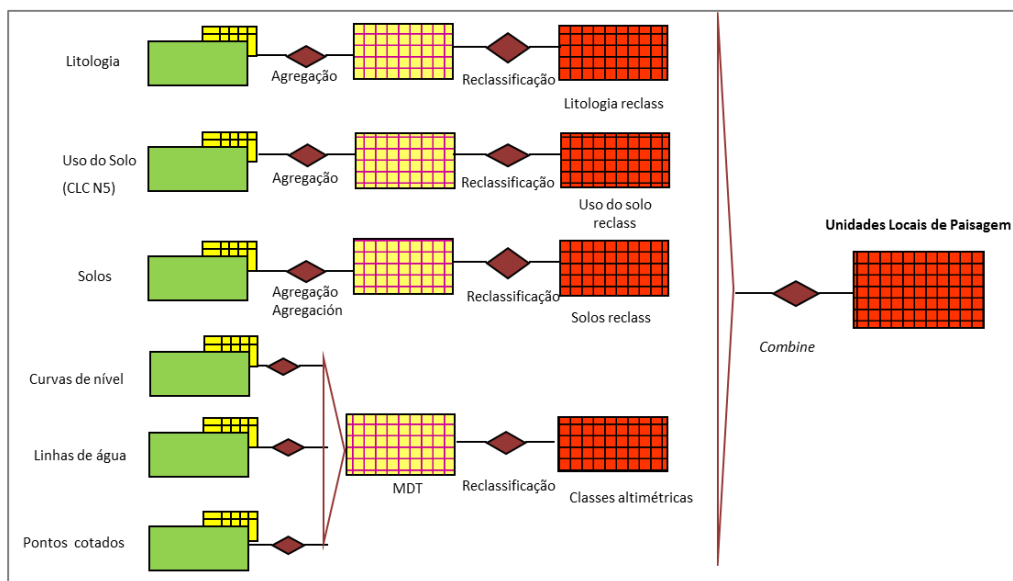


Figura 36 – Modelo de análise espacial para a criação das unidades locais de paisagem

As unidades de paisagem de Cancela d'Abreu *et al.* (2004) que abrangem a área de estudo são: *os Montados e Campos Abertos do Alentejo Central, Terras de Alandroal e de Terena, Campos de Reguengos de Monsaráz e Serra de Ossa* (Figura 37).

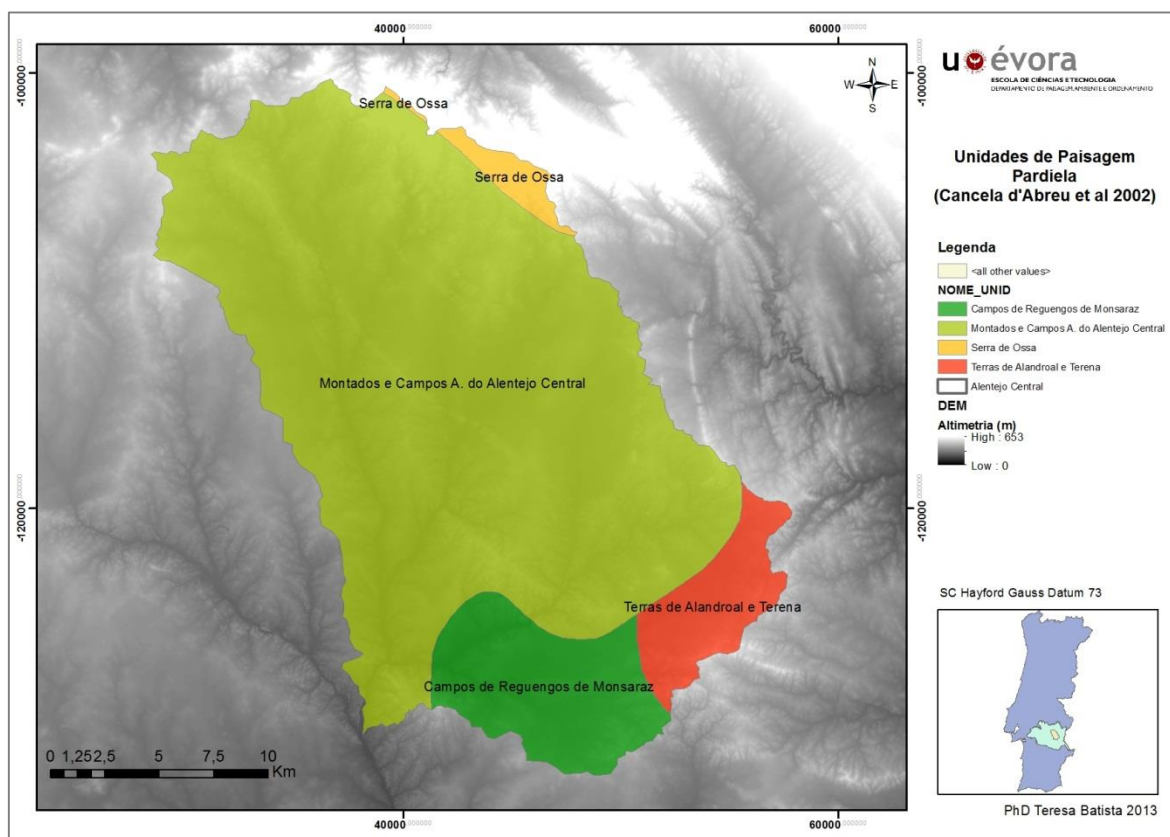


Figura 37 – Unidades de paisagem de Cancela d'Abreu *et al.* (2004) para a bacia da Pardiela

O mapa de vegetação potencial da Pardiela (Batista *et al.* 2012a) foi desenvolvido no âmbito do projeto OTALEX II após a caracterização da vegetação potencial da Bacia da Pardiela.

Este mapa foi realizado com base nos levantamentos de campo e modelação espacial usando a metodologia desenvolvida por Paiva-Ferreira & Pinto Gomes (2010) para o mapa de vegetação potencial do Município de Évora e através dos mapas bioclimáticos desenvolvidos por Monteiro-Henriques & Espírito-Santo (2010). Este mapa foi integrado e confrontado na análise das Unidades Locais de Paisagem com o fim de estabelecer relações entre a vegetação potencial e as unidades locais de paisagem presente no território. Neste sentido importa reforçar que as séries de vegetação potencial climatófila presentes na área de estudo são: *Pyro bourgaeanae-Quercus rotundifoliae* S. (Secundarius), *Sanguisorbo hybridae-Quercus suberis* S., *Aroitalici-Oleeto sylvestris* S. e *Loniceroimplexae-Quercus rotundifoliae* S. (Figura 38) (Batista *et al.* 2012a).

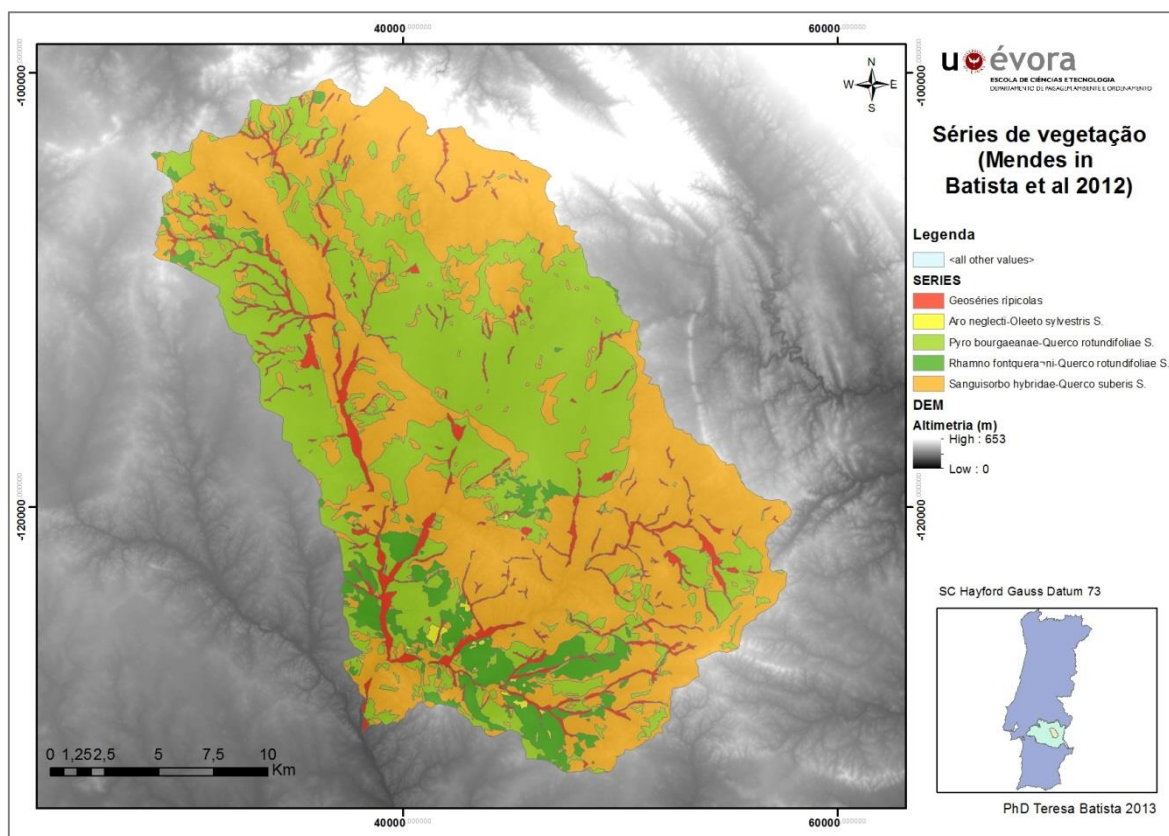


Figura 38 – Carta da vegetação potencial da bacia da Pardiela (OTALEX II)

3.4.2 Resultados

A metodologia implementada permitiu a divisão da Bacia Pardiela em múltiplas áreas de análise e detalhe, com 278 unidades de locais paisagem identificadas. Tal, reflete a importância da escala na

definição do padrão de paisagem e confirma a complexidade e heterogeneidade do território. As LLUs variam muito em forma e proporção, refletindo a escala na organização do padrão apresentado e diversidade da paisagem na Ribeira da Pardiela (Figura 39).

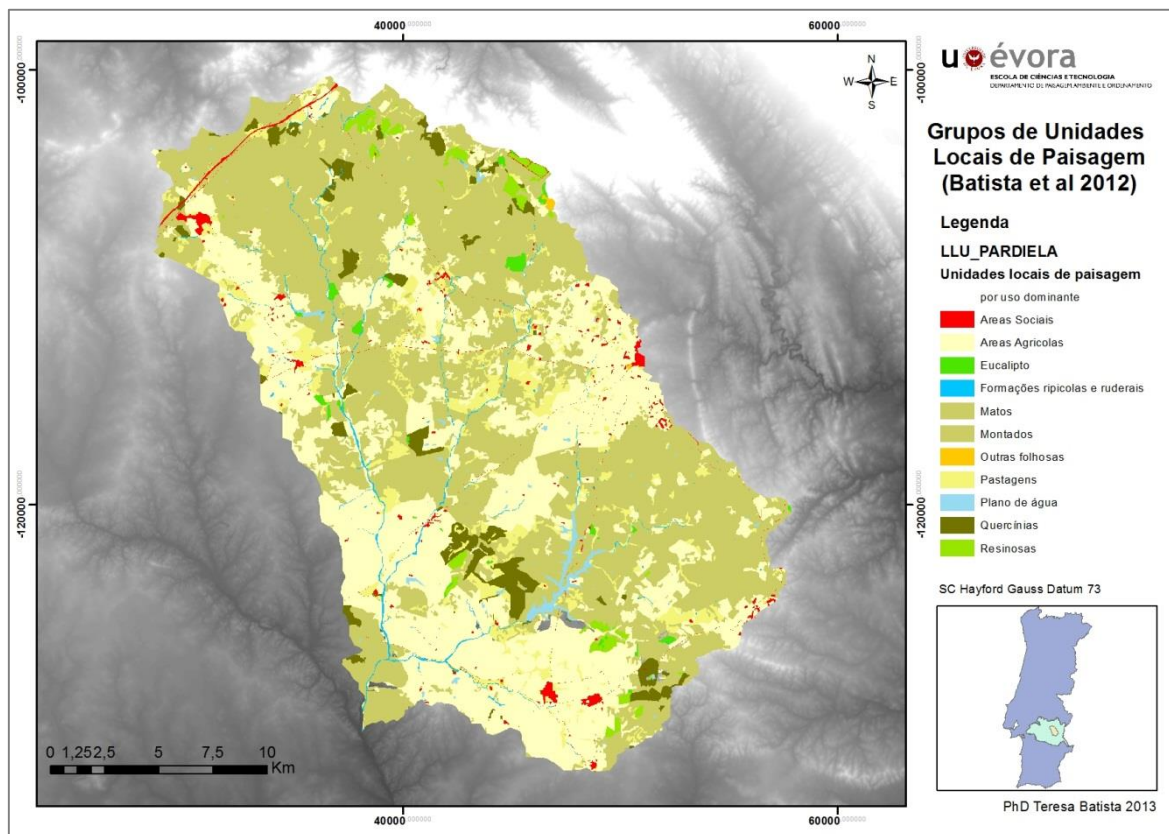


Figura 39 – Carta das unidades locais de paisagem para a bacia da Pardiela

Sobrepondo as unidades locais de paisagem (LLU) desenvolvidas com as unidades de paisagem (UP) de Cancela d'Abreu *et al.* (2004) (Figura 40), observamos que há coincidências nas suas fronteiras nomeadamente no que concerne às unidades *Montados do Alentejo Central*, *Campos de Reguengos de Monsaraz* e *Serra de Ossa*, todavia, no que respeita à Unidade de *Terras de Terena e Alandroal* estas semelhanças não são fáceis de estabelecer, já que esta unidade de paisagem é muito heterogénea.

Os Montados Alentejo Central e a Unidade de Terras de Alandroal e Terena são coincidentes com as unidades locais de paisagem *montados* que foram divididas em 71 classes de acordo com seu substrato, relevo e densidade de árvores.

A Unidade *Serra de Ossa* ocupa uma parte muito pequena da Bacia da Pardiela, no extremo norte. Esta área é ocupada principalmente por florestas de pinheiros e eucaliptos, com um grande

problema dos ciclos de fogo recorrente. As Unidades Locais de Paisagem contemplam duas novas áreas: Unidade de Pinhais e Unidade de Matos.

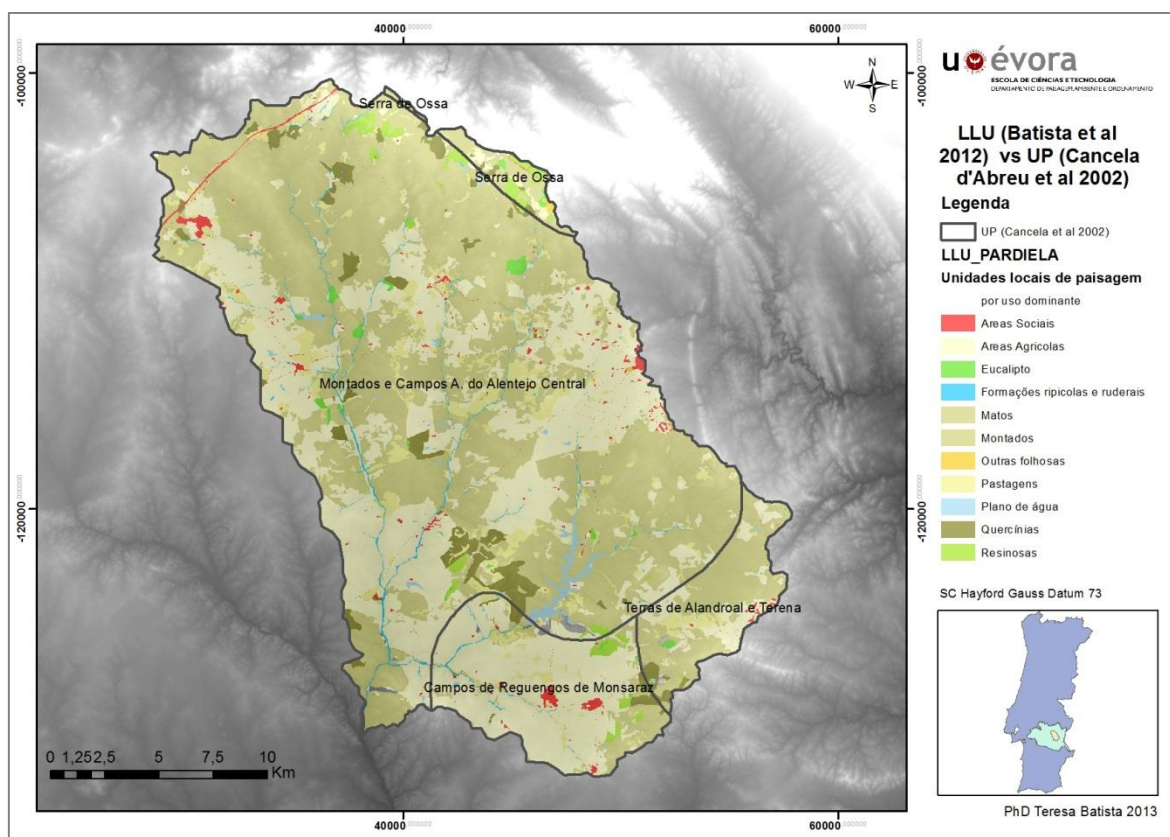


Figura 40 – Carta das unidades locais de paisagem versus unidades de paisagem de Cancela d'Abreu *et al.* 2004 - bacia da Pardiela

A unidade de Reguengos de Monsaraz é dividida em 35 unidades locais de paisagem essencialmente agrícolas. Esta área é caracterizada principalmente por áreas de culturas arvenses e áreas de pastagens em solos calcários sobre uma topografia ondulada.

Com a função *Agregation* de unidades foi possível unificar o território e verificar uma maior relação com as Unidades de paisagem de Cancela d'Abreu *et al.* (2004). O resultado baseia-se assim na existência de quatro áreas distintas, coincidentes com as Unidades de Paisagem Cancela d'Abreu *et al.* (2004).

Comparando as LLU com o mapa de vegetação potencial, é possível verificar algumas relações entre ambos. As LLU agrícolas localizadas no extremo sudoeste da bacia, coincidem com a série a Aro Italici-Oleeto sylvestris S. o que parece adequado, uma vez que estas se encontram nas áreas com solos mais aptos (calcários) para a agricultura no Alentejo Central (Batista *et al.* 2012a).

Todas as LLU Montado (71 unidades) estão no *Pyro bourgaeanae-Quercus rotundifoliae* S. (Secundarius) e *Sanguisorbo hybrida-Quercus Suberis* S. que corresponde à transformação humana autóctone da floresta de azinheira e sobreiro, com esparsamento das árvores, e arroteias, a fim de manter áreas abertas para pastagem de gado, com o intuito de criação de um mosaico de pastagens, as *dehesas* espanholas e montados portugueses (Pulido *et al.* 2001).

Apesar das LLU terem sido realizadas a uma escala distinta das unidades de paisagem de Cancela d'Abreu *et al.* (2004) estas apresentam afinidades. A função de agregação permitiu uma melhor análise, principalmente pela análise de escalas aproximadas. O mapa de vegetação potencial configurou a relação entre as características da vegetação e o território reforçando a metodologia desenvolvida na criação das Unidades Locais de Paisagem. Esta metodologia de definição de unidades locais de paisagem poderá ser uma ferramenta muito importante no planeamento urbano permitindo uma visão holística e integrada do território.

3.5 CONCLUSÕES

As unidades locais de paisagem (LLU) evidenciam a heterogeneidade interna das grandes manchas de paisagem delimitadas por Cancela d'Abreu *et al.* (2004) para Portugal e Herraíz *et al.* (2003) para Espanha. À medida que aumentamos o detalhe, maior é a complexidade das unidades locais de paisagem, evidenciando a enorme diversidade ecológica, mas colocando dificuldades práticas de diferenciação dessas mesmas unidades.

Estas unidades são no entanto de elevada utilidade na análise da dinâmica da paisagem, já que utilizam o uso do solo como uma das componentes fundamentais, o qual espelha essa dinâmica.

A utilização do TPI para a classificação das formas de relevo revelou-se uma mais valia na delimitação das unidades locais de paisagem, por identificar as diferentes formas de relevo, independentemente da altitude, pois numa mesma classe de altitude podem integrar-se diversas formas de relevo.

De futuro pretendem analisar-se com mais detalhe alguns dos desajustamentos verificados entre os limites das macro-unidades de paisagem e as LLU, apoiado em trabalho de campo e análise estatística avançada.

4 CLASSIFICAÇÃO DE UNIDADES DE PAISAGEM ATRAVÉS DE MÉTRICAS DE PAISAGEM

4.1 MÉTRICAS COMO CLASSIFICADORES DE UNIDADES DE PAISAGEM: ENSAIO DE COMPARAÇÃO DA AVALIAÇÃO DAS MÉTRICAS COM A CLASSIFICAÇÃO DO CORINE LAND COVER

Neste capítulo analisa-se a estrutura conceptual e funcional da classificação hierárquica da legenda CLC N5, do seu potencial de generalização/agregação para os níveis acima, CLC N4, CLC N3 e CLC N2, e estuda-se o comportamento das métricas de paisagem nas diferentes escalas funcionais, nomeadamente analisando o seu comportamento vertical e horizontal, isto é a relação entre escalas funcionais e a relação entre classes dentro da mesma escala.

4.1.1 Estudo do comportamento das métricas de paisagem na estrutura vertical e horizontal da legenda CLC5.

A resolução temática de uma legenda determina a quantidade de detalhe que um determinado mapa encerra. Essa resolução influencia a análise que se possa efetuar ao nível das características da paisagem. A alteração da resolução temática que a legenda Corine Land Cover permite, pelo facto de ser uma legenda hierárquica, tem benefícios ao nível da generalização, no entanto pode ter elevadas implicações ao nível da análise da estrutura da paisagem. Neste capítulo analisam-se o comportamento das métricas de paisagem ao longo de quatro escalas funcionais: CLC N2, CLC N3, CLC N4 e CLC N5. Esta análise pretende testar a consistência e estabilidade da legenda hierárquica CLC na análise da estrutura da paisagem, contrariamente às agregações utilizadas em formato raster para a agregação de pixéis de maior resolução para menor resolução espacial e que utilizam algoritmos como a soma, média, mediana, mínimo, máximo ou maioria (*majority* - substitui as células de uma quadrícula com base na maioria das suas células vizinhas adjacentes), utilizados por diversos autores na análise do comportamento das métricas de paisagem em diferentes escalas.

A heterogeneidade é ubíqua ao longo das escalas e constitui a base fundamental da estrutura e funcionamento da paisagem quer natural quer cultural. Para perceber como as paisagens afetam e são afetadas pelas atividades biofísicas e socioeconómicas é necessário a quantificação da sua

heterogeneidade espacial e da sua dependência da escala (isto é, como é que os padrões mudam com a escala) (Wu 2004).

A dependência da heterogeneidade espacial da escala tem sido reconhecida quer por ecologistas quer por geógrafos há décadas. Duas conotações podem ser atribuídas à dependência escalar da heterogeneidade espacial: a primeira indica que a heterogeneidade espacial exhibe vários padrões a diferentes escalas, isto é, que os padrões têm distintas escalas operacionais (Lam & Quattrichi 1992) para as quais apresentam um “ótimo” de caracterização. Aparentemente esta perspetiva é consistente com o conceito de escala característica e hierárquica que prevalece desde os anos 80 (O’Neill *et al.* 1986, Wu 2004). A segunda conotação refere-se à dependência da heterogeneidade espacial observada da escala de observação e análise. Este problema tem sido estudado em geografia humana como parte do problema da unidade de área modificável (*modifiable areal unit problem* – MAUP), isto é, o problema que ocorre quando os dados são agregados através da análise estatística, sendo afetada quer pelo nível de agregação quer pelo tamanho do *pixel* (*grain*) (chamado problema de escala) e pelo uso de diferentes formas de agregação dos píxeis a um determinado tamanho de *pixel* (normalmente chamado problema de agregação). Estes problemas de escala são também chamados de “transmutação espacial” (Wu 2004).

Wu (2004) refere que os efeitos de escala na análise da estrutura da paisagem podem ocorrer em três situações diferentes:

- Quando se altera o tamanho do *pixel* ou resolução espacial (*grain*);
- Quando se altera a extensão da paisagem analisada, isto é, passa a ser outra paisagem ou (*extend*);
- Quando se alteram ambos.

Entendemos que pode ainda existir outro tipo de situação:

- no caso em que se mantém a escala gráfica ou espacial de análise, mas se altera a resolução funcional da legenda. Esta situação ocorre quando a análise é feita em formato vetorial, em que se pretende manter o rigor da cartografia de base, mas se pretende simplificar ou detalhar as tipologias de ocupação e uso do solo. Pode ainda ocorrer entre distintos sistemas de classificação de ocupação e uso do solo.

Aparentemente há muitas formas de alterar a extensão da paisagem, basta deslocar o *extend* na diagonal modificando a área total da paisagem (TLA) ou manter a TLA mas deslocando a janela para uma outra direção.

Os efeitos da escala não devem ser considerados necessariamente um problema, já que nos permitem perceber as características multi-escala das paisagens (Wu *et al.* 2002, Wu 2004). Em princípio, o padrão importante, apenas é revelado quando a escala de análise se aproxima da escala operacional do fenómeno estudado (Allen *et al.* 1984, Wu & Loucks 1995, Wu 1999, Wu 2004). Contudo na prática nem sempre a escolha das escalas a utilizar na análise multiescala correspondem às escalas operacionais do fenómeno em estudo, muitas vezes devido a utilização de métodos de agregação e análise de dados inadequados (Wu *et al.* 2000, Hay *et al.* 2001). Por outro lado, muitas destas análises utilizam paisagens simuladas e não paisagens reais, o que por um lado facilita a compreensão da variação das métricas de paisagem com a escala, mas por outro lado não deixa perceber da real variação das métricas de paisagem em paisagens reais.

Wu (2004) concluiu que existem dois tipos gerais de comportamentos das métricas no que respeita à variação da resolução espacial (*grain*) e extensão (*extend*) da paisagem, os quais agrupa da seguinte forma:

Relações espaciais relativas à alteração da resolução espacial, resultado da utilização do método de agregação por *majority*:

- Métricas Tipo I – que mostram relações consistentes em relação à escala
 - tipo IA – relações robustas – NumP, PD, TE, ED e LSI estas métricas exibem uma relação do tipo exponencial: $y = ax^b$, $a > 0$, $b < 0$
 - tipo IB – relações consistentes – LPI, MPS, PSSD, PSCov, AWMSI e AWMPFD. As métricas AWMSI, AWMFD, MPS e PSCov exibem o mesmo tipo de relação que as de Tipo I, PSSD uma relação linear ($y = ax + b$) e LPI uma função logarítmica ($y = a \ln x + b$, em que y é o valor da métrica, a e b são constantes e x o tamanho do pixel expresso em número de píxeis ao longo de um lado da paisagem)
- Métricas Tipo II – que mostram comportamento imprevisível – CA, CAP, MSI e MPFD.

A CA e CAP exibiram o mesmo tipo de comportamento, assim como NumP e PD, TE e ED, MSI e MPFD, devido às relações entre as suas fórmulas de cálculo.

Relações espaciais relativas à alteração da área da paisagem:

- Métricas Tipo I – que mostram relações consistentes e relativamente robustas em relação à escala – NP, TE, CA e LSI. As métricas NP, TE e CA exibem uma relação do tipo: $y = a * b$, $a > 0$, $b < 0$; LSI uma função linear.

- Métricas Tipo II – que mostram comportamento imprevisível – CAP, PD, ED, LPI, MPS, PSSD, PSCov, MSI, AWMSI, MPFD e AWMPFD.

Estas métricas têm comportamentos idênticos quando analisadas ao nível da classe e da paisagem (Wu *et al.* 2002, Wu 2004).

Os resultados obtidos nas relações espaciais relativas à alteração da área da paisagem são quanto a nós, de fácil explicação. Ao alterar o *extend* da paisagem é como se estivesse a observar uma paisagem distinta, isto é o que acontece em paisagens reais. Se estivermos a analisar o comportamento das métricas em paisagens virtuais ou simuladas, a alteração do *extend* não vai alterar a composição e configurações relativas, mas no caso de paisagens reais é muito provável que tal aconteça.

As métricas de paisagem podem ser sensíveis ao nível de detalhe em mapas de categorias, o qual é determinado pelo sistema de classificação utilizado (Wickham *et al.* 1997, Turner *et al.* 2001). Nas últimas duas décadas diversos autores analisaram o comportamento de métricas de paisagem, tendo variado bastante o número e métricas aplicadas (de menos de uma dezena a mais de cinco dezenas de métricas), o nível de aplicação (classe e/ou paisagem) e o objeto de aplicação (paisagens reais ou simuladas). Estes trabalhos incidem sobre a análise das relações estatísticas entre métricas aplicadas quer a paisagens reais (Riitters *et al.* 1995) quer em paisagens simuladas (Gustafson & Parker 1992, Neel *et al.* 2004), da resposta às alterações do tamanho do *pixel* e extensão da área analisada (Turner *et al.* 1989, Wickham & Riitters 1995, Wu & Jelinski 1995, Jelinski & Wu 1996, Wu *et al.* 2000, 2002, Saura 2004, Wu *et al.* 2003, Wu 2006). A resposta dos padrões à alteração da resolução temática dos mapas ou escala funcional foi analisada em menor escala (Li & Reynolds 1993, Baldwin *et al.* 2004, Li & Wu 2004, Buyantuyev & Wu 2006).

Em 2007, Buyantuyev & Wu publicaram os resultados da análise dos efeitos da resolução temática na análise dos padrões da paisagem e da deteção de alterações ao longo do tempo, concluindo que: 1) diferentes resoluções temáticas podem conduzir a diferenças consideráveis nas métricas de paisagem; 2) os efeitos da resolução temática tendem a exibir alguns padrões gerais: aumento, diminuição, sem alteração ou errático; 3) o efeito da resolução temática pode afetar significativamente a consistência das métricas de paisagem na caracterização dos padrões espaciais e temporais da paisagem. Os autores referem ainda a necessidade de mais profunda pesquisa nesta área já que a aplicação foi efetuada apenas numa área urbana, ao longo de cinco períodos de tempo. Mapas de ocupação do solo produzidos com a mesma classificação mas diferentes níveis

de detalhe resultam em diferenças significativas na caracterização da paisagem para a mesma área geográfica e para o mesmo período (Buyantuyev & Wu 2007).

A presente análise tem por objetivo determinar de que forma a atual estrutura mental e funcional da classificação hierárquica da legenda CLC N5, do seu potencial de generalização/agregação para os níveis acima, CLC N4, CLC N3 e CLC N2, pode influenciar o comportamento das métricas de paisagem, de forma a poder identificar as diferentes tipologias de comportamento das métricas à agregação funcional ou temática da referida legenda.

Na presente análise utilizam-se os seguintes pressupostos:

- São utilizadas diferentes paisagens com a mesma área em extensão, isto é, a mesma TLA, não havendo alteração da dimensão (*extend*). Mantendo a TLA da paisagem, o que iremos analisar são diferentes níveis de agregação funcional da legenda Corine Land Cover, em diferentes paisagens.
- São analisadas quatro níveis de agregação funcional de manchas de ocupação e uso do solo baseados na legenda Corine Land Cover nível 5 desenvolvida por Guiomar *et al.* 2009: CLC N5, CLC N4, e na legenda original CLC N3 e CLC N2.
- A análise será efetuada em formato vetorial.
- Utilizar-se-á a extensão Patch Analyst V5.0 (PA_V5) desenvolvida por Rempel *et al.* (2012);
- As métricas analisadas são as disponíveis para a análise vetorial no PA, aplicadas aos níveis de classe e da paisagem referidas na Tabela 30.

Tabela 30 – Métricas analisadas ao nível da classe e ao nível da paisagem (Rempel *et al.* 2012).

	Classe	Paisagem		Classe	Paisagem
AWMSI	x	x	NumP	x	x
MSI	x	x	MedPS	x	x
MPAR	x	x	PSCoV	x	x
MPFD	x	x	PSSD	x	x
AWMPFD	x	x	TLA	x	x
TE	x	x	CA	x	
ED	x	x	CAP	x	
MPE	x	x	SEI		x
MPS	x	x	SDI		x

4.1.2 Material e métodos

A área de estudo abrange 20 áreas ou paisagens amostra, cada uma com 10000 hectares, localizadas no Alentejo Central, Portugal, tal como mostra a Figura 41. A cada área amostra aplicou-se a agregação funcional da legenda hierárquica CLC e calcularam-se as métricas de classe e paisagem referidas na Tabela 30.

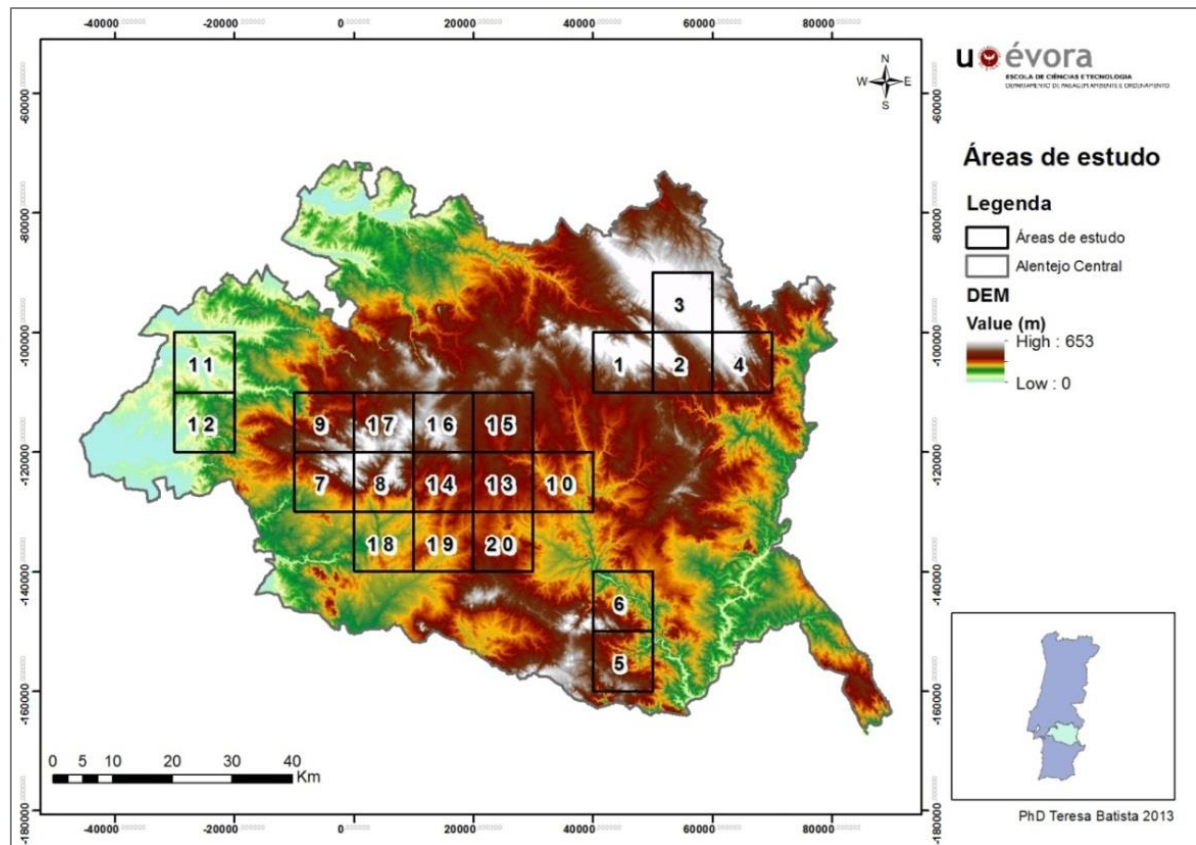
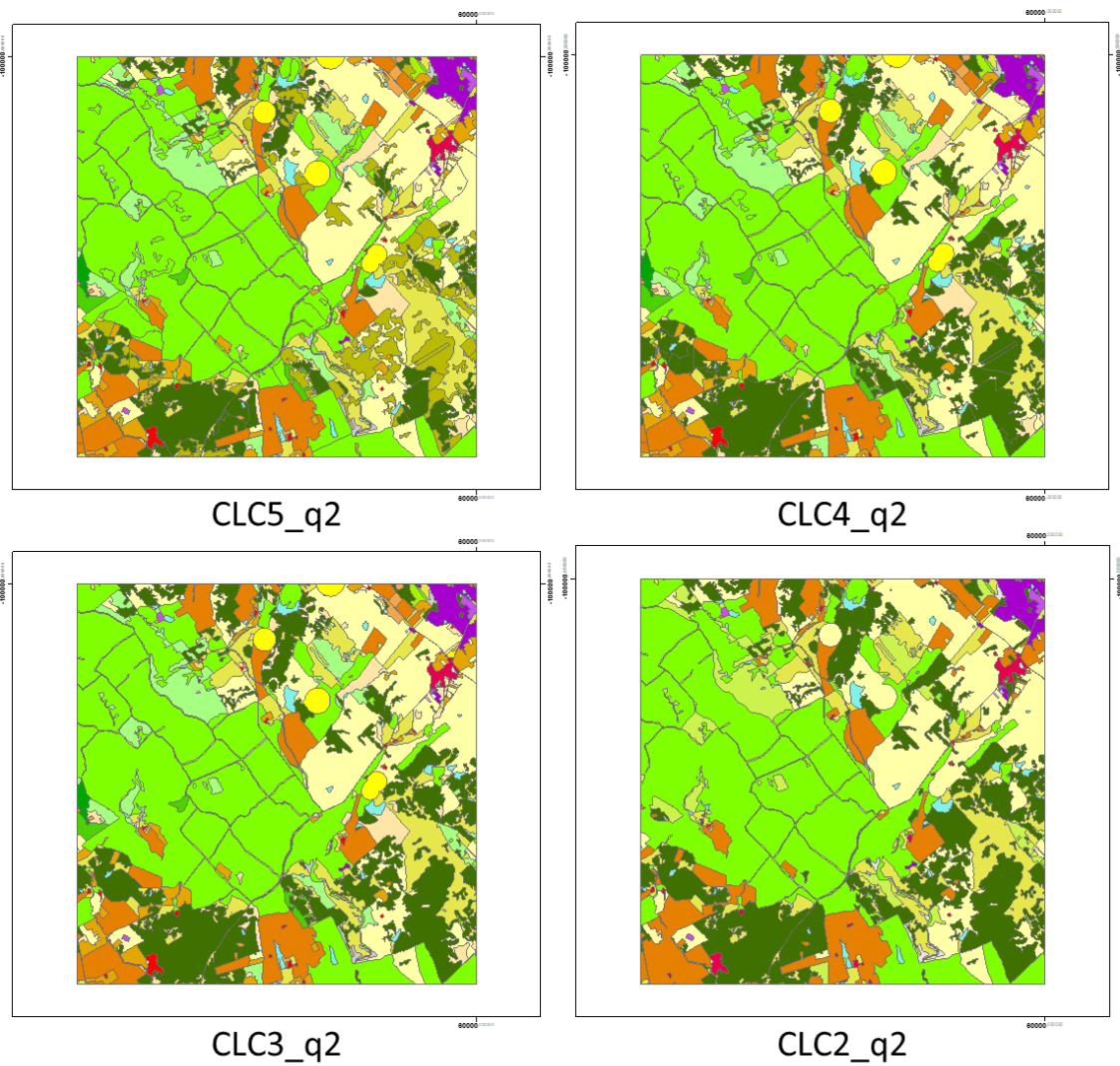


Figura 41 – Localização geográfica das áreas/paisagens analisadas.

As Figuras 42 e 43 mostram exemplos das áreas analisadas e o resultado da agregação ao nível das quatro escalas funcionais analisadas. Observa-se que na agregação funcional não ocorre a perda de detalhe dos limites das parcelas que leva à perda das áreas de menor dimensão (todas as áreas inferiores ao tamanho do pixel), como ocorre com a agregação espacial estatística exemplificada na Figura 44.



q2

Figura 42 – Agregação funcional da legenda CLC para a área amostra q2.

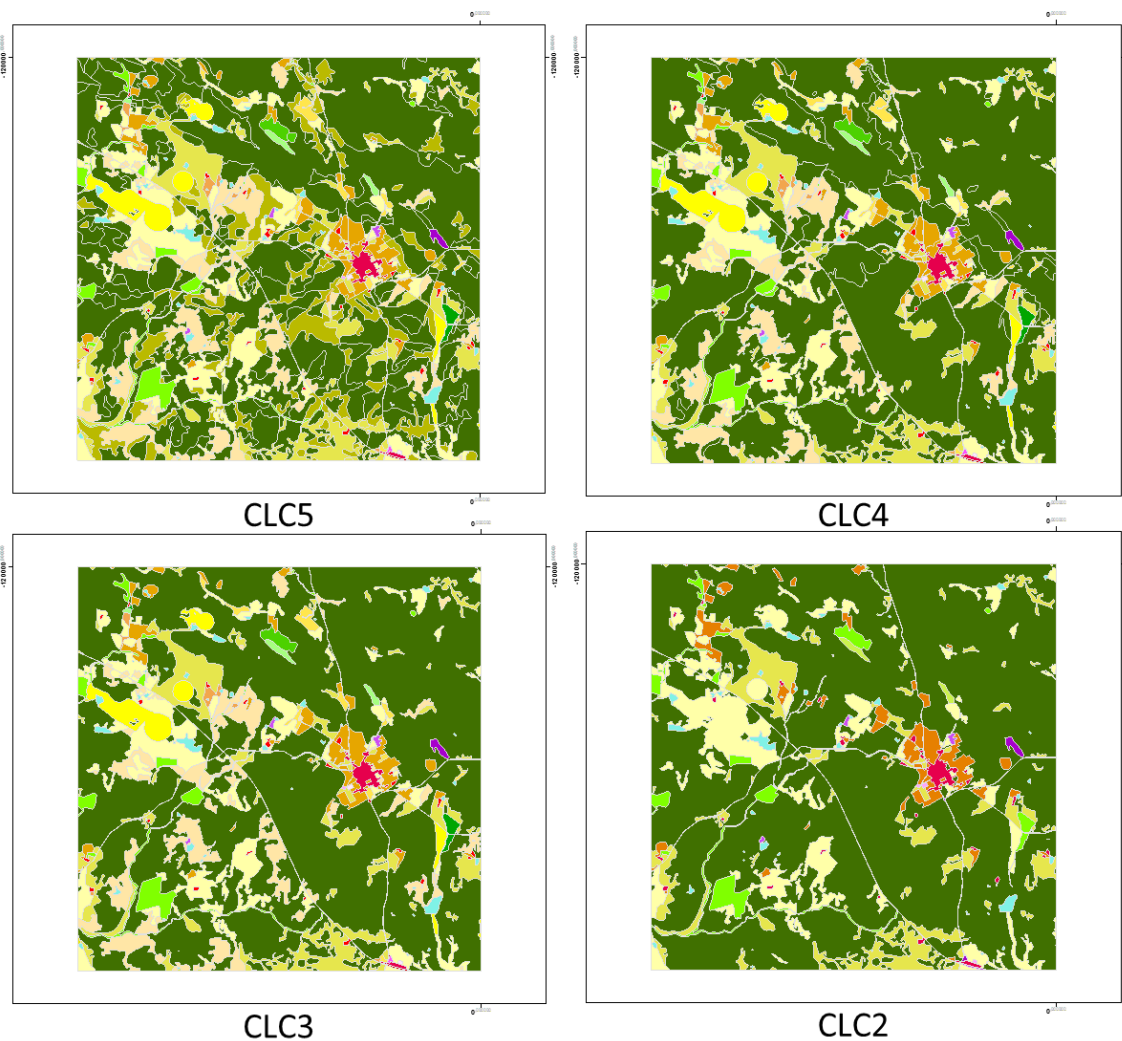


Figura 43 – Agregação funcional da legenda CLC para a área amostra q7.

Efetivamente na análise em raster a generalização é efetuada com base em agregação espacial e resulta em geral da agregação estatística dos pixéis na vizinhança. Apresenta-se um exemplo da aplicação do algoritmo de *MAXIMUM_COMBINED_AREA* para a transformação do mapa vetorial CLC N5 em *raster*, o qual aplica a seguinte regra: “se houver mais do que uma mancha com o mesmo valor, as áreas destas manchas serão combinadas. A mancha combinada com a maior área no interior da célula determina o valor a ser atribuído à célula”. Como observamos na Figura 44, a partir do *pixel* com 50 metros já começa a perder-se o detalhe das manchas mais pequenas.

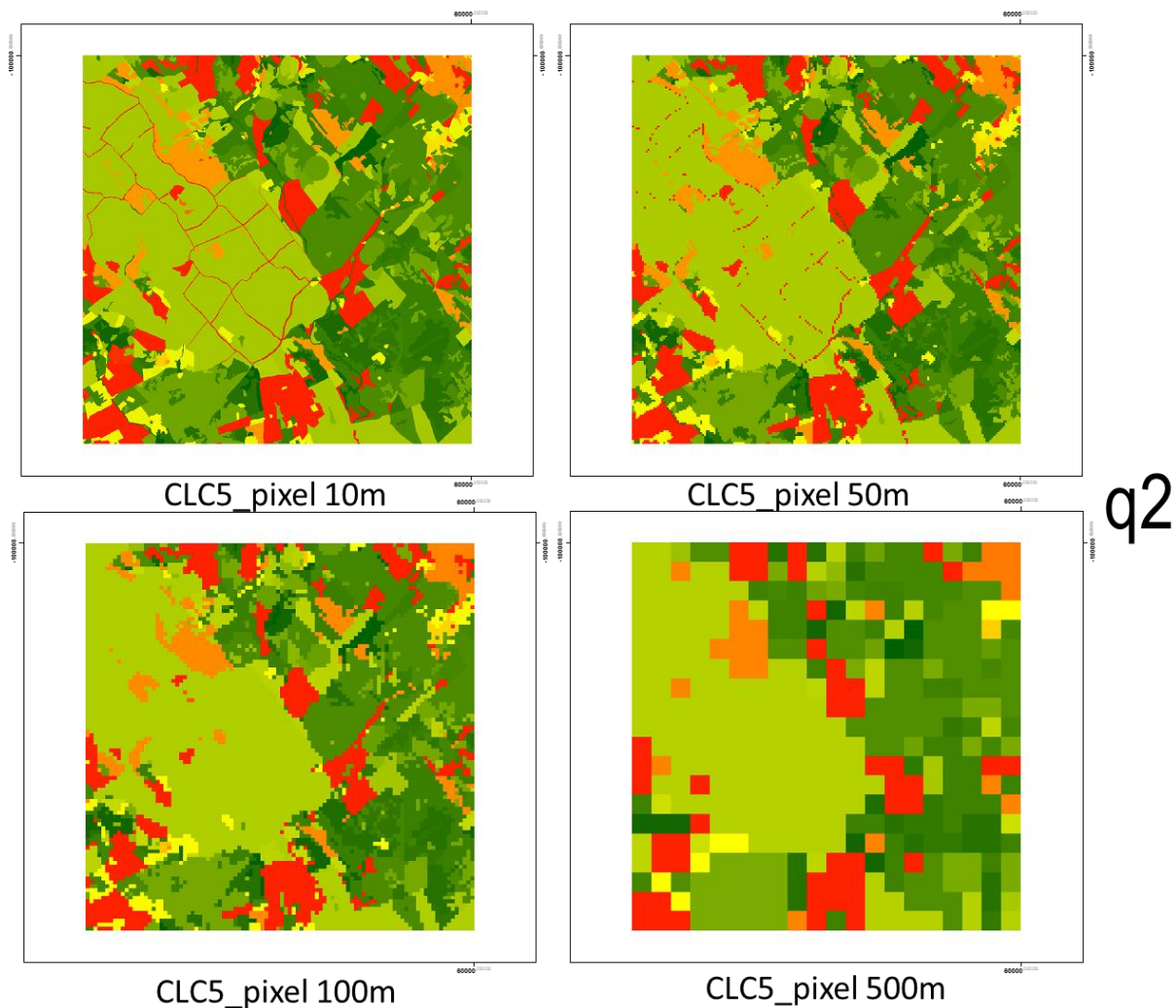


Figura 44 – Agregação espacial com base no algoritmo MAXIMUM_COMBINED_AREA área amostra q2.

A discussão entre qual o melhor modelo geográfico para a análise da paisagem tem sido bastante intensa nos últimos anos, essencialmente sobre as vantagens e desvantagens que cada um apresenta. O modelo mancha-corredor-matriz assenta no pressuposto da existência de manchas bem delimitadas, tendencialmente homogêneas no seu interior e com limites bem definidos. Sobre ele assentam a maioria das métricas desenvolvidas por McGarigal & Marks (1994), embora muitas delas só possam ser aplicadas ao modelo raster como é o caso de algumas métricas de vizinhança (como discutido no Cap. 1). Embora o modelo mancha-corredor-matriz seja o mais popular na caracterização e análise da paisagem, são apontadas algumas debilidades na análise da continuidade espacial e na avaliação de gradientes ecológicos (McGarigal & Cushman 2005, Hoeshtetter 2009), os quais se consideram de melhor aplicação em modelos contínuos como é o caso do modelo raster (McGarigal & Cushman 2005). Na presente pesquisa irá no entanto utilizar-se preferencialmente o modelo vetorial, por garantir a manutenção das áreas de menores

dimensões mas que em termos funcionais na paisagem são de elevada importância, como é o caso das zonas de planos de água, que embora possam registar dimensões inferiores a 0,5 hectares, tem uma grande importância ecológica como habitat e recurso.

O esquema da Figura 45 ilustra a metodologia seguida na agregação das classes de ocupação e uso do solo. Apresenta como exemplo a agregação aplicada à classe 2.1, metodologia essa que foi aplicada a todas as classes CLC N5, tendo sido efetuada a agregação por dígitos, isto é até ao segundo dígito estão todas as manchas pertencentes a uma determinada classe do CLC N2, até ao terceiro dígito agrega as classes do CLC N3 e o quarto dígito agrega as classes do CLC N4. Essa agregação é feita ao nível da tabela de atributos do CLC N5 gerando depois as diversas cartas através da função *dissolve by attributs*. Após esta operação são gerados ficheiros para cada uma das 20 áreas e cada uma das legendas gerando no total 80 ficheiros para análise. A estes ficheiros aplicam-se as métricas de classe e paisagem, sendo os ficheiros resultados, alvo de análise estatística, tal como ilustra a Figura 46.

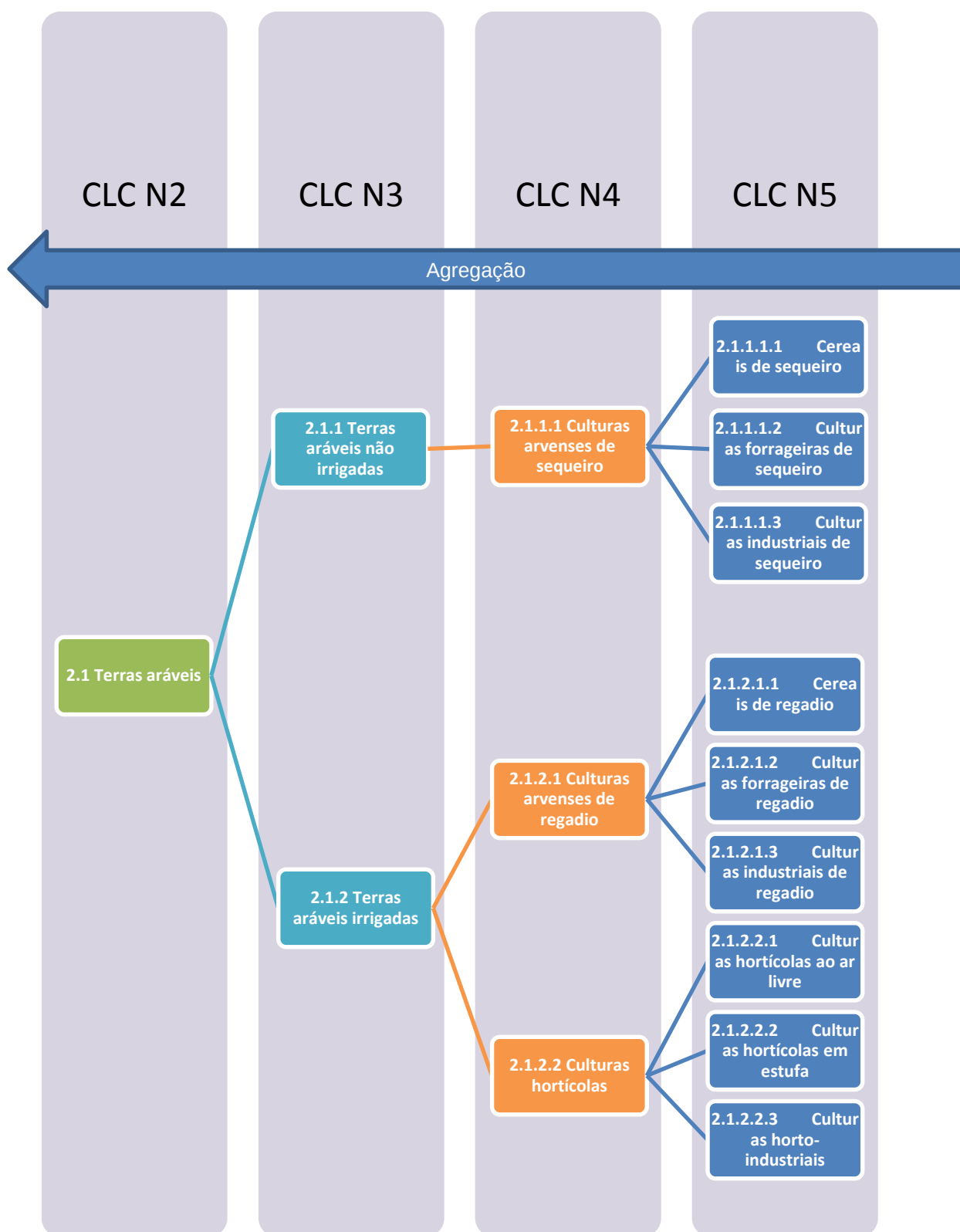


Figura 45 – Agregação funcional com base na legenda hierárquica CLC. Exemplo para as terras aráveis (classe 2.1).

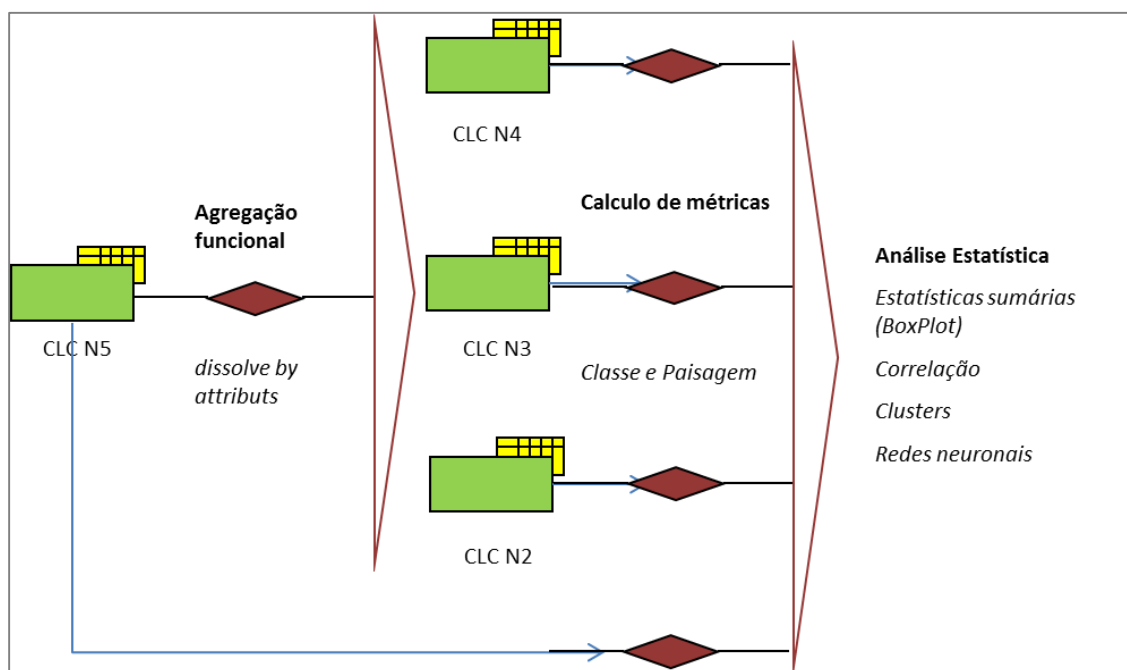


Figura 46 – Modelo de análise espacial métricas versus escalas funcionais

Foram analisadas 20 áreas amostra nos 4 níveis CLC, nível classe e paisagem e 16 métricas, num total de $N = 2560$. Ao nível da classe foram calculadas $2729 \text{ registros} \times 16 \text{ métricas} = 43664$.

4.1.3 Resultados

No Anexo 3 encontram-se as tabelas com os resultados das métricas de paisagem e de classe calculadas para cada uma das 20 áreas amostra (paisagens). Apresentam-se igualmente os resultados da correlação de Sperman, a qual permitiu identificar as correlações acima de 0,75 entre as métricas. Estão altamente correlacionadas as métricas TE e ED e CA e CAP (com valores de proximidade de 1.000), as métricas AWMSI e MSI, e MPFD e AWMPFD com proximidades de 0,9, estando ambas também altamente correlacionadas entre si (proximidade 0,8), a MPE com AWMSI e MSI (0,8), TE e ED com CA e CAP – 0,88, NumP com TE e ED – 0,78, e PSSD com CA e CAP – 0,85 (Anexo 4).

Tabela 31 – Estatísticas gerais das escalas funcionais da legenda CLC no total das áreas em estudo

	CLC N2	CLC N3	CLC N4	CLC N5
NumP total (nº. manchas)	8776	10717	12058	15062
PR (riqueza de classes)	12	31	71	135
TE (orla total)	21080028	23698269	25486664	28926872
TLA (área total analisada)	200000	200000	200000	200000

Apresentam-se ainda o resumo das estatísticas gerais de cada uma das escalas funcionais. Observa-se que quer o número de manchas (NumP), quer o perímetro total aumentam da CLC N2 para a CLC N5, com o aumento do número de tipos de classes (PR).

As relações entre as classes funcionais são mais visíveis nos *boxplots* da variação das métricas ao nível da paisagem e da classe, para cada uma das métricas e escalas funcionais de CLC.

Ao nível da paisagem, observam-se os seguintes comportamentos gerais:

Métricas com **comportamento crescente** do CLC N2 (escala de maior agregação) para o CLC N5 (escala de maior detalhe funcional, isto é menor agregação): métricas de diversidade – SDI e SEI, métricas de orla - TE e ED, métricas de composição - NumP e MedPS – tamanho da mancha mediano, aumentam da classe CLC N2 para a classe CLC N5, com um comportamento linear (DSI) a exponencial (restantes) (Figura 47). Este comportamento é o expectável uma vez que aumentam o número de manchas e a orla. Como se pode comprovar pelo teste de Kruskal Walls, as diferenças entre as métricas nas quatro escalas funcionais são significativas ($p < 0,05$).

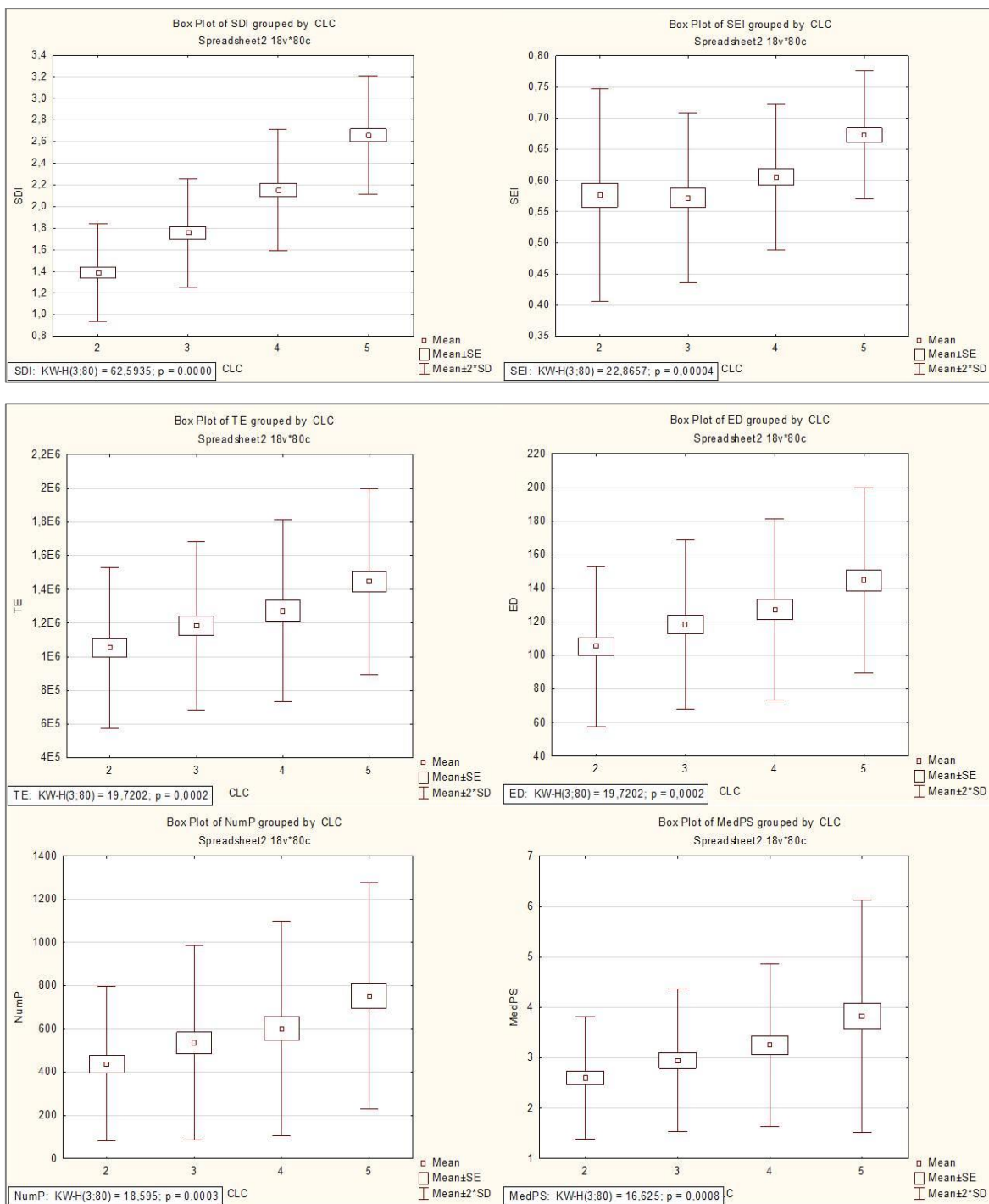


Figura 47 – Métricas com um comportamento crescente do CLC N2 para o CLC N5: SDI, SEI, TE, ED, NumP e MedPS.

Métricas que apresentam um comportamento decrescente do CLC N2 (escala de maior agregação) para o CLC N5 (escala de maior detalhe funcional, isto é menor agregação): MPE e MPS, já que aumentando o número de manchas do CLC N2 para o CLC N5, diminui o tamanho médio da mancha (MPS), e diminui também a orla média por mancha. O desvio padrão e covariância do tamanho da mancha (PSSD e PSCoV) também diminuem. A média do índice de forma ponderada (AWMSI) pela área também diminui, pelo facto do tamanho médio da mancha e orla média também diminuir (Figura 48).

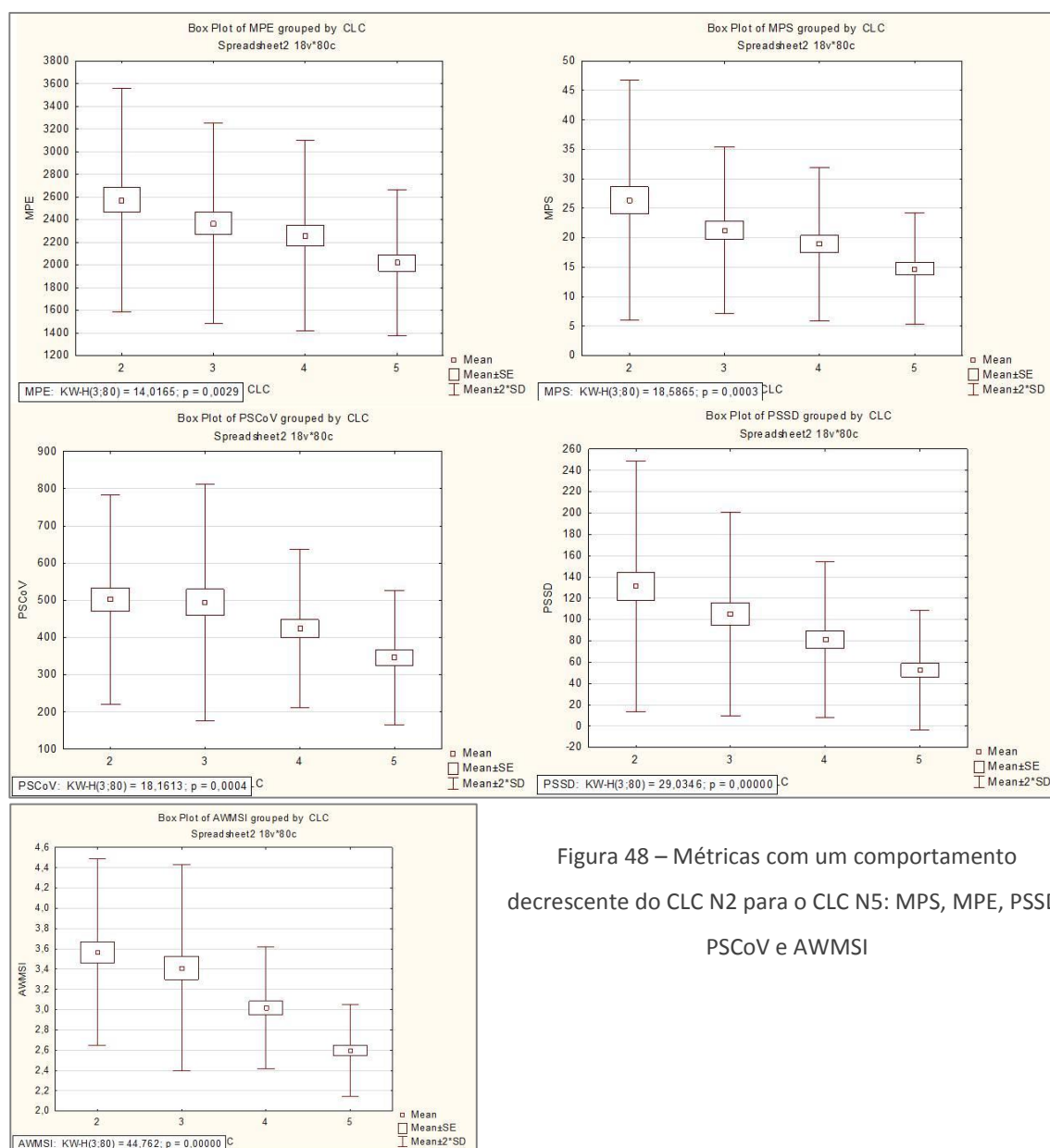


Figura 48 – Métricas com um comportamento decrescente do CLC N2 para o CLC N5: MPS, MPE, PSSD, PSCoV e AWMSI

As métricas de forma apresentam um comportamento variável, com tendências decrescentes do CLC N2 para o CLC N3, voltando a crescer do CLC N3 para o CLC N4 e decrescer do CLC N4 para o CLC N5. Estão neste contexto as métricas MPFD, MSI e MPAR, todas elas relacionam o perímetro com a área (como pode ser consultado nas tabelas das fórmulas das métricas do Capítulo I). Apenas a AWMPFD, por ser ponderada pela área total aparece com tendência decrescente (Figura 49).

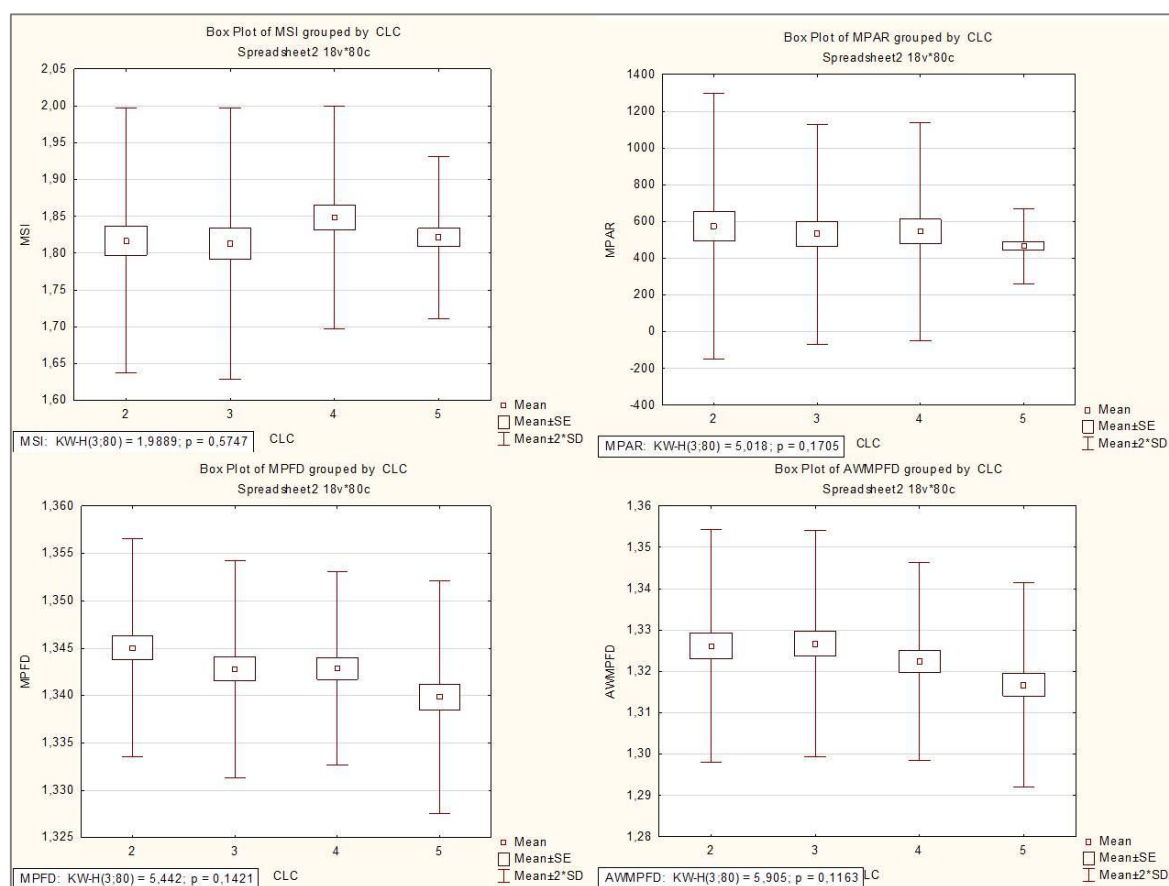


Figura 49 – Métricas com um comportamento variável do CLC N2 para o CLC N5: MSI, MPAR, MPFD e AWMPFD.

Ao nível das classes, observam-se os seguintes comportamentos gerais:

Métricas com comportamento decrescente do CLC N2 (escala de maior agregação e portanto menor número de classes - PR) para o CLC N5 (escala de maior detalhe funcional, isto é menor agregação, maior número de classes PR): TE, ED, NumP, MPS, PSCoV, PSSD, CA, CAP, AWMSI e AWMPFD (Figura 50). O comportamento destas métricas ao nível das classes é explicável pelo facto do número de classes ser crescente do CLC N2 para o CLC N5, pelo que quer os valores do TE, quer o tamanho médio da mancha MPS e número de manchas por classe diminui. Daí observar-se este tipo de comportamento em todas as métricas de orla, de composição e ainda de forma.

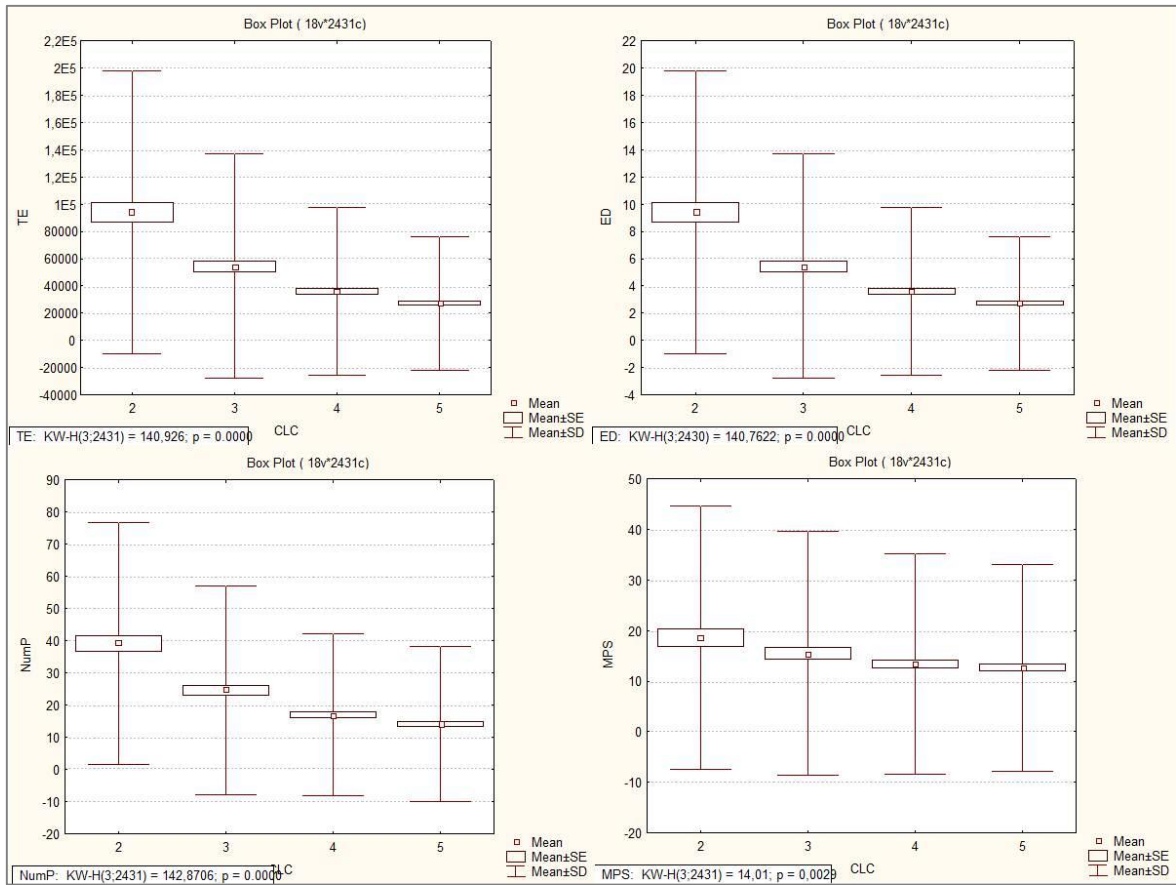


Figura 50 – Métricas de classe com um comportamento decrescente do CLC N2 para o CLC N5: TE, ED, NumP, MPS

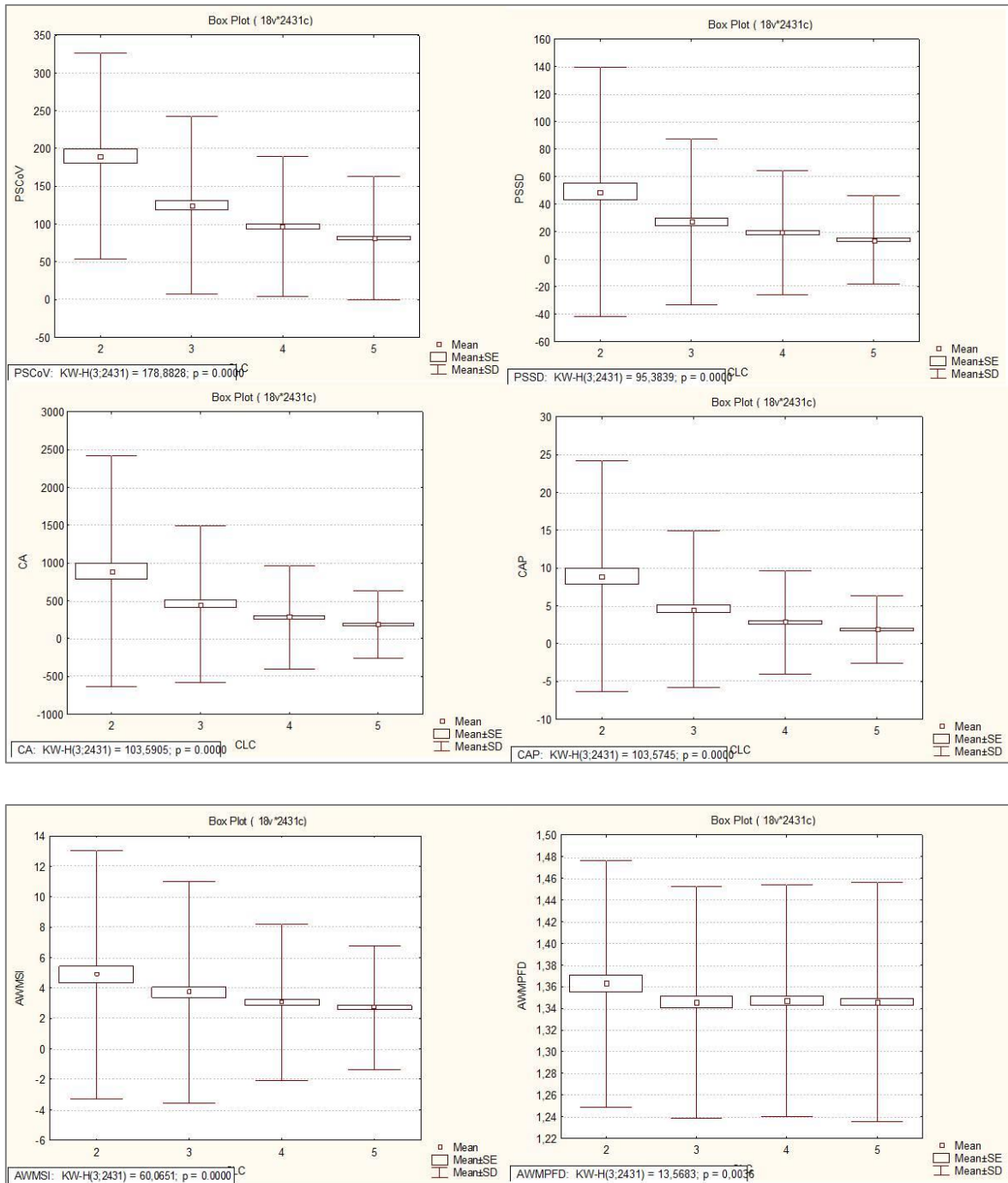


Figura 51 - Métricas de classe com um comportamento decrescente do CLC N2 para o CLC N5 (cont.):

PSCoV, PSSD, CA, CAP, AWMSI e AWMPFD

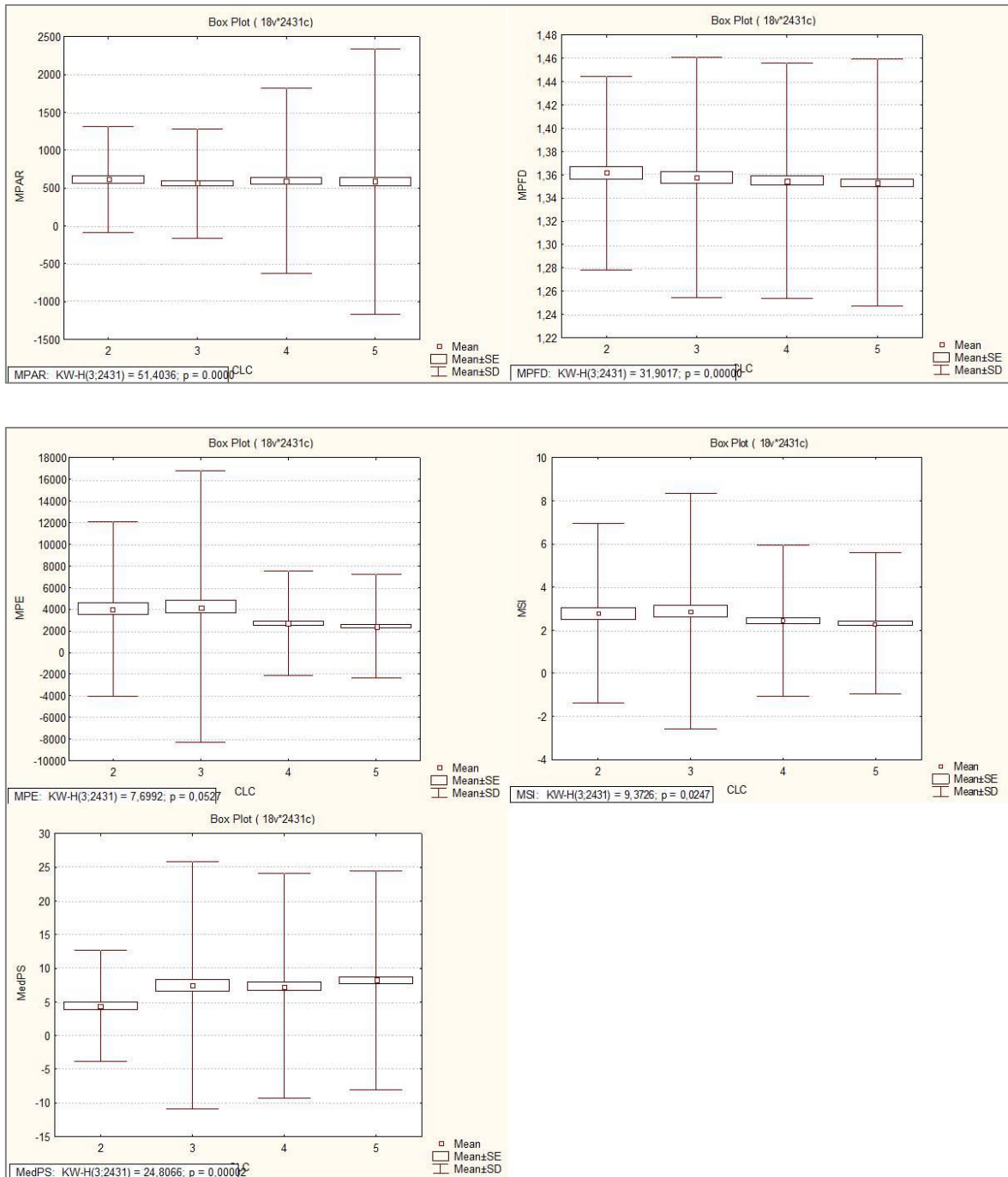


Figura 52 - Métricas de classe com um comportamento variável do CLC N2 para o CLC N5: crescente:

MedPS, estável: MPAR e MPFD e variável: MPS e MSI.

Na Figura 52 observam-se comportamentos diversos. De notar que as métricas de forma MPAR e MPFD se mantêm estáveis em termos médios, no entanto a variabilidade dos dados aumenta do CLC N2 para o CLC N5 (mais visível na MPAR). Já as restantes métricas MPE, MSI e MedPS evidenciam um aumento significativo da gama de valores essencialmente do CLC N2 para o CLC N3

e diminuindo para os restantes CLC N4 e CLC N5. Isto poderá significar que existe uma alteração mais expressiva na forma das manchas do CLC N2 para o CLC N3.

Dado as elevadas correlações entre as métricas calculadas, realizou-se de forma exploratória a análise de *clusters* aplicados às métricas e aplicada às classes de ocupação/uso do solo de cada uma das escalas funcionais. Os dendogramas abaixo (Figura 53 e Figura 54) demonstram as proximidades de cada uma das métricas calculadas para o nível classe e para o nível paisagem.

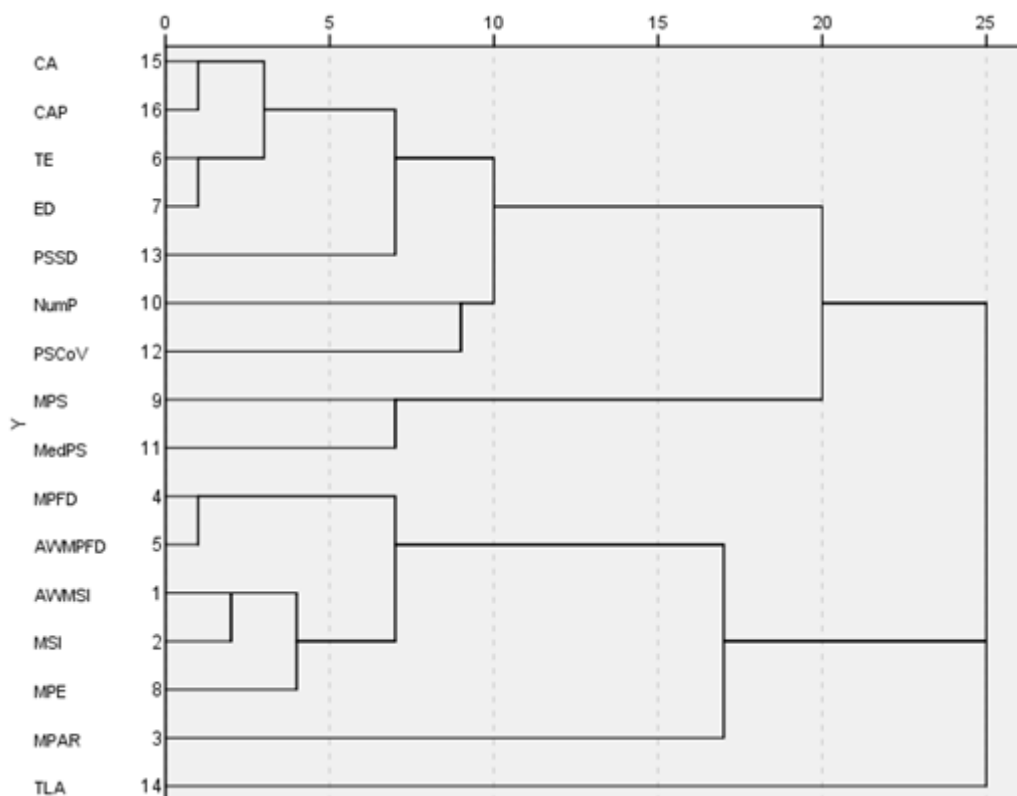


Figura 53 – Dendrograma resultante da análise de *clusters* entre as métricas de classe.

Confirma-se a proximidade entre as métricas CA e CAP, TE e ED, NumP e PSCoV, MPS e MedP, MPFD e AWPFD, MSI e AWMSI, e estas com MPE. Aquela que se encontra mais distanciada de todas as outras é MPAR.

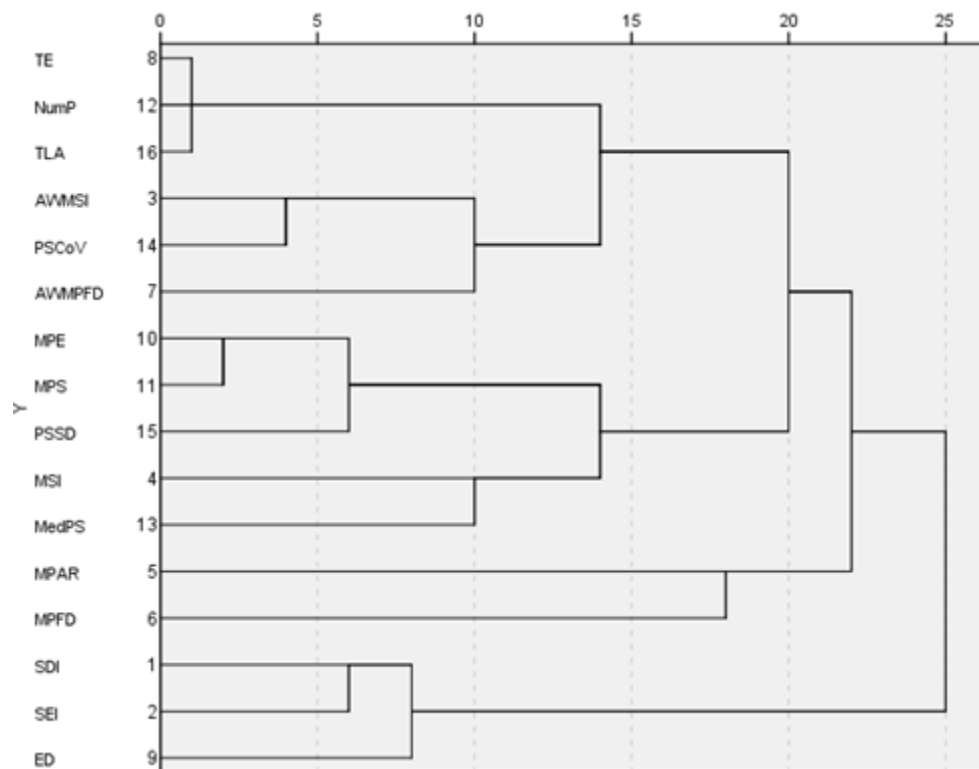


Figura 54 – Dendrograma resultante da análise de *clusters* entre as métricas de paisagem.

No caso das métricas de paisagem temos as duas métricas de diversidade (SDI e SEI) que se aglomeram com a densidade de orla (ED).

A análise de *clusters* para o CLC N5, tem como objetivo a identificação de clusters de classes de usos do solo com base nas características estruturais das manchas que as compõem. Permite testar a coerência da atual legenda e perceber da proximidade estrutural de usos que são diversos entre si. Em anexo encontra-se a tabela que identifica as classes por *cluster* resultante da criação de 31 clusters, idêntico ao número de classes existentes no CLC N3, nas áreas amostra (Anexo 5).

Apresenta-se ainda a variação de algumas das métricas representativas dos diversos *clusters*, que ilustram o comportamento das métricas nas diversas escalas funcionais e áreas amostra. Nas Figuras 55, 56 e 57 reflete-se essa variação.

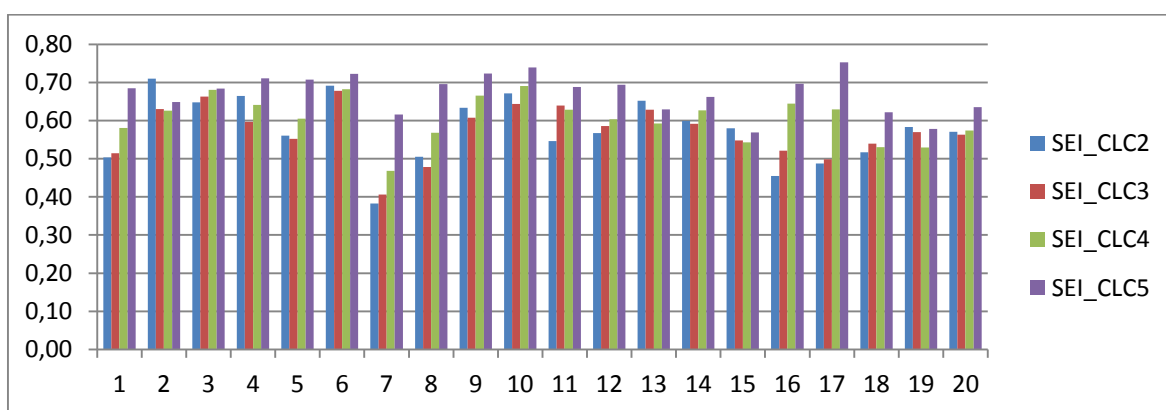
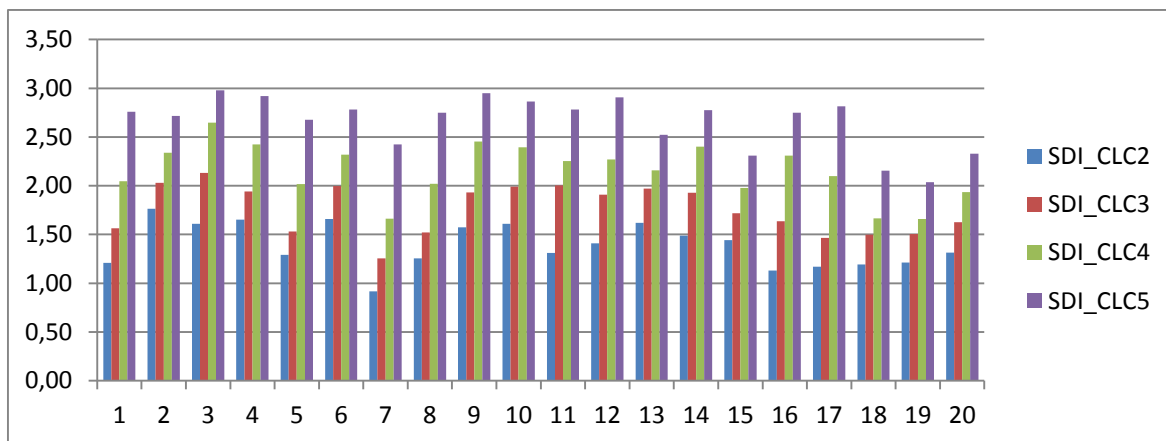


Figura 55 – Variação do índice de diversidade de Shannon (SDI) e índice de uniformidade de Shannon (SEI) por área de estudo e legenda funcional.

As métricas de diversidade, tendem a aumentar com o nível de detalhe, sendo as áreas 7, 18, 19 e 20 as que apresentam menor diversidade de classes de uso.

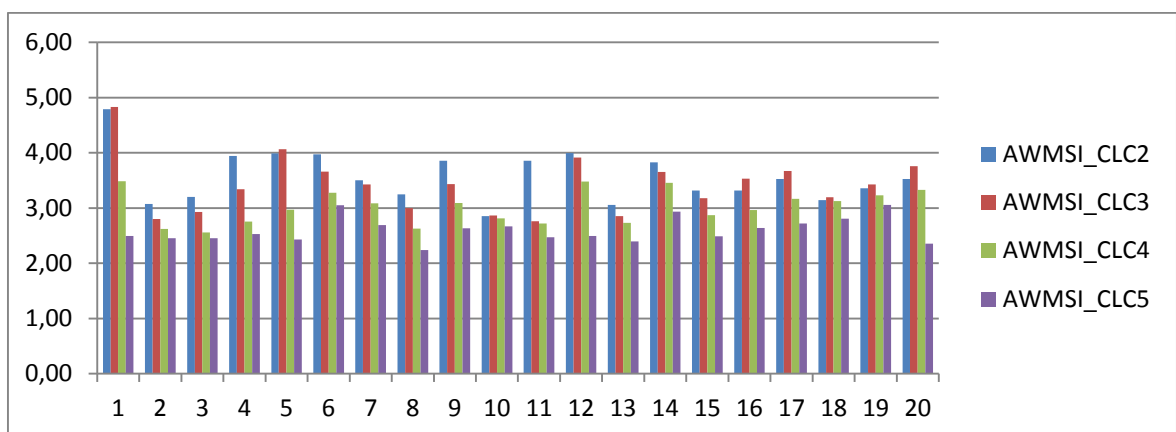
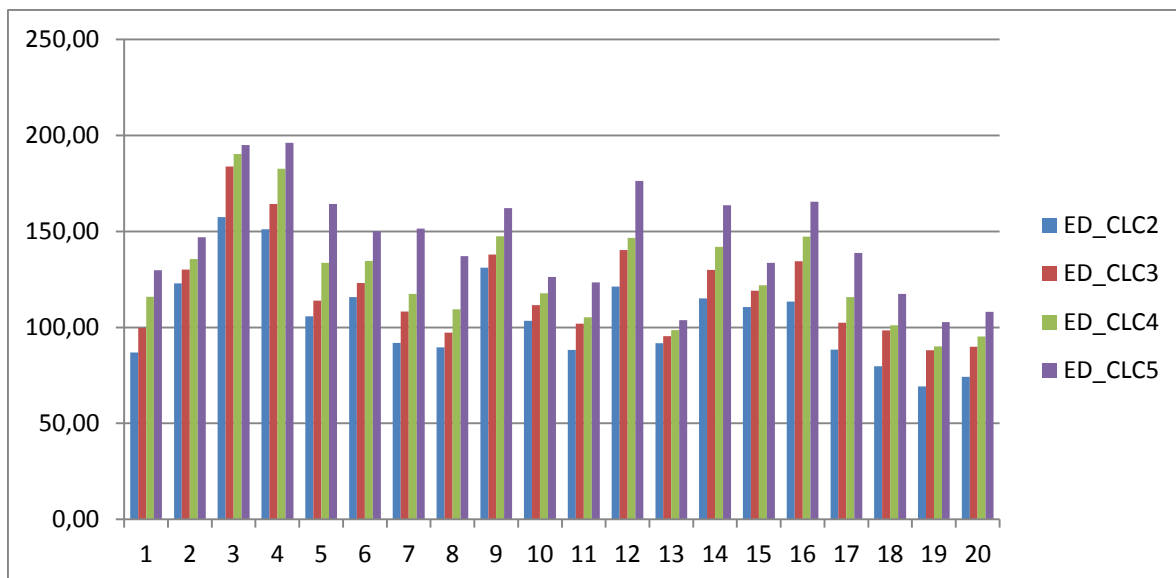


Figura 56 – Variação da densidade de orla (ED) e da média ponderada do índice de forma (AWMSI) por área de estudo e legenda funcional.

A densidade de orla é maior nas áreas 3 e 4 e 12, 14 e 16. O índice de forma médio ponderado tende a ter uma fraca variação, especialmente no CLC N5.

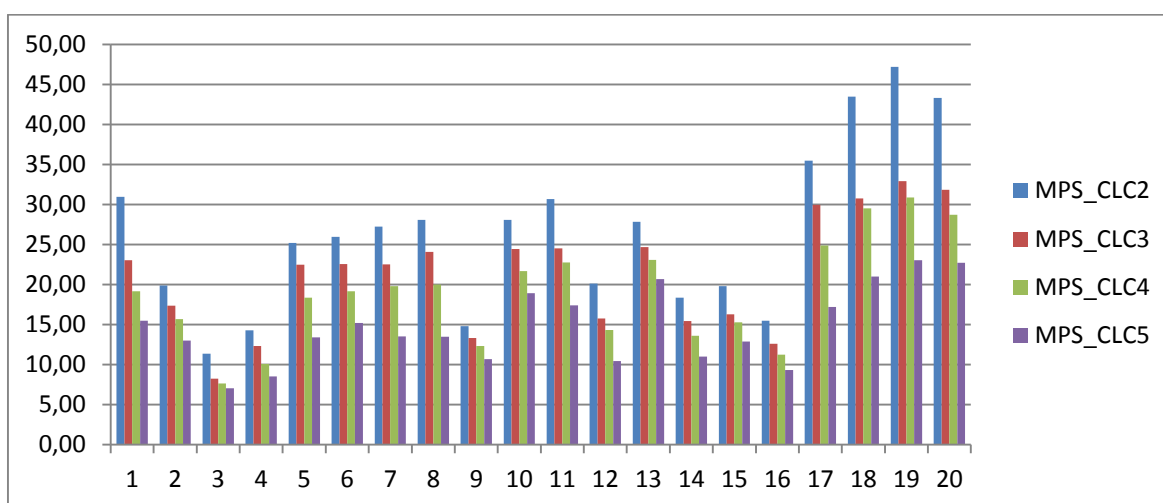
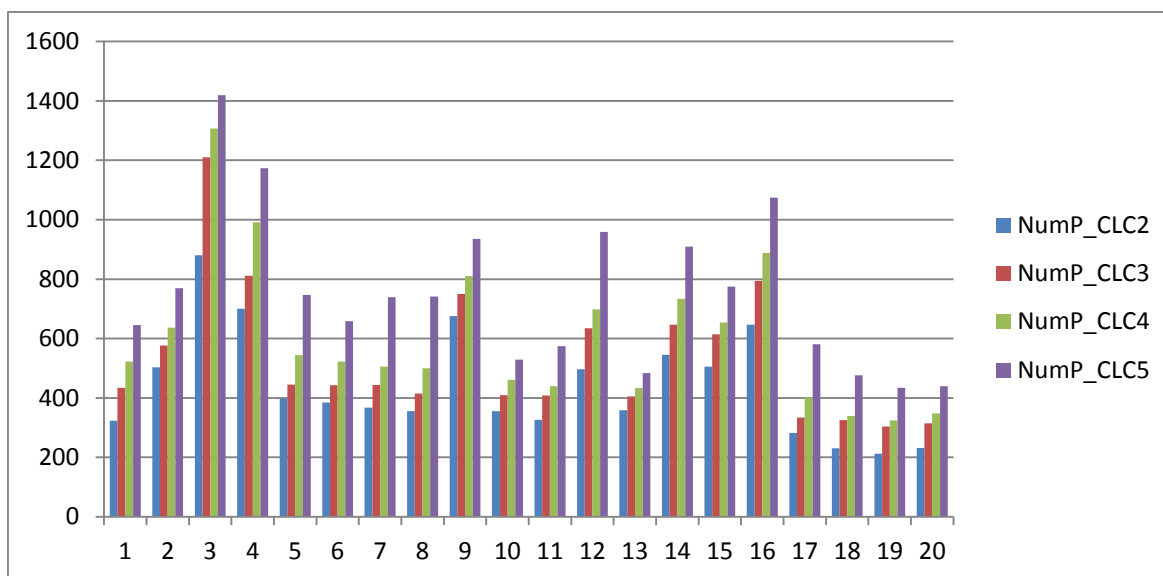


Figura 57 – Variação do número de manchas (NumP) e da média do tamanho da mancha (MPS) por área de estudo e legenda funcional.

O NumP é inversamente proporcional ao tamanho médio da mancha, as áreas onde o número de manchas é inferior, o tamanho médio da mancha (MPS) é maior, destacam-se nesta situação as áreas 17, 18, 19 e 20. Na situação oposta, isto é menor NumP e maior MPS, destacam-se as áreas 3, 4, 9, 12 e 16.

A Tabela 32 sumariza o comportamento das métricas analisadas ao nível da classe e da paisagem, para cada uma das escalas funcionais.

Tabela 32 – Resumo do comportamento das métricas do CLC N2 para o CLC N5, nas métricas de classe e paisagem

Métricas (médias por CLC)	Métricas de Paisagem			Métricas de Classe			Tipo de comportamento	Observações/análise do comportamento
	CLC N2-N3	CLC N3-N4	CLC N4-N5	CLC N2-N3	CLC N3-N4	CLC N4-N5		
AWMSI	↘	↘	↘	↘	↘	↘	consistente	porque é ponderado quer pela área da paisagem quer pela área das classes
MSI	↘	↗	↘	↗	↘	↘	variável	nota-se alguma variabilidade nas métricas de forma
MPAR	↘	↗	↘	↔	↔	↔	variável	nota-se alguma variabilidade nas métricas de forma
MPFD	↘	↗	↘	↔	↔	↔	variável	nota-se alguma variabilidade nas métricas de forma
AWMPFD	↗	↘	↘	↘	↘	↘	consistente	embora se note a diferença entre o CLC N2 e CLC N3
TE	↗	↗	↗	↘	↘	↘	consistente	o TE aumenta na paisagem e diminui por classe
ED	↗	↗	↗	↘	↘	↘	consistente	aumenta na paisagem, mas diminui por classe, porque aumentam o número de classes (NumP)
MPE	↘	↘	↘	↗	↘	↘	consistente	diminui com a paisagem pois o NumP aumenta; aumenta do CLC N2 para o CLC N3
MPS	↘	↘	↘	↘	↘	↘	consistente	o tamanho médio da mancha diminui quer no total da paisagem quer por classe
NumP	↗	↗	↗	↘	↘	↘	consistente	o NumP aumenta na paisagem e diminui por classe
MedPS	↗	↗	↗	↗	↘	↗	inconsistente	a mediana do tamanho da mancha (MedPS) aumenta, embora o MPS diminua
PSCoV	↘↔	↘	↘	↘	↘	↘	consistente	consistente com o facto do tamanho da mancha diminuir e haver mais classes (PR)
PSSD	↘	↘	↘	↘	↘	↘	consistente	Idem
CA	NA	NA	NA	↘	↘	↘	consistente	diminui a área da classe, são mais classes e a ocupar menos área
CAP	NA	NA	NA	↘	↘	↘	consistente	Idem
SDI	↗	↗	↗	NA	NA	NA	consistente	o maior número de classes e mais manchas definem a maior diversidade do CLC N2 para o CLC N5
SEI	↔↘	↗	↗	NA	NA	NA	consistente	Idem

De uma maneira geral observam-se três tipos de grupos de métricas de acordo com o seu comportamento ao longo das quatro escalas funcionais:

- Tipo I – métricas consistentes, isto é que demonstram um comportamento consistente ao longo das escalas funcionais e nas classes e paisagem – AWMSI, AWMPFD, TE, ED, MPE, NumP, MPS, PSCoV, PSSD, CA, CAP, SDI e SEI, sendo que daqui se destacam dois grupos:
 - as que mantêm o mesmo comportamento, isto é crescente ou decrescente em ambas as métricas de classe e de paisagem – decrescente: AWMSI, AWMPFD, MPE, MPS, PSCoV, PSSD, CA e CAD; crescente: SDI e SEI
 - e as que variam, isto é são crescentes na paisagem e decrescentes nas métricas de classe: TE, ED, NumP
- Tipo II – métricas com comportamento variável quer ao longo das escalas funcionais quer entre classes e paisagem – MSI, MPAR e MPFD – métricas de forma que relacionam o perímetro com a área da mancha.
- Tipo III – métricas com comportamento inconsistente – MedPS. A mediana do tamanho da mancha (MedPS) aumenta, embora o MPS diminua, o que não parece ter muita consistência, embora seja possível.

Estes comportamentos são consistentes com os resultados obtidos por Wu (2004), aquando da análise do comportamento das métricas com o tamanho do *pixel* e a extensão da paisagem em que observou também comportamentos distintos: NumP, TE, ED, AWMSI, AWMPFD, MPS, PSCoV tem uma relação crescente com a escala.

De uma maneira geral todas as métricas são significativamente diferentes entre as escalas funcionais, o que significa que não poderão ser comparáveis entre elas. As diferenças são no entanto mais notórias da escala CLC N2 para a CLC N3. Da CLC N4 para a CLC N5 as diferenças são menores.

4.2 COMPARAÇÃO DA AVALIAÇÃO DAS MÉTRICAS COM AS UNIDADES LOCAIS DE PAISAGEM

Com o objetivo de identificar semelhantes comportamentos nas métricas de paisagem quando aplicados às unidades locais de paisagem elaboradas no capítulo anterior realizaram-se, utilizando a mesma metodologia, três ensaios:

- O cálculo das métricas de paisagem para as 20 áreas amostra, utilizando as Unidades locais de paisagem aplicadas à CIMAC com o CLC N3 – LLU1 – pixel 100 metros;
- O cálculo das métricas de paisagem para as 20 áreas amostra, utilizando as Unidades locais de paisagem aplicadas à CIMAC com o CLC N2 – LLU2; - pixel 100 metros
- O cálculo das métricas de paisagem para as 20 áreas amostra, utilizando as Unidades locais de paisagem aplicadas à escala regional transfronteiriça do Alentejo, Centro e Extremadura (área OTALEX C) – REG – pixel 200 metros;

4.2.1 Resultados

Os resultados obtidos estão resumidos na Tabela 33 e indicam-nos as seguintes tipologia de métricas:

- Tipo I – métricas consistentes, isto é que demonstram um comportamento consistente ao longo das escalas funcionais das LLU – AWMSI, AWMPFD, TE, MPE, PS, NumP, MedPS, PSCoV, PSSD, SDI e SEI
- Tipo II – métricas com comportamento variável ao longo das escalas funcionais – MSI, MPAR e MPFD – métricas de forma que relacionam o perímetro com a área da mancha.

Estes resultados são idênticos aos obtidos na análise das escalas funcionais do CLC. Apresentam-se os boxplots das métricas nas figuras 58, 59 e 60.

Tabela 33 - Resumo do comportamento das métricas de paisagem nas unidades locais de paisagem

Métricas (médias por CLC)	Métricas de paisagem			
	LLU_Regional (REG)	LLU2	LLU1	Tipo comportamento
AWMSI	↘	↘	↘	consistente
MSI	↘	↗	↗	variável
MPAR	↗	↘	↘	variável
MPFD	↘	↗	↗	variável
AWMPFD	↘	↘	↘	consistente
TE	↗	↗	↗	consistente
ED				
MPE	↘	↘	↘	consistente
MPS	↘	↘	↘	consistente
NumP	↗	↗	↗	consistente
MedPS	↘	↘	↘	consistente
PSCoV	↗	↗	↘	consistente
PSSD	↘	↘	↘	consistente
CA	NA	NA	NA	consistente
CAP	NA	NA	NA	consistente
SDI	↗	↗	↗	consistente
SEI	↗	↗	↗	consistente

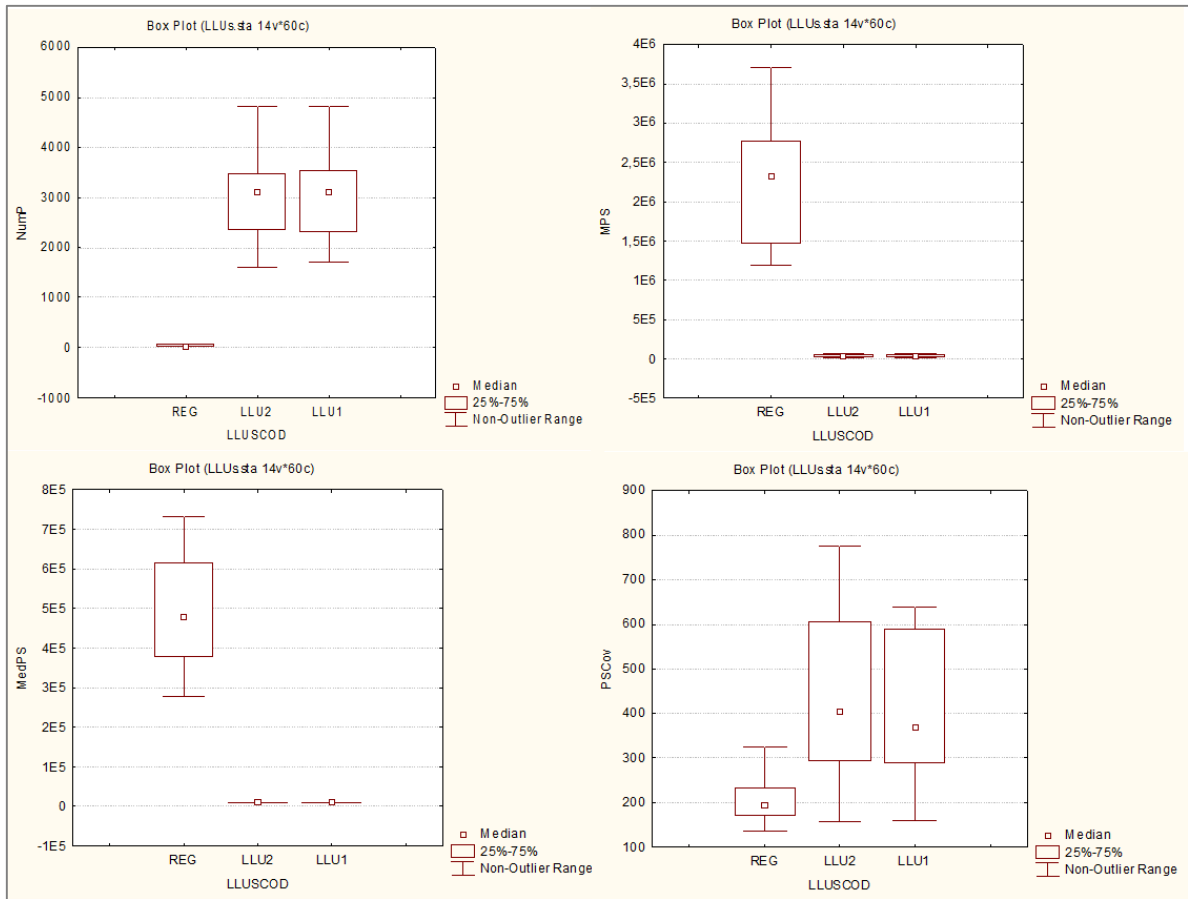


Figura 58 – Métricas de paisagem com um comportamento consistente (NumP, MPS, MedPS, PSCov)

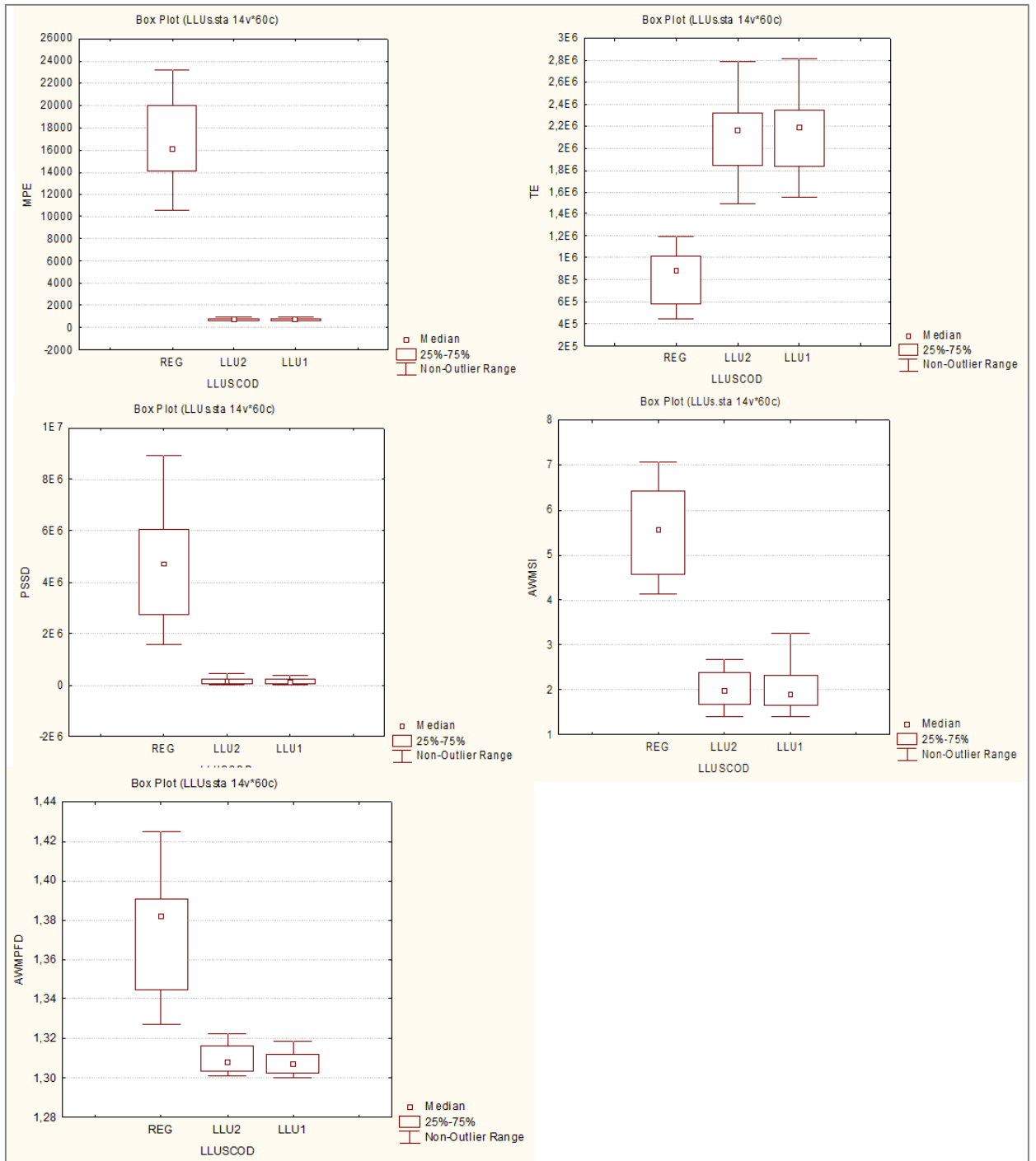


Figura 59 – Métricas de paisagem com um comportamento consistente (TE, MPE, PSSD, AWMFPD e AWMSI)

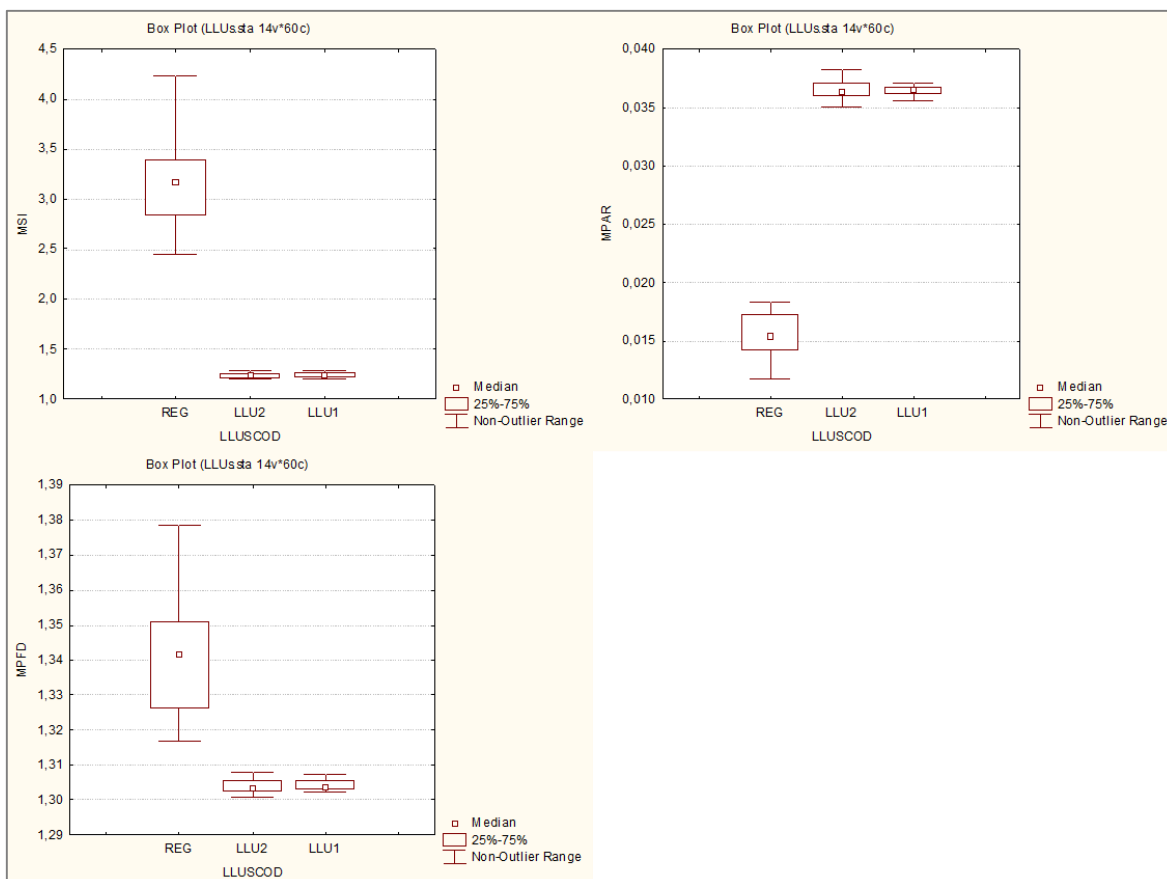


Figura 60 – Métricas de paisagem com um comportamento variável (MSI, MPAR e MPFD)

4.3 CONCLUSÕES

O estudo do comportamento das métricas de paisagem nas diferentes escalas funcionais quer aplicadas à ocupação e uso do solo quer aplicadas às unidades locais de paisagem permitiram a identificação do conjunto de métricas que apresentam comportamentos consistentes e que por isso são bons classificadores de unidades de paisagem.

Assim, da análise efetuada conclui-se que as métricas com comportamentos consistentes são as métricas de orla TE, ED e MPE de área PS, MPS, PSCoV, PSSD, de fragmentação NumP, e as métricas de diversidade SDI e SEI. As métricas de forma, apenas as ponderadas pela área (AWMSI, AWMPFD), têm comportamento consistente.

As restantes métricas de forma não têm um comportamento consistente não sendo por isso considerados bons classificadores na análise de paisagem (MSI, MPAR e MPFD).

As métricas analisadas apresentam um comportamento idêntico quer quando aplicadas à ocupação e uso do solo quer quando aplicadas às unidades locais de paisagem, observando-se um maior desvio padrão nas métricas das unidades locais de paisagem, essencialmente devido ao maior número de manchas criadas pela combinação das três variáveis.

No entanto se se analisar os resultados da análise de *clusters* (Anexo 5), facilmente se percebe que os grupos gerados através da análise de proximidade entre as respetivas métricas de paisagem são altamente heterogéneos e não seguem de forma clara o padrão da hierarquia do sistema de classificação. Tal facto poderá ser explicável devido à grande diversidade de tamanhos e formas das manchas dentro de uma mesma classe.

Dai se conclui que as métricas analisadas, embora consistentes no seu comportamento ao longo das diversas escalas funcionais, não constituem, por si só, e na sua atual formulação, bons classificadores de paisagem.

5 NOVAS ABORDAGENS NO CÁLCULO DE MÉTRICAS DE PAISAGEM E A RELAÇÃO ENTRE AS MÉTRICAS DE PAISAGEM E OS PROCESSOS

5.1 A DIMENSÃO TRIDIMENSIONAL NO CÁLCULO DE MÉTRICAS E SUA AVALIAÇÃO NA DEFINIÇÃO DE UNIDADES DE PAISAGEM

5.1.1 A tridimensionalidade aplicada às métricas da paisagem

As métricas da paisagem têm sido amplamente desenvolvidas nas últimas duas décadas. Um dos maiores e mais recentes desenvolvimentos foi a integração da terceira dimensão (3D), isto é da altimetria (expressa através da cota *z*), no cálculo das métricas de paisagem. A topografia tem um papel preponderante nas funções e estrutura dos ecossistemas, no entanto não é usual a sua integração na análise da estrutura da paisagem, a qual é na sua maioria baseada no modelo mancha-corredor-matriz desenvolvido por Forman & Godron em 1986, comumente analisado atendendo apenas às duas dimensões (isto é em planimetria).

A ecologia da paisagem estuda a estrutura, função e alterações da paisagem. A estrutura da paisagem é caracterizada pela composição e configuração dos seus padrões. Uma das principais premissas da ecologia da paisagem é que a estrutura da paisagem está ligada às suas funções e processos (Turner 1989, van Dorp & Opdam 1987, McIntyre & Wiens 1999), tal como referido por Forman & Godron (1986), quando enuncia os princípios gerais da ecologia da paisagem. A topografia é efetivamente uma das variáveis físicas do território que mais influencia muitos dos processos ecológicos. São destes exemplos a erosão, o escoamento e a acumulação, a distribuição da temperatura e da biodiversidade, a propagação de incêndios, entre outros. A ligação entre as características da superfície e ambas a riqueza específica e composição de plantas vasculares (tal como demonstrado em Davis & Goetz 1990, Burnett *et al.* 1998, Sebastiá 2004) é bem conhecida e frequentemente utilizada para o desenho de modelos de distribuição de biodiversidade (Bolstad *et al.* 1998). Esta é uma das áreas onde a aplicação do relevo é mais utilizada em estudos ecológicos. O impacto do relevo na diferenciação de ecossistemas ou das suas funções ecológicas como a humidade do solo, a distribuição de temperatura, o balanço da radiação solar e microclima foram também descritos em detalhe (Oke 1978, Swanson *et al.* 1988, Bailey 2004). O mesmo se passa com a relação entre o relevo e os processos geomorfológicos (Wondzell *et al.* 1996) ou o impacto da rugosidade nos processos de erosão (Bertol *et al.* 2005). Blaschke *et al.* (2004) utiliza métricas da paisagem em 3D para a modelação da estrutura vertical e a biodiversidade em florestas.

A ideia da importância da 3D na ecologia da paisagem está subjacente na afirmação de Carl Troll, em finais de 1930, quando refere *“hoped that a new science could be developed that could combine the spatial ‘horizontal’ approach of geographers with the functional ‘vertical’ approach of ecologists”* (Farina 1998).

Nos últimos 10 anos, as questões relacionadas com a 3D em ecologia da paisagem foram estudadas e aplicadas por diversos investigadores em distintas aproximações (McNab 1992, Pike 2000, Lefsky *et al.* 2002, Dorner *et al.* 2002, Bowden *et al.* 2003, Jenness 2004, Sebastiá 2004, Jenness 2006, McGarigal *et al.* 2009). Muitos destes estudos utilizam o modelo mancha-corredor-matriz para descrever o arranjo espacial do mosaico paisagístico e das manchas. Este modelo, usado para calcular as métricas de paisagem, é baseado nas medidas planimétricas da área, perímetro e distância, os quais podem levar a resultados erróneos, em especial nas zonas montanhosas (Hoechstetter *et al.* 2008).

O termo 3D usado no contexto deste trabalho refere-se à utilização do valor de z (altitude) associado a cada uma das coordenadas x,y planimétricas, de forma a criar um modelo digital de elevação ou modelo digital de terreno (MDE ou MDT), aqui usados como sinónimos.

Estudos recentes aplicam a 3D às métricas de paisagem (Hoechstetter *et al.* 2006, Hoechstetter *et al.* 2008, Hoechstetter 2009, Jenness 2004, Jenness 2006, Jenness 2010, Walz *et al.* 2010). O estudo desenvolvido por Hoechstetter *et al.* em 2008 fornece as bases teóricas para incluir as propriedades do relevo na análise da paisagem, realizando o cálculo das métricas de paisagem com base na geometria real da superfície e pela aplicação de parâmetros de rugosidade derivados das métricas da superfície tridimensional. Outros temas como a delimitação de campos de visão (viewshed) para cálculo de preferências de paisagem aplicam também a 3D (Sang *et al.* 2008).

O cálculo da área superficial e da rugosidade topográfica da paisagem foi detalhadamente estudada por Jenness (2004, 2010) o qual desenvolveu uma extensão para o ARCGIS para a análise raster de dados de elevação, que permite o cálculo da área real da superfície e o cálculo da razão entre a área superficial real e a área planimétrica, para a caracterização da rugosidade do relevo. Quer Jenness (2004) quer Hoechstetter (2009) referem a importância do cálculo das métricas básicas da paisagem (área, perímetro e distância) com a aplicação da 3D, especialmente em zonas montanhosas.

O presente trabalho pretende provar que a 3D é importante não só em zonas montanhosas mas que existem diferenças significativas nas métricas da paisagem quando calculadas em planimetria e altimetria, também em zonas de menor relevo.

Assim, se as métricas de paisagem são instrumentos úteis para a caracterização e avaliação da paisagem, então devem ou não ser calculadas considerando a altimetria do lugar, isto é, a 3ª dimensão?

A Figura 61 exemplifica a importância da 3D nas áreas amostra.

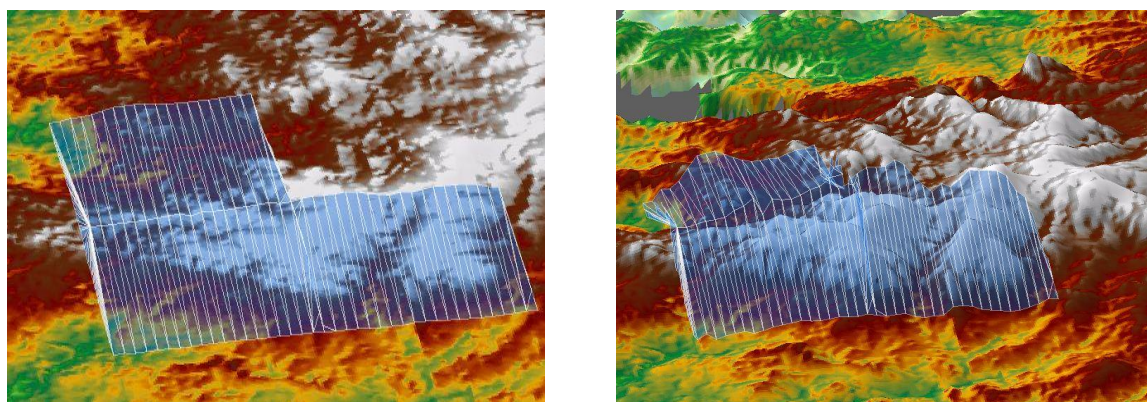


Figura 61 – Imagem em planimetria e aplicando a 3D nas áreas de estudo

Este ensaio testa assim, o comportamento de um grupo de métricas (Tabela 34) de paisagem em 13 áreas de estudo com cerca de 10.000 hectares cada, situadas no Alentejo Central, em diferentes condições de topografia. É realizada a análise estatística de significância dos resultados obtidos para as diferentes métricas calculadas em planimetria e com a terceira dimensão.

O objetivo do estudo apresentado neste capítulo é analisar se a terceira dimensão é realmente significativa para a caracterização da paisagem, quando baseada em métricas de paisagem. São testadas as métricas ao nível da mancha, da classe de manchas e da paisagem, calculadas em planimetria e altimetria. Analisa-se ainda se existem diferenças significativas entre as 13 áreas amostra, entre cada uma das métricas quando calculadas em planimetria e em 3D considerando a rugosidade do terreno.

5.1.2 Material e métodos

A área de estudo integra 13 das 20 áreas amostra utilizadas no capítulo anterior e representam 18% do total da área do Alentejo Central (Figura 62). A altimetria varia entre os 7 e 648 m.

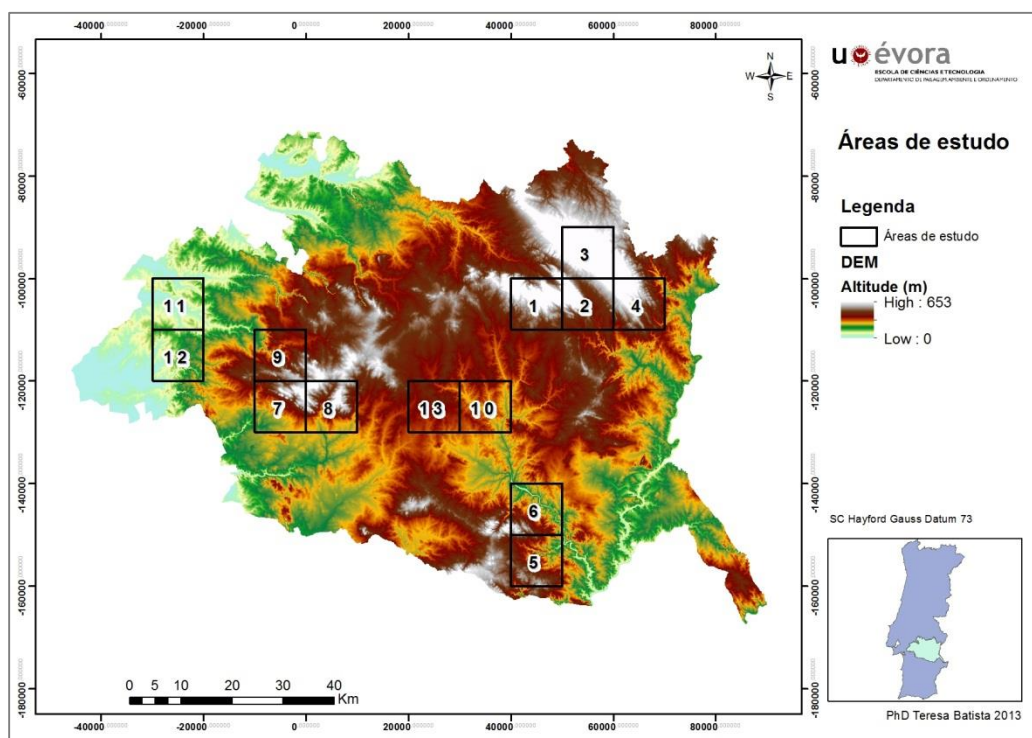


Figura 62 – Localização das áreas amostra.

5.1.3 Cálculo da área e perímetro real da superfície e métricas de paisagem

A 3D aplicada às métricas de paisagem implica o cálculo da área e perímetro reais da superfície em causa (Hoechstetter 2009). Quer a área da superfície quer a relação entre (área da superfície) / (área planimétrica) são índices úteis para a caracterização da rugosidade topográfica e da convolução da paisagem, fornecendo uma estimativa mais realista da área disponível que a obtida a partir da área planimétrica (Jenness 2004, 2006, 2010).

Walz *et al.* (2010) desenvolveu a extensão LandMetrics-3D para o ARCGIS 9.1 (funciona também com a versão ARCGIS 9.2 mas não teve evolução para o ARCGIS 10). Esta extensão integra as ferramentas disponíveis para o cálculo da área superficial real desenvolvidas por Jenness (2004, 2006, 2010) (http://www.jennessent.com/arcgis/surface_area.htm, ultima actualização April 8, 2010) e as métricas de paisagem do FRAGSTATS desenvolvidas por McGarigal *et al.* (2002). Esta aplicação é baseada nos desenvolvimentos realizados por Jenness em 2004, os quais utilizam um algoritmo de janela móvel (*moving window*) para estimar a área superficial real para cada célula da grelha através do método de triangulação (Figura 63). Cada triângulo está localizado no espaço tridimensional e conecta a célula focal com o ponto central das células adjacentes. O comprimento dos lados do triângulo e a área de cada triângulo pode então ser facilmente calculada através do Teorema de Pitágoras. Os oito triângulos resultantes são somados para produzir a área total da

superfície dessa célula. A descrição detalhada do método pode ser consultada em Hoechstetter *et al.* (2008), Hoechstetter (2009) ou Jenness (2010).

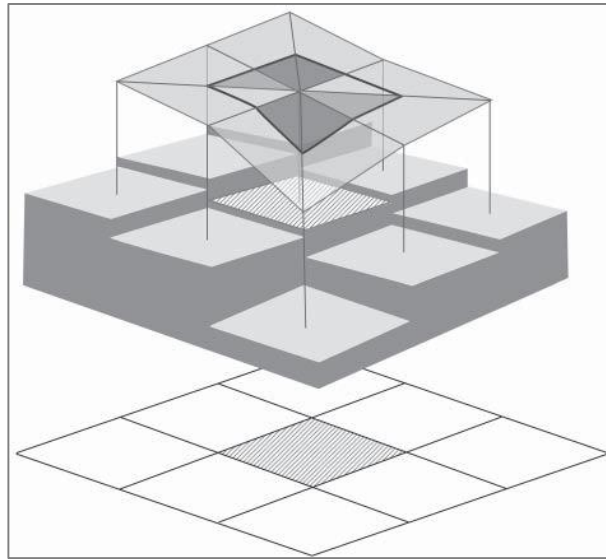


Figura 63 - Método para determinar a área superficial e perímetro reais das manchas (adaptado de Jenness 2004 por Hoechstetter *et al.* 2008).

O software LandMetrics-3D permite calcular não só a superfície real e o perímetro real da célula, mas também a distância real, para cada célula e cada mancha, o que permite o cálculo das métricas de paisagem de McGarigal *et al.* (2002). Usa dois ficheiros raster de igual resolução espacial. Um com as unidades de paisagem e outro com o modelo digital de elevação (MDE). Na Figura 64 encontra-se um exemplo de uma das áreas amostra utilizadas na análise. Os dados têm uma resolução espacial de 25x25 metros e uma extensão de 10.000x10.000 metros.



Figura 64 – Unidades locais de paisagem e MDE de área amostra 2 (area2)

As métricas calculadas para as 13 áreas amostra e para o 2D e 3D foram as identificadas na Tabela 34.

Tabela 34 - Métricas calculadas para as 13 áreas amostra e para o 2D e 3D

<i>Métricas</i>	<i>Métricas</i>
Dimensão Fractal (Fractdim - MPFD)	Razão Perímetro/Área (Ratio ou MPAR)
Índice de forma (Shape - MSI),	Orla Total (TE)
Área (Area)	Perímetro (Perim)
Densidade de orla (EdgeD - ED)	Contraste da orla (EdgeContrast - EC)
Índice da maior mancha (LPidx - LPI)	Número de manchas (PatchNr ou NumP)
Rugosidade média (Avg. Roughness - AR)	Rugosidade raiz média quadrática (RMS Roughness - RMSR)
Índice de Diversidade de Shannon (ShannonDivInd - SDI)	Índice de Uniformidade Shannon (ShannonEvenInd - SEI)
Índice de Diversidade de Simpson (SimpsonDivInd - SIDI)	Tamanho efetivo da malha (EffectiveMeshSize - MESH)
Assimetria (Skewness - SK)	Achatamento (kurtose - K)

As fórmulas detalhadas das métricas podem ser consultadas no capítulo I desta dissertação ou em MacGarigal & Marks (2004) ou Hoechstetter (2009).

Como resultado da aplicação da extensão LandMetrics 3D são gerados três tipos de ficheiros, o ficheiro Log, como o apresentado na Tabela 35 abaixo, onde são registados os valores calculados para cada métrica e para cada mancha, classe de manchas e para a paisagem total (área amostra).

Tabela 35 – Exemplo de ficheiro Log produzido para a Área 1

<i>DEM Layer : tingrid_a1</i>
<i>Patch Layer : paisagem_a1</i>
<i>Patch 1044,0 : 2D Met_Area_P :11250</i>
<i>Patch 1044,0 : 3D Met_Area_P :11283,0662027021</i>
<i>Patch 1044,0 : 2D Met_Perim_P :850</i>
<i>Patch 1044,0 : 3D Met_Perim_P :851,573670032594</i>
<i>Patch 1044,0 : 2D Met_Fract_P :1,1489860830914</i>
<i>Patch 1044,0 : 3D Met_Fract_P :1,14902114475128</i>
<i>Patch 1044,0 : 2D Met_Ratio_P :0,0755555555555556</i>
<i>Patch 1044,0 : 3D Met_Ratio_P :0,0754736039595916</i>
<i>Patch 1044,0 : 2D Met_Shape_P :2,00346921336188</i>
<i>Patch 1044,0 : 3D Met_Shape_P :2,00423510837763</i>
<i>Patch 1044,0 : Avg. Roughness : 2,91644400137442</i>

```

Patch 1044,0 : RMS Roughness : 3,7564159546654
Patch 1044,0 : Skewness: -1,47294182468441
Patch 1044,0 : Kurtosis : 4,12364343750115
Patch 1044,0 : 2D Met_EdgeContrast_P :0,256890753243009
Patch 1044,0 : 3D Met_EdgeContrast_P :0,256904115116107
Patch 1044,1 : 2D Met_Area_P :7500
Patch 1044,1 : 3D Met_Area_P :7514,91285697185
Patch 1044,1 : 2D Met_Perim_P :550
Patch 1044,1 : 3D Met_Perim_P :550,650790591031
Patch 1044,1 : 2D Met_Fract_P :1,10362265410726
Patch 1044,1 : 3D Met_Fract_P :1,10364202393121
Patch 1044,1 : 2D Met_Ratio_P :0,0733333333333333
Patch 1044,1 : 3D Met_Ratio_P :0,0732744079766903
Patch 1044,1 : 2D Met_Shape_P :1,58771324027147
Patch 1044,1 : 3D Met_Shape_P :1,58801390663098

.....

Landscape : 2D Met_Perim_LSC :1403850
Landscape : 3D Met_Perim_LSC :1409686,5512536
Landscape : 2D Met_Fract_LSC :1,08151752277939
Landscape : 3D Met_Fract_LSC :1,08145400204017
Landscape : 2D Met_Ratio_LSC :0,0853913106162563
Landscape : 3D Met_Ratio_LSC :0,0850282726653634
Landscape : 2D Met_Shape_LSC :1,64173465449595

```

O ficheiro de texto (.txt) que guarda os resultados é definido pelo utilizador. São ainda gerados os ficheiros de output gráfico das métricas em formato matricial ou grid, que apresentam a variação das métricas ao nível da mancha e da classe em cada área amostra. As *grids* com os resultados de cada uma das métricas, calculadas para as duas dimensões (2 e 3) e relação (r) entre 3D e 2D, e para a patch (p) e landscape class (lsc), são guardadas em ficheiros, tal como ilustra a Figura 65.

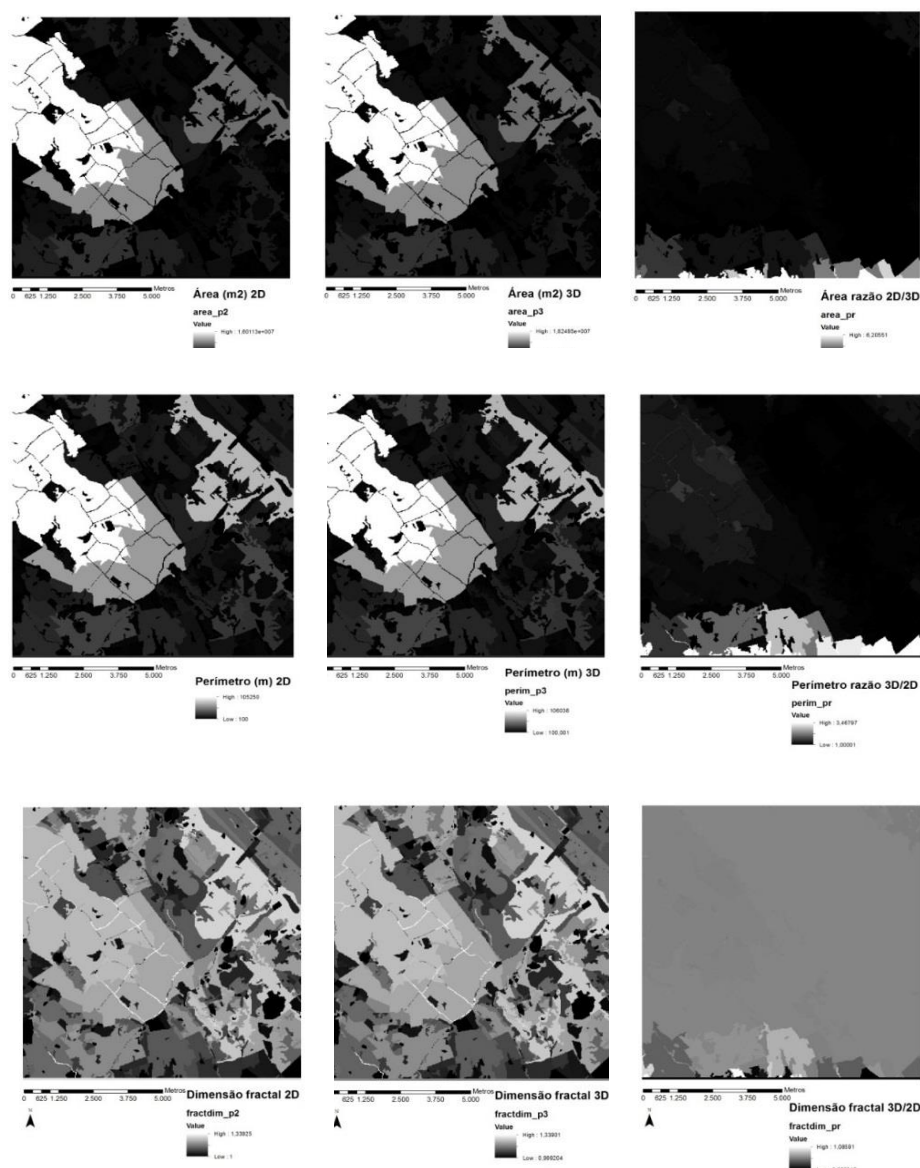


Figura 65 - Exemplos de outputs do Landmetrics 3D

Os resultados dos ficheiros *Log* foram integrados em Excel e analisados no programa de análise estatística R. A análise estatística aplicou testes de semelhança, às métricas em 2D e 3D, com comparação de pares. Compararam-se ainda as métricas entre si, para ver se haviam diferenças entre elas, e compararam-se também as áreas amostra entre elas. A primeira análise estatística envolveu a análise dos resultados obtidos para 11 das 13 áreas amostra, tendo-se realizado uma análise de significância para ver se existiam diferenças na forma como os dados são calculados em planimetria e em 3D. Esta análise teve por base uma amostra com 221 382 dados, distribuídos da seguinte forma:

Tabela 36 – Dimensão da amostra para análise das métricas em 2D e 3D

Between-Subjects Factors			
		Value Label	N
Dimensao	1	2D	110691
	2	3D	110691
Area	1	Quadr2	18990
	2	Quadr4	31842
	3	Quadr5	25578
	4	Quadr6	20538
	5	Quadr7	18054
	6	Quadr8	17892
	7	Quadr9	22626
	8	Quadr10	22158
	9	Quadr11	9882
	10	Quadr12	19980
	11	Quadr13	13842
Métrica	1	EgdeDens_LSC	24598
	2	AvgRough_LSC	24598
	3	RMSRough	24598
	4	EdgeCont_LSC	24598
	5	Shape_LSC	24598
	6	NumOfP_LSC	24598
	7	Perim_P	24598
	8	Ratio_LSC	24598
	9	FractDim_LSC	24598

Inicialmente tentou-se a abordagem paramétrica da ANOVA, no entanto não se verificaram os pressupostos para a sua utilização, dado que os dados não seguem uma distribuição normal e não tem variâncias iguais. Para testar a normalidade utilizou o teste de Kolmogorov-Smirnov com correção de Lilliefors, tendo-se concluído que para um nível de significância de 5% e com base nos dados amostrais existe evidência estatística de que a dimensão (2D e 3D), as áreas amostra e as métricas não apresentam distribuição normal. O teste de homocedastidade utilizado foi o *Levene's Test of Equality of Error Variances*, o qual testa a H_0 : que o erro da variância da variável dependente é igual através dos grupos. Também aqui se conclui que para um nível de significância de 5%, existe evidência estatística para afirmar que as variâncias são diferentes, sendo este pressuposto também violado.

Efetuar-se ainda algumas transformações para tentar validar os pressupostos da ANOVA mas uma vez que estes não se verificaram, recorreu-se à abordagem não paramétrica. Esta consiste em criar uma nova variável na qual as observações são ordenadas e efetuar a ANOVA utilizando essa variável e efetuando a comparação múltipla das médias das ordens, isto é, converteu-se as

observações em ordens de acordo com os valores da variável numérica, também designada de comparação múltipla das medianas. As hipóteses testadas, para todas as combinações possíveis de grupos 2 a 2 foram as seguintes:

- H0: As dimensões têm igual média
- H`0: As áreas têm igual média
- H``0: As métricas têm igual média

5.1.4 Resultados

Os resultados da ANOVA, realizada de acordo com a metodologia anteriormente descrita, isto é, com base na variável das ordens e com a comparação múltipla de médias das ordens pelo método LSD de Fisher, e recorrendo ao Software R, são apresentados na seguinte tabela da ANOVA:

Tabela 37 – Resultados da ANOVA

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Dimensao	1	4.1818e+13	4.1818e+13	62459.70	< 2.2e-16	***
Area	10	1.3641e+12	1.3641e+11	203.75	< 2.2e-16	***
Metrica	8	6.2317e+14	7.7897e+13	116345.71	< 2.2e-16	***
Dimensao:Area	10	7.4760e+11	7.4760e+10	111.66	< 2.2e-16	***
Dimensao:Metrica	8	8.1132e+13	1.0141e+13	15147.26	< 2.2e-16	***
Residuals	221344	1.4820e+14	6.6953e+08			

Signif. codes:	0	'***'	0.001	'**'	0.01	'*' 0.05
						'.' 0.1
						' ' 1

Daqui se conclui que, ao nível de significância de 5%, existe evidência estatística para afirmar que o comportamento médio global não é idêntico na Dimensão, Área, Métrica e nas interações dimensão*área e dimensão*métrica. Assim efetuaram-se comparações múltiplas nos diversos fatores em estudo.

Comparando as duas dimensões em estudo, obteve-se o seguinte resultado recorrendo ao SPSS, no qual se observa um p-value (valor prova) = 0,000 que é inferior ao nível de significância de 5%, pelo que se conclui que existem diferenças significativas nos resultados quando estes são calculados em 2D e 3D (tabela 38).

Tabela 38 – Comparação entre pares

Pairwise Comparisons						
Dependent Variable: Rank of Resultado						
(I) Dimensao	(J) Dimensao	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.a	95% Confidence Interval for	
					Lower Bound	Upper Bound
2D	3D	-27062,292*	112,650	,000	-27283,082	-26841,502
3D	2D	27062,292*	112,650	,000	26841,502	27283,082
Based on estimated marginal means						
*. The mean difference is significant at the ,05 level.						
a. Adjustment for multiple comparisons: Least Significant Difference (equivalent to no adjustments).						

Efetuaram-se também comparações múltiplas entre as áreas amostra, donde se obtiveram as seguintes diferenças entre as áreas, a um nível de significância de 5% (Tabela 39).

Tabela 39 - Comparação entre áreas amostra.

	<i>Difere de:</i>
Quadrado 2	Quadrado 4,6,7,10,11,12,13
Quadrado 4	Quadrado 2,5,6,7,8,10,11,12,13
Quadrado 5	Quadrado 4,6,7,9,10,11,12,13
Quadrado 6	Quadrado 2,4,5,7,8,9,10,12,13
Quadrado 7	Todas as áreas
Quadrado 8	Quadrado 4,6,7,10,11,12,13
Quadrado 9	Quadrado 5,6,7,10,11,12,13
Quadrado 10	Todas as áreas
Quadrado 11	Todas as áreas excepto a do quadrado 6
Quadrado 12	Todas as áreas
Quadrado 13	Todas as áreas

Em relação às métricas todas apresentam um p-value=0,000, donde se conclui que estas são todas estatisticamente diferentes entre si.

Na Tabela 40 apresentam-se os valores da elevação mínima e máxima de cada área amostra. Para testar a similaridade entre as métricas calculadas em planimetria (2D) e em 3D, usou-se o teste não-paramétrico de Wilcoxon. Os resultados (Tabela 42) indicam que todas as métricas de paisagem estudadas são significativamente diferentes ($p < 0,05$) quando calculadas em planimetria ou com o uso da área superficial real, perímetro ou distância. A única métrica que não apresenta diferenças significativas é o número de manchas (PatchNr ou NumP), o qual não é variável entre o 2D e o 3D e é por isso usado como “branco”. Este resultado suporta o resultado prévio obtido quando na análise de 221.382 registos, para as duas dimensões (2D e 3D), aplicadas a manchas,

classes de manchas e paisagem, em 11 áreas amostra e considerando 9 métricas de paisagem (Batista *et al.* 2010).

Tabela 40 – Variação da altimetria das áreas amostra

	<i>Altitude Min. (m)</i>	<i>Altitude Max. (m)</i>	<i>Altitude Média (m)</i>	<i>Altitude Max-Min</i>
A1	253,71	630,08	441,89	376,37
A2	222,47	648,98	435,73	426,51
A3	298,19	509,27	403,73	211,08
A4	177,95	469,13	323,54	291,18
A5	156,46	366,74	261,60	210,28
A6	130,90	388,85	259,88	257,95
A7	157,65	434,60	296,13	276,95
A8	180,40	427,78	304,09	247,38
A9	147,23	375,70	261,47	228,47
A10	171,59	274,48	223,04	102,89
A11	53,95	150,30	102,13	96,35
A12	71,05	212,05	141,55	141,00
A13	207,38	285,38	246,38	78,00

Apresentam-se igualmente os limites de variação de cada uma das métricas ensaiadas, calculados com base na variação em percentagem do valor das métricas de paisagem calculadas em 3D relativamente às mesmas métricas calculadas em planimetria (Figura 66 – Variação (em %) das métricas de paisagem em 3D em relação às métricas calculadas em planimetria). Nesta figura pode observar-se que as métricas base, **Area** e **Perim** apresentam uma variação visível, maior na Area (máx. 4%) que no Perim (máx 1%). Estas variações induzem a variação positiva das métricas EffectiveMeshSize (MESH), EdgeContrast (EC), Tedge (TE) e das métricas de diversidade ShannonDivInd (SDI), ShannonEvenInd (SEI) e SimpsonDivInd (SIDI). Observa-se uma variação negativa nas métricas Ratio (MPAR), EdgeD (ED), LPidx (LPI), a qual pode ser explicada pelo facto de todas estas métricas possuírem na sua formulação a divisão pela Area, a qual aumenta na análise 3D.

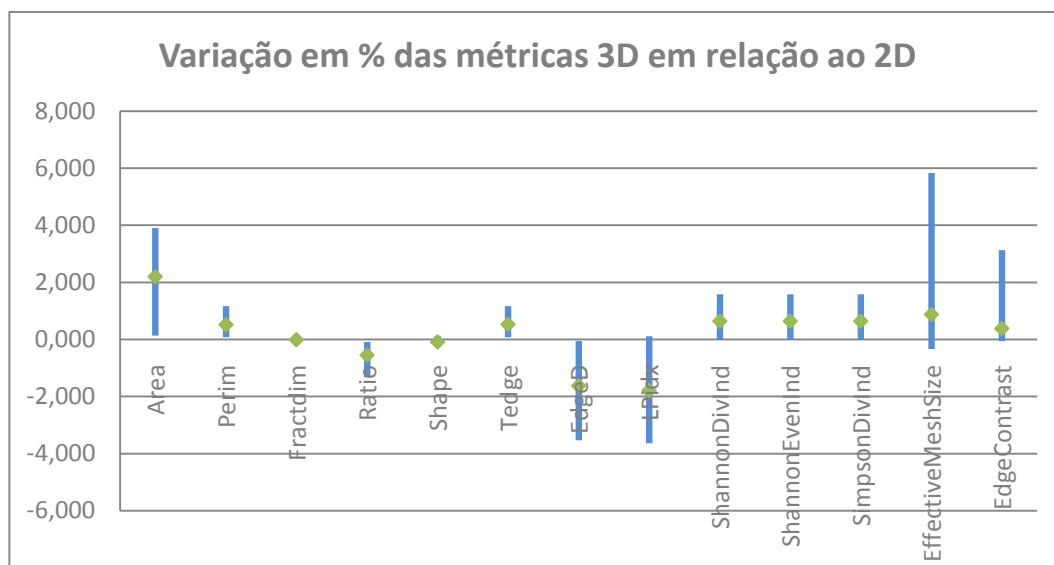


Figura 66 – Variação (em %) das métricas de paisagem em 3D em relação às métricas calculadas em planimetria

A dimensão fractal (FractDim) e a forma (Shape) são as métricas com maior estabilidade, uma vez que refletem a relação entre o Perim e Area.

As métricas de metrologia da superfície Avg. Roughness, RMS Roughness, Skewness e Kurtosis são apresentadas na Tabela 41, junto com os restantes resultados para as métricas ao nível da paisagem (ou área amostra). Avg. Roughness (Ra) ou rugosidade média, aproxima-se da rugosidade da superfície através do cálculo da média absoluta dos valores da elevação a partir do plano de referência (em metros) e a RMS Roughness é a modificação de Ra, usada como um equivalente ao desvio padrão da amostra em estatística. Estas duas métricas dão informação acerca da rugosidade do terreno. Na figura 67 observa-se que a área amostra 1 (A1) (A1=3,91) é a área que apresenta maior rugosidade, e a área 10 (A10=1,11) a menor. Todos os restantes valores variam entre 1,5 e 3. Isto demonstra que todas as áreas amostra não apresentam uma elevada rugosidade, no entanto apresentam na mesma diferenças significativas entre as métricas calculadas em 2D e 3D.

A assimetria (Skewness) varia entre - 0,05 (A11) e 0,06 (A9), contudo está muito próxima de zero, o que indica uma forma simétrica para a distribuição da altitude média da superfície. A assimetria pode ser negativa se a distribuição tiver uma curvatura mais pronunciada abaixo do plano médio, ou positiva se a distribuição tem uma curvatura mais pronunciada acima do plano médio. Consequentemente, dá-nos a indicação da existência de elementos “pontagudos” (Hoechstetter 2009).

O coeficiente de curtose (Kurtosis) varia entre 1,46 (A3 e A13) e 1,98 (A9), o que indica uma boa distribuição da altitude da superfície, em todas as áreas amostra.

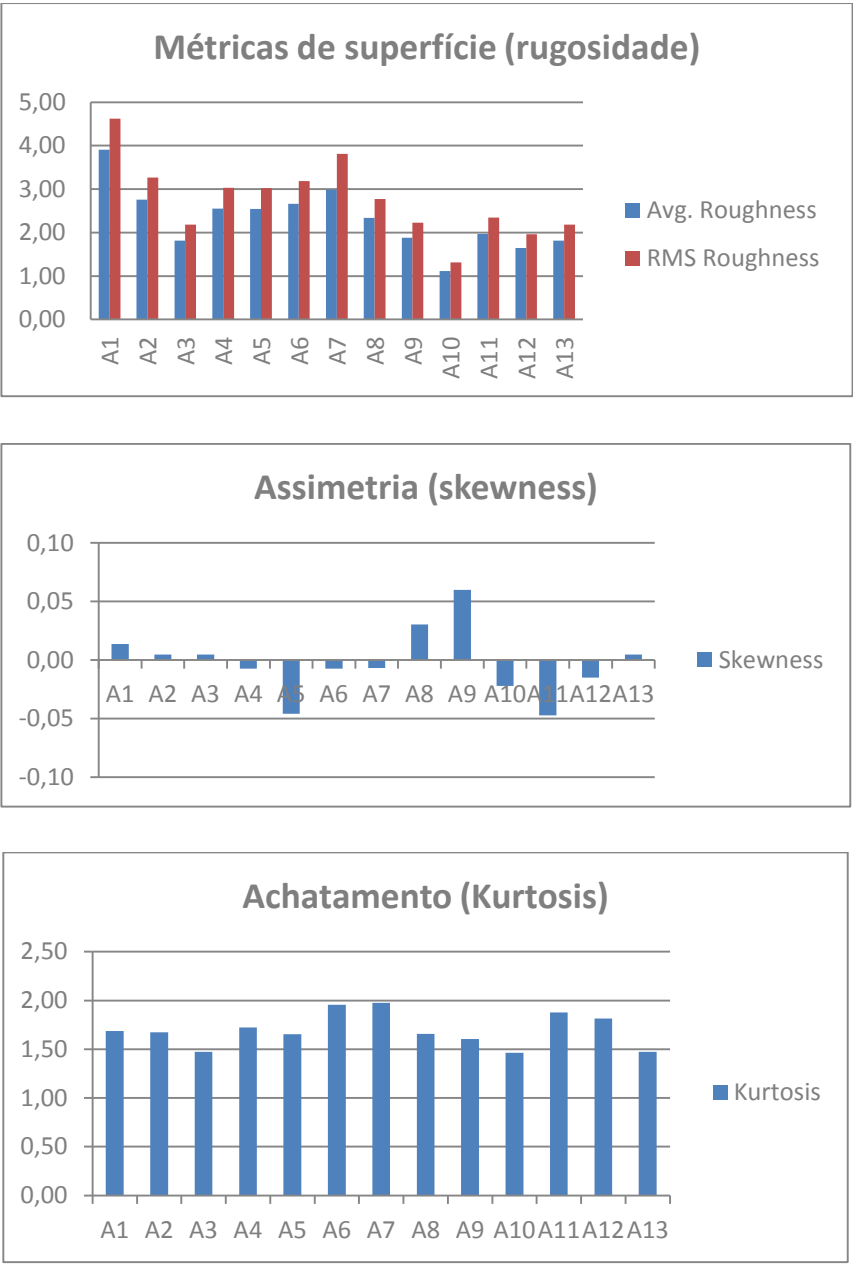


Figura 67 – Métricas de superfície nas 13 áreas amostra

Tabela 41 - Métricas da paisagem em 2D e 3D para as 13 áreas amostra

Metрика	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13
2D Met_Area_LSC	100500625,00	101252500,00	103016875,00	101757500,00	104295000,00	102000000,00	101757500,00	100747500,00	101505625,00	107640625,00	101505000,00	101505000,00	103016875,00
3D Met_Area_LSC	101268056,57	104259222,12	107038784,33	104877674,06	106885187,56	105050744,39	105008686,40	102764880,46	101822603,17	107787065,19	102655444,21	103186957,43	107038784,33
2D Met_Perim_LSC	1403850,00	1675100,00	1670850,00	2342600,00	1974150,00	1886000,00	1497400,00	1457250,00	1663450,00	1544600,00	1201650,00	1775550,00	1670850,00
3D Met_Perim_LSC	1409686,55	1690485,71	1674091,22	2364641,10	1991765,14	1902349,60	1514860,92	1466812,50	1666046,98	1545814,50	1202662,33	1777130,37	1674091,22
2D Met_Fract_LSC	1,0815	1,0843	1,0659	1,0767	1,0716	1,0825	1,0651	1,0717	1,0689	1,0647	1,0767	1,0775	1,0659
3D Met_Fract_LSC	1,0815	1,0843	1,0658	1,0763	1,0714	1,0824	1,0653	1,0715	1,0688	1,0646	1,0765	1,0774	1,0658
2D Met_Ratio_LSC	0,0854	0,0894	0,0952	0,0831	0,0862	0,0716	0,0936	0,0836	0,0892	0,0953	0,0757	0,0781	0,0952
3D Met_Ratio_LSC	0,0850	0,0886	0,0951	0,0822	0,0850	0,0707	0,0929	0,0830	0,0890	0,0952	0,0756	0,0781	0,0951
2D Met_Shape_LSC	1,6417	1,6492	1,4742	1,5716	1,5398	1,6277	1,4900	1,5329	1,5055	1,4602	1,6319	1,5968	1,4742
3D Met_Shape_LSC	1,6418	1,6482	1,4729	1,5673	1,5358	1,6275	1,4918	1,5317	1,5053	1,4601	1,6282	1,5946	1,4729
2D Met_TEdge_LSC	721975,00	857675,00	855725,00	1191475,00	1007500,00	963200,00	768875,00	748700,00	851875,00	793050,00	620975,00	907925,00	855725,00
3D Met_TEdge_LSC	724942,48	865656,77	857744,22	1202750,44	1016528,48	971638,27	777859,68	753679,41	853199,04	793667,85	621576,26	908853,75	857744,22
2D Met_EdgeD_LSC	0,0072	0,0085	0,0083	0,0117	0,0097	0,0094	0,0076	0,0074	0,0084	0,0074	0,0061	0,0089	0,0083
3D Met_EdgeD_LSC	0,0072	0,0083	0,0080	0,0115	0,0095	0,0092	0,0074	0,0073	0,0084	0,0074	0,0061	0,0088	0,0080
2D Met_LPidx_LSC	19,6790	15,8132	18,9168	4,1858	5,5731	4,2659	9,5276	11,3948	11,5320	9,5224	10,1325	19,8685	18,9168
3D Met_LPidx_LSC	19,5919	15,5857	18,2289	4,0770	5,4577	4,1595	9,2350	11,2017	11,5451	9,5192	10,0331	19,5893	18,2289
2D Met_EdgeContrast_LSC	9,7629	5,8015	6,3137	4,5860	5,7856	5,5754	5,7626	6,7918	7,7159	9,1638	14,5266	7,9404	6,3137
3D Met_EdgeContrast_LSC	9,7730	5,8055	6,3559	4,5867	5,7824	5,5819	5,9429	6,7894	7,7170	9,1641	14,5389	7,9539	6,3559
2D Met_PatchNr_LSC	827,00	1055,00	1311,00	1769,00	1421,00	1141,00	1003,00	994,00	1257,00	1231,00	549,00	1110,00	1311,00
3D Met_PatchNr_LSC	827,00	1055,00	1311,00	1769,00	1421,00	1141,00	1003,00	994,00	1257,00	1231,00	549,00	1110,00	1311,00
2D Met_ShannonDivInd_LSC	2,4832	2,7025	2,3672	3,2216	2,9404	3,3762	2,7878	3,4333	2,7469	2,9046	1,9757	2,8106	2,3672
3D Met_ShannonDivInd_LSC	2,4829	2,7231	2,4047	3,2398	2,9628	3,3865	2,8032	3,4411	2,7466	2,9047	1,9996	2,8318	2,4047
2D Met_ShannonEvenInd_LSC	0,6644	0,6944	0,6115	0,7195	0,6876	0,7772	0,6380	0,7688	0,6824	0,7123	0,5557	0,6661	0,6115
3D Met_ShannonEvenInd_LSC	0,6643	0,6997	0,6212	0,7236	0,6928	0,7796	0,6415	0,7705	0,6823	0,7124	0,5624	0,6711	0,6212
2D Met_SimpsonDivInd_LSC	0,8838	0,9026	0,8277	0,9337	0,9101	0,9508	0,8983	0,9452	0,9013	0,9067	0,8051	0,8878	0,8277
3D Met_SimpsonDivInd_LSC	0,8839	0,9049	0,8373	0,9351	0,9119	0,9518	0,9009	0,9462	0,9013	0,9067	0,8086	0,8906	0,8373
2D Met_EffectiveMeshSize_LSC	6386324,59	4416584,37	7376060,43	795199,73	1204267,66	995949,98	3632484,40	2905357,08	3218919,20	2956715,43	4290210,97	5090375,16	7376060,43
3D Met_EffectiveMeshSize_LSC	6415045,76	4430565,32	7377231,76	811302,62	1205333,58	1054004,86	3727508,59	2908962,74	3232066,72	2959040,65	4277989,96	5073026,14	7377231,76
Avg. Roughness	3,9078	2,7566	1,8182	2,5502	2,5434	2,6603	2,9892	2,3410	1,8805	1,1140	1,9696	1,6474	1,8182
RMS Roughness	4,6198	3,2676	2,1866	3,0322	3,0252	3,1889	3,8107	2,7754	2,2249	1,3161	2,3476	1,9615	2,1866
Skewness	0,0138	0,0048	0,0047	-0,0075	-0,0460	-0,0074	-0,0069	0,0304	0,0598	-0,0222	-0,0472	-0,0151	0,0047
Kurtosis	1,6866	1,6737	1,4725	1,7241	1,6550	1,9564	1,9755	1,6576	1,6032	1,4632	1,8769	1,8159	1,4725

Tabela 42 – Teste estatístico de Wilcoxon (Signed Ranks)

<i>Métricas de Paisagem 3D versus 2D</i>	<i>Z</i>	<i>Asymp. Sig.</i>
3D Met_Area_LSC - 2D Met_Area_LSC	-3,181 ^a	,001
3D Met_Perim_LSC - 2D Met_Perim_LSC	-3,181 ^a	,001
3D Met_Fract_LSC - 2D Met_Fract_LSC	-2,342 ^b	,019
3D Met_Ratio_LSC - 2D Met_Ratio_LSC	-3,181 ^b	,001
3D Met_Shape_LSC - 2D Met_Shape_LSC	-2,412 ^b	,016
3D Met_TEdge_LSC - 2D Met_TEdge_LSC	-3,181 ^a	,001
3D Met_EdgeD_LSC - 2D Met_EdgeD_LSC	-3,181 ^b	,001
3D Met_LPidx_LSC - 2D Met_LPidx_LSC	-3,041 ^b	,002
3D Met_PatchRD_LSC - 2D Met_PatchRD_LSC	-3,181 ^b	,001
3D Met_PatchNr_LSC - 2D Met_PatchNr_LSC	,000 ^c	1,000
3D Met_ShannonDivInd_LSC - 2D Met_ShannonDivInd_LSC	-2,831 ^a	,005
3D Met_ShannonEvenInd_LSC - 2D	-2,831 ^a	,005
3D Met_SimpsonDivInd_LSC - 2D Met_SimpsonDivInd_LSC	-3,041 ^a	,002
3D Met_EffectiveMeshSize_LSC - 2D	-2,062 ^a	,039
3D Met_EdgeContrast_LSC - 2D Met_EdgeContrast_LSC	-2,552 ^a	,011
a. Based on negative ranks.		
b. Based on positive ranks.		
c. The sum of negative ranks equals the sum of positive ranks.		

5.1.5 Conclusões

Os resultados obtidos neste estudo suportam a tese de que a terceira dimensão é importante no cálculo das métricas de paisagem, não só em zonas montanhosas. Os resultados alcançados revelam diferenças estatisticamente significativas entre as métricas calculadas em 3D e em planimetria. Só as métricas de forma MPFD (FractDim) e MSI (Shape) são praticamente idênticas em 2D e 3D, demonstrando a MSI uma pequena diferença negativa. Estes resultados concordam parcialmente com os resultados obtidos por Hoehstetter (2009), contudo as áreas amostra utilizadas no presente trabalho tem uma baixa rugosidade, forma simétrica da distribuição da altitude e uma boa distribuição da altitude, o que indica que mesmo em áreas de menor relevo, o uso das métricas de paisagem utilizando a superfície real calculada de acordo com Jenness (2004) pode fazer a diferença na análise da paisagem.

Isto significa que todas as métricas de área e orla são afetadas pela terceira dimensão. As métricas mais afetadas são a TE, ED, LPI, a métrica de fragmentação MESH, e as de diversidade (SEI, SIDI e SDI). Isto significa que este tipo de métricas deverá, preferencialmente, ter em consideração a área e perímetros reais na análise da paisagem.

A extensão do ARCGIS LandMetrics-3D revelou-se uma ferramenta de elevado interesse para a análise de paisagem, apenas ressalvando que não está prevista a sua migração para a nova versão de ARCGIS 10, segundo um dos autores (Hoechstetter com. pessoal). Neste contexto os autores Prof. Ulrich Walz e Sebastian Hoechstetter acordaram colaborar com a autora desta dissertação e a Universidade de Évora na migração da aplicação para a nova versão de ARCGIS 10.1 e também na melhoria da mesma através do seu desenvolvimento e integração de novos índices de paisagem (Walz com. pessoal Dezembro de 2012).

5.2 ANÁLISE DA RELAÇÃO ENTRE AS MÉTRICAS DE PAISAGEM E AS FUNÇÕES DA PAISAGEM

As métricas de paisagem são aplicadas, na sua maioria, ao modelo mancha-corredor-matriz (Forman & Godron 1896) e são usadas nas mais diversas aplicações em ecologia da paisagem. Este modelo tem conduzido a enormes avanços no conhecimento da relação padrão-processo na paisagem (Turner 2005). Contudo continuam a persistir dúvidas sobre o real poder explanatório das métricas da paisagem e sobre o seu real significado ecológico. Efetivamente o atual poder explanatório das métricas de paisagem em diferentes níveis e escalas continua questionável, não só pelos pressupostos básicos em que assenta como limites bem definidos, análise planimétrica, não considerando o relevo da superfície terrestre e a existência de gradientes ecológicos (Hoechstetter 2009), mas também pelo facto das métricas da paisagem não refletirem o valor da composição dos padrões, tais como tipo de vegetação e densidade, a existência de espécies raras e a estrutura vertical da vegetação. Efetivamente o modelo mancha-corredor-matriz não representa de forma correta a heterogeneidade espacial continua (McGarigal & Cushman 2005). Uma vez categorizado, as manchas agrupam toda a heterogeneidade interna, o que pode resultar em perda de importante informação ecológica (McGarigal *et al.* 2009).

Algumas destas questões são levantadas por autores com a mesma preocupação acerca do valor explanatório das métricas de paisagem (Tischendorf 2001, Li & Wu 2004, Turner 2005; Hoechstetter 2009, McGarigal *et al.* 2009). Embora Forman & Godron (1986) e MacGarigal & Marks (1994) tenham explicado de uma forma muito intuitiva o significado ecológico do modelo mancha-corredor-matriz e o potencial e limitações das métricas de paisagem, continuam a existir dificuldades em extrair o significado ecológico da sua aplicação. Este tema é detalhado na tese de Doutorado de Sebastian Hoechstetter (2009), onde o modelo mancha-corredor-matriz é debatido e ao qual são propostos melhoramentos como a inclusão da terceira dimensão e a utilização de gradientes ecológicos e da lacunaridade.

Na presente análise propõe-se o estudo exploratório do comportamento das métricas de paisagem em relação a três funções ecológicas que consideramos de vital importância para a preservação dos ecossistemas: a captura de carbono, a capacidade de infiltração e a manutenção da biodiversidade.

Esta análise é efetuada tendo como base as treze áreas amostra já utilizadas para a análise da importância da terceira dimensão nas métricas de paisagem. O resultado da classificação de

cada uma destas funções ecológicas é então relacionado com as respetivas métricas de classe e de paisagem, de forma a identificar relações espaciais.

5.2.1 Relação entre estrutura-função da paisagem: métricas de paisagem / funções ecológicas

Os sistemas ecológicos são espacialmente heterogêneos, exibindo uma considerável complexidade e variabilidade ao longo do espaço e do tempo. A relação entre a estrutura da paisagem e as funções ecológicas das mesmas continua no entanto, a ser relativamente desconhecida. Numa determinada paisagem não conseguimos medir por exemplo a quantidade de oxigénio produzida, apenas estimar através de extrapolação de ensaios a espécies ou grupos de espécies mais reduzidos. Também a biodiversidade é muito variável nos diversos níveis hierárquicos.

Assim, embora já existam mais de 30 anos de pesquisa sobre a quantificação da estrutura da paisagem, prevalece a necessidade da existência de métodos que permitam, com alguma facilidade, a identificação da relação entre a estrutura da paisagem e a sua ou suas funções ecológicas, em ambas as escalas espacial e temporal, e em investigação básica e aplicada.

A paisagem caracteriza-se pela sua estrutura, função e dinâmica. A estrutura da paisagem caracteriza-se pela sua composição e configuração. Uma das premissas fundamentais em ecologia da paisagem é o “Princípio da estrutura-função”, já referido no capítulo I, que identifica a existência de relações entre a estrutura da paisagem e as suas funções ou processos ecológicos (Turner 1989, Gustafson 1998).

O cálculo das métricas da paisagem é baseado no modelo mancha-corredor-matriz de Forman & Godron (1896). Este modelo permitiu grandes avanços na compreensão das relações padrão-processo (Turner 2005), contudo continua a haver a necessidade de maior compreensão do real significado ecológico das métricas de paisagem de forma a desenvolver métodos mais aplicados e reprodutíveis.

Efetivamente o atual poder explanatório das métricas de paisagem continua a ser questionável a diferentes níveis e escalas, não só pelas suas assunções básicas (limites bem definidos, análise planimétrica), não tomando em consideração a superfície do terreno e os gradientes ecológicos (Hoechstetter 2009), mas também pelo facto das métricas de paisagem não refletirem de forma clara o valor da composição das manchas tal como o tipo e densidade da vegetação, a existência de espécies raras, o grau de degradação e a estrutura vertical da vegetação.

Efetivamente o modelo mancha-corredor–matriz não representa bem a continuidade da heterogeneidade espacial (McGarigal & Cushman 2005). Uma vez criadas as categorias ou classes de unidades, as manchas simplificam toda a heterogeneidade interna, o que pode resultar numa perda significativa de informação ecológica (McGarigal *et al.* 2009).

Muitas destas questões são também referidas por outros autores preocupados com o valor explicativo das métricas de paisagem (Tischendorf 2001, Li & Wu 2004, Turner 2005, McGarigal *et al.* 2009, Hoechstetter 2009). Embora Forman & Godron (1986) e McGarigal & Marks (1994), expliquem de forma bastante intuitiva o significado ecológico do modelo mancha-corredor-matriz e o potencial e limitações inerentes à utilização das métricas de paisagem, o que é evidente é que diversos autores têm usado as métricas de paisagem apenas como um fim para a sua investigação e não como um meio para explicar a heterogeneidade espacial ou a sua relação com determinada função da paisagem. Mesmo naqueles autores que tentam a relação entre as métricas de paisagem e determinada função elas são na maioria muito focadas em determinada espécie/função.

Esta questão está desenvolvida por Sebastian Hoechstetter (2009), onde o modelo mancha-corredor-matriz é discutido e são propostas melhorias como a inclusão da terceira dimensão no cálculo das métricas e a integração da lacunaridade para o cálculo dos gradientes ecológicos.

Tendo em mente a preocupação sobre a capacidade explicativa das métricas por si só no que respeita às funções ecológicas da paisagem e na sua capacidade para utilização em planeamento e ordenamento do território, no presente capítulo ensaia-se o comportamento das métricas em relação a três funções ecológicas da paisagem: sequestro de carbono (indicador – densidade de carbono), biodiversidade (adequabilidade de habitat) e infiltração potencial (infiltração superficial potencial), aplicadas às treze áreas amostra utilizadas na análise da importância da terceira dimensão no cálculo das métricas de paisagem. Os resultados das métricas calculadas para as treze áreas são depois relacionados com os valores de cada uma das variáveis analisadas.

A análise baseia-se nos atributos das manchas de unidades locais de paisagem (composição e configuração) caracterizados com base nas métricas de paisagem e avaliadas para cada mancha o valor de cada uma das funções ecológicas testadas. Esta análise tem como objetivo perceber melhor o valor das métricas de paisagem na predição das funções ecológicas das mesmas. As funções ecológicas são estimadas com base em literatura e aplicadas a cada uma das unidades de paisagem. O resultado permite compreender melhor a capacidade explanativa das métricas de paisagem.

5.2.2 Problemas de aplicação das métricas de paisagem e do seu significado ecológico

Os autores Li & Wu (2004), identificaram três tipos gerais de problemas de aplicação das métricas de paisagem e do seu significado ecológico: 1) falha conceitual na análise do padrão da paisagem, 2) as limitações inerentes aos índices de paisagem e 3) o uso indevido de índices de paisagem. As falhas conceituais incluem relações indevidas entre o padrão e o processo, fraca importância ecológica de métricas de paisagem e confusão entre a escala de observação e escala de análise. Duas das limitações mais comuns são respostas variáveis às alterações no padrão da paisagem e dificuldades em interpretar as métricas de paisagem uma vez que diversos índices têm respostas semelhantes em diferentes tipos de paisagens quer no que respeita à composição quer à configuração. Estes autores dão diversos exemplos do uso indevido das métricas de paisagem, como a quantificação do padrão sem considerar o processo, a inferência inapropriada a partir de uma única paisagem ou a necessidade de análise de correlação dos índices de paisagem.

Os processos ecológicos muitas vezes não só afetam como são afetados pelo padrão espacial da paisagem (Turner 1989). Por exemplo, a infiltração da água no solo é afetada pela densidade da vegetação, pela geologia, solo e declive, que por sua vez afeta o crescimento da própria vegetação através da disponibilidade de água para as plantas. Nas paisagens mediterrânicas ambos os fatores naturais e antrópicos influenciam o padrão da paisagem.

Efetivamente se as métricas de paisagem refletem importantes atributos da estrutura da paisagem elas poderão funcionalmente ligar a dinâmica dos processos ecológicos à estrutura da paisagem (Wiens *et al.* 1993).

Neste trabalho testa-se o comportamento das métricas e o seu poder explicativo quanto às funções ecológicas de sequestro de carbono, biodiversidade e infiltração de água. Estas funções ecológicas foram escolhidas pela sua importância no planeamento territorial.

O processo analítico inclui o cálculo das métricas de classe e métricas de paisagem através da extensão *Patch Analyst* para ARCGIS 10 (Rempel *et al.* 2012). As métricas calculadas estão sumarizadas na Tabela 43.

Tabela 43 - Métricas de classe e paisagem analisadas.

Métricas			Nível de	Nível
Grupo	Abreviatura	Descrição	classe	paisagem
Métricas de	SDI	Índice de diversidade de Shannon		X
Diversidade	SEI	Índice de equitatividade de Shannon		X
Métricas de	MPAR	Razão perímetro/área	X	X
forma	MSI	Índice de forma médio	X	X
	AWMSI	Índice de forma médio ponderado pela área	X	X
	MPFD	Dimensão fractal média	X	X
	AWMPFD	Dimensão fractal média ponderado pela área	X	X
Métricas de orla	TE	Orla total	X	X
	ED	Densidade de orla	X	X
	MPE	Orla total média	X	X
	Pperim	Perímetro da mancha	X	X
Métricas de	NumP	Número de manchas	X	X
área	MPS	Tamanho médio da mancha	X	X
	MedPS	Tamanho mediano da mancha	X	X
	CA	Área da classe	X	
	CAP	Proporção da área da classe	X	
	TLA	Área total da paisagem		X
	PS	Tamanho da mancha	X	
	PSCoV	Covariância do tamanho da mancha	X	X
	PSSD	Desvio padrão do tamanho da mancha	X	X

5.2.3 Material e métodos

A área de estudo é a mesma utilizada na análise da terceira dimensão (Figura 61), isto é as 13 áreas amostra do Alentejo Central. Apresenta-se aqui a proporção da área de cada classe (CAP) (Tabela 44) dentro de cada área amostra e os respetivos mapas de uso e ocupação de solo, uma vez que tal irá ser utilizado adiante na caracterização das funções da paisagem.

Tabela 44 – Proporção da área da classe (CAP) por área amostra (agregação CLC3).

<i>CLC3 Classes</i>	<i>A1</i>	<i>A2</i>	<i>A3</i>	<i>A4</i>	<i>A5</i>	<i>A6</i>	<i>A7</i>	<i>A8</i>	<i>A9</i>	<i>A10</i>	<i>A11</i>	<i>A12</i>	<i>A13</i>
111	0.12	0.31	1.84	0.57			0.41	0.51	1.96	0.32	1.01	1.78	2.21
112	0.15	0.37	1.31	0.34	0.07	0.11	0.25	0.35	1.15	0.21	0.50	0.65	0.54
121	0.01	0.15	0.38	0.19		0.00	0.08	0.03	1.16	0.03	0.11	0.70	0.30
122	0.10	0.17	1.39	0.34	0.21	0.03	0.27	0.19	1.20	0.24	0.25	0.90	0.41
124													0.15
131		1.16	2.73	4.52			0.09		0.25				0.00
132		0.00	0.04	0.01			0.01	0.01	0.10		0.08	0.03	0.03
133			0.02	0.05		0.06	0.02					0.26	
141		0.01	0.01	0.01			7.41	0.00	0.02	0.02	0.04	0.05	
142	0.01	0.01	0.06	0.02			1.81	0.02	0.15	31.01	0.05	0.08	0.04
211	2.67	15.05	17.02	11.90	2.51	4.62	7.41	4.25	8.42	3.69	10.04	13.55	25.52
212	0.25	1.17	0.22	0.92		1.96	1.81	0.44	1.96		1.14	1.04	4.21
213							0.03				0.93	0.72	
221	1.38	7.99	14.88	0.65		0.59		0.23	2.16	1.43	0.06	2.68	4.67
222	0.06	0.32	1.34	0.63			0.21	0.04	0.02	0.02	0.05	0.04	0.03
223	2.63	2.59	27.34	11.94	3.77	2.01	2.83	5.05	15.11	8.29	1.77	2.52	0.80
231	3.03	8.29	4.73	11.42	5.04	12.42	6.53	7.85	9.79	7.10	2.66	6.78	33.91
241	2.65	2.35	4.05	4.44	2.07	5.09	0.63	1.93	4.33	4.81	4.79	8.51	2.13
242				0.05	0.03		69.46	0.34	0.82		1.13	0.80	1.24
244	52.00	17.35	0.24	41.03	58.79	35.32	1.36	58.81	44.96	27.83	31.62	47.90	13.31
311	25.55	34.05	17.90	7.38	10.51	16.25	0.92	10.72	0.78	8.42	5.52	1.67	5.63
312	2.52	1.14	2.46	1.41	2.75	2.88	0.26	3.52	0.65	1.00	13.02	3.36	1.55
313	3.03	0.69	0.14		2.47	1.15		3.81	0.01	0.49	24.64	4.01	1.17
321	1.20	0.88	0.14	0.06	2.47	0.08		0.12	3.35	0.26		0.53	
322	2.30	4.77	0.95	1.77	9.35	8.19	0.00	0.17	0.10	0.80	0.01	0.31	0.43
331			0.47	0.05		0.03	0.20	0.01	0.13	0.02		0.01	0.02
332	0.02	0.02	0.11	0.01									
334					0.01								
511	0.02	0.25				0.41		0.05	0.35	1.16	0.08	0.04	0.35
512	0.31	0.94	0.22	0.30	2.17	8.80	0.70	1.55	1.07	2.85	0.51	1.10	1.35

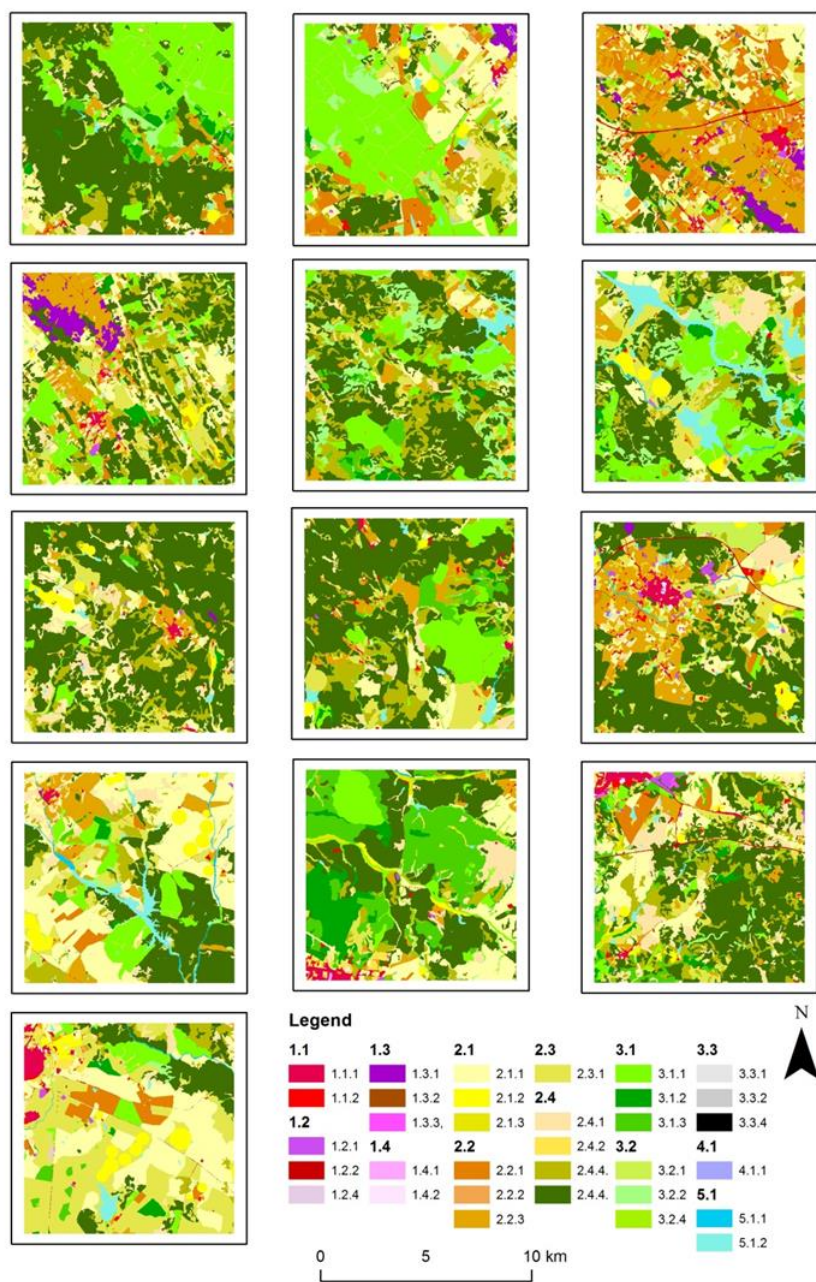


Figura 68 - CLC N3 para as áreas amostra

5.2.3.1 Sequestro de carbono

O sequestro de carbono é um processo ecológico complexo ligado a múltiplas variáveis como o tipo de vegetação e suas características (ciclo produtivo e ciclo de vida, área foliar, densidade de estomas) clima (radiação solar, temperatura e pluviosidade) solos (fertilidade e humidade) e biodiversidade. Pese embora as relações complexas entre estes fatores físicos e biológicos é assumido que a densidade e o tipo de vegetação podem ser usados como indicadores de sequestro de carbono. Tal é suportado por trabalhos prévios como o de Pereira *et al.* (2007), no qual são comparados fluxos de carbono, medidos as trocas líquidas do ecossistema (*net ecosystem exchange* - NEE), a produtividade primária bruta (*gross primary productivity* - GPP) e a respiração (*ecosystem respiration* - RECO), em três tipos de ecossistemas no sul de Portugal: um montado de azinho com 21% de cobertura arbórea, uma pastagem dominada por espécies anuais e uma plantação de eucalipto. Berbigier *et al.* (2001), determinaram também a NEE, em *Pinus pinaster*, em Bordéus, França. Deckmyn *et al.* (2004), determinaram em álamos na Bélgica e Correia *et al.* (2008) em *Pinus pinaster* na região de Alcácer do Sal.

Uma aproximação mais abrangente foi realizada por Molin (2010) para Portugal continental, tendo definido uma tabela de relação entre a densidade de carbono e cada uma das 44 classes do CLC N3. Esta tabela de relação foi baseada nos trabalhos desenvolvidos por Pereira, Seabra *et al.* (2009). Com base nesta classificação estimou-se para a área de estudo a densidade de carbono tal como se pode observar na Tabela 45, adaptada de Molin (2010).

Tabela 45 - Densidade de carbono (adaptado de Molin 2010)

CLC3 Classes	Descrição	Densidade de Carbono (ton./ha)
111	Tecido urbano contínuo	0.0
112	Tecido urbano descontínuo	4.71
121	Unidades industriais ou comerciais	0.0
122	Rede rodoviária ou ferroviária	0.0
124	Aeroportos	0.5
131	Zonas de extração mineira e inertes	0.0
132	Zonas de depósito de resíduos	0.0
133	Zonas de construção	0.0
141	Zonas verdes urbanas	9.42
142	Equipamentos de desporto ou lazer	9.43
211	Terras aráveis não irrigadas	5.0
212	Terras aráveis irrigadas	5.0
213	Arrozais	5.0
221	Vinhas	21.0

222	Pomares	21.0
223	Olivais	21.0
231	Pastagens	6.0
241	Culturas anuais associadas a culturas permanentes	13.00
242	Sistemas culturais e parcelares complexos	11.52
244	Zonas agro-florestais - montados	8.22
311	Floresta de folhosas	28.24
312	Floresta de resinosas	59.48
313	Florestas mistas de folhosas e resinosas	40.80
321	Prados naturais	6.0
322	Matos	17.74
324	Floresta ou vegetação arbustiva de transição	17.74
331	Praias, dunas ou areias	0.0
332	Rochas nuas	0.0
334	Zonas ardidas	0.0
411	Pântanos ou pauis	1.50
511	Cursos de água	0.0
512	Planos de água	0.0

5.2.3.2 Biodiversidade/adequação do habitat

A biodiversidade é uma entidade extremamente complexa, com interações em diferentes escalas horizontal e vertical: diversidade genética, específica, de comunidades, de ecossistemas e de paisagens (Clergue *et al.* 2005). Noss (1990) descreve a biodiversidade através de aproximação hierárquica baseada na distinção entre a “composição”, “estrutura” e “função” aplicada a diferentes escalas. Duelli & Obrist (2003) apresentam três tipos de funções da biodiversidade: patrimonial, agronómica e ecológica. De acordo com diversos autores a biodiversidade está ligada aos processos ecológicos: ciclos de matéria, energia e nutrientes, e os parâmetros da paisagem podem ser relacionados com a diversidade de espécies em muitos grupos (Jeanneret *et al.* 2003a,b,c). A biodiversidade de um local é também resultado das interações históricas e das inter-relações do homem com o seu meio, pelo que a biodiversidade constitui também um valor patrimonial. A rede Natura 2000 tem como objetivo a preservação de elementos vitais do património natural (Clergue *et al.* 2005). Fischer & Lindenmayer (2006) e Batista (2000) sugerem que a heterogeneidade da paisagem pode ser definida tendo como base funções específicas do habitat para determinada espécie ou grupos de espécies tais como o alimento, água, abrigo, espaço e conforto climático as quais estão fortemente relacionadas com os processos ecológicos que determinam a distribuição das espécies.

A presente análise da biodiversidade integra a caracterização das 13 áreas amostra, cujos levantamentos de campo foram realizados para quadro grupos faunísticos. Os resultados destes levantamentos de campo permitiram o cálculo da riqueza específica (RI) e da diversidade faunística (Índice de Shannon – SDI) para cada um dos grupos faunísticos: mamíferos, répteis, anfíbios e aves.

A classificação da adequabilidade do habitat é baseada na diversidade do habitat, (Batista 2000), riqueza faunística (SR) e diversidade (índice de diversidade de Shannon - SDI) calculado a partir de dados de campo de Rabaça *et al.* (1995; 1996), Marques (1997) e Raimundo (1995a,b). Na Tabela 46 apresenta-se a classificação da adequabilidade do habitat para cada grupo faunístico.

Tabela 46 - Adequabilidade do Habitat (HS) para mamíferos, répteis e anfíbios e aves.

Ocupação/uso do solo	Adequabilidade do habitat (HS)		
	Répteis e anfíbios	Aves	Mamíferos
Corpos de água e zonas húmidas	1	1	2
Zonas agrícolas	2	3	2
Zonas agroflorestais e montados	3	2	1
Zonas urbanas e industriais	4	4	4
Outras áreas degradadas	4	4	3

1 – muito elevado; 4 - baixo

5.2.3.3 Infiltração

Os fluxos hidrológicos são o resultado de interação complexas entre o clima, o solo, a topografia, a geologia e a vegetação. Cada uma destas variáveis exibe um elevado grau de variabilidade a uma escala abrangente, não sendo fácil de definir ou medir (Famiglietti & Wood 1991). A relação entre o processo de infiltração da água no solo e as propriedades físico-químicas dos solos estão bem estabelecidas, nomeadamente a relação positiva entre a infiltração e a porosidade do solo, a percentagem de cobertura vegetal ou a relação negativa com a erosão (Herrick 2000).

Com o objetivo de analisar a infiltração como uma das importantes funções ecológicas da paisagem desenvolveu-se um modelo adaptado parcialmente do DRASTIC, para o cálculo do potencial superficial de infiltração, usando indicadores como o tipo de solos, a topografia, a ocupação e uso do solo e a acumulação (algoritmo do ARCGIS).

A infiltração de água no solo depende da textura e da estrutura do solo (Stolte 2003). A classificação da infiltração dos solos adaptada neste trabalho é a desenvolvida por Oliveira *et al.*

(1997) e a classificação dos solos a expressa na caracterização dos solos a sul de Portugal de Carvalho Cardoso (1965). A infiltração potencial foi reclassificada entre -9 e 10 e ponderada com o fator 2.

Embora a textura seja considerada uma propriedade estática do solo, a estrutura pode mudar drasticamente ao longo do espaço e do tempo, dependendo do tipo de solo e da sua utilização (Stolte 2003). A dinâmica da estrutura do solo varia, quer resultante de fenómenos naturais (derrocadas, erosão), quer resultante de ações antrópicas como a mobilização do solo.

É no entanto reconhecido que a taxa de infiltração é influenciada pelas características do terreno tais como o declive, a textura do solo e a cobertura vegetal. Uma elevada cobertura vegetal e uma elevada percentagem de biomassa de raízes tende a aumentar a taxa de infiltração (Kinkaid *et al.* 1964). Isto significa que diferentes espécies vegetais tendem a ter diferentes efeitos sobre a infiltração. Assim, baseados nos estudos desenvolvidos por diversos autores para classificar o efeito da ocupação e uso do solo sobre a taxa de infiltração (Correia 2002, Hasler 1975, Oliveira & Lobo Ferreira 2002, Oliveira *et al.* 1997, Richter & Markewitz 2001), definiram-se valores máximos para a infiltração em zonas de floresta (valor = 9) e valores mínimos para as zonas de agricultura intensiva e solo sem cobertura vegetal (valor = 0). Todas as áreas impermeabilizadas tais como zonas urbanas, zonas industriais e vias de comunicação foram classificadas com o valor de -99. Este fator tem ponderação 3.

A topografia refere-se à variabilidade da forma da superfície terrestre e analisa a probabilidade de escorrência ou infiltração da chuva ao longo de uma superfície. A topografia é também essencial para a determinação do gradiente e direção de escoamento. O declive é a variável normalmente utilizada para a caracterização desses gradientes. Tipicamente declives mais abruptos tendem a aumentar a velocidade de escorrência da água. Neste sentido, o declive e a acumulação do escoamento ajudam a definir as áreas de maior potencial de escoamento e de maior potencial de infiltração.

O fator topografia foi assim classificado de acordo com o declive e com as classes definidas pelo modelo DRASTIC (< 2-6%; 6-12%, 12-18%; >18% com o valor de 1 para a classe de maior declive a valor 10 para a superfície com menores declives). O declive e a acumulação são ponderados com o fator 1.

A articulação entre os diversos fatores usa os princípios do modelo DRASTIC de acordo com Aller *et al.* (1987) e Oliveira & Lobo Ferreira (2002), tal que:

$$\text{Potencial de Infiltração Superficial (PSI)} = p_{\text{Solo}} i + p_{\text{CLC}} i + p_{\text{Declive}} i + p_{\text{Acumulação}} i$$

p –factor de ponderação; i – classificação da variável

O valor final de PSI foi então reclassificado nas seguintes classes: 0-25, 25-50, 50-75 e >75.

O modelo de análise envolveu a análise de regressão das 16 métricas de paisagem aplicadas ao nível da classe e da paisagem, no total de $n=10475$. Analizou-se separadamente o comportamento de cada uma das funções ecológicas com as métricas utilizando regressões simples e múltiplas para identificar a que mais explicava a variabilidade dos dados. Utilizou-se a correlação de Pearson para testar e analisar as correlações entre as diferentes métricas.

5.2.4 Resultados

De notar que, tal como já analisado no capítulo 3, existe uma elevada correlação entre as diversas métricas analisadas tais como CA e CAP, TE e ED com 99%, AWMSI e MSI com 92%, AWMSI e AWMPFD com 78%, MPS e MedPS com 64%, CAP e TE com 91% e NumP e TE 88%.

Na Tabela 47 apresentam-se os resultados para as métricas de paisagem das treze áreas amostra. Na Tabela 48 os resultados da análise estatística. As figuras 69 a 73 apresentam o resultado da classificação de cada uma das funções ecológicas analisadas: densidade de carbono, HS Mamíferos; HS Aves; HS Repteis e anfíbios e PSI.

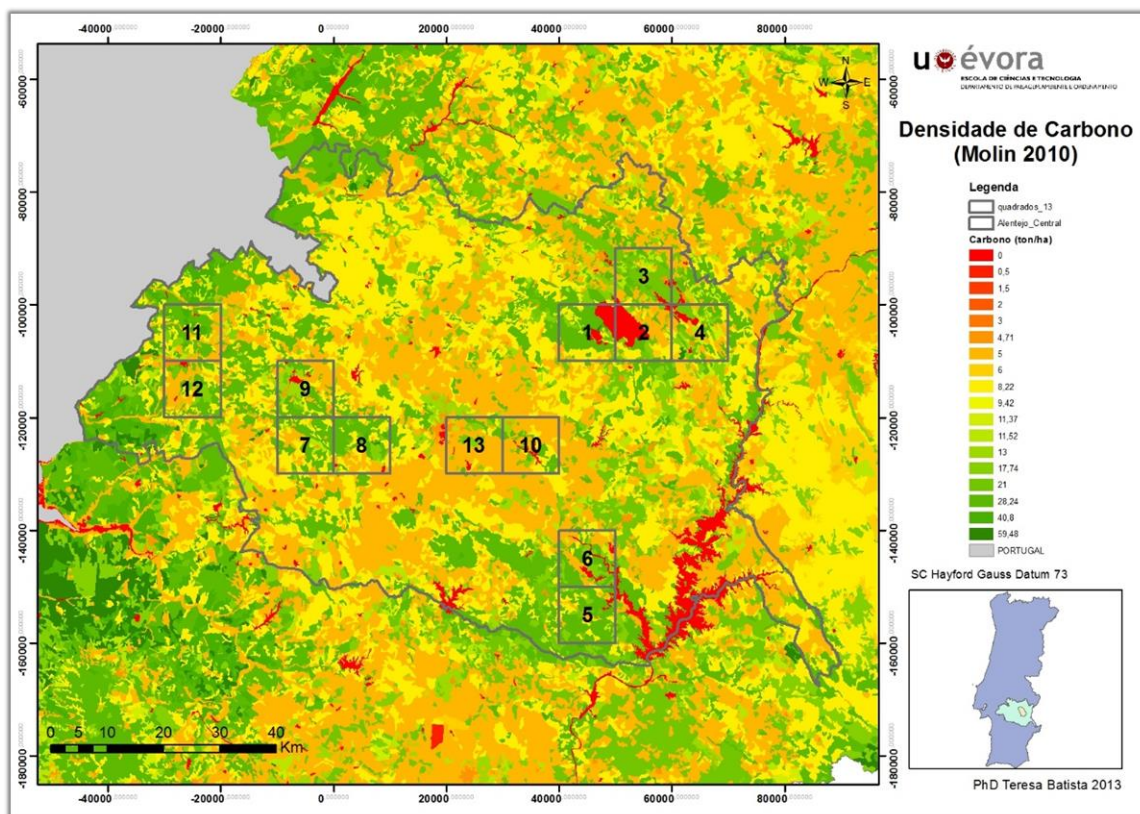


Figura 69 - Densidade de carbono calculada com base nos valores de Molin (2010) para o CLC N3.

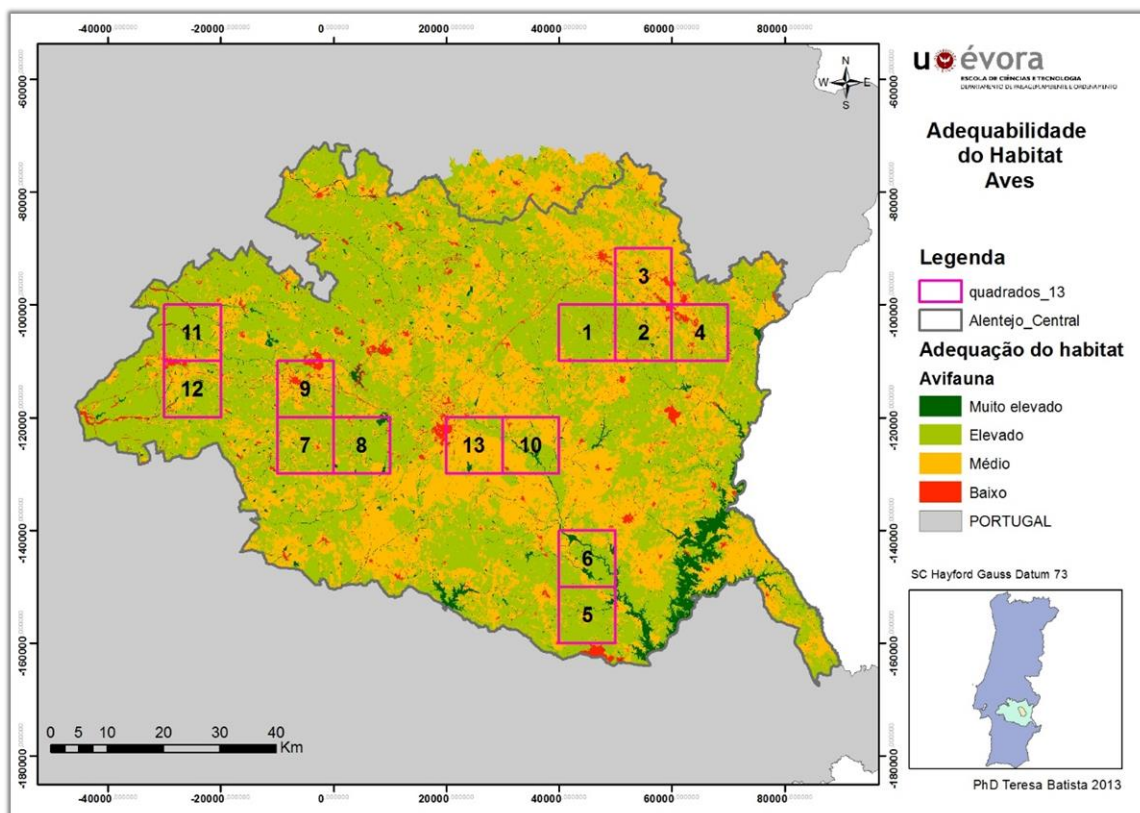


Figura 70 – Adequabilidade do habitat (HS) para aves

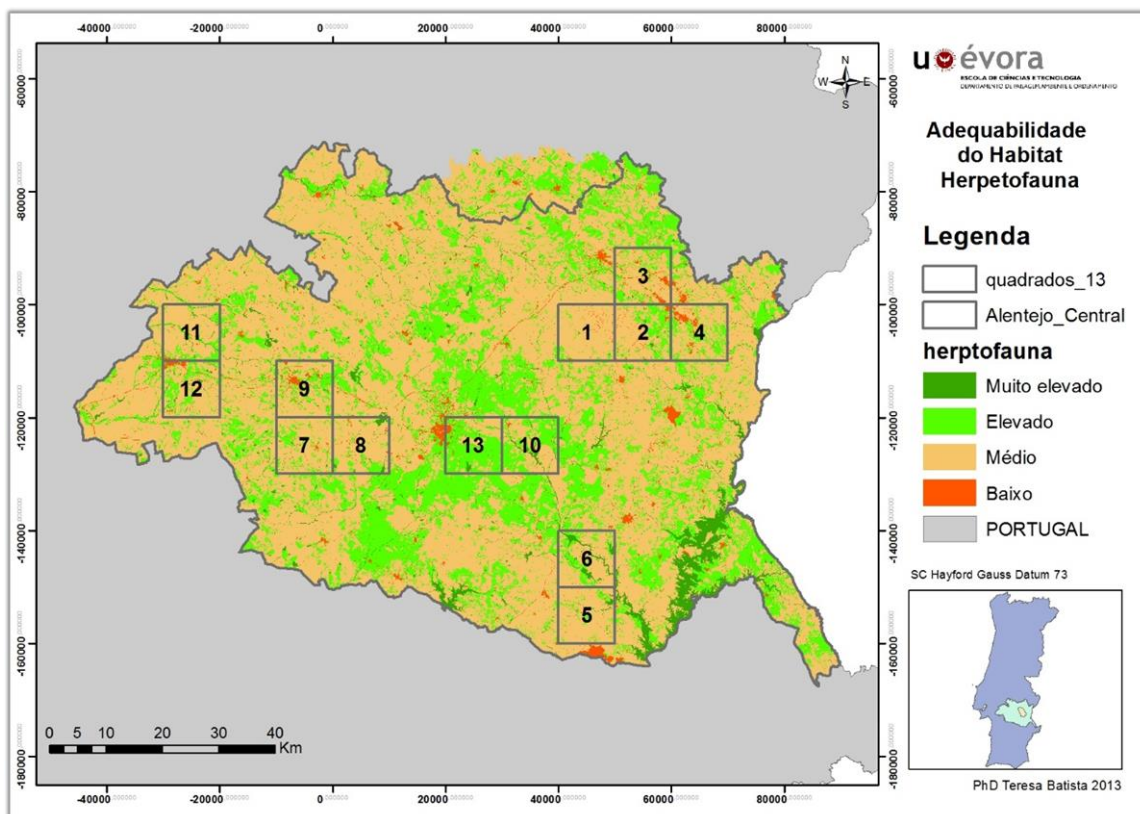


Figura 71 – Adequabilidade do habitat (HS) para répteis e anfíbios

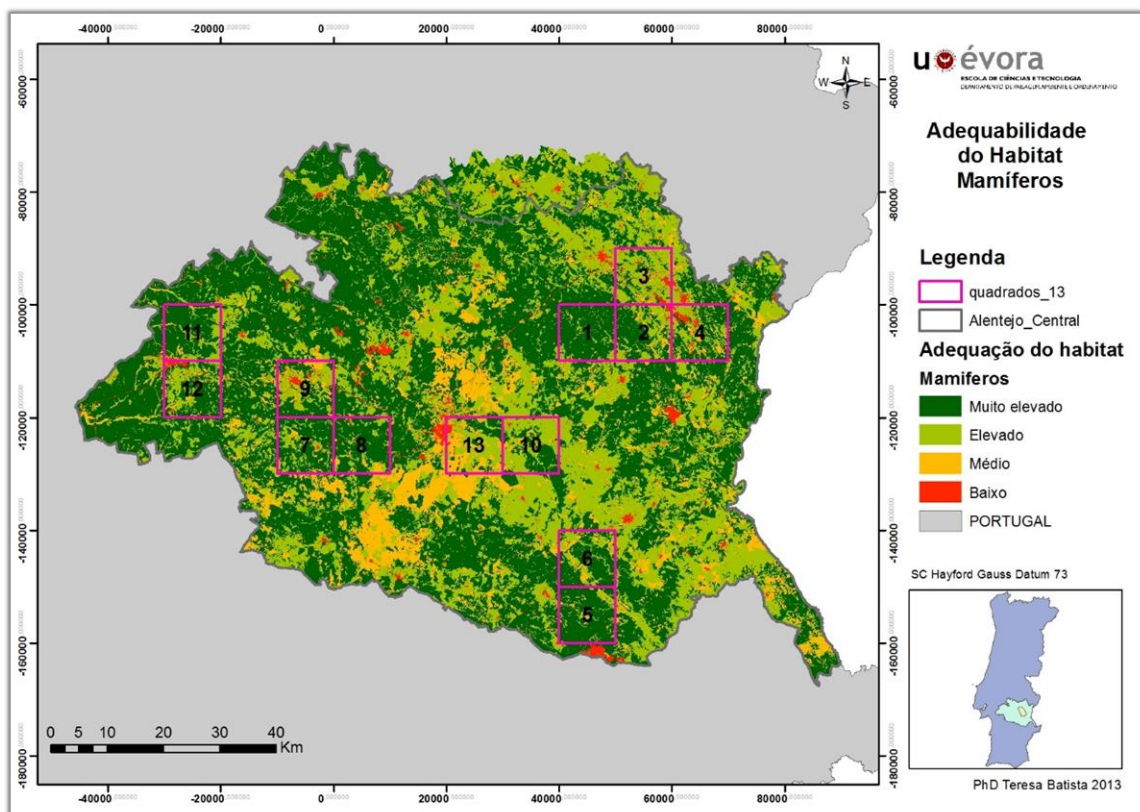


Figura 72 - Adequabilidade do habitat (HS) para mamíferos

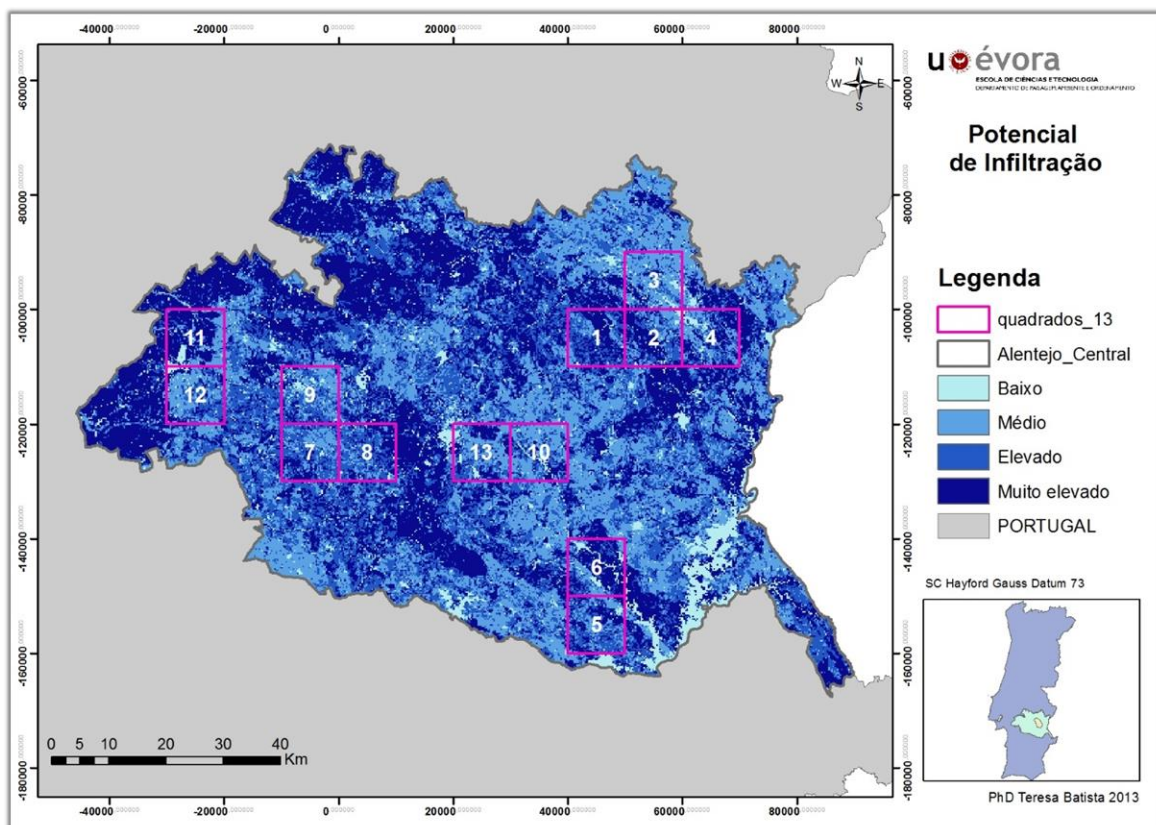


Figura 73 - Índice do potencial de infiltração da água (PSI)

Densidade de Carbono

A métrica que apresenta a mais significativa ($p < 0,01$) correlação positiva com a densidade de carbono é o PS (tamanho da mancha) que explica 54% da variabilidade desta variável. As restantes métricas (significativas para $p < 0,01$) foram MPAR, AWMPFD, NumP, todas correlacionadas de forma negativa e MPE, MPS, MedPs, CA, CAP, PSCov, PSSD, PS e Pperim, correlacionadas de forma positiva. Excluindo o PS todas as restantes métricas apresentam uma capacidade muito baixa de explicação da variabilidade da densidade de carbono.

O modelo de regressão mais ajustado explica 56% da variabilidade e integra as métricas PS, Pperim, AWMPFD, MPE, MPS, MedPS, CA, CAP, PSCoV e PSSD.

As classes de CLC N3 mais significantes para a densidade de carbono são as 221 – vinhas, 223-olival, 311 – Floresta de folhosas; 312 – Floresta de resinosas; 313 – Floresta mista e 322 – Matos. Os montados (classe 244) apenas é significativa para $p < 0,1$.

As áreas mais significativas para a densidade de carbono são a A3 (27,34% olival, 14,88% vinhas, 17,9% floresta de folhosas), A4 (41% montados, 11,9% olival e 11,4% pastagem), A7 (69%

sistemas parcelares complexos), A9 (44,9% montados), A11 (31,6% montados e 24,6% floresta mista) e A12 (47,9% montado).

Biodiversidade – adequabilidade de habitats (HS)

Todas as métricas estudadas são significantes ($p < 0,01$) para as aves, à exceção do PS, para $p < 0.1$. Para os mamíferos existem duas métricas não significativas: NumP e Pperim e a MPE apenas é significativa para $p < 0.05$. Para os répteis e anfíbios as métricas NumP e PSSD não são significativas ($p < 0.01$). PS é significativa para $p < 0.05$. Contudo os modelos mais interessantes conseguidos apenas explicam 12% da variabilidade em aves, 19% nos répteis e anfíbios e 20% na variabilidade dos mamíferos.

Quanto às correlações elas são positivas entre a adequabilidade do habitat para aves no caso das métricas MPAR, AWMPFD, MSI, AWMSI, TE, MPE, NumP e Pperim. As correlações negativas foram com as métricas ED, MPS, MedPS, CA, CAP, PSCov e PSSD.

No caso dos mamíferos só as métricas MPAR, AWMPFD, MSI e AWMSI tiveram correlações positivas, todas as restantes tiveram correlações negativas.

No caso dos répteis e anfíbios as únicas correlações negativas são as com as métricas AWMPFD e PSCov.

As classes de CLC N3 com maior significância para os répteis e anfíbios são a 141 – Zonas verdes urbanas, as 211, 212, 213 - terras aráveis não irrigadas, irrigadas e arrozais, 221-vinhas, 222-pomares, 223 – olival, 231 – pastagens, 241 – culturas anuais com culturas permanentes, 242 – sistemas parcelares complexos, 244 – montados, 311 – floresta de folhosas; 312 – floresta de resinosas; 313 – floresta mista, 321 – prados naturais, 322;324 – matos, 331 – solo sem cobertura, 332 – afloramentos rochosos, 511 – linhas de água e 512 – corpos de água.

No caso das aves as classes significativas foram: 211, 212, 213 - terras aráveis não irrigadas, irrigadas e arrozais, 221-vinhas, 222- pomares, 223 – olival, 231 – pastagens, 241 - culturas anuais com culturas permanentes, 242 - culturas anuais com culturas permanentes, 244 – montados, 311 - floresta de folhosas; 312 - floresta de resinosas; 313 - floresta mista, 322;324 – matos, 511 – linhas de água e 512 – corpos de água.

Finalmente para os mamíferos as mais significativas são: 211, 212, 213 - terras aráveis não irrigadas, irrigadas e arrozais, 221-vinhas, 222- pomares, 223 – olival, 231 – pastagens, 241 - culturas anuais com culturas permanentes, 242 - culturas anuais com culturas permanentes, 244

– montados, 311 - floresta de folhosas; 312 - floresta de resinosas; 313 - floresta mista, 322;324
– matos, 332 – afloramentos rochosos, 511 – linhas de água e 512 – corpos de água.

Todas as áreas amostra são significativas para os répteis e anfíbios, exceto a A4. Para as aves apenas as áreas A7, A8, A11 e A12 não são significativas. Para os mamíferos apenas as áreas A7 e A8 não são significativas.

Infiltração

Para o PSI todas as métricas, exceto PSCoV são significativas para $p < 0.01$. Contudo o seu valor explicativo é extremamente baixo (0.1 to 2%). O melhor modelo conseguido apenas explica 9% da variabilidade do PSI.

As classes de ocupação/uso do solo mais significativas foram 112 – áreas urbanas descontínuas, 121 – áreas industriais, 124 – aeroportos, 141 – zonas verdes urbanas, 212 – terras aráveis irrigadas, 311 – floresta de folhosas e 512 – corpos de água. Este resultado parece indicar que, grande parte das atividades humanas, encontram-se em zonas de elevado PSI. As áreas mais importantes para o PSI são A2, A10 e A13.

Tabela 47 - Métricas de Paisagem para as treze áreas amostra

	Area1	Area2	Area3	Area4	Area5	Area6	Area7	Area8	Area9	Area10	Area11	Area12	Area13
SDI	2,74	2,73	2,98	2,92	2,67	2,80	2,42	2,74	2,96	2,86	2,77	2,93	2,53
SEI	0,68	0,65	0,68	0,71	0,70	0,72	0,62	0,69	0,73	0,73	0,69	0,70	0,63
AWMSI	2,54	2,45	2,44	2,54	2,42	3,02	2,69	2,25	2,61	2,68	2,44	2,51	2,40
MSI	1,86	1,85	1,75	1,76	1,84	1,88	1,80	1,81	1,75	1,90	1,80	1,84	1,85
MPAR	406,46	500,09	666,84	446,56	437,28	440,72	379,89	438,97	433,60	406,41	476,03	432,67	548,98
MPFD	1,34	1,35	1,35	1,34	1,34	1,35	1,33	1,34	1,34	1,34	1,33	1,34	1,34
AWMPFD	1,31	1,31	1,32	1,33	1,32	1,34	1,33	1,30	1,32	1,31	1,31	1,33	1,29
TE	1298789,4 4	1476177,6 4	1975191,0 4	1968722,0 2	1663303,8 7	1520885,8 9	1507468,0 2	1356572,0 9	1610257,4 3	1328281,2 7	1242143,1 9	1758348,0 2	1049685,8 9
ED	129,79	147,51	195,44	196,17	163,22	149,85	150,68	136,51	162,94	125,96	124,01	177,23	104,50
MPE	2038,92	1885,28	1359,39	1667,00	2185,68	2300,89	2039,88	1838,17	1738,94	2376,17	2141,63	1822,12	2124,87
MPS	15,71	12,78	6,96	8,50	13,39	15,35	13,54	13,47	10,67	18,86	17,27	10,28	20,33
NumP	637,00	783,00	1453,00	1181,00	761,00	661,00	739,00	738,00	926,00	559,00	580,00	965,00	494,00
MedPS	3,68	3,03	2,20	3,04	5,59	4,31	4,24	3,67	2,74	5,22	4,22	3,48	2,75
PSCoV	359,16	296,93	320,67	240,70	192,41	268,45	343,12	368,39	350,54	321,40	333,25	268,30	328,27
PSSD	56,42	37,95	22,30	20,45	25,76	41,22	46,45	49,61	37,41	60,63	57,55	27,58	66,75

Tabela 48 - Nível de significância para as métricas de classe (n=10475) relativamente às funções ecológicas analisadas: densidade de carbono; PSI, HS para mamíferos, répteis e anfíbios e aves

Métrica	Densidade Carbono			Potencial de infiltração superficial (PSI)			HS Aves			HS Mamíferos			HS Repteis e anfíbios		
	p valor	R ²	Nível signif.	p valor	R ²	Nível signif.	p valor	R ²	Nível signif.	p valor	R ²	Nível signif.	p valor	R ²	Nível signif.
MPAR	<0.01	0.004	***	<0.01	0.021	***	<0.01	0.001	***	<0.01	0.050	***	<0.01	0.018	***
AWMPFD	<0.01	0.005	***	<0.01	0.001	***	<0.01	0.009	***	<0.01	0.120	***	<0.01	0.008	***
MSI	0.844	0.000	ns	<0.01	0.005	***	<0.01	0.021	***	<0.01	0.034	***	<0.01	0.009	***
AWMSI	0.821	0.000	ns	<0.01	0.003	***	<0.01	0.014	***	<0.01	0.030	***	<0.01	0.002	***
TE	<0.05	0.000	*	<0.01	0.010	***	0.006	0.001	**	<0.01	0.030	***	<0.01	0.001	***
ED	<0.1	0.0003	.	<0.01	0.019	***	0.005	0.001	**	<0.01	0.030	***	<0.01	0.001	***
MPE	<0.01	0.010	***	<0.01	0.010	***	<0.01	0.005	***	0.044	0.000	*	<0.01	0.011	***
NumP	<0.01	0.002	***	<0.01	0.004	***	<0.01	0.002	***	0.22	0.000	ns	0.891	0.000	ns
MPS	<0.01	0.062	***	<0.01	0.002	***	<0.01	0.001	***	<0.01	0.050	***	<0.01	0.003	***
MedPS	<0.01	0.028	***	<0.01	0.001	***	0.068	0.000	***	<0.01	0.040	***	<0.01	0.012	***
CA	<0.01	0.009	***	<0.01	0.001	***	<0.01	0.005	***	<0.01	0.060	***	<0.01	0.005	***
CAP	<0.01	0.009	***	<0.01	0.001	***	<0.01	0.005	***	<0.01	0.060	***	<0.01	0.005	***
PSCoV	<0.01	0.002	***	0.272	0.000	ns	<0.01	0.016	***	<0.01	0.007	***	<0.01	0.040	***
PSSD	<0.01	0.046	***	<0.01	0.006	***	<0.01	0.004	***	<0.01	0.004	***	0.302	0.000	ns
PS	<0.01	0.545	***	<0.01	0.009	***	0.126	0.000	ns	<0.01	0.006	***	0.038	0.000	*
Pperim	<0.01	0.220	***	<0.01	0.002	***	<0.01	0.002	***	0.281	0.000	ns	<0.01	0.000	***

Códigos Signif.: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1

ns - não significativo

5.2.5 Conclusões

Embora os resultados apontem para muitas métricas da paisagem significativas para cada uma das funções ecológicas analisadas, não é possível obter relações consistentes entre elas.

Apenas o PS teve um resultado significativo para a densidade de carbono com $r^2 = 0,54$. Todas as restantes métricas têm um valor muito baixo de r^2 .

Contudo podemos tecer os seguintes considerandos:

A densidade de carbono é negativamente correlacionada com duas das métricas de forma (MPAR e AWMPFD) e com o número de manchas (NumP), isto indica que em áreas com menor NumP a densidade de carbono é superior o que efetivamente se relaciona com as manchas de maior tamanho que estão ligadas às áreas florestais e de maior biomassa. Esta relação é corroborada pela elevada correlação com o tamanho da mancha ($r^2 = 0.54$). Isto significa que quanto maior o número de manchas numa paisagem (NumP), menor é o seu tamanho médio, o que explica também as correlações positivas com as métricas MPS, MedPs, CA, CAP, PS e Pperim. Os montados aparecem como não significativos para o sequestro de carbono, o que está de acordo com os trabalhos realizados por Pereira *et al.* em 2007 e com os cálculos de NEE. Contudo os montados suportam um sistema multifuncional agro-silvo-pastoril com um elevado valor natural e patrimonial.

No caso do PSI - potencial de infiltração superficial todas as métricas à exceção da PSCoV são significativas, o que pode ter a ver com a complexidade do próprio indicador e pelo facto deste já conter um elevado número de variáveis explicativas na sua própria fórmula de cálculo. É no entanto interessante o resultado relativo às zonas de maior infiltração se concentrarem em grande medida em zonas de atividades antropogénicas.

O tamanho da mancha (PS) parece não afetar a adequabilidade de habitats nas aves em geral. Já os mamíferos, répteis e anfíbios parecem não ser afetados pelo número de manchas (NumP), perímetro da mancha (Pperim) ou PSSD.

A adequabilidade de habitats para as aves tem uma correlação positiva com as métricas de forma - MPAR, AWMPFD, MSI, AWMSI, as métricas de orla - TE, MPE e o Pperim e o NumP, e correlações negativas com as métricas de área (MPS, MedPS, CA, CAP, PSCov e PSSD). Para os mamíferos apenas as métricas de forma tem correlações positivas (MPAR, AWMPFD, MSI e AWMSI). Todas as restantes têm correlações negativas. No caso dos répteis e anfíbios as únicas correlações negativas são com as métricas AWMPFD e PSCoV.

As classes 211, 212, 213 - terras aráveis não irrigadas, irrigadas e arrozais, 221-vinhas, 222-pomares, 223 – olival, 231 – pastagens, 241 - culturas anuais com culturas permanentes, 242 – sistemas culturais parcelares complexos, 244 – montados, 311 - floresta de folhosas; 312 - floresta de resinosas; 313 - floresta mista, 322;324 – matos, 511 – linhas de água e 512 – corpos de água são significativas para os quatro grupos estudados.

As áreas de pastagem (321) e afloramentos rochosos (332) são também importantes para os mamíferos. Para os répteis e anfíbios acrescentam-se as áreas de solos sem cobertura vegetal (331), os afloramentos rochosos (332) e as zonas verdes urbanas (141).

Apesar dos resultados, este estudo evidencia a dificuldade de quantificação dos padrões e processos a larga escala.

As funções ecológicas são dependentes de múltiplas variáveis. A uma escala alargada é difícil a existência de dados de terreno que caracterizem cada uma dessas variáveis quer especial quer temporalmente, o que implica a utilização de indicadores.

Contudo este tipo de abordagem acarreta muitas vezes problemas adicionais, tais como: análise cruzada de variáveis; indicadores não são medições reais; as métricas estruturais e de composição são independentes da composição interna da mancha; as métricas estudadas são altamente correlacionadas entre si; as funções ecológicas são influenciadas pela composição interna das manchas e as funções ecológicas gerais da paisagem são de difícil medição.

Assim continuaremos a perseguir a melhoria das metodologias para a análise das relações entre aos padrões e os processos na Paisagem procurando o melhor grupo de métricas que melhor expliquem a variabilidade verificada quer a estrutura da paisagem quer as funções ecológicas que aí se desenrolam.

6 NOTAS FINAIS

6.1 SÍNTESE

A presente tese evidencia a complexidade da Ecologia da Paisagem como ciência multidisciplinar e holística e revela algumas das questões conceituais e metodológicas da aplicação das métricas de paisagem como classificadores de unidades de paisagem.

Considerando a estrutura da dissertação elaborada, em que as reflexões e sínteses conclusivas se encontram no final de cada capítulo e subcapítulo, afigura-se no entanto pertinente efetuar uma síntese geral em conformidade com o conjunto de objetivos/linhas de investigação fundamentais propostas inicialmente:

- Cartografia de ocupação e uso do solo e Unidades locais de paisagem

A cartografia de ocupação e uso do solo é central na definição de unidades de paisagem, embora não seja a única variável a considerar, já que a forma do relevo e a litologia tem um papel extremamente importante na delimitação dessas unidades como referido ao longo desta dissertação, a verdade é que é uma das que tem maior importância na definição dessas mesmas unidades, pois é o output das relações entre a estrutura estável e a dinâmica natural e antropogénica do território. A cartografia de ocupação e uso do solo do distrito de Évora e município de Sousel (Batista 2011) têm um acrescido valor informativo devido ao detalhe e distinção de algumas classes de extrema importância no território como é o caso dos montados e matos, sendo por isso um instrumento de elevado valor para a definição das unidades de paisagem no Alentejo Central e o apoio ao planeamento e gestão municipais, permitindo análises detalhadas sobre o território.

Entendemos que a proposta metodológica para a definição de unidades locais de paisagem (LLU) para as escalas local e regional apresentada nesta tese, tem um valor acrescido relativamente aos trabalhos desenvolvidos por Cancela d'Abreu *et al.* (2004) e Herraíz *et al.* (2003) já que integra na componente geográfica informação de elevado detalhe que permite a identificação **heterogeneidade interna** das grandes manchas de paisagem delimitadas em ambos os países para as áreas em estudo e permite um resultado de maior qualidade para a gestão e ordenamento do território.

- Comportamento das métricas com a escala funcional no CLC e LLU

O estudo do comportamento das métricas de paisagem nas diferentes escalas funcionais quer aplicadas à ocupação e uso do solo quer aplicadas às unidades locais de paisagem permitiram a identificação do conjunto de métricas que apresentam comportamentos consistentes e que por isso são bons classificadores de unidades de paisagem.

Assim, da análise efetuada conclui-se que as métricas com comportamentos consistentes são as métricas de orla TE, ED e MPE de área PS, MPS, PSCoV, PSSD, de fragmentação NumP, e as métricas de diversidade SDI e SEI. As métricas de forma apenas as ponderadas pela área (AWMSI, AWMPFD) têm comportamento consistente.

As restantes métricas de forma, não têm um comportamento consistente, não sendo por isso considerados bons classificadores na análise de paisagem (MSI, MPAR e MPFD).

No entanto se se analisar os resultados da análise de *clusters* (Anexo 5), facilmente se percebe que os grupos gerados através da análise de proximidade entre as respetivas métricas de paisagem, são altamente heterogéneos e não seguem de forma clara o padrão da hierarquia do sistema de classificação. Tal facto poderá ser explicável devido à grande diversidade de tamanhos e formas das manchas dentro de uma mesma classe.

Dai se conclui que as métricas analisadas, embora consistentes o seu comportamento ao longo das diversas escalas funcionais, não constituem, por si só, e na sua atual formulação, bons classificadores de paisagem.

- A terceira dimensão no cálculo das métricas de paisagem

A aplicação da terceira dimensão, também é mais importante nas métricas que demonstram maior consistência entre escalas funcionais. Isto é, são as métricas de área e orla, as de fragmentação e as de diversidade que demonstraram ser mais consistentes quer no contexto local quer regional transfronteiriço. Apenas as métricas de forma, que possuem o comportamento variável ao longo das escalas funcionais, não são afetadas pela 3D.

A terceira dimensão deve assim ser privilegiadamente aplicada em processos de caracterização e avaliação da paisagem.

- Relações entre estrutura da paisagem e funções ecológicas

Os resultados obtidos não apontam uma relação clara entre as métricas de paisagem, como caracterizadores da estrutura da paisagem, e as funções ecológicas estudadas. Apenas o tamanho

da mancha (PS) tem uma relação clara com a densidade de carbono, explicando 54% da sua variabilidade nas áreas amostra. No entanto temos de atender às fragilidades, essencialmente dos dados de base, que tomam em consideração, no caso da densidade de carbono a informação atualmente disponível através da classificação de Molin (2010). Este trabalho poderá ser em muito melhorado através da obtenção de dados de campo relativamente ao conteúdo em carbono das diferentes tipologias de ocupação e uso de solo.

Também em relação à infiltração, a única conclusão consistente obtida é o das zonas de maior infiltração se concentrarem, em grande medida, em zonas de atividades antropogénicas.

Já no caso da adequabilidade de habitats, as métricas de forma, que se revelaram pouco consistentes na caracterização de unidades de paisagem, apresentam aqui correlações positivas quer com as aves quer com os mamíferos.

6.2 PERSPETIVAS FUTURAS DE INVESTIGAÇÃO

- A terceira dimensão no cálculo das métricas de paisagem

Considera-se pertinente desenvolver um conjunto mais alargado de trabalhos de investigação, na adaptação da terceira dimensão a outras métricas de paisagem, nomeadamente integrando gradientes ecológicos que permitam um maior conhecimento da dinâmica dos processos na paisagem.

O desenvolvimento de trabalhos visando integrar a terceira dimensão a outras métricas de paisagem deverá ter seguimento no âmbito de um compromisso de cooperação com o Leibniz Institute of Ecological Urban and Regional Development (Prof. Ulrich Walz e Sebastian Hoechstetter) para numa primeira fase migrar a aplicação para a nova versão do ARCGIS e melhorar alguns aspetos estruturais e numa segunda fase trabalhar no sentido da integração de novos índices de paisagem (Walz com. pessoal Dezembro de 2012).

- Relações entre a estrutura ou padrões da paisagem e as suas funções ecológicas

Embora já se consiga identificar algum tipo de correlação entre algumas métricas de paisagem e as funções ecológicas analisadas, muito há ainda a investigar nesta matéria.

As funções ecológicas são dependentes de múltiplas variáveis. A uma escala alargada é difícil a existência de dados de terreno que caracterizem cada uma dessas variáveis quer espacial quer temporalmente, o que implica a utilização de indicadores.

Contudo este tipo de abordagem acarreta muitas vezes problemas adicionais, tais como: análise cruzada de variáveis; indicadores não são medições reais; as métricas estruturais e de composição são independentes da composição interna da mancha; as métricas estudadas são altamente correlacionadas entre si; as funções ecológicas são influenciadas pela composição interna das manchas e as funções ecológicas gerais da paisagem são de difícil medição.

A ecologia da paisagem aplicada ao planeamento necessita de maior conhecimento nas relações entre a estrutura e as funções de paisagem, para que as opções sobre o território não coloquem em causa funções vitais dos ecossistemas e paisagem.

Isto é, pervalece a necessidade de métodos expeditos que permitam identificar a relação entre a estrutura e as funções ecológicas da paisagem, e ambas as escalas espacial e temporal, e em investigação básica e aplicada.

Assim continuaremos a prosseguir a melhoria das metodologias para a análise das relações entre aos padrões e os processos na paisagem procurando o grupo de métricas que melhor expliquem a variabilidade verificada quer na estrutura da paisagem quer nas funções ecológicas que aí se desenrolam.

- Métricas de qualidade

Tal como referido no capítulo 1 existem métricas estruturais e funcionais e de composição e configuração. As métricas de composição embora reflitam a variedade e abundância das manchas, não refletem a qualidade e valor dessas mesmas manchas, sendo possível a existência de manchas distintas com o mesmo valor de métrica de riqueza ou diversidade mas as espécies que se encontram nas duas manchas serem completamente distintas (com maior ou menor naturalidade, raridade ou valor patrimonial). Isto significa que as atuais métricas de composição não refletem o valor dessa mesma composição. Esta é uma área em que já foi realizado algum trabalho de investigação nomeadamente o cálculo do PDI (Potencial Distance Index) para a vegetação na bacia da Pardiela, em conjunto com o grupo de fitossociologia do Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento e cujos resultados se encontram publicados na *Acta Botanica Gálica* (Batista *et al.* 2012c).

Com esta abordagem poderiam realizar-se novos estudos integrando outros descritores como a raridade, o valor conservacionista, a densidade de coberto, a biomassa, etc. os quais valorizam a heterogeneidade interna das manchas, permitindo uma maior compreensão através de novas métricas dos sistemas de relações em Ecologia da Paisagem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allen R., R. O'Neill and T. Hoekstra. 1984. Inter level relations in ecological research and management. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RM-110, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Aller I., T. Bennet, J.H. Lehr and R.J. Petty. 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. U.S. EPA Report 600/2-85/018.

Anderson J., E. Hardy, J. Roach and R. Witmer. 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. Geological Survey Professional Paper 964, US Government Printing Office, Washington.

Antrop M. 2007. Reflecting up on 25 years of landscape ecology. *Landscape Ecology* 22:1441-1443.

Bailey R.G. 2004. Role of landform in differentiation of ecosystems at the mesoscale (landscape mosaics). Draft Paper. www.fs.fed.us/institute/news_info/role_of_landform2.pdf (Date: 22.06.2007).

Baldwin D., K. Weaver, F. Schnekenburger and A. Perera. 2004. Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscapes: implications for their use in natural disturbance emulation. *Landscape Ecology* 19:255–271.

Bastian O. 2001. Landscape Ecology – towards a unified discipline? *Landscape Ecology*. Springer Netherlands 16: pp. 757-766.

Batista T. 2000: *Using GIS to analyze biodiversity on agro-ecosystems in the Évora Region*. Master Thesis. University of Évora, Portugal.

Batista T. 2011 (Coord.). Carta de ocupação e uso do solo do distrito de Évora e município de Sousel. CIMAC Edts. Évora.

Batista T. e J. Mateus. 2007. La cartographie comme outil d'analyse et de décision sur le territoire. In Spalla G. (Dir.) *Les Langages des Cultures du Territoire*. Chapitre 2, 34-36. Allemandi &C. Torino.

Batista T., J. Cavaco, P. Mendes, C. Vila-Viçosa, A. Penas, S. del Río, J. Cabezas, L. Fernández-Pozo, N. Arancibia and C. Pinto-Gomes. 2012c. Conservation status of vegetation in the North and Central area of Pardiela river basin (Évora, Portugal). *Acta Botanica Gallica: Botany Letters*. 159(2): 177-185.

Batista T., J. Mateus et H. Lopes. 2006. L'Étude de la Légende Corine Land Cover au territoire Portugais Niveaux 4 et 5. V Rencontre du Projet Technolanguage Interreg IIIB Medocc. Cordue, 2-3 Mars.

Batista T., P. Mendes and L. Carvalho. 2010. The third dimension in landscape metrics analysis applied to central Alentejo – Portugal. *Proceedings of the IUFRO Landscape Ecology Working Group International Conference*, Sept. 21-27. Bragança, Portugal, 462-467.

Batista T., J.M. de Mascarenhas, P. Mendes and C. Pinto Gomes. 2013. Vegetation heritage value in Central Alentejo (Portugal) landscape: a GIS approach. Poster presented in the IALE 2013 European Congress. Manchester, 9-12 September 2013 in Manchester, UK.

Batista T., J.M. de Mascarenhas and P. Mendes. 2012. Relations between Évora Old Cadastral Networks and actual Landscape Structure. Oral presentation on the XV International Conference of Historial Geographers. 6-10 August 2012. Abstract in the conference proceedings.

Batista T., J.M. de Mascarenhas and P. Mendes. 2011 The fourth dimension in landscape analysis: changing of heritage and ecological values in the Évora cultural landscapes. Lechnio J. (ed.), *The Problems of Landscape Ecology*. Vol. XXX. 183-193.

Batista T., J.M. de Mascarenhas, P. Mendes and V. Mantas. 2010. Heritage Landscapes in Évora surroundings: a GIS approach. *Proceedings of European Council of Landscape Architecture, ECLAS*. Instambul. 29 Septembre to 2 October.

Batista T., P. Mendes, C. Vila-Viçosa, M. Veigas, J. Cavaco, J. Cabezas, L. Pozo, N. Arancibia, R. Paiva-Ferreira and C. Pinto-Gomes. 2012a. Contribution to Local Landscape Units (LLU). Definition in Otalex II. *Acta Botanica Galica: Botany Letters*, 159 (2): 169-176.

Batista T., P. Mendes, L. Carvalho, C. Vila-Viçosa and C. Pinto-Gomes. 2012b. Suitable methods for landscape evaluation and valorization: the third dimension in landscape metrics. *Acta Botanica Galica: Botany Letters*. 159 (2): 161-168.

Berbigier P., J.M. Bonnefond and P. Mellmann. 2001. CO₂ and Water vapour fluxes for 2 years above euroflux forest site. *Agric. Forest Meteorol.* 108: 183-197.

Bertalanffy L. von. 1968. *General Systems Theory. Foundations, Development and Applications*. Braziller, New york.

- Bertol I., E. Vidal-Vázquez, E.L. Mello, S.R. Ritter and A. Paz-González. 2005. Relationship between soil erosion under simulated rainfall and soil surface roughness for three soil tillage treatments in Southern Brazil. *Geophysical Research Abstracts* 7 (07238).
- Blaschke T., D. Tiede and M. Heurich. 2004. 3D-landscape metrics to modelling forest structure and diversity based on laser-scanning data. In: Thies, M.; B. Koch; H. Spiecker & H. Weinacker (eds.): *Proceedings of the ISPRS working group VIII/2, "Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment"*, International Society of Photogrammetry and Remote Sensing 129-132.
- Bolstad P.V., W. Swank and J. Vose. 1998. Predicting Southern Appalachian overstory vegetation with digital terrain data. *Landscape Ecology* 13, 271-283.
- Bossard M., J. Feranec and J. Otahel. 2000. CORINE land cover technical guide - Addendum 2000. EEA. Technical report No 40. Copenhagen.
- Botequilha Leitão A., J. Miller, J. Ahern and Mcgarigal K. 2006. *Measuring Landscapes: A Planner's Handbook*. Washington DC. Island Press.
- Bowden D.C., G.C. White, A.B. Franklin and J.L. Ganey. 2003. Estimating population size with correlated sampling unit estimates. *Journal of Wildlife Management*, 67:1–10.
- Brown D.G. and J.D. Duh. 2004. Spatial simulation for translating from land use to land cover. *International Journal of Geographical Information Science* 18(1): 35-60.
- Buechner M. 1989. Are small-scale landscape features important factors for field studies of small mammal dispersal sinks? *Landscape Ecology* 2:191-199.
- Burnett M.R., P.V. August, J.H. Brown Jr. and K.T. Killingbeck. 1998. The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity: I. A patch scale perspective. *Conservation Biology* 12, 363-370.
- Buyantuyev A. and J. Wu. 2006. Characterizing Phoenix urban growth patterns with landscape metrics based on remote sensing data: Effects of thematic resolutions. In: *Proceedings of 8th Annual Symposium Central Arizona-Phoenix LTER*, Global Institute of Sustainability, Arizona State University, Tempe, pp 11.
- Buyantuyev A. and J. Wu. 2007. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology* (2007) 22:7–13.

Caetano M., T. Santos e L. Gonçalves. 2002. Cartografia de ocupação do solo com imagens de satélite: Estado da arte. [CD-Rom] *Proceedings do ESIG'2002*, Oeiras.

Caetano M., V. Nunes and M. Pereira. 2009. Land Use and Land Cover Map of Continental Portugal for 2007 (COS2007): Project presentation and technical specifications development. 3rd Workshop of the EARSeL Special Interest Group on Land Use / Land Cover 1.

Caetano M., V. Nunes e A. Araújo. 2006. Manual da carta de ocupação do solo de 2005 para Portugal Continental. Grupo de Detecção Remota, Instituto Geográfico Português, Lisboa.

Caetano M., V. Nunes e A. Araújo. 2008. Concepção e desenvolvimento das especificações técnicas da nova carta de ocupação do solo de Portugal Continental. *Proceedings do ESIG'2008*, Oeiras.

Cancela d'Abreu A., T. Pinto-Correia e R. Oliveira (Coord.). 2004. *Contributos para a Identificação e Caracterização da Paisagem em Portugal Continental*. Vol I, II, III, IV e V. DGOTDU Ed., Lisboa, ISBN: 972-8569-28-9.

Carvalho Cardoso J. 1965. *Os solos de Portugal. Sua classificação, caracterização e génese I. A sul do rio Tejo*. Direcção-Geral dos Serviços Agrícolas, Lisboa, 331 pp.

Carvalhosa A., F. Gonçalves e V. Oliveira. 1987. Notícia explicativa da folha 36-D Redondo. Serviços Geológicos de Portugal. Lisboa. 63 p.

CEC - Commission of the European Communities 1994. CORINE Land Cover. Part I and Part II.

Clark W.C. and N.M. Dickson. 2003. Sustainability science: The emerging research program. *Proc. Nat. Acad. Sci. (USA)* 100: 8059–8061.

Clergue B., B. Amiaud, F. Pervanchon, F. Lasserre-Joulin and S. Plantureux. 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. INRA, EDP Sciences. *Agron. Sustain. Dev.* 25: 1-15.

Correia A., Evangelista M., Ochoa P. e Pereira J.S., 2008. O sequestro de carbono em ecossistemas de pinhal manso no Sul de Portugal. Disponível em http://www.apea.pt/xFiles/scContentDeployer_pt/docs/Doc141.pdf (consultado em Julho de 2010).

Correia P.V.D. 2002. *Políticas de solos no planeamento municipal*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

- Costa A. e H. Pereira. 2007. Montados e sobreirais: uma espécie, duas perspectivas. In Silva J.S. (Coord.), Os montados: Muito para além das árvores, *Colecção Árvores e Florestas de Portugal* n.º 3, Fundação Luso-Americana, Jornal O Público, Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, pp. 17-37.
- Costa J.C., J. Capelo, M. Lousã and C. Aguiar. 1998. Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea* 0: 5-56.
- Cruz C.S. 2002. *A cartografia das fitogeocenoses aplicada à gestão de áreas protegidas*. Tese de Doutoramento, Universidade de Évora.
- Cruz C.S., J.P.A. Fernandes, N. Guiomar, T. Batista and J. Mateus. 2007. Large scale land cover classification systems – a pragmatical appraisal. *Proceedings of IALE 2007*, pp. 560-561.
- Cushman S., K. McGarigal and M. Neel. 2008. Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators* 8:691-703.
- Davies C. E., D. Moss and M. O. Hill. 2004. EUNIS habitat classification: Revised 2004. European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, European Environment Agency.
- Davis F.W. and S. Goetz. 1990. Modeling vegetation pattern using digital terrain data. *Landscape Ecology*, 4: 69-80.
- Deckmyn G., B. Muys, J. Garcia Quijano and R. Ceulemans. 2004. Carbon sequestration following afforestation of agricultural soils: comparing oak/beech forest to short-rotation poplar copice combining a process and a carbon accounting model. *Global Change Biol.* 10: 1482-1491.
- DGRF 2005. 5º Inventário Florestal Nacional: Manual de instruções para a realização do trabalho de campo. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa.
- Di Gregorio A. and L. J. M. Jansen. 2005. Land cover classification system: Classification concepts and user manual – Software version 2. FAO, Rome.
- Dorner B., K. Lertzman and J. Fall. 2002. Landscape pattern in topographically complex landscapes: issues and techniques for analysis. *Landscape Ecology* 17: 729-743.
- Duelli P. and M.K. Obrist. 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agr. Ecosystem. Environ.* 98: 87-98.

Dunning J.B., B.J. Danielson and H.R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.

EEA . 2006. Land accounts for Europe 1990-2000. EEA Report nº 11/2006. OPOCE. Dec. 01, 2006. ISBN: 92-9167-888-0. http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_11

EEA . 2007. CLC2006 technical guidelines. EEA Technical report No 17/2007. Copenhagen. ISBN 978-92-9167-968-3.

EEA . 2010. The European environment state and outlook 2010. Land use – SOER 2010. Publications Office of the European Union. Nov. 30, 2010. ISBN 978-92-9213-160-9. <http://www.eea.europa.eu/soer/europe/land-use>.

Egler F.E. 1964. Pesticides in our ecosystem. *Am. Scientist* 52: 110-136.

Egler F.E. 1970. *The Way of Science: A Philosophy for the Layman*. Hafner, New York.

EUROSTAT. 2000. Manual of Concepts on Land Cover and Land Use Information Systems. Luxemburgo: Office for Official Publications of the European Communities.

Famiglietti J.S and E. F Wood. 1991. Evapotranspiration And Runoff From Large Land Areas: Land Surface Hydrology For Atmospheric General Circulation MODELS Surveys *in Geophysics*, Volume 12 (1-3): 179-204.

Farina A. 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall, London. New York. 235 pp.

Farina A. 2006. *Principles and methods in landscape ecology - Towards a science of landscape*. Springer. Landscape Series, Dordrecht (Netherlands). 412 pages.

Fernandes J.P.A. 1991. *Modelo de caracterização e avaliação Ambiental Aplicável ao Planeamento (ECOGIS/ECOSAD)* – Dissertação de doutoramento apresentada na universidade Nova de Lisboa. 384 pp.

Fernandes J.P.A. 1993. Classificação das unidades ecológicas adoptada para Portugal. Seminário sobre Avaliação de Impacte Ambiental em Sistemas Ecológicos, CEPGA, SPRCN, Serra da Estrela.

Fernandes J.P.A., N. Guiomar e C. S. Cruz. 2006. Análise comparativa das legendas disponíveis para a cartografia de ocupação do solo e da vegetação e adaptação da legenda CORINE Land Cover (Nível 5 – Escala 1:10000). AMDE/CEEM, Évora.

Fischer J. and D.B. Lindenmayer. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112:473–480.

Forman R.T.T. and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York. 619 pp.

Gilpin M. E. and I. Hanski (eds). 1991. *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, San Diego. 336 pp.

Graham R.L., C.T. Hunsaker, R. V. O'Neill and B. Jackson. 1991. Ecological risk assessment at the regional scale. *Ecol. Appl.* 1:196-206.

Guiomar N., J.P. Fernandes, C.S. Cruz, T. Batista e J. Mateus. 2006. Sistemas de classificação e caracterização do uso e ocupação do solo para zonamento microescalar. Pressupostos para a adaptação da Legenda CORINE Land Cover (Nível 5) à escala 1:10000 e análise comparativa de sistemas de classificação de uso e ocupação do solo. *CDROM Proceedings ESIG2006* 15-17. Taguspark. Oeiras. Portugal.

Guiomar N., T. Batista, J.P. Fernandes e C.S. Cruz. 2009. *Corine Land Cover Nível 5 – Contributo para a carta de Uso do Solo em Portugal Continental*. AMDE Eds. Évora. Portugal. 226 pp. ISBN 989-95985.

Gustafson E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1: 143–156.

Gustafson E.J. and G.R. Parker. 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7 no. 2: 101-110.

Gustafson E.J., G.R. Parker and S.E. Backs. 1994. Evaluating spatial pattern of wildlife habitat: a case study of the wild turkey (*Meleagris gallopavo*). *Am. Midl. Nat.* 131:24-33.

Haber W. 2004. Landscape Ecology as a bridge from ecosystems to human ecology. *Ecological Research* 19, 99-106.

Haila Y., I.K. Hanski and S. Raivio. 1987. Breeding bird distribution in fragmented coniferous taiga in southern Finland. *Ornis Fennica* 64:90-106.

Hansen A. and F. di Castri (eds.). 1992. *Landscape Boundaries*. Springer, New York.

Hardt R.A. and R.T.T. Forman. 1989. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology* 70:1252-1260.

Hasler A.D. 1975. Coupling of land and water systems. *10 Ecological studies*. Taylor & Francis, 309 pp.

Hay G., D. Marceau, P. Dubé and A. Bouchard. 2001. A multiscale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecology* 16: 471–490.

He H.S., B.E. DeZonia and D.J. Mladenoff. 2000. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 15:591-601.

Herráiz C., R. Olmo, J. Mendoza, F. Álvarez, N. Estébanez, P. Holgado y L. Martín. 2003. *Atlas de los paisajes de España*. Ministerio de Medio Ambiente. 683 pps. ISBN:84-8320-236-0.

Herrick J. E. 2000: Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Applied Soil Ecology* 15(1) 75-83(9).

Hobson R. D. 1972. Chapter 8 - Surface roughness in topography: quantitative approach. Pages 221–245 in R. J. Chorley (ed.) *Spatial analysis in geomorphology*. Harper & Row, New York, USA.

Hoechstetter S. 2009. *Enhanced methods for analysing landscape Structure. Landscape metrics for characterising three-dimensional patterns and ecological gradients*. Band 6 der Reihe, Fernerkundung und angewandte Geoinformatik“.Rhombos-Verlag, Berlin. 156 pp. ISBN 978-3-941216-13-6.

Hoechstetter S., N.X. Thinh and U. Walz. 2006. 3D-Indices for the Analysis of Spatial Patterns of Landscape Structure. *Proceedings, InterCarto – InterGIS 12*. Berlin 108-118.

Hoechstetter S., U. Walz, L.H. Dangand and N.X. Thinh. 2008. Effects of topography and surface roughness in analyses of landscape structure – A proposal to modify the existing set of landscape metrics. *Landscape Online*, 3, 1-14.

ICNF 2013. IFN6–Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental. Resultados preliminares. 34 pp, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa.

IGME 1987. Instituto Geológico Minero de España. Mapa Geológico de España.

IGP 2008a. Cartografia e Ortofotocartografia à Escala 1:2 000. Normas técnicas de produção e reprodução. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto Geográfico Português. In www.dgt.pt, consultado em Setembro 2013.

IGP 2008b. Cartografia e Ortofotocartografia à Escala 1:10 000. Normas técnicas de produção e reprodução. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto Geográfico Português. In www.dgt.pt, consultado em Setembro 2013.

Ingegnoli V. 2002. *Landscape Ecology: a Widening Foundation*. Springer-Verlag, New York.

Jaeger J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115–130.

Jeanneret P., B. Schupbach and H. Luka. 2003a. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agr. Ecosyst. Environ.* 98: 311–320.

Jeanneret P., B. Schüpbach, L. Pfiffner and T. Walter. 2003c. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecol.* 18: 253–263.

Jeanneret P., B. Schüpbach, L. Pfiffner, Herzog F. and T. Walter. 2003b. The swiss agri-environmental programme and its effect on selected biodiversity indicators. *J. Nat. Conserv.* 11: 213–220.

Jelinski D. and J. Wu. 1996. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape Ecology* 11:129–140.

Jenness J.S. 2004. Calculating landscape surface area from digital elevation models. *Wildlife Society Bulletin*. 32(3):829-839

Jenness J.S. 2006. Topographic Position Index (tpi_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.3a. Jenness Enterprises. Available at: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>. Last consulted in September 2010.

Jenness J.S. 2010. Surface Area and Ratio for ArcGIS (surface_area.exe) v. 1.0.137. Jenness Enterprises. Available at: http://www.jennessent.com/arcgis/surface_area.htm. Last consulted in September 2013.

Kates R.W., W.C. Clark, R..Corell, J.M..Hall, C.C. Jaeger, I. Lowe, J.J. McCarthy, H.J. Schellnhuber, B. Bolin, N.M. Dickson, S. Faucheux, G.C.Gallopin, A. Grubler, B. Huntley, J. Jager, N.S. Jodha, R.E. Kaspersen, A. Mabogunje, P. Matson, H. Mooney, B.III Moore, T. O’Riordan and U. Svedin. 2001. Sustainability Science. *Science* 292: 641–642.

King A. 1997. Hierarchy theory: A guide to system structure for wildlife biologists. In J. A. Bissonette (Eds.), *Wildlife and landscape ecology: Effects of pattern and scale*. Springer-Verlag, New York.

Koestler A. 1969. Beyond atomism and holism - the concept of the holon. In: Koestler A. and J.R. Smithies (Eds.). *Beyond Reductionism: New Perspectives in the Life Sciences*. Hutchinson, London: 192-216.

Lam N. and D. Quattrochi. 1992. On the issues of scale, resolution, and fractal analysis in the mapping sciences. *Professional Geographer* 44: 88-98.

Lang S. e T. Blaschke 2009. *Análise da Paisagem com SIG*. Tradução de Hermann Kux. Oficina de textos. Brazil. 424 pp. ISBN 9788586238789.

Laszlo E. 1972. *Introduction to Systems Philosophy: Toward a New Paradigm of Contemporary Thought*. Harper Torchbook, New York.

Lefsky M.A., W.B. Cohen, G.P. Parker and D.J. Harding. 2002. Lidar remote sensing for ecosystem studies. *BioScience* 52, 19-30.

Li H. and J. Reynolds. 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 8:155-162.

Li H. and J. Wu. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19: 389-399.

LNEG 1982. Laboratório Nacional de Energia e Geologia. Mapa Geológico Portugal.

Longley P.A., D.J. Maguire, M.F. Goodchild and D.W. Rhind. 2006. *Geographic Information Systems and Science*. Wiley & Sons. 472 pp.

Loureiro N. S. e C.S. Cruz. 1993. Cartografia dos usos do território e dos habitats de Portugal Continental. Projecto INASP, Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.

Macauley D. 1997. Greening philosophy and democratizing ecology. In: Macauley, D. (Ed.), *Minding Nature. A Philosophy of Ecology*. Guilford Press, New York, 1-23.

Marques I. 1997. Uso do solo na Região de Évora: Implicações para a Mamofauna. Relatório de estágio para a obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais Terrestres. F.C. Universidade de Lisboa, 40pp.

Mata F., G. Cavaco e M. Caetano. 2004. Validação de cartografia temática produzida por classificação de imagens obtidas por detecção remota. [CD-Rom] Proceedings do ESIG'2004, Oeiras.

McGarigal K. and B.J. Marks. 1994. FRAGSTATS: Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351.

McGarigal K. and S.A. Cushman. 2005: The gradient concept of landscape structure. In: Wiens J. and Moss M. (Eds.): *Issues and perspectives in landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 112–119.

McGarigal K., S. Tagil and S.A. Cushman. 2009. Surface metrics: An alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology* 24:433–450.

McGarigal K., S.A. Cushman and E. Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous 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., S.A. Cushman, M.C. Neel and E. Ene. 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>

McIntyre N.E. and J.A. Wiens. 1999. Interactions between landscape structure and animal behavior: the roles of heterogeneously distributed resources and food deprivation on movement patterns. *Landscape Ecology*, 14: 437-447

McNab W.H. 1992. A topographic index to quantify the effect of mesoscale landform on site productivity. *Canadian Journal of Forest Research*, 23, 1100-1107.

Meentemeyer V. and E. Box. 1987. Scale effects in landscape studies. In Turner M. G. (Ed.), *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer Verlag, New York, pp. 15-34

Molin P.G. 2010. *Estimation of vegetation carbon stock in Portugal using land use/ land cover data*. Master Thesis report on Science in Geospatial Technologies. ISEGI – UNL. Lisbon.

Monteiro-Henriques T. and M.D. Espírito-Santo. 2010. Climate change and the outdoor regional living plant collections: an example from mainland Portugal. *Biodiversity and Conservation*.

Moody A. and C.E. Woodcock. 1995. The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing. *Landscape Ecology* 10(6): 363-

Moss D. 2008. EUNIS habitat classification – a guide for users. European Topic Centre On Biological Diversity. Available at <http://biodiversity.eionet.europa.eu>.

National Research Council. 1999. *Our Common Journey: A Transition Toward Sustainability*. National Academy Press, Washington D.C..

Naveh Z. 1982. Landscape ecology as an emerging branch of human ecosystem science. *Advances in Ecology Research*, Academic Press, London, 12:189-237.

Naveh Z. 2000. What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and Urban Planning*, 50:7-26.

Naveh Z. and A. Lieberman. 1994. *Landscape Ecology - Theory and Applications*. Second edition. Springer-Verlag, New York, Inc.

Neel M., K. McGarigal and S. Cushman. 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology* 19: 435–455.

Noss R.F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4):355-364.

Nunes V.B. 2007. *Comparação entre cartografias de ocupação e/ou uso do solo para a produção de um mapa de incerteza temática*. Dissertação de mestrado em Ciências e Sistemas de Informação Geográfica. ISEGI. UNL. Lisboa. 96 pp.

O'Neill R., D. DeAngelis, J. Waide and T. Allen. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

O'Neill, R. V., Krummel, J. R., J. R., Gardner, J. R., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., Graham, R. L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1 (3): 153-162.

Oke T.R. 1978. *Boundary layer climates*. University Press Cambridge, Cambridge. 435 pages.

Oliveira M.M. e J.P. Lobo-Ferreira. 2002. Proposta de uma metodologia para a definição de áreas de infiltração máxima. 6th National Water Congress.

Oliveira M.M., M.J. Moinante e J.P. Lobo-Ferreira. 1997. Cartografia Automática da Vulnerabilidade de Aquíferos com base na Aplicação do Método DRASTIC. Relatório Final. Lisboa, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, relatório 60/97-GIAS.

Onofre N., 2007. A fauna dos montados de azinho. In Silva, J. S. (Coord.), *Os montados: Muito para além das árvores*, Colecção Árvores e Florestas de Portugal n.º 3, Fundação Luso-Americana, Jornal O Público, Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, pp. 131-159.

Opdam P. 2007. Deconstructing and reassembling the landscape system. *Landscape Ecology* 22: 1445-1446.

Paiva-Ferreira R. and C. Pinto-Gomes. 2010. Plano Distrital de Defesa da Floresta Contra Incendios: Diagnóstico de síntese. Governo Civil de Évora. Évora.

Pearson R. G., T. P. Dawson and C. Liu. 2004. Modelling species distribution in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography* 27(3): 285-298.

Penas A., S. del Río e L. Herrero. 2005. A new methodology for the quantitative evaluation of the conservation status of vegetation: the potentiality distance index (PDI). *Fitosociologia* 42 (2): 23-31.

Peng J., Y. Wang, M. Ye, J. Wu and Y. Zhang. 2007. Effects of land-use categorization on landscape metrics: A case study in urban landscape of Shenzhen, China. *International Journal of Remote Sensing*. Vol. 28, Iss. 21.

Peng J., Y. Wang, Y. Zhang, J. Wu, W. Li and Y. Li. 2010. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators* 10: 217–223.

Pereira J.S., J.A. Mateus, L.M. Aires, G. Pita, C. Pio, J.S. David, V. Andrade, J. Banza, T.S. David, T.A. Paco and A. Rodrigues. 2007: Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems- the effect of drought. *Biogeosciences* 4:791-802.

Pereira M. C., A. C. Luz e M. Caetano. 2008a. Estudo piloto para definição da metodologia a adoptar por Portugal para prestação de informação no âmbito do sector LULUCF da UNFCCC e do Protocolo de Quioto. Actas do X Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica (ESIG 2008), Oeiras, 14 a 16 de Maio.

Pereira M., A. Luz, and M. Caetano, 2008b. Pilot study for defining Portugal's reporting methodology under the UNFCCC and the Kyoto Protocol, in the LULUCF sector: WP10 final report, Relatório Técnico, Instituto Geográfico Português.

Pereira P.V. 2005. *Qualidade e gestão da informação geográfica na actividade de um município*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Pereira T. C., T. Seabra et al. 2009. Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990-2007 Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. P. E. Agency. Amadora, Portuguese Environmental Agency. In Molin P. G., 2010: *Estimation of vegetation carbon stock in Portugal using land use/ land cover data*. Master Thesis, report on Science in Geospatial Technologies. ISEGI – UNL. Lisbon.

Pike R.J. 2000. Geomorphometry - diversity in quantitative surface analysis. *Progress in Physical Geography* 24, 1-20.

Pimentel D. 1992. Conserving biological diversity in agricultural systems. *BioScience* 42: 354-362.

Pinto Gomes C. J. 1995. *A Serra de Ficalho: flora e vegetação*. Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais do Alentejo, Évora.

Pinto Gomes C. J., Alvarez, M. L., Gonçalves, P. C. C., Ferreira, R. P., 2003a. Contribuição para o estudo dos bosques supramediterrânicos de *Quercus pyrenaica* na Reserva Natural da Serra da Malcata. *Quercetea* 4: 13-21.

Pinto Gomes, C. J., Alvarez, M. L., Gonçalves, P. C. C., Mendes, S., Lopes, M. C., 2003b. *Smilaco asperae* – *Quercetum suberis*: um novo sobreiral réliquo do Alto Alentejo. *Quercetea* 4: 23-29.

Pinto Gomes, C. J., Mendes, S., Vásquez, F., Cano, E., Torres, J., 2003c. Reinterpretação dos tojais psamófilos dos territórios Ribataganos. *Quercetea* 4: 71-77.

Pinto-Correia T. 1995. “Análise dos Inquéritos à pequena e grande Propriedade”. In Mascarenhas J.M.B. (coord.). *Análise da região envolvente de Évora numa perspectiva de Ecologia da Paisagem*. Universidade de Évora, Centro de Estudos de Ecossistemas Mediterrânicos. Vol. 1: 36-51.

Pinto-Correia T. and J.M.B. de Mascarenhas. 1999. Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning* (46) 125-131.

Pinto-Correia T., B. Breman, V. Jorge e M. Dneboská. 2006. Estudo sobre o abandono em Portugal Continental – Análise das dinâmicas da ocupação do solo, do sector agrícola e da comunidade rural: Tipologia de áreas rurais. Universidade de Évora.

Pinto-Correia, T., Vos, W., 2004. Multifunctionality in Mediterranean landscapes – past and future. In Jongman, R. (Eds.), *The new dimensions of the European landscape*. Wageningen EU Frontis Series, Springer, 135-164.

Pulido F.J., M. Diaz and S.J Hidalgo De Trucios. 2001. Size structure and regeneration of Spanish holm oak *Quercus ilex* forests and dehesas: Effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *Forest Ecology and Management*. 146 (1-3), 1-13.

Quinta-Nova L.C. 1995. *Análise da evolução de uma área localizada na Península de Setúbal na sequência de um processo de alteração de uso bem caracterizado*. Dissertação apresentada para a obtenção do Grau de Mestre em Ordenamento do Território e Planeamento Ambiental, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, 170 pp.

Rabaça J.E, Mondes D. e Nobrega S. 1995. “Avifauna”. In Mascarenhas J.M.B. (coord.). *Análise da região envolvente de Évora numa perspectiva de Ecologia da Paisagem*. Universidade de Évora, Centro de Estudos de Ecossistemas Mediterrânicos. Vol. 2: 132-153.

Rabaça J.E, Mondes D. e Nobrega S. 1996. Ornitocenoses nidificantes na região de Évora (Alentejo). In Farinha J.C, Almeida J. e Costa H. (eds), *I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Vila Nova de Cerveira: 121 Ed. SPEA.

Raimundo N. D. 1995a. “Herpetofauna”. In Mascarenhas J.M.B. (coord.). *Análise da região envolvente de Évora numa perspectiva de Ecologia da Paisagem*. Universidade de Évora, Centro de Estudos de Ecossistemas Mediterrânicos. Vol. 2: 154-179.

Raimundo N. D. 1995b. *Avaliação de Áreas para a Conservação: Uma Aplicação à Herpetocenose da Serra de São Mamede com Recurso a um Sistema de Informação Geográfica (SIG)*. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Reitan P.H. 2005. Sustainability science – and what’s needed beyond science. *Sustainability: Science, Practice & Policy* 1: 77–80.

Rempel R., D. Kaukinen and A. Carr. 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario: <http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/>.

Richter B. and D. Markewitz. 2001. *Understanding soil change: soil sustainability over millennia, centuries, and decades*. Cambridge University Press, 255 pp.

Riitters K., R. O’Neill, C. Hunsaker, J. Wickham, D. Yankee, K. Timmins and B. Jackson. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10:23–39.

- Robbins C., D. Dawson and B. Dowell. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. *Wildl. Monogr.* 103. 34 pp.
- Rosenzweig M. L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, 436 pp.
- Sáez-Royuela R. 1990. La Guía de Incafo de las Aves de la Península Ibérica. Incafo, S.A., Madrid, 1056 pp.
- Sang N., D. Miller and D. Ode. 2008. Landscape metrics and visual topology in the analysis of landscape preference. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 35, pages 504-520.
- Sappington J.M., K.M. Longshore and D.B. Thomson. 2007. Quantifying Landscape Ruggedness for Animal Habitat Analysis: A case Study Using Bighorn Sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management*. 71(5): 1419 -1426.
- Saura S. 2004. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology* 19 (2): 197-209.
- Sebastiá M.T. 2004. Role of topography and soils in grassland structuring at the landscape and community scales. *Basic and Applied Ecology*, 5: 331-346.
- Shannon C.E. and Weaver W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Silveira J.C. e E.F. Burity. 2004. Validação de bases cartográficas digitais obtidas a partir de originais cartográficos convencionais. In UFP, Cartografia, instrumento de renovação política e inovação tecnológica, Curso de Pós-Graduação em Ciências Geodésicas, *Série em Ciências Geodésicas*, Vol. 4, UFP, pp. 230-243.
- Simpson E. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Sousa A., J.R. Marques da Silva, A.C. Gonçalves e P. Mesquita. 2012. Inventário de biomassa florestal com imagens de satélite de alta resolução espacial (*Quercus rotundifolia* e *Quercus suber*). Apresentação realizada no GISDAY 2012. Universidade de Évora.
- Stolte J. 2003. *Effects of land use and infiltration behaviour on soil conservation strategies*. Doctoral Thesis Wageningen University , 133 pp.

Swanson F.J., T.K. Kratz, N. Caine and R.G. Woodmansee. 1988. Landform effects on ecosystem patterns and processes. *BioScience*, 38: 92-98.

Temple S. 1986. Predicting impacts of habitat fragmentation on forest birds: a comparison of two models. In J. Verner, M. L. Morrison, and C. J. Ralph, eds. *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. Univ. of Wisconsin Press, Madison, WI. Pages 301-304.

Tischendorf L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16: 235–254.

Tomlin C.D. 1990. *Geographic Information systems and cartographic Modeling*. Prentice Hall, Inc. 249 pp.

Turner M.G, R. O'Neill, R. Gardner and B. Milne. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3: 153–162.

Turner M.G. 1989. Landscape ecology: The effect of pattern and process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.

Turner M.G. 1990a. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4(1): 21-30.

Turner M.G. 1990b. Landscape changes in nine rural counties of Georgia. *Photogram. Engine. and Rem. Sens.* 56: 379-386.

Turner M.G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annul Revue Ecol Evol Syst.* 36: 319–344.

Turner M.G. and C.L. Ruscher. 1988. Changes in the spatial patterns of land use in Georgia. *Landscape Ecology* 1: 241-251.

Turner M.G., R. Gardner and R. O'Neill. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer- Verlag, New York, New York, USA.

Turner M.G., S.M. Pearson, P. Bolstad and D.N.Wear. 2003. Effects of land-cover change on spatial pattern of forest communities in the southern Appalachian Mountains (USA). *Landscape Ecology*, 18:449–64.

URA-HHF and BPR-DC. 1965. *Standard land use coding manual: A standard system for identifying and coding land use activities*. Government Printing Office, Washington, D.C.

- Uuemaa E., J. Roosaare and Ü Mander. 2005. Scale dependence of landscape metrics and their indicative value for nutrient and organic matter losses from catchments. *Ecological Indicators*, 5(4): 350–369.
- Uuemaa E., M. Antrop, J. Roosaare, R. Marja and Ü Mander. 2009. Landscape Metrics and Indices: An overview of their Use in Landscape Research. *Living Rev. Landscape Res.* 3(1). Available at: <http://www.livingreviews.org/lrlr-2009-1>.
- van Dorp D. and P.F.M. Opdam 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology*, 1 (1):59-73.
- Velázquez A. 1992. Landscape ecology-vegetation map of Tláloc and Pelado volcanoes. México. *ITC Journal* 3: 213-227
- Verburg P.H. 2006. Simulating feedbacks in land use and land cover change models. *Landscape Ecology* 21: 1171-1183.
- Vitousek P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco and J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's systems. *Science* 277: 494-499.
- Vos W. 2000. Future Landscapes: between the devil and the deep blue sea, in Pedrolí B. (Ed.), *Landscape – Our Home*, Stuttgart, Indigo-Zeist: 187-192.
- Walz U., S. Hoechstetter, D. Vock and L.H. Dang. 2010. LandMetrics-3D. Landscape metrics for raster-based structure analysis in three dimensions. Leibniz Institute of Ecological and Regional Development (IOER). Weberplatz 1, D-01217 Dresden, Germany. 10 pps.
- Weiss A. 2001. Topographic Position and Landforms Analysis. Poster presentation, ESRI User Conference, San Diego, CA.
- West N.E., F.L. Dougher, G. S. Manis and R. D. Ramsey. 2005. A comprehensive ecological land classification for Utah's desert. *Western North American Naturalist* 65(3): 281-309.
- White P.S. and S.T.A. Pickett. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press.
- Wickham J. and K. Riitters. 1995. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *International Journal of Remote Sensing* 16: 3585–3595.

- Wickham J.D., R.V. O'Neill, K.H. Riitters, T.G. Wade and K.B. Jones. 1997. Sensitivity of landscape metrics to land cover misclassification and differences in land cover composition. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63: 397–402.
- Wiens J.A. and T.B. Milne. 1989. Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology* 3 (2):87-96.
- Wiens J.A., N.C. Stenseth, B. van Horne and R.A. Ims. 1993: Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.
- Wondzell S.M., G.L. Cunningham and D. Bachelet. 1996. Relationships between landforms, geomorphic processes, and plant communities on a watershed in the northern Chihuahuan Desert. *Landscape Ecology* 11 (6): 351-362.
- Wu J. 1999. Hierarchy and scaling: Extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25: 367–380.
- Wu J. 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19: 125-138.
- Wu J. 2006. Landscape ecology, cross-disciplinary, and sustainability science. *Landscape Ecology* 21:1-4. Springer.
- Wu J. and D. Jelinski. 1995. Pattern and scale in ecology: the modifiable areal unit problem. In: Li Bo (ed.) *Lectures in modern ecology*. Science Press, Beijing, pp 1–9.
- Wu J. and O. Loucks. 1995. From balance-of-nature to hierarchical patch dynamics: A paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology* 70: 439–466.
- Wu J., D. Jelinski, M.Luck and P. Tueller. 2000. Multiscale Analysis of Landscape Heterogeneity: Scale Variance and Pattern Metrics. *Geographic Information Sciences: A Journal of the Association of Chinese Professionals in Geographic Information Systems*, 6: 16-19.
- Wu J., W. Shen, W. Sun and P. Tueller. 2002. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology* 17: 761–782.
- Wu J., W. Shen, W. Sun and P.T. Tueller. 2003. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology* 17: 761–782.
- Zonneveld I. 1979. *Landscape science and land evaluation*. ITC textbook VII-4, 134 pp. Enschede.

Zonneveld I. 1989. The land unit – A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* 3(2): 67–86.

Zonneveld I. 1995. *Land Ecology. An introduction to landscape ecology as a base for land evaluation, land management and conservation*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

ANEXOS

ANEXO 1 - Nomenclatura CLC N5

- 1. Zonas artificializadas
 - 1.1 Tecido urbano
 - 1.1.1 Tecido urbano contínuo
 - 1.1.1.1 Tecido urbano contínuo com construção predominantemente vertical
 - 1.1.1.2 Tecido urbano contínuo com construção predominantemente horizontal
 - 1.1.1.3 Estacionamentos e logradouros
 - 1.1.2 Tecido urbano descontínuo
 - 1.1.2.1 Espaços periurbanos
 - 1.1.2.2 Edificações rurais
 - 1.1.2.3 Edificações dispersas
 - 1.2 Zonas industriais, comerciais ou de transportes
 - 1.2.1 Unidades industriais ou comerciais
 - 1.2.1.1 Zonas industriais
 - 1.2.1.1.1 Grandes parques industriais
 - 1.2.1.1.2 Unidades industriais isoladas
 - 1.2.1.1.3 Parques de pequena e média indústria
 - 1.2.1.1.4 Parques de exposições
 - 1.2.1.2 Parques de contentores e parques logísticos
 - 1.2.1.2.1 Parques de contentores
 - 1.2.1.2.2 Parques logísticos
 - 1.2.1.3 Instalações e estruturas militares
 - 1.2.1.3.1 Quartéis
 - 1.2.1.3.2 Polígonos de tiro e terrenos de exercício
 - 1.2.1.3.3 Paíóis e outros depósitos militares
 - 1.2.1.3.4 Arsenal
 - 1.2.1.4 Sistemas de transporte de substâncias perigosas
 - 1.2.1.4.1 Pipelines
 - 1.2.1.4.2 Oleodutos
 - 1.2.1.4.3 Gasodutos
 - 1.2.1.5 Sistemas de distribuição e transformação de energia
 - 1.2.1.5.1 Corredores associados à rede elétrica de alta tensão
 - 1.2.1.5.2 Corredores associados à rede elétrica de muito alta tensão
 - 1.2.1.5.3 Subestações de transformação e distribuição de energia
 - 1.2.1.5.4 Outros sistemas de distribuição e transformação de energia
 - 1.2.1.6 Superfícies de equipamentos e serviços
 - 1.2.1.6.1 Grandes superfícies de equipamentos e serviços
 - 1.2.1.6.2 Parques de equipamentos e serviços ordenados
 - 1.2.1.6.3 Parques de equipamentos e serviços desordenados
 - 1.2.2 Rede rodoviária ou ferroviária e zonas associadas
 - 1.2.2.1 Autoestradas, equipamentos e terrenos associados
 - 1.2.2.1.1 Vias de circulação
 - 1.2.2.1.2 Praças de portagem
 - 1.2.2.1.3 Áreas de serviço
 - 1.2.2.1.4 Parques de equipamento e maquinaria
 - 1.2.2.2 Estradas
 - 1.2.2.2.1 Estradas com uma faixa de rodagem
 - 1.2.2.2.2 Estradas com duas faixas de rodagem
 - 1.2.2.2.3 Estradas com mais de duas faixas de rodagem
 - 1.2.2.2.4 Estradões
 - 1.2.2.2.5 Áreas de serviço

- 1.2.2.3 Rede ferroviária
 - 1.2.2.3.1 Rede ferroviária normal
 - 1.2.2.3.2 Rede ferroviária dupla
 - 1.2.2.3.3 Entroncamentos
 - 1.2.2.3.4 Rede de alta velocidade
 - 1.2.2.3.5 Estações
 - 1.2.3 Zonas portuárias
 - 1.2.3.1 Terminais de carga e descarga de mercadorias
 - 1.2.3.1.1 Terminais de graneis líquidos
 - 1.2.3.1.2 Terminais de graneis sólidos
 - 1.2.3.1.3 Terminais de contentores
 - 1.2.3.1.4 Parques de contentores
 - 1.2.3.1.5 Terminais de passageiros
 - 1.2.3.1.6 Cais militar
 - 1.2.3.2 Portos de pesca
 - 1.2.3.3 Estaleiros navais e docas secas
 - 1.2.3.4 Marinas
 - 1.2.4 Aeroportos
 - 1.2.4.1 Aeroportos
 - 1.2.4.1.1 Pistas (de aeroportos)
 - 1.2.4.1.2 Terminais (de aeroportos)
 - 1.2.4.1.3 Estacionamento (de aeroportos)
 - 1.2.4.1.4 Hangares (de aeroportos)
 - 1.2.4.2 Aeródromos
 - 1.2.4.2.1 Pistas (de aeródromos)
 - 1.2.4.2.2 Terminais (de aeródromos)
 - 1.2.4.2.3 Estacionamento (de aeródromos)
 - 1.2.4.2.4 Hangares (de aeródromos)
 - 1.2.4.3 Heliportos
- 1.3 Minas, depósitos de resíduos ou zonas de construção
 - 1.3.1 Zonas de extração mineira e exploração de inertes
 - 1.3.1.1 Zonas de extração mineira
 - 1.3.1.1.1 Zonas de extração mineira ativas
 - 1.3.1.1.2 Zonas de extração mineira abandonadas
 - 1.3.1.2 Zonas de exploração de inertes
 - 1.3.1.2.1 Pedreiras, saibreiras, areeiros, barreiras e outras explorações de inertes a céu aberto ativas
 - 1.3.1.2.2 Pedreiras, saibreiras, areeiros, barreiras e outras explorações de inertes a céu aberto abandonadas
 - 1.3.1.3 Escombreliras e serventias mineiras
 - 1.3.1.3.1 Instalações e equipamentos de apoio à mina e destinadas ao processamento do minério
 - 1.3.1.3.2 Escombreliras e outras zonas de deposição de resíduos (sólidos e líquidos) provenientes da atividade mineira
 - 1.3.2 Zonas de depósito de resíduos industriais ou urbanos
 - 1.3.2.1 Aterros
 - 1.3.2.1.1 Aterros para resíduos sólidos urbanos
 - 1.3.2.1.2 Aterros para resíduos sólidos perigosos
 - 1.3.2.1.3 Aterros para resíduos industriais banais
 - 1.3.2.1.4 Aterros para resíduos inertes
 - 1.3.2.2 Infraestruturas de tratamento de resíduos sólidos urbanos
 - 1.3.2.2.1 Estações de compostagem
 - 1.3.2.2.2 Estações de transferência
 - 1.3.2.2.3 Estações de triagem
 - 1.3.2.2.4 Incineradoras
 - 1.3.2.3 Lixeiras
 - 1.3.2.3.1 Lixeiras ativas
 - 1.3.2.3.2 Lixeiras abandonadas

- 1.3.2.3.3 Entulheiras e sucateiras
 - 1.3.2.4 Estações de tratamento de água e de águas residuais
 - 1.3.2.4.1 Estações de tratamento de água
 - 1.3.2.4.2 Estações de tratamento de águas residuais
 - 1.3.2.4.3 Leitões de macrófitas
 - 1.3.2.4.4 Sistemas de lagunagem
 - 1.3.3 Zonas de construção
 - 1.4 Zonas artificializadas não agrícolas com vegetação
 - 1.4.1 Zonas verdes urbanas
 - 1.4.1.1 Matas urbanas
 - 1.4.1.2 Parques urbanos
 - 1.4.1.3 Jardins públicos e particulares
 - 1.4.1.4 Cemitérios
 - 1.4.1.5 Hortas urbanas
 - 1.4.1.6 Jardins zoológicos e jardins botânicos
 - 1.4.1.7 Zonas verdes de enquadramento
 - 1.4.2 Equipamentos de desporto ou lazer
 - 1.4.2.1 Campos de golfe
 - 1.4.2.2 Campos de futebol
 - 1.4.2.3 Pavilhões gimnodesportivos
 - 1.4.2.4 Espaços gimnodesportivos
 - 1.4.2.5 Campos de ténis
 - 1.4.2.6 Hipódromos
 - 1.4.2.7 Parques desportivos
 - 1.4.2.8 Autódromos e outros espaços destinados a desportos motorizados
 - 1.4.2.9 Parques de campismo
 - 1.4.2.10 Praças de touros
 - 1.4.2.11 Zonas de feiras de levante e festas populares
 - 1.4.2.12 Outras instalações desportivas e recreativas
-
- 2. Zonas agrícolas
 - 2.1 Terras aráveis
 - 2.1.1 Terras aráveis não irrigadas
 - 2.1.1.1 Culturas arvenses de sequeiro
 - 2.1.1.1.1 Cereais de sequeiro
 - 2.1.1.1.2 Culturas forrageiras de sequeiro
 - 2.1.1.1.3 Culturas industriais de sequeiro
 - 2.1.2 Terras aráveis irrigadas
 - 2.1.2.1 Culturas arvenses de regadio
 - 2.1.2.1.1 Cereais de regadio
 - 2.1.2.1.2 Culturas forrageiras de regadio
 - 2.1.2.1.3 Culturas industriais de regadio
 - 2.1.2.2 Culturas hortícolas
 - 2.1.2.2.1 Culturas hortícolas ao ar livre
 - 2.1.2.2.2 Culturas hortícolas em estufa
 - 2.1.2.2.3 Culturas horto-industriais
 - 2.1.3 Arrozaís
 - 2.1.3.1 Arrozaís em exploração
 - 2.1.3.2 Arrozaís abandonados
 - 2.2 Culturas permanentes
 - 2.2.1 Vinhas
 - 2.2.1.1 Vinhas de sequeiro
 - 2.2.1.2 Vinhas de sequeiro associada a outras culturas permanentes de sequeiro
 - 2.2.1.2.1 Vinha + Pomar (de sequeiro)
 - 2.2.1.2.2 Vinha + Olival (de sequeiro)

- 2.2.1.3 Vinhas de regadio
 - 2.2.1.4 Vinhas de regadio associada a outras culturas permanentes de regadio
 - 2.2.1.4.1 Vinha + Pomar (de regadio)
 - 2.2.1.4.2 Vinha + Olival (de regadio)
- 2.2.2 Pomares
 - 2.2.2.1 Pomares de sequeiro
 - 2.2.2.1.1 Alfarrobeira
 - 2.2.2.1.2 Amendoeira
 - 2.2.2.1.3 Figueira
 - 2.2.2.1.4 Nogueira
 - 2.2.2.1.5 Citrinos (de sequeiro)
 - 2.2.2.1.6 Pomóideas (de sequeiro)
 - 2.2.2.1.7 Prunóideas (de sequeiro)
 - 2.2.2.1.8 Pomares de cultivos exóticos (de sequeiro)
 - 2.2.2.1.9 Soutos
 - 2.2.2.1.10 Pomares de Pinheiro manso
 - 2.2.2.1.11 Outros pomares de sequeiro
 - 2.2.2.2 Pomares de sequeiro associados a outras culturas permanentes de sequeiro
 - 2.2.2.2.1 Pomar + Vinha (de sequeiro)
 - 2.2.2.2.2 Pomar + Olival (de sequeiro)
 - 2.2.2.3 Pomares de regadio
 - 2.2.2.3.1 Citrinos (de regadio)
 - 2.2.2.3.2 Pomóideas (de regadio)
 - 2.2.2.3.3 Prunóideas (de regadio)
 - 2.2.2.3.4 Pomares de cultivos exóticos (de regadio)
 - 2.2.2.3.5 Outros pomares de regadio
 - 2.2.2.4 Pomares de regadio associados a outras culturas permanentes de regadio
 - 2.2.2.4.1 Pomar + Vinha (de regadio)
 - 2.2.2.4.2 Pomar + Olival (de regadio)
- 2.2.3 Olivais
 - 2.2.3.1 Olivais de sequeiro
 - 2.2.3.2 Olivais de sequeiro associado a outras culturas permanentes de sequeiro
 - 2.2.3.2.1 Olival + Vinha (de sequeiro)
 - 2.2.3.2.2 Olival + Pomar (de sequeiro)
 - 2.2.3.3 Olivais de regadio
 - 2.2.3.3.1 Olivais de regadio
 - 2.2.3.3.2 Olivais de regadio associado a outras culturas permanentes de regadio
 - 2.2.3.4 Olivais de regadio
 - 2.2.3.4.1 Olival + Vinha (de regadio)
 - 2.2.3.4.2 Olival + Pomar (de regadio)
 - 2.2.3.5 Olivais abandonados
- 2.3 Pastagens
 - 2.3.1 Pastagens
 - 2.3.1.1 Prados limados ou lameiros
 - 2.3.1.2 Prados higrofilicos
 - 2.3.1.3 Prados mesofílicos
 - 2.3.1.4 Prados xerofílicos
 - 2.3.1.5 Pastagens permanentes
- 2.4 Zonas agrícolas heterogéneas
 - 2.4.1 Culturas anuais associadas a culturas permanentes
 - 2.4.1.1 Culturas anuais associadas a culturas permanentes de sequeiro
 - 2.4.1.1.1 Culturas anuais + Vinha de sequeiro
 - 2.4.1.1.2 Culturas anuais + Pomar de sequeiro
 - 2.4.1.1.3 Culturas anuais + Olival de sequeiro
 - 2.4.1.2 Culturas anuais associadas a culturas permanentes de regadio
 - 2.4.1.2.1 Culturas anuais + Vinha de regadio
 - 2.4.1.2.2 Culturas anuais + Pomar de regadio

- 2.4.1.2.3 Culturas anuais + Olival de regadio
 - 2.4.1.3 Áreas agrícolas de culturas anuais com árvores dispersas
- 2.4.1.3.1 Culturas anuais + Sobreiro
- 2.4.1.3.2 Culturas anuais + Azinheira
- 2.4.1.3.3 Culturas anuais + Outras espécies florestais
- 2.4.2 Sistemas culturais e parcelares complexos
 - 2.4.2.1 Sistemas culturais e parcelares de sequeiro
 - 2.4.2.1.1 Mosaico de culturas anuais associadas a pastagens de sequeiro
 - 2.4.2.1.2 Mosaico de culturas permanentes de sequeiro
 - 2.4.2.1.3 Mosaico de culturas anuais com culturas permanentes de sequeiro
 - 2.4.2.2 Sistemas culturais e parcelares de regadio
 - 2.4.2.2.1 Mosaico de culturas anuais associadas a pastagens de regadio
 - 2.4.2.2.2 Mosaico de culturas permanentes de regadio
 - 2.4.2.2.3 Mosaico de culturas anuais com culturas permanentes de regadio
 - 2.4.2.3 Sistemas culturais e parcelares mistos
- 2.4.3 Zonas principalmente agrícolas com zonas naturais importantes
 - 2.4.3.1 Culturas agrícolas de sequeiro com espaços naturais e semi-naturais importantes
 - 2.4.3.2 Culturas agrícolas de regadio com espaços naturais e semi-naturais importantes
 - 2.4.3.3 Pastagens com espaços naturais e semi-naturais importantes
- 2.4.4 Zonas agro-florestais
 - 2.4.4.1 Povoamentos florestais associados a pastagens
 - 2.4.4.1.1 Montados de sobreiro com pastagem no subcoberto
 - 2.4.4.1.2 Montados de azinho com pastagem no subcoberto
 - 2.4.4.1.3 Montados mistos com pastagem no subcoberto
 - 2.4.4.1.4 Outros montados com pastagem no subcoberto
 - 2.4.4.1.5 Outros povoamentos florestais com pastagem no subcoberto
 - 2.4.4.2 Povoamentos florestais associados a culturas anuais
 - 2.4.4.2.1 Montados de sobreiro com culturas anuais no subcoberto
 - 2.4.4.2.2 Montados de azinho com culturas anuais no subcoberto
 - 2.4.4.2.3 Montados mistos com culturas anuais no subcoberto
 - 2.4.4.2.4 Outros montados com culturas anuais no subcoberto
 - 2.4.4.2.5 Outros povoamentos florestais com culturas anuais no subcoberto
 - 2.4.4.3 Povoamentos florestais associados a culturas permanentes
 - 2.4.4.3.1 Montados de sobreiro associados a culturas permanentes
 - 2.4.4.3.2 Montados de azinho associados a culturas permanentes
 - 2.4.4.3.3 Montados mistos associados a culturas permanentes
 - 2.4.4.3.4 Outros montados associados a culturas permanentes
 - 2.4.4.3.5 Outros povoamentos florestais associados a culturas permanentes
 - 2.4.4.4 Zonas agro-florestais abandonadas
 - 2.4.4.4.1 Montados de sobreiro com matos no subcoberto
 - 2.4.4.4.2 Montados de azinho com matos no subcoberto
 - 2.4.4.4.3 Montados mistos com matos no subcoberto
 - 2.4.4.4.4 Outros montados com matos no subcoberto
 - 2.4.4.4.5 Outras zonas agro-florestais abandonadas

3. Zonas florestais e semi-naturais

3.1 Florestas

3.1.1 Floresta de folhosas

3.1.1.1 Povoamentos puros de folhosas

- 3.1.1.1.1 Sobreiro
- 3.1.1.1.2 Azinheira
- 3.1.1.1.3 Castanheiro-bravo
- 3.1.1.1.4 Carvalho-alvarinho

- 3.1.1.1.5 Carvalho-negral
- 3.1.1.1.6 Carvalho-cerquinho
- 3.1.1.1.7 Outros carvalhais caducifólios e marcescentes
- 3.1.1.1.8 Eucalipto
- 3.1.1.1.9 Outras folhosas caducifólias autóctones
- 3.1.1.1.10 Outras folhosas perenifólias autóctones
- 3.1.1.1.11 Outras folhosas caducifólias exóticas
- 3.1.1.1.12 Outras folhosas perenifólias exóticas
- 3.1.1.2 Povoamentos mistos de folhosas
 - 3.1.1.2.1 Sobreiro + Azinheira
 - 3.1.1.2.2 Sobreiro + Castanheiro-bravo
 - 3.1.1.2.3 Sobreiro + Outros carvalhos
 - 3.1.1.2.4 Sobreiro + Eucalipto
 - 3.1.1.2.5 Sobreiro + Outras folhosas
 - 3.1.1.2.6 Azinheira + Sobreiro
 - 3.1.1.2.7 Azinheira + Castanheiro-bravo
 - 3.1.1.2.8 Azinheira + Outros carvalhos
 - 3.1.1.2.9 Azinheira + Eucalipto
 - 3.1.1.2.10 Azinheira + Outras folhosas
 - 3.1.1.2.11 Castanheiro-bravo + Sobreiro
 - 3.1.1.2.12 Castanheiro-bravo + Azinheira
 - 3.1.1.2.13 Castanheiro-bravo + Outros carvalhos
 - 3.1.1.2.14 Castanheiro-bravo + Eucalipto
 - 3.1.1.2.15 Castanheiro-bravo + Outras folhosas
 - 3.1.1.2.16 Outros carvalhos + Sobreiro
 - 3.1.1.2.17 Outros carvalhos + Azinheira
 - 3.1.1.2.18 Outros carvalhos + Castanheiro-bravo
 - 3.1.1.2.19 Outros carvalhos + Eucalipto
 - 3.1.1.2.20 Outros carvalhos + Outras folhosas
 - 3.1.1.2.21 Eucalipto + Sobreiro
 - 3.1.1.2.22 Eucalipto + Azinheira
 - 3.1.1.2.23 Eucalipto + Castanheiro-bravo
 - 3.1.1.2.24 Eucalipto + Outros carvalhos
 - 3.1.1.2.25 Eucalipto + Outras folhosas
 - 3.1.1.2.26 Outras folhosas + Sobreiro
 - 3.1.1.2.27 Outras folhosas + Azinheira
 - 3.1.1.2.28 Outras folhosas + Castanheiro-bravo
 - 3.1.1.2.29 Outras folhosas + Outros carvalhos
 - 3.1.1.2.30 Outras folhosas + Eucalipto
- 3.1.1.3 Formações espontâneas de folhosas
 - 3.1.1.3.1 Amiais
 - 3.1.1.3.2 Salgueirais
 - 3.1.1.3.3 Choupais
 - 3.1.1.3.4 Vidoais
 - 3.1.1.3.5 Ulmais
 - 3.1.1.3.6 Freixiais
 - 3.1.1.3.7 Formações ripícolas mistas
 - 3.1.1.3.8 Carvalhais caducifólios de carvalho-alvarinho
 - 3.1.1.3.9 Carvalhais caducifólios de carvalho-negral
 - 3.1.1.3.10 Castinçais
 - 3.1.1.3.11 Outras formações espontâneas de folhosas caducifólias
 - 3.1.1.3.12 Carvalhais marcescentes de carvalho-cerquinho (cercais)
 - 3.1.1.3.13 Sobreirais
 - 3.1.1.3.14 Azinhais
 - 3.1.1.3.15 Carrascais arbóreos
 - 3.1.1.3.16 Zambujais

- 3.1.1.3.17 Outras formações espontâneas de folhosas perenifólias
- 3.1.2 Floresta de resinosas
 - 3.1.2.1 Povoamentos puros de resinosas
 - 3.1.2.1.1 Pinheiro-bravo
 - 3.1.2.1.2 Pinheiro-manso
 - 3.1.2.1.3 Outras resinosas autóctones
 - 3.1.2.1.4 Outras resinosas exóticas
 - 3.1.2.2 Povoamentos mistos de resinosas
 - 3.1.2.2.1 Pinheiro-bravo + Pinheiro-manso
 - 3.1.2.2.2 Pinheiro-bravo + Outras resinosas
 - 3.1.2.2.3 Pinheiro-manso + Pinheiro-bravo
 - 3.1.2.2.4 Pinheiro-manso + Outras resinosas
 - 3.1.2.2.5 Outras resinosas + Pinheiro-bravo
 - 3.1.2.2.6 Outras resinosas + Pinheiro-manso
 - 3.1.2.3 Formações espontâneas de resinosas
 - 3.1.2.3.1 Pinheiro-bravo (espontâneo)
 - 3.1.2.3.2 Pinheiro-manso (espontâneo)
 - 3.1.2.3.3 Bosquetes de teixo
 - 3.1.2.3.4 Outras formações espontâneas de resinosas
- 3.1.3 Florestas mistas de folhosas e resinosas
 - 3.1.3.1 Povoamentos mistos de folhosas e resinosas
 - 3.1.3.1.1 Pinheiro-bravo + Sobreiro
 - 3.1.3.1.2 Pinheiro-bravo + Azinheira
 - 3.1.3.1.3 Pinheiro-bravo + Castanheiro-bravo
 - 3.1.3.1.4 Pinheiro-bravo + Outros carvalhos
 - 3.1.3.1.5 Pinheiro-bravo + Eucalipto
 - 3.1.3.1.6 Pinheiro-bravo + Outras folhosas
 - 3.1.3.1.7 Pinheiro-manso + Sobreiro
 - 3.1.3.1.8 Pinheiro-manso + Azinheira
 - 3.1.3.1.9 Pinheiro-manso + Castanheiro-bravo
 - 3.1.3.1.10 Pinheiro-manso + Outros carvalhos
 - 3.1.3.1.11 Pinheiro-manso + Eucalipto
 - 3.1.3.1.12 Pinheiro-manso + Outras folhosas
 - 3.1.3.1.13 Outras resinosas + Sobreiro
 - 3.1.3.1.14 Outras resinosas + Azinheira
 - 3.1.3.1.15 Outras resinosas + Castanheiro-bravo
 - 3.1.3.1.16 Outras resinosas + Outros carvalhos
 - 3.1.3.1.17 Outras resinosas + Eucalipto
 - 3.1.3.1.18 Outras resinosas + Outras folhosas
 - 3.1.3.1.19 Sobreiro + Pinheiro-bravo
 - 3.1.3.1.20 Sobreiro + Pinheiro-manso
 - 3.1.3.1.21 Sobreiro + Outras resinosas
 - 3.1.3.1.22 Azinheira + Pinheiro-bravo
 - 3.1.3.1.23 Azinheira + Pinheiro-manso
 - 3.1.3.1.24 Azinheira + Outras resinosas
 - 3.1.3.1.25 Castanheiro bravo + Pinheiro-bravo
 - 3.1.3.1.26 Castanheiro bravo + Pinheiro-manso
 - 3.1.3.1.27 Castanheiro bravo + Outras resinosas
 - 3.1.3.1.28 Outros carvalhos + Pinheiro-bravo
 - 3.1.3.1.29 Outros carvalhos + Pinheiro-manso
 - 3.1.3.1.30 Outros carvalhos + Outras resinosas
 - 3.1.3.1.31 Eucalipto + Pinheiro-bravo
 - 3.1.3.1.32 Eucalipto + Pinheiro-manso
 - 3.1.3.1.33 Eucalipto + Outras resinosas
 - 3.1.3.1.34 Outras folhosas + Pinheiro-bravo
 - 3.1.3.1.35 Outras folhosas + Pinheiro-manso

- 3.1.3.1.36 Outras folhosas + Outras resinosas
 - 3.1.3.2 Florestas com mistura de várias espécies florestais sem dominância de espécie
 - 3.1.3.2.1 Floresta com mistura de várias espécies florestais predominantemente folhosas
 - 3.1.3.2.2 Floresta com mistura de várias espécies florestais predominantemente resinosas
 - 3.1.3.2.3 Floresta com mistura de várias espécies florestais folhosas e resinosas
- 3.2 Zonas com vegetação arbustiva e/ou herbácea
 - 3.2.1 Prados naturais
 - 3.2.1.1 Prados naturais mesofílicos
 - 3.2.1.2 Prados naturais pobres
 - 3.2.1.2.1 Prados pobres e zonas sujeitas a intenso pisoteio
 - 3.2.1.2.2 Formações ruderais
 - 3.2.1.3 Trilhos e aceiros
 - 3.2.2 Matos
 - 3.2.2.1 Piornais, escovais, giestais e codeçais
 - 3.2.2.2 Urzais de médio porte
 - 3.2.2.3 Tojais
 - 3.2.2.4 Estevais e sargaçais
 - 3.2.2.5 Matos de labiadas de médio porte
 - 3.2.2.6 Carrascais de baixo e médio porte
 - 3.2.2.7 Zimbrais de baixo porte
 - 3.2.2.8 Camarinhaís
 - 3.2.2.9 Urzais de baixo porte
 - 3.2.2.10 Carquejais
 - 3.2.2.11 Zimbrais de altitude
 - 3.2.2.12 Matos de labiadas de baixo porte
 - 3.2.2.13 Outros matos autóctones
 - 3.2.2.14 Matos exóticos
 - 3.2.3 Matagais
 - 3.2.3.1 Medronhais
 - 3.2.3.2 Carrascais de alto porte
 - 3.2.3.3 Loendrais
 - 3.2.3.4 Urzais de alto porte
 - 3.2.3.5 Zimbrais de alto porte
 - 3.2.3.6 Abrunhais
 - 3.2.3.7 Samoucais
 - 3.2.3.8 Loureis
 - 3.2.3.9 Azereirais
 - 3.2.3.10 Formações de azevinho
 - 3.2.3.11 Sabugais
 - 3.2.3.12 Silvados
 - 3.2.3.13 Tamujais
 - 3.2.3.14 Tamargais
 - 3.2.3.15 Salgueirais de baixo porte
 - 3.2.3.16 Outros matagais autóctones
 - 3.2.3.17 Matagais exóticos
 - 3.2.4 Floresta ou vegetação arbustiva de transição
 - 3.2.4.1 Matagais de quercíneas caducifólias
 - 3.2.4.2 Matagais de quercíneas marcescentes
 - 3.2.4.3 Matagais de quercíneas perenifólias
 - 3.2.4.4 Matagais mistos mediterrânicos
- 3.3 Zonas sem vegetação ou com vegetação esparsa
 - 3.3.1 Praias, dunas ou areais
 - 3.3.1.1 Praias
 - 3.3.1.1.1 Praias marítimas
 - 3.3.1.1.2 Praias fluviais

- 3.3.1.2 Sistemas de dunas frontais
 - 3.3.1.2.1 Sistema de dunas frontais não consolidadas
 - 3.3.1.2.2 Sistema de dunas frontais com predomínio de gramíneas
 - 3.3.1.2.3 Sistema de dunas frontais com predomínio de espécies subarbustivas
 - 3.3.1.2.4 Sistemas de dunas frontais com predomínio de espécies exóticas
 - 3.3.1.3 Sistemas de dunas sub-frontais ou dunas fixas
 - 3.3.1.3.1 Sistema de dunas sub-frontais com predomínio de gramíneas
 - 3.3.1.3.2 Sistema de dunas sub-frontais com predomínio de espécies subarbustivas
 - 3.3.1.3.3 Sistemas de dunas sub-frontais com predomínio de espécies exóticas
 - 3.3.1.4 Espaços interdunares
 - 3.3.1.4.1 Espaços interdunares com predomínio de gramíneas
 - 3.3.1.4.2 Espaços interdunares com predomínio de espécies arbustivas
 - 3.3.1.4.3 Espaços interdunares com predomínio de espécies exóticas
 - 3.3.1.5 Sistemas de dunas e areais dunares interiores
 - 3.3.1.5.1 Sistema de dunas e areais dunares interiores com predomínio de gramíneas
 - 3.3.1.5.2 Sistema de dunas e areais dunares interiores com predomínio de espécies arbustivas
 - 3.3.1.5.3 Sistemas de dunas e areais dunares interiores com predomínio de espécies exóticas
 - 3.3.1.6 Solos sem cobertura vegetal
 - 3.3.2 Rochas nuas
 - 3.3.2.1 Escarpas e arribas
 - 3.3.2.2 Afloramentos rochosos
 - 3.3.2.3 Zonas pedregosas
 - 3.3.3 Zonas de vegetação esparsa
 - 3.3.4 Zonas ardidas
 - 3.3.4.1 Zonas incendiadas recentemente de uso agrícola
 - 3.3.4.2 Zonas incendiadas recentemente de matos
 - 3.3.4.3 Zonas incendiadas recentemente de uso florestal
 - 3.3.4.3.1 Zonas incendiadas recentemente de sobreiro
 - 3.3.4.3.2 Zonas incendiadas recentemente de azinheira
 - 3.3.4.3.3 Zonas incendiadas recentemente de castanheiro bravo
 - 3.3.4.3.4 Zonas incendiadas recentemente de outros carvalhos
 - 3.3.4.3.5 Zonas incendiadas recentemente de eucalipto
 - 3.3.4.3.6 Zonas incendiadas recentemente de outras folhosas
 - 3.3.4.3.7 Zonas incendiadas recentemente de pinheiro bravo
 - 3.3.4.3.8 Zonas incendiadas recentemente de pinheiro manso
 - 3.3.4.3.9 Zonas incendiadas recentemente de outras resinosas
 - 3.3.4.3.10 Zonas incendiadas recentemente de outros povoamentos florestais mistos
 - 3.3.5 Neves eternas e glaciares
- 4. Zonas húmidas
 - 4.1 Zonas húmidas interiores
 - 4.1.1 Pântanos ou pauis
 - 4.1.1.1 Caniçais
 - 4.1.1.2 Canaviais
 - 4.1.1.3 Juncais
 - 4.1.1.4 Outras zonas apaúladas com predomínio de espécies arbustivas
 - 4.1.1.5 Outras zonas apaúladas com predomínio de espécies arbóreas
 - 4.1.2 Turfeiras
 - 4.1.2.1 Turfeiras com predomínio de espécies anuais
 - 4.1.2.2 Turfeiras com comunidades arbustivas
 - 4.1.2.3 Juncais em solos turfosos
 - 4.1.2.4 Amiais e salgueirais em solos turfosos
 - 4.2 Zonas húmidas costeiras
 - 4.2.1 Sapais
 - 4.2.1.1 Sapais baixos e médios
 - 4.2.1.1.1 Prados halofílicos

- 4.2.1.1.2 Marroçais
- 4.2.1.1.3 Gramatais
- 4.2.1.1.4 Sapais baixos e médios subarbustivos e arbustivos
 - 4.2.1.2 Sapais altos
- 4.2.1.2.1 Sapais altos com espécies anuais
- 4.2.1.2.2 Sapais altos subarbustivos e arbustivos
 - 4.2.1.3 Juncais halofílicos
 - 4.2.1.4 Caniçais halofílicos
 - 4.2.1.5 Sapais degradados
 - 4.2.1.6 Sapais exóticos
- 4.2.2 Salinas
 - 4.2.2.1 Salinas ativas
 - 4.2.2.2 Salinas abandonadas
- 4.2.3 Zonas intermareais
 - 4.2.3.1 Zonas intermareais marítimas
 - 4.2.3.1.1 Zonas intermareais marítimas rochosas
 - 4.2.3.1.2 Zonas intermareais marítimas não rochosas
 - 4.2.3.2 Zonas intermareais estuarinas
 - 4.2.3.2.1 Zonas intermareais estuarinas rochosas
 - 4.2.3.2.2 Zonas intermareais estuarinas não rochosas
- 5. Corpos de água
- 5.1 Águas interiores
- 5.1.1 Cursos de água
 - 5.1.1.1 Cursos de água naturais
 - 5.1.1.1.1 Cursos de água de regime permanente
 - 5.1.1.1.2 Cursos de água intermitentes e linhas de drenagem naturais
 - 5.1.1.1.3 Cursos de água torrencial
 - 5.1.1.2 Canais artificiais
 - 5.1.2 Planos de água
 - 5.1.2.1 Lagos naturais
 - 5.1.2.1.1 Lagoas de montanha
 - 5.1.2.1.2 Lagoas de planície
 - 5.1.2.1.3 Charcos temporários
 - 5.1.2.2 Albufeiras de barragem
 - 5.1.2.3 Represas ou açudes
 - 5.1.2.4 Charcas
 - 5.1.2.5 Aquicultura de águas doces interiores
- 5.2 Águas costeiras
- 5.2.1 Lagoas costeiras
 - 5.2.1.1 Lagoas
 - 5.2.1.2 Lagoas litorais
 - 5.2.1.3 Ilhas barreira
 - 5.2.1.4 Rias
 - 5.2.1.5 Aquicultura marinha
- 5.2.2 Estuários
- 5.2.3 Mar e Oceano

ANEXO 2 – Nomenclaturas COS2007 versus CLC N5

CLC N5 CIMAC	COS2007 IGP	Observações
1. Zonas artificializadas	1 Territórios artificializados	
1.1 Tecido urbano	1.1 Tecido urbano	
1.1.1 Tecido urbano contínuo	1.1.1 Tecido urbano contínuo	
1.1.1.1 Tecido urbano contínuo com construção predominantemente vertical	1.1.1.01 Tecido urbano contínuo predominantemente vertical 1.1.1.01.1 Tecido urbano contínuo predominantemente vertical	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.1.1.2 Tecido urbano contínuo com construção predominantemente horizontal	1.1.1.02 Tecido urbano contínuo predominantemente horizontal 1.1.1.02.1 Tecido urbano contínuo predominantemente horizontal	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.1.1.3 Estacionamentos e logradouros	1.1.1.03 Áreas de estacionamentos e logradouros 1.1.1.03.1 Áreas de estacionamentos e logradouros	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.1.2 Tecido urbano descontínuo	1.1.2 Tecido urbano descontínuo	
1.1.2.1 Espaços periurbanos	1.1.2.01 Tecido urbano descontínuo 1.1.2.01.1 Tecido urbano descontínuo	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.1.2.2 Edificações rurais	1.2.1.03 Instalações agrícolas 1.2.1.03.1 Instalações agrícolas	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.1.2.3 Edificações dispersas	1.1.2.02 Tecido urbano descontínuo esparsos 1.1.2.02.1 Tecido urbano descontínuo esparsos	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2 Zonas industriais, comerciais ou de transportes	1.2 Indústria, comércio e transportes	
1.2.1 Unidades industriais ou comerciais	1.2.1 Indústria, comércio e equipamentos gerais	
1.2.1.1 Zonas industriais	1.2.1.01 Indústria ; 1.2.1.01.1 Indústria	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.1.1.1 Grandes parques industriais		
1.2.1.1.2 Unidades industriais isoladas		
1.2.1.1.3 Parques de pequena e média indústria		
1.2.1.1.4 Parques de exposições		
1.2.1.2 Parques de contentores e parques logísticos	1.2.1.02 Comércio 1.2.1.02.1 Comércio	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.1.2.1 Parques de contentores		
1.2.1.2.2 Parques logísticos		
1.2.1.3 Instalações e estruturas militares		
1.2.1.3.1 Quartéis		
1.2.1.3.2 Polígonos de tiro e terrenos de exercício		
1.2.1.3.3 Paióis e outros depósitos militares		
1.2.1.3.4 Arsenal		
1.2.1.4 Sistemas de transporte de substâncias perigosas		
1.2.1.4.1 Pipelines		
1.2.1.4.2 Oleodutos		
1.2.1.4.3 Gasodutos		

1.2.1.5 Sistemas de distribuição e transformação de energia	1.2.1.05 Infra-estruturas de produção de energia	O COS2007 distingue energia renovável de não renovável
	1.2.1.05.1 Infra-estruturas de produção de energia renovável	
	1.2.1.05.2 Infra-estruturas de produção de energia não renovável	
1.2.1.5.1 Corredores associados à rede elétrica de alta tensão		
1.2.1.5.2 Corredores associados à rede elétrica de muito alta tensão		
1.2.1.5.3 Subestações de transformação e distribuição de energia		
1.2.1.5.4 Outros sistemas de distribuição e transformação de energia		
1.2.1.6 Superfícies de equipamentos e serviços	1.2.1.04 Equipamentos públicos e privados 1.2.1.04.1 Equipamentos públicos e privados	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.1.6.1 Grandes superfícies de equipamentos e serviços		
1.2.1.6.2 Parques de equipamentos e serviços ordenados		
1.2.1.6.3 Parques de equipamentos e serviços desordenados		
1.2.2 Rede rodoviária ou ferroviária e zonas associadas	1.2.2 Redes viárias e ferroviárias e espaços associados	
1.2.2.1 Autoestradas, equipamentos e terrenos associados	1.2.2.01 Rede viária e espaços associados 1.2.2.01.1 Rede viária e espaços associados	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.2.1.1 Vias de circulação		
1.2.2.1.2 Praças de portagem		
1.2.2.1.3 Áreas de serviço		
1.2.2.1.4 Parques de equipamento e maquinaria		
1.2.2.2 Estradas		
1.2.2.2.1 Estradas com uma faixa de rodagem		
1.2.2.2.2 Estradas com duas faixas de rodagem		
1.2.2.2.3 Estradas com mais de duas faixas de rodagem		
1.2.2.2.4 Estradões		
1.2.2.2.5 Áreas de serviço		
1.2.2.3 Rede ferroviária	1.2.2.02 Rede ferroviária e espaços associados 1.2.2.02.1 Rede ferroviária e espaços associados	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.2.3.1 Rede ferroviária normal		
1.2.2.3.2 Rede ferroviária dupla		
1.2.2.3.3 Entroncamentos		
1.2.2.3.4 Rede de alta velocidade		
1.2.2.3.5 Estações		
1.2.3 Zonas portuárias	1.2.3 Áreas portuárias	

1.2.3.1 Terminais de carga e descarga de mercadorias	1.2.3.01 Terminais portuários de mar e de rio	1.2.3.01.1 Terminais portuários de mar e de rio	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.3.1.1 Terminais de granéis líquidos			
1.2.3.1.2 Terminais de granéis sólidos			
1.2.3.1.3 Terminais de contentores			
1.2.3.1.4 Parques de contentores			
1.2.3.1.5 Terminais de passageiros			
1.2.3.1.6 Cais militar			
1.2.3.2 Portos de pesca			
1.2.3.3 Estaleiros navais e docas secas	1.2.3.02 Estaleiros navais e docas secas	1.2.3.02.1 Estaleiros navais e docas secas	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.3.4 Marinas	1.2.3.03 Marinas e docas pesca	1.2.3.03.1 Marinas e docas pesca	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.4 Aeroportos	1.2.4 Aeroportos e aeródromos		
1.2.4.1 Aeroportos	1.2.4.01 Aeroportos	1.2.4.01.1 Aeroportos	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.4.1.1 Pistas (de aeroportos)			
1.2.4.1.2 Terminais (de aeroportos)			
1.2.4.1.3 Estacionamentos (de aeroportos)			
1.2.4.1.4 Hangares (de aeroportos)			
1.2.4.2 Aeródromos	1.2.4.02 Aeródromos	1.2.4.02.1 Aeródromos	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.2.4.2.1 Pistas (de aeródromos)			
1.2.4.2.2 Terminais (de aeródromos)			
1.2.4.2.3 Estacionamentos (de aeródromos)			
1.2.4.2.4 Hangares (de aeródromos)			
1.2.4.3 Heliportos			
1.3 Minas, depósitos de resíduos ou zonas de construção	1.3 Áreas de extracção de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção		
1.3.1 Zonas de extração mineira e exploração de inertes			
1.3.1.1 Zonas de extração mineira			
1.3.1.1.1 Zonas de extração mineira ativas			
1.3.1.1.2 Zonas de extração mineira abandonadas			
1.3.1.2 Zonas de exploração de inertes	1.3.1 Áreas de extracção de inertes		
1.3.1.2.1 Pedreiras, saibreiras, areeiros, barreiras e outras explorações de inertes a céu aberto ativas	1.3.1.01 Minas a céu aberto	1.3.1.01.1 Minas a céu aberto	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
	1.3.1.02 Pedreiras	1.3.1.02.1 Pedreiras	nível 4 e 5 tem a mesma descrição

1.3.1.2.2	Pedreiras, saibreiras, areeiros, barreiras e outras explorações de inertes a céu aberto abandonadas			
1.3.1.3	Escombreiras e serventias mineiras			
1.3.1.3.1	Instalações e equipamentos de apoio à mina e destinadas ao processamento do minério			
1.3.1.3.2	Escombreiras e outras zonas de deposição de resíduos (sólidos e líquidos) provenientes da atividade mineira			
1.3.2	Zonas de depósito de resíduos industriais ou urbanos	1.3.2	Áreas de deposição de resíduos	
1.3.2.1	Aterros	1.3.2.01	Aterros	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.3.2.1.1	Aterros para resíduos sólidos urbanos			
1.3.2.1.2	Aterros para resíduos sólidos perigosos			
1.3.2.1.3	Aterros para resíduos industriais banais			
1.3.2.1.4	Aterros para resíduos inertes			
1.3.2.2	Infraestruturas de tratamento de resíduos sólidos urbanos	1.2.1.07	Infra-estruturas de tratamento de resíduos e águas residuais	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.3.2.2.1	Estações de compostagem	1.2.1.07.1	Infra-estruturas de tratamento de resíduos e águas residuais	
1.3.2.2.2	Estações de transferência			
1.3.2.2.3	Estações de triagem			
1.3.2.2.4	Incineradoras			
1.3.2.3	Lixeiras	1.3.2.02	Lixeiras e Sucatas	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.3.2.3.1	Lixeiras ativas			
1.3.2.3.2	Lixeiras abandonadas			
1.3.2.3.3	Entulheiras e sucateiras	1.3.2.02	Lixeiras e Sucatas	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.3.2.4	Estações de tratamento de água e de águas residuais			
1.3.2.4.1	Estações de tratamento de água	1.2.1.06	Infra-estruturas de captação, tratamento e abastecimento de águas para consumo	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.3.2.4.2	Estações de tratamento de águas residuais	1.2.1.07	Infra-estruturas de tratamento de resíduos e águas residuais	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.3.2.4.3	Leitos de macrófitas			
1.3.2.4.4	Sistemas de lagunagem			

1.3.3	Zonas de construção	1.3.3 Áreas em construção	O COS2007 distingue zonas ativas e inativas
		1.3.3.01 Áreas em construção	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
		1.3.3.02 Áreas abandonadas em territórios artificializados	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.4	Zonas artificializadas não agrícolas com vegetação	1.4 Espaços verdes urbanos, equipamentos desportivos, culturais e de lazer, e zonas históricas	
1.4.1	Zonas verdes urbanas	1.4.1 Espaços verdes urbanos	
1.4.1.1	Matas urbanas		
1.4.1.2	Parques urbanos	1.4.1.01 Parques e jardins	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.4.1.3	Jardins públicos e particulares	1.4.1.01 Parques e jardins	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.4.1.4	Cemitérios	1.4.1.02 Cemitérios	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
1.4.1.5	Hortas urbanas		
1.4.1.6	Jardins zoológicos e jardins botânicos		
1.4.1.7	Zonas verdes de enquadramento		
1.4.2	Equipamentos de desporto ou lazer	1.4.2 Equipamentos desportivos, culturais e de lazer e zonas históricas	
		1.4.2.01 Equipamentos desportivos	
1.4.2.1	Campos de golfe	1.4.2.01.1 Campos de golfe ;	
1.4.2.2	Campos de futebol	1.4.2.01.2 Outras instalações desportivas	
1.4.2.3	Pavilhões gimnodesportivos	1.4.2.01.2 Outras instalações desportivas	
1.4.2.4	Espaços gimnodesportivos	1.4.2.01.2 Outras instalações desportivas	
1.4.2.5	Campos de ténis	1.4.2.01.2 Outras instalações desportivas	
1.4.2.6	Hipódromos	1.4.2.01.2 Outras instalações desportivas	
1.4.2.7	Parques desportivos	1.4.2.01.2 Outras instalações desportivas	
1.4.2.8	Autódromos e outros espaços destinados a desportos motorizados	1.4.2.01.2 Outras instalações desportivas	
1.4.2.9	Parques de campismo	1.4.2.02.1 Parques de campismo	
		1.4.2.02 Equipamentos de lazer	
1.4.2.10	Praças de touros	1.4.2.02.2 Outros equipamentos de lazer	
1.4.2.11	Zonas de feiras de levante e festas populares	1.4.2.02.2 Outros equipamentos de lazer	
1.4.2.12	Outras instalações desportivas e recreativas	1.4.2.01.2 Outras instalações desportivas ; 1.4.2.02.2 Outros equipamentos de lazer	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
		1.4.2.03 Equipamentos culturais e zonas históricas	
		1.4.2.03.1 Equipamentos culturais e zonas históricas	
2.	Zonas agrícolas	2 Áreas agrícolas e agroflorestais	
2.1	Terras aráveis	2.1 Culturas temporárias	
2.1.1	Terras aráveis não irrigadas	2.1.1 Culturas temporárias de sequeiro	
2.1.1.1	Culturas arvenses de sequeiro	2.1.1.01 Culturas temporárias de sequeiro	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.1.1.1.1	Cereais de sequeiro	Culturas temporárias de sequeiro	

2.1.1.1.2	Culturas forrageiras de sequeiro			
2.1.1.1.3	Culturas industriais de sequeiro			
2.1.2	Terras aráveis irrigadas	2.1.2 Culturas temporárias de regadio	2.1.2.01 Culturas temporárias de regadio	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
2.1.2.1	Culturas arvenses de regadio			
2.1.2.1.1	Cereais de regadio			
2.1.2.1.2	Culturas forrageiras de regadio			
2.1.2.1.3	Culturas industriais de regadio			
2.1.2.2	Culturas hortícolas			
2.1.2.2.1	Culturas hortícolas ao ar livre			
2.1.2.2.2	Culturas hortícolas em estufa	2.1.1.02 Estufas e Viveiros	2.1.1.02.1 Estufas e Viveiros	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.1.2.2.3	Culturas horto-industriais			
2.1.3	Arrozais	2.1.3 Arrozais	2.1.3.01 Arrozais	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
2.1.3.1	Arrozais em exploração			
2.1.3.2	Arrozais abandonados			
2.2	Culturas permanentes	2.2 Culturas permanentes		
2.2.1	Vinhas	2.2.1 Vinhas		
2.2.1.1	Vinhas de sequeiro	2.2.1.01 Vinhas	2.2.1.01.1 Vinhas	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.2.1.2	Vinhas de sequeiro associada a outras culturas permanentes de sequeiro			
2.2.1.2.1	Vinha + Pomar (de sequeiro)	2.2.1.02 Vinhas com pomar	2.2.1.02.1 Vinhas com pomar	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.2.1.2.2	Vinha + Olival (de sequeiro)	2.2.1.03 Vinhas com olival	2.2.1.03.1 Vinhas com olival	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.2.1.3	Vinhas de regadio	2.2.1.01 Vinhas	2.2.1.01.1 Vinhas	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.2.1.4	Vinhas de regadio associada a outras culturas permanentes de regadio			
2.2.1.4.1	Vinha + Pomar (de regadio)	2.2.1.02 Vinhas com pomar	2.2.1.02.1 Vinhas com pomar	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.2.1.4.2	Vinha + Olival (de regadio)	2.2.1.03 Vinhas com olival	2.2.1.03.1 Vinhas com olival	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.2.2	Pomares	2.2.2 Pomares		
2.2.2.1	Pomares de sequeiro	2.2.2.01 Pomares		
2.2.2.1.1	Alfarrobeira	2.2.2.01.4 Pomares de alfarrobeira		
2.2.2.1.2	Amendoeira	2.2.2.01.2 Pomares de amendoeira		
2.2.2.1.3	Figueira			
2.2.2.1.4	Nogueira			
2.2.2.1.5	Citrinos (de sequeiro)	2.2.2.01.5 Pomares de citrinos		
2.2.2.1.6	Pomóideas (de sequeiro)	2.2.2.01.1 Pomares de frutos frescos		
2.2.2.1.7	Prunóideas (de sequeiro)	2.2.2.01.1 Pomares de frutos frescos		

2.2.2.1.8	Pomares de cultivos exóticos (de sequeiro)		
2.2.2.1.9	Soutos	2.2.2.01.3 Pomares de castanheiro	
2.2.2.1.10	Pomares de Pinheiro manso		
2.2.2.1.11	Outros pomares de sequeiro	2.2.2.01.6 Outros pomares	
2.2.2.2	Pomares de sequeiro associados a outras culturas permanentes de sequeiro		
2.2.2.2.1	Pomar + Vinha (de sequeiro)	2.2.2.02 Pomares com vinha	
		2.2.2.02.1 Pomares de frutos frescos com vinha	
		2.2.2.02.2 Pomares de amendoeira com vinha	
		2.2.2.02.3 Pomares de castanheiro com vinha	
		2.2.2.02.4 Pomares de alfarrobeira com vinha	
		2.2.2.02.5 Pomares de citrinos com vinha	
		2.2.2.02.6 Outros pomares com vinha	
2.2.2.2.2	Pomar + Olival (de sequeiro)	2.2.2.03 Pomares com olival	
		2.2.2.03.1 Pomares de frutos frescos com olival	
		2.2.2.03.2 Pomares de amendoeira com olival	
		2.2.2.03.3 Pomares de castanheiro com olival	
		2.2.2.03.4 Pomares de alfarrobeira com olival	
		2.2.2.03.5 Pomares de citrinos com olival	
		2.2.2.03.6 Outros pomares com olival	
2.2.2.3	Pomares de regadio		sem equivalente no COS2007
2.2.2.3.1	Citrinos (de regadio)		
2.2.2.3.2	Pomóideas (de regadio)		
2.2.2.3.3	Prunóideas (de regadio)		
2.2.2.3.4	Pomares de cultivos exóticos (de regadio)		
2.2.2.3.5	Outros pomares de regadio		
2.2.2.4	Pomares de regadio associados a outras culturas permanentes de regadio		
2.2.2.4.1	Pomar + Vinha (de regadio)	2.2.2.02 Pomares com vinha	
2.2.2.4.2	Pomar + Olival (de regadio)	2.2.2.03 Pomares com olival	
2.2.3	Olivais	2.2.3 Olivais	
2.2.3.1	Olivais de sequeiro	2.2.3.01 Olivais 2.2.3.01.1 Olivais	nível 4 e 5 tem a mesma descrição; COS 2007 não faz a distinção entre sequeiro e regadio
2.2.3.2	Olivais de sequeiro associado a outras culturas permanentes de sequeiro		
2.2.3.2.1	Olival + Vinha (de sequeiro)	2.2.3.02 Olivais com vinha 2.2.3.02.1 Olivais com vinha	nível 4 e 5 tem a mesma descrição

2.2.3.2.2	Olival + Pomar (de sequeiro)	2.2.3.03	Olivais com pomar	2.2.3.03.1	Olivais com	nível 4 e 5 tem a mesma descrição nível 4 e 5 tem a mesma descrição; COS 2007 não faz a distinção entre sequeiro e regadio
2.2.3.3	Olivais de regadio	2.2.3.01	Olivais	2.2.3.01.1	Olivais	
2.2.3.4	Olivais de regadio associado a outras culturas permanentes de regadio					
2.2.3.4.1	Olival + Vinha (de regadio)	2.2.3.02	Olivais com vinha	2.2.3.02.1	Olivais com vinha	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.2.3.4.2	Olival + Pomar (de regadio)	2.2.3.03	Olivais com pomar	2.2.3.03.1	Olivais com	nível 4 e 5 tem a mesma descrição
2.2.3.5	Olivais abandonados					
2.3	Pastagens	2.3	Pastagens permanentes	2.3.1	Pastagens permanentes	níveis 2,3,4 e 5 tem a mesma descrição; COS 2007 não faz distinção entre diferentes tipos de pastagens
		2.3.1.01	Pastagens permanentes			
		2.3.1.01.1	Pastagens permanentes			
2.3.1	Pastagens					
2.3.1.1	Prados limados ou lameiros					
2.3.1.2	Prados higrofilicos					
2.3.1.3	Prados mesofílicos					
2.3.1.4	Prados xerofílicos					
2.3.1.5	Pastagens permanentes	2.3	Pastagens permanentes	2.3.1	Pastagens permanentes	níveis 2,3,4 e 5 tem a mesma descrição
		2.3.1.01	Pastagens permanentes			
		2.3.1.01.1	Pastagens permanentes			
		2.4.1.03	Pastagens associadas a culturas permanentes			
		2.4.1.03.1	Pastagens associadas a vinha			
		2.4.1.03.2	Pastagens associadas a pomar			
		2.4.1.03.3	Pastagens associadas a olival			
2.4	Zonas agrícolas heterogéneas	2.4	Áreas agrícolas heterogéneas			
2.4.1	Culturas anuais associadas a culturas permanentes	2.4.1	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes			
2.4.1.1	Culturas anuais associadas a culturas permanentes de sequeiro	2.4.1.01	Culturas temporárias de sequeiro associadas a culturas permanentes			COS 2007 aqui faz a distinção entre sequeiro e regadio
2.4.1.1.1	Culturas anuais + Vinha de sequeiro	2.4.1.01.1	Culturas temporárias de sequeiro associadas a vinha			
2.4.1.1.2	Culturas anuais + Pomar de sequeiro	2.4.1.01.2	Culturas temporárias de sequeiro associadas a pomar			
2.4.1.1.3	Culturas anuais + Olival de sequeiro	2.4.1.01.3	Culturas temporárias de sequeiro associadas a olival			
2.4.1.2	Culturas anuais associadas a culturas permanentes de regadio	2.4.1.02	Culturas temporárias de regadio associadas a culturas permanentes			
2.4.1.2.1	Culturas anuais + Vinha de regadio	2.4.1.02.1	Culturas temporárias de regadio associadas a vinha			
2.4.1.2.2	Culturas anuais + Pomar de regadio	2.4.1.02.2	Culturas temporárias de regadio associadas a pomar			
2.4.1.2.3	Culturas anuais + Olival de regadio	2.4.1.02.3	Culturas temporárias de regadio associadas a olival			

2.4.1.3	Áreas agrícolas de culturas anuais com árvores dispersas		
2.4.1.3.1	Culturas anuais + Sobreiro		
2.4.1.3.2	Culturas anuais + Azinheira		
2.4.1.3.3	Culturas anuais + Outras espécies florestais		
2.4.2	Sistemas culturais e parcelares complexos	2.4.2 Sistemas culturais e parcelares complexos 2.4.2.01 Sistemas culturais e parcelares complexos 2.4.2.01.1 Sistemas culturais e parcelares complexos	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
2.4.2.1	Sistemas culturais e parcelares de sequeiro		
2.4.2.1.1	Mosaico de culturas anuais associadas a pastagens de sequeiro		
2.4.2.1.2	Mosaico de culturas permanentes de sequeiro		
2.4.2.1.3	Mosaico de culturas anuais com culturas permanentes de sequeiro		
2.4.2.2	Sistemas culturais e parcelares de regadio		
2.4.2.2.1	Mosaico de culturas anuais associadas a pastagens de regadio		
2.4.2.2.2	Mosaico de culturas permanentes de regadio		
2.4.2.2.3	Mosaico de culturas anuais com culturas permanentes de regadio		
2.4.2.3	Sistemas culturais e parcelares mistos		
2.4.3	Zonas principalmente agrícolas com zonas naturais importantes	2.4.3 Agricultura com espaços naturais e semi-naturais 2.4.3.01 Agricultura com espaços naturais e semi-naturais 2.4.3.01.1 Agricultura com espaços naturais e semi-naturais	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
2.4.3.1	Culturas agrícolas de sequeiro com espaços naturais e semi-naturais importantes		
2.4.3.2	Culturas agrícolas de regadio com espaços naturais e semi-naturais importantes		
2.4.3.3	Pastagens com espaços naturais e semi-naturais importantes		
2.4.4	Zonas agro-florestais	2.4.4 Sistemas agro-florestais (SAF)	
2.4.4.1	Povoamentos florestais associados a pastagens	2.4.4.03 SAF com pastagens	
2.4.4.1.1	Montados de sobreiro com pastagem no subcoberto	2.4.4.03.1 SAF de sobreiro com pastagens	
2.4.4.1.2	Montados de azinheiro com pastagem no subcoberto	2.4.4.03.2 SAF de azinheira com pastagens	
2.4.4.1.3	Montados mistos com pastagem no subcoberto	2.4.4.03.5 SAF de sobreiro com azinheira com pastagens	
2.4.4.1.4	Outros montados com pastagem no subcoberto	2.4.4.03.3 SAF de outros carvalhos com pastagens	

2.4.4.1.5	Outros povoamentos florestais com pastagem no subcoberto	2.4.4.03.4 SAF de outras espécies com pastagens	
		2.4.4.03.6 SAF de outras misturas com pastagens	
2.4.4.2	Povoamentos florestais associados a culturas anuais	2.4.4.01 SAF com culturas temporárias de sequeiro	
2.4.4.2.1	Montados de sobreiro com culturas anuais no subcoberto	2.4.4.01.1 SAF de sobreiro com culturas temporárias de sequeiro	
2.4.4.2.2	Montados de azinho com culturas anuais no subcoberto	2.4.4.01.2 SAF de azinheira com culturas temporárias de sequeiro	
2.4.4.2.3	Montados mistos com culturas anuais no subcoberto	2.4.4.01.5 SAF de sobreiro com azinheira e com culturas temporárias de sequeiro	
2.4.4.2.4	Outros montados com culturas anuais no subcoberto	2.4.4.01.3 SAF de outros carvalhos com culturas temporárias de sequeiro	
2.4.4.2.5	Outros povoamentos florestais com culturas anuais no subcoberto	2.4.4.01.4 SAF de outras espécies com culturas temporárias de sequeiro	
		2.4.4.01.6 SAF de outras misturas com culturas temporárias de sequeiro	
2.4.4.3	Povoamentos florestais associados a culturas permanentes	2.4.4.04 SAF com culturas permanentes	
2.4.4.3.1	Montados de sobreiro associados a culturas permanentes	2.4.4.04.1 SAF de sobreiro com culturas permanentes	
2.4.4.3.2	Montados de azinho associados a culturas permanentes	2.4.4.04.2 SAF de azinheira com culturas permanentes	
2.4.4.3.3	Montados mistos associados a culturas permanentes	2.4.4.04.5 SAF de sobreiro com azinheira com culturas permanentes	
2.4.4.3.4	Outros montados associados a culturas permanentes	2.4.4.04.3 SAF de outros carvalhos com culturas permanentes	
2.4.4.3.5	Outros povoamentos florestais associados a culturas permanentes	2.4.4.04.4 SAF de outras espécies com culturas permanentes	
		2.4.4.04.6 SAF de outras misturas com culturas permanentes	
		2.4.4.02 SAF com culturas temporárias de regadio	sem equivalente no CLC5 CIMAC
		2.4.4.02.1 SAF de sobreiro com culturas temporárias de regadio	
		2.4.4.02.2 SAF de azinheira com culturas temporárias de regadio	
		2.4.4.02.3 SAF de outros carvalhos com culturas temporárias de regadio	
		2.4.4.02.4 SAF de outras espécies com culturas temporárias de regadio	
		2.4.4.02.5 SAF de sobreiro com azinheira e com culturas temporárias de regadio	
		2.4.4.02.6 SAF de outras misturas com culturas temporárias de regadio	
2.4.4.4	Zonas agro-florestais abandonadas		sem equivalente no COS 2007
2.4.4.4.1	Montados de sobreiro com matos no subcoberto		
2.4.4.4.2	Montados de azinho com matos no subcoberto		
2.4.4.4.3	Montados mistos com matos no subcoberto		

2.4.4.4.4 Outros montados com matos no subcoberto

2.4.4.4.5 Outras zonas agro-florestais abandonadas

3. Zonas florestais e semi-naturais	3 Florestas e meios naturais e semi-naturais
3.1 Florestas	3.1 Florestas
3.1.1 Floresta de folhosas	3.1.1 Florestas de folhosas
3.1.1.1 Povoamentos puros de folhosas	3.1.1.01 Florestas puras de folhosas
3.1.1.1.1 Sobreiro	3.1.1.01.1 Florestas de sobreiro
3.1.1.1.2 Azinheira	3.1.1.01.2 Florestas de azinheira
3.1.1.1.3 Castanheiro-bravo	3.1.1.01.4 Florestas de castanheiro
3.1.1.1.4 Carvalho-alvarinho	3.1.1.01.3 Florestas de outros carvalhos
3.1.1.1.5 Carvalho-negral	3.1.1.01.3 Florestas de outros carvalhos
3.1.1.1.6 Carvalho-cerquinho	3.1.1.01.3 Florestas de outros carvalhos
3.1.1.1.7 Outros carvalhais caducifólios e marcescentes	3.1.1.01.3 Florestas de outros carvalhos
3.1.1.1.8 Eucalipto	3.1.1.01.5 Florestas de eucalipto
3.1.1.1.9 Outras folhosas caducifólias autóctones	3.1.1.01.7 Florestas de outras folhosas
3.1.1.1.10 Outras folhosas perenifólias autóctones	3.1.1.01.7 Florestas de outras folhosas
3.1.1.1.11 Outras folhosas caducifólias exóticas	3.1.1.01.6 Florestas de espécies invasoras
3.1.1.1.12 Outras folhosas perenifólias exóticas	3.1.1.01.6 Florestas de espécies invasoras
3.1.1.2 Povoamentos mistos de folhosas	3.1.1.02 Florestas de misturas de folhosas
3.1.1.2.1 Sobreiro + Azinheira	3.1.1.02.1 Florestas de sobreiro com folhosas
3.1.1.2.2 Sobreiro + Castanheiro-bravo	
3.1.1.2.3 Sobreiro + Outros carvalhos	
3.1.1.2.4 Sobreiro + Eucalipto	
3.1.1.2.5 Sobreiro + Outras folhosas	
3.1.1.2.6 Azinheira + Sobreiro	3.1.1.02.2 Florestas de azinheira com folhosas
3.1.1.2.7 Azinheira + Castanheiro-bravo	
3.1.1.2.8 Azinheira + Outros carvalhos	
3.1.1.2.9 Azinheira + Eucalipto	
3.1.1.2.10 Azinheira + Outras folhosas	
3.1.1.2.11 Castanheiro-bravo + Sobreiro	3.1.1.02.4 Florestas de castanheiro com folhosas
3.1.1.2.12 Castanheiro-bravo + Azinheira	
3.1.1.2.13 Castanheiro-bravo + Outros carvalhos	
3.1.1.2.14 Castanheiro-bravo + Eucalipto	
3.1.1.2.15 Castanheiro-bravo + Outras folhosas	

3.1.1.2.16	Outros carvalhos + Sobreiro	3.1.1.02.3 Florestas de outros carvalhos com folhosas
3.1.1.2.17	Outros carvalhos + Azinheira	
3.1.1.2.18	Outros carvalhos + Castanheiro-bravo	
3.1.1.2.19	Outros carvalhos + Eucalipto	
3.1.1.2.20	Outros carvalhos + Outras folhosas	
3.1.1.2.21	Eucalipto + Sobreiro	3.1.1.02.5 Florestas de eucalipto com folhosas
3.1.1.2.22	Eucalipto + Azinheira	
3.1.1.2.23	Eucalipto + Castanheiro-bravo	
3.1.1.2.24	Eucalipto + Outros carvalhos	
3.1.1.2.25	Eucalipto + Outras folhosas	
3.1.1.2.26	Outras folhosas + Sobreiro	3.1.1.02.7 Florestas de outra folhosa com folhosas
3.1.1.2.27	Outras folhosas + Azinheira	
3.1.1.2.28	Outras folhosas + Castanheiro-bravo	
3.1.1.2.29	Outras folhosas + Outros carvalhos	
3.1.1.2.30	Outras folhosas + Eucalipto	
3.1.1.3	Formações espontâneas de folhosas	
3.1.1.3.1	Amiais	
3.1.1.3.2	Salgueirais	
3.1.1.3.3	Choupais	
3.1.1.3.4	Vidoais	
3.1.1.3.5	Ulmais	
3.1.1.3.6	Freixiais	
3.1.1.3.7	Formações ripícolas mistas	
3.1.1.3.8	Carvalhais caducifólios de carvalho-alvarinho	
3.1.1.3.9	Carvalhais caducifólios de carvalho-negral	
3.1.1.3.10	Castinçais	
3.1.1.3.11	Outras formações espontâneas de folhosas caducifólias	
3.1.1.3.12	Carvalhais marcescentes de carvalho-cerquinho (cercais)	
3.1.1.3.13	Sobreirais	
3.1.1.3.14	Azinhais	
3.1.1.3.15	Carrascais arbóreos	
3.1.1.3.16	Zambujais	
3.1.1.3.17	Outras formações espontâneas de folhosas perenifólias	3.1.1.02.6 Florestas de espécies invasoras com folhosas

3.1.2	Floresta de resinosas		3.1.2	Florestas de resinosas	
3.1.2.1	Povoamentos puros de resinosas		3.1.2.01	Florestas puras de resinosas	
3.1.2.1.1	Pinheiro-bravo		3.1.2.01.1	Florestas de pinheiro bravo	
3.1.2.1.2	Pinheiro-manso		3.1.2.01.2	Florestas de pinheiro manso	
3.1.2.1.3	Outras resinosas autóctones		3.1.2.01.3	Florestas de outras resinosas	
3.1.2.1.4	Outras resinosas exóticas				
3.1.2.2	Povoamentos mistos de resinosas		3.1.2.02	Florestas de misturas de resinosas	
3.1.2.2.1	Pinheiro-bravo + Pinheiro-manso		3.1.2.02.1	Florestas de pinheiro bravo com resinosas	
3.1.2.2.2	Pinheiro-bravo + Outras resinosas		3.1.2.02.1	Florestas de pinheiro bravo com resinosas	
3.1.2.2.3	Pinheiro-manso + Pinheiro-bravo		3.1.2.02.2	Florestas de pinheiro manso com resinosas	
3.1.2.2.4	Pinheiro-manso + Outras resinosas		3.1.2.02.2	Florestas de pinheiro manso com resinosas	
3.1.2.2.5	Outras resinosas + Pinheiro-bravo		3.1.2.02.3	Florestas de outra resinosa com resinosas	
3.1.2.2.6	Outras resinosas + Pinheiro-manso		3.1.2.02.3	Florestas de outra resinosa com resinosas	
3.1.2.3	Formações espontâneas de resinosas				
3.1.2.3.1	Pinheiro-bravo (espontâneo)				
3.1.2.3.2	Pinheiro-manso (espontâneo)				
3.1.2.3.3	Bosquetes de teixo				
3.1.2.3.4	Outras formações espontâneas de resinosas				
3.1.3	Florestas mistas de folhosas e resinosas		3.1.3	Florestas mistas	
3.1.3.1	Povoamentos mistos de folhosas e resinosas		3.1.3.01	Florestas mistas de folhosas com resinosas	3.1.3.02 Florestas mistas de resinosas com folhosas
3.1.3.1.1	Pinheiro-bravo + Sobreiro		3.1.3.01.1	Florestas de sobreiro com resinosas	3.1.3.02.1 Florestas de pinheiro bravo com folhosas
3.1.3.1.2	Pinheiro-bravo + Azinheira		3.1.3.01.2	Florestas de azinheira com resinosas	3.1.3.02.1 Florestas de pinheiro bravo com folhosas
3.1.3.1.3	Pinheiro-bravo + Castanheiro-bravo		3.1.3.01.4	Florestas de castanheiro com resinosas	3.1.3.02.1 Florestas de pinheiro bravo com folhosas
3.1.3.1.4	Pinheiro-bravo + Outros carvalhos		3.1.3.01.3	Florestas de outros carvalhos com resinosas	3.1.3.02.1 Florestas de pinheiro bravo com folhosas
3.1.3.1.5	Pinheiro-bravo + Eucalipto		3.1.3.01.5	Florestas de eucalipto com resinosas	3.1.3.02.1 Florestas de pinheiro bravo com folhosas
3.1.3.1.6	Pinheiro-bravo + Outras folhosas		3.1.3.01.7	Florestas de outra folhosa com resinosas	3.1.3.02.1 Florestas de pinheiro bravo com folhosas
3.1.3.1.7	Pinheiro-manso + Sobreiro		3.1.3.01.1	Florestas de sobreiro com resinosas	3.1.3.02.2 Florestas de pinheiro manso com folhosas

3.1.3.1.8	Pinheiro-manso	+	3.1.3.01.2	Florestas de azinheira com resinosas	3.1.3.02.2	Florestas de pinheiro manso com folhosas
3.1.3.1.9	Pinheiro-manso	+	3.1.3.01.4	Florestas de castanheiro com resinosas	3.1.3.02.2	Florestas de pinheiro manso com folhosas
3.1.3.1.10	Pinheiro-manso + Outros carvalhos		3.1.3.01.3	Florestas de outros carvalhos com resinosas	3.1.3.02.2	Florestas de pinheiro manso com folhosas
3.1.3.1.11	Pinheiro-manso	+	3.1.3.01.5	Florestas de eucalipto com resinosas	3.1.3.02.2	Florestas de pinheiro manso com folhosas
3.1.3.1.12	Pinheiro-manso + Outras folhosas		3.1.3.01.7	Florestas de outra folhosa com resinosas	3.1.3.02.2	Florestas de pinheiro manso com folhosas
3.1.3.1.13	Outras resinosas	+	3.1.3.01.1	Florestas de sobreiro com resinosas	3.1.3.02.3	Florestas de outra resinosa com folhosas
3.1.3.1.14	Outras resinosas	+	3.1.3.01.2	Florestas de azinheira com resinosas	3.1.3.02.3	Florestas de outra resinosa com folhosas
3.1.3.1.15	Outras resinosas	+	3.1.3.01.4	Florestas de castanheiro com resinosas	3.1.3.02.3	Florestas de outra resinosa com folhosas
3.1.3.1.16	Outras resinosas + Outros carvalhos		3.1.3.01.3	Florestas de outros carvalhos com resinosas	3.1.3.02.3	Florestas de outra resinosa com folhosas
3.1.3.1.17	Outras resinosas	+	3.1.3.01.5	Florestas de eucalipto com resinosas	3.1.3.02.3	Florestas de outra resinosa com folhosas
3.1.3.1.18	Outras resinosas + Outras folhosas		3.1.3.01.8	Florestas de misturas de folhosas com resinosas	3.1.3.02.3	Florestas de outra resinosa com folhosas
3.1.3.1.19	Sobreiro + Pinheiro-bravo		3.1.3.01.1	Florestas de sobreiro com resinosas		
3.1.3.1.20	Sobreiro + Pinheiro-manso		3.1.3.01.1	Florestas de sobreiro com resinosas		
3.1.3.1.21	Sobreiro + Outras resinosas		3.1.3.01.1	Florestas de sobreiro com resinosas		
3.1.3.1.22	Azinheira + Pinheiro-bravo		3.1.3.01.2	Florestas de azinheira com resinosas		
3.1.3.1.23	Azinheira + Pinheiro-manso		3.1.3.01.2	Florestas de azinheira com resinosas		
3.1.3.1.24	Azinheira + Outras resinosas		3.1.3.01.2	Florestas de azinheira com resinosas		
3.1.3.1.25	Castanheiro bravo + Pinheiro-bravo		3.1.3.01.4	Florestas de castanheiro com resinosas		
3.1.3.1.26	Castanheiro bravo + Pinheiro-manso		3.1.3.01.4	Florestas de castanheiro com resinosas		
3.1.3.1.27	Castanheiro bravo + Outras resinosas		3.1.3.01.4	Florestas de castanheiro com resinosas		
3.1.3.1.28	Outros carvalhos + Pinheiro-bravo		3.1.3.01.3	Florestas de outros carvalhos com resinosas		
3.1.3.1.29	Outros carvalhos + Pinheiro-manso		3.1.3.01.3	Florestas de outros carvalhos com resinosas		
3.1.3.1.30	Outros carvalhos + Outras resinosas		3.1.3.01.3	Florestas de outros carvalhos com resinosas		
3.1.3.1.31	Eucalipto + Pinheiro-bravo		3.1.3.01.5	Florestas de eucalipto com resinosas		

3.1.3.1.32	Eucalipto + Pinheiro-manso	3.1.3.01.5 Florestas de eucalipto com resinosas
3.1.3.1.33	Eucalipto + Outras resinosas	3.1.3.01.5 Florestas de eucalipto com resinosas
3.1.3.1.34	Outras folhosas + Pinheiro-bravo	3.1.3.01.7 Florestas de outra folhosa com resinosas
3.1.3.1.35	Outras folhosas + Pinheiro-manso	3.1.3.01.7 Florestas de outra folhosa com resinosas
3.1.3.1.36	Outras folhosas + Outras resinosas	3.1.3.01.7 Florestas de outra folhosa com resinosas

3.1.3.2 Florestas com mistura de várias espécies florestais sem dominância de espécie

3.1.3.2.1	Floresta com mistura de várias espécies florestais predominantemente folhosas	3.1.3.01.6 Florestas de espécies invasoras com resinosas
-----------	---	--

3.1.3.2.2 Floresta com mistura de várias espécies florestais predominantemente resinosas

3.1.3.2.3	Floresta com mistura de várias espécies florestais folhosas e resinosas	3.1.3.02.4 Florestas de misturas de resinosas com folhosas
-----------	---	--

3.2	Zonas com vegetação arbustiva e/ou herbácea	3.2 Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea
-----	---	--

3.2.1	Prados naturais	3.2.1 Vegetação herbácea natural 3.2.1.01 Vegetação herbácea natural 3.2.1.01.1 Vegetação herbácea natural
-------	-----------------	--

níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição

3.2.1.1 Prados naturais mesofílicos

3.2.1.2 Prados naturais pobres

3.2.1.2.1 Prados pobres e zonas sujeitas a intenso pisoteio

3.2.1.2.2 Formações ruderais

3.2.1.3 Trilhos e aceiros

3.2.2	Matos	3.2.2 Matos
-------	-------	-------------

3.2.2.1 Piornais, escovais, giestais e codeçais

3.2.2.2 Urzais de médio porte

3.2.2.3 Tojais

3.2.2.4 Estevais e sargaçais

3.2.2.5 Matos de labiadas de médio porte

3.2.2.6 Carrascais de baixo e médio porte

3.2.2.7 Zimbrsais de baixo porte

3.2.2.8 Camarinhaís

3.2.2.9 Urzais de baixo porte

3.2.2.10 Carquejais

3.2.2.11 Zimbrsais de altitude

3.2.2.12 Matos de labiadas de baixo porte

3.2.2.13 Outros matos autóctones

3.2.2.14 Matos exóticos

			níveis 4 e 5 com a mesma descrição;COS 2007 distingue entre densidades mas não entre espécies e porte
	3.2.2.01 Matos densos	3.2.2.01.1 Matos densos	níveis 4 e 5 com a mesma descrição;COS 2007 distingue entre densidades mas não entre espécies e porte
	3.2.2.02 Matos pouco densos	3.2.2.02.1 Matos pouco densos	níveis 4 e 5 com a mesma descrição;COS 2007 distingue entre densidades mas não entre espécies e porte
	3.2.3 Vegetação esclerófita		
	3.2.3.01 Vegetação esclerófita densa	3.2.3.01.1 Vegetação esclerófita densa	níveis 4 e 5 com a mesma descrição
	3.2.3.02 Vegetação esclerófita pouco densa	3.2.3.02.1 Vegetação esclerófita pouco densa	níveis 4 e 5 com a mesma descrição
3.2.3	Matagais		
3.2.3.1	Medronhais		
3.2.3.2	Carrascais de alto porte		
3.2.3.3	Loendrais		
3.2.3.4	Urzais de alto porte		
3.2.3.5	Zimbrais de alto porte		
3.2.3.6	Abrunhais		
3.2.3.7	Samoucais		
3.2.3.8	Loureis		
3.2.3.9	Azereirais		
3.2.3.10	Formações de azevinho		
3.2.3.11	Sabugais		
3.2.3.12	Silvados		
3.2.3.13	Tamujais		
3.2.3.14	Tamargais		
3.2.3.15	Salgueirais de baixo porte		
3.2.3.16	Outros matagais autóctones		
3.2.3.17	Matagais exóticos		
3.2.4	Floresta ou vegetação arbustiva de transição		
3.2.4.1	Matagais de quercíneas caducifólias		
3.2.4.2	Matagais de quercíneas marcescentes		
3.2.4.3	Matagais de quercíneas perenifólias		
3.2.4.4	Matagais mistos mediterrânicos		
	3.2.4 Florestas abertas, cortes e novas plantações		
	3.2.4.01 Florestas abertas puras de folhosas		
	3.2.4.01.1 Florestas abertas de sobreiro		

- 3.2.4.01.2 Florestas abertas de azinheira
- 3.2.4.01.3 Florestas abertas de outros carvalhos
- 3.2.4.01.4 Florestas abertas de castanheiro
- 3.2.4.01.5 Florestas abertas de eucalipto
- 3.2.4.01.6 Florestas abertas de espécies invasoras
- 3.2.4.01.7 Florestas abertas de outras folhosas
- 3.2.4.02 Florestas abertas de misturas de folhosas
 - 3.2.4.02.1 Florestas abertas de sobreiro com folhosas
 - 3.2.4.02.2 Florestas abertas de azinheira com folhosas
 - 3.2.4.02.3 Florestas abertas de outros carvalhos com folhosas
 - 3.2.4.02.4 Florestas abertas de castanheiro com folhosas
 - 3.2.4.02.5 Florestas abertas de eucalipto com folhosas
 - 3.2.4.02.6 Florestas abertas de espécies invasoras com folhosas
 - 3.2.4.02.7 Florestas abertas de outra folhosa com folhosas
- 3.2.4.03 Florestas abertas puras de resinosas
 - 3.2.4.03.1 Florestas abertas de pinheiro bravo
 - 3.2.4.03.2 Florestas abertas de pinheiro manso
 - 3.2.4.03.3 Florestas abertas de outras resinosas
- 3.2.4.04 Florestas abertas de mistura de resinosas
 - 3.2.4.04.1 Florestas abertas de pinheiro bravo com resinosas
 - 3.2.4.04.2 Florestas abertas de pinheiro manso com resinosas
 - 3.2.4.04.3 Florestas abertas de outra resinosa com resinosas
- 3.2.4.05 Florestas abertas mistas de folhosas com resinosas
 - 3.2.4.05.1 Florestas abertas de sobreiro com resinosas
 - 3.2.4.05.2 Florestas abertas de azinheira com resinosas
 - 3.2.4.05.3 Florestas abertas de outros carvalhos com resinosas
 - 3.2.4.05.4 Florestas abertas de castanheiro com resinosas
 - 3.2.4.05.5 Florestas abertas de eucalipto com resinosas
 - 3.2.4.05.6 Florestas abertas de espécies invasoras com resinosas
 - 3.2.4.05.7 Florestas abertas de outra folhosa com resinosas

	3.2.4.05.8 Florestas abertas de misturas de folhosas com resinosas	
	3.2.4.06 Florestas abertas mistas de resinosas com folhosas	
	3.2.4.06.1 Florestas abertas de pinheiro bravo com folhosas	
	3.2.4.06.2 Florestas abertas de pinheiro manso com folhosas	
	3.2.4.06.3 Florestas abertas de outras resinosas com folhosas	
	3.2.4.06.4 Florestas abertas de misturas de resinosas com folhosas	
	3.2.4.07 Outras formações lenhosas 3.2.4.07.1 Outras formações lenhosas	
	3.2.4.08 Cortes rasos e novas plantações	
	3.2.4.08.1 Cortes rasos	
	3.2.4.08.2 Novas plantações	
	3.2.4.09 Viveiros florestais 3.2.4.09.1 Viveiros florestais	
	3.2.4.10 Aceiros e/ou corta-fogos 3.2.4.10.1 Aceiros e/ou corta-fogos	
3.3 Zonas sem vegetação ou com vegetação esparsa	3.3 Zonas descobertas e com pouca vegetação	
3.3.1 Praias, dunas ou areais	3.3.1 Praias, dunas e areais	
3.3.1.1 Praias	3.3.1.01 Praias, dunas e areais interiores 3.3.1.01.1 Praias, dunas e areais interiores	níveis 4 e 5 com a mesma descrição
3.3.1.1.1 Praias marítimas		
3.3.1.1.2 Praias fluviais		
3.3.1.2 Sistemas de dunas frontais	3.3.1.02 Praias, dunas e areais costeiros 3.3.1.02.1 Praias, dunas e areais costeiros	níveis 4 e 5 com a mesma descrição
3.3.1.2.1 Sistema de dunas frontais não consolidadas		
3.3.1.2.2 Sistema de dunas frontais com predomínio de gramíneas		
3.3.1.2.3 Sistema de dunas frontais com predomínio de espécies subarbustivas		
3.3.1.2.4 Sistemas de dunas frontais com predomínio de espécies exóticas		
3.3.1.3 Sistemas de dunas sub-frontais ou dunas fixas		
3.3.1.3.1 Sistema de dunas sub-frontais com predomínio de gramíneas		
3.3.1.3.2 Sistema de dunas sub-frontais com predomínio de espécies subarbustivas		
3.3.1.3.3 Sistemas de dunas sub-frontais com predomínio de espécies exóticas		
3.3.1.4 Espaços interdunares		
3.3.1.4.1 Espaços interdunares com predomínio de gramíneas		

3.3.1.4.2 Espaços interdunares com predomínio de espécies arbustivas

3.3.1.4.3 Espaços interdunares com predomínio de espécies exóticas

3.3.1.5 Sistemas de dunas e areais dunares interiores

3.3.1.5.1 Sistema de dunas e areais dunares interiores com predomínio de gramíneas

3.3.1.5.2 Sistema de dunas e areais dunares interiores com predomínio de espécies arbustivas

3.3.1.5.3 Sistemas de dunas e areais dunares interiores com predomínio de espécies exóticas

3.3.1.6 Solos sem cobertura vegetal

3.3.2	Rochas nuas	3.3.2 Rocha nua	3.3.2.01 Rocha nua	3.3.2.01.1 Rocha nua	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
-------	-------------	-----------------	--------------------	----------------------	---------------------------------------

3.3.2.1 Escarpas e arribas

3.3.2.2 Afloramentos rochosos

3.3.2.3 Zonas pedregosas

3.3.3	Zonas de vegetação esparsa	3.3.3 Vegetação esparsa	3.3.3.01 Vegetação esparsa	3.3.3.01.1 Vegetação esparsa	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
3.3.4	Zonas ardidas	3.3.4 Áreas ardidas	3.3.4.01 Áreas ardidas	3.3.4.01.1 Áreas ardidas	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição

3.3.4.1 Zonas incendiadas recentemente de uso agrícola

3.3.4.2 Zonas incendiadas recentemente de matos

3.3.4.3 Zonas incendiadas recentemente de uso florestal

3.3.4.3.1 Zonas incendiadas recentemente de sobreiro

3.3.4.3.2 Zonas incendiadas recentemente de azinheira

3.3.4.3.3 Zonas incendiadas recentemente de castanheiro bravo

3.3.4.3.4 Zonas incendiadas recentemente de outros carvalhos

3.3.4.3.5 Zonas incendiadas recentemente de eucalipto

3.3.4.3.6 Zonas incendiadas recentemente de outras folhosas

3.3.4.3.7 Zonas incendiadas recentemente de pinheiro bravo

3.3.4.3.8 Zonas incendiadas recentemente de pinheiro manso

3.3.4.3.9 Zonas incendiadas recentemente de outras resinosas

3.3.4.3.10 Zonas incendiadas recentemente de outros povoamentos florestais mistos

3.3.5 Neves eternas e glaciares

4. Zonas húmidas	4 Zonas húmidas
------------------	-----------------

4.1 Zonas húmidas interiores	4.1 Zonas húmidas interiores	
4.1.1 Pântanos ou pauis	4.1.1 Paúis 4.1.1.01 Paúis 4.1.1.01.1 Paúis	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
4.1.1.1 Caniçais		
4.1.1.2 Canaviais		
4.1.1.3 Juncais		
4.1.1.4 Outras zonas apaúladas com predomínio de espécies arbustivas		
4.1.1.5 Outras zonas apaúladas com predomínio de espécies arbóreas		
4.1.2 Turfeiras	4.1.2 Turfeiras 4.1.2.01 Turfeiras 4.1.2.01.1 Turfeiras	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
4.1.2.1 Turfeiras com predomínio de espécies anuais		
4.1.2.2 Turfeiras com comunidades arbustivas		
4.1.2.3 Juncais em solos turfosos		
4.1.2.4 Amiais e salgueirais em solos turfosos		
4.2 Zonas húmidas costeiras	4.2 Zonas húmidas litorais	
4.2.1 Sapais	4.2.1 Sapais 4.2.1.01 Sapais 4.2.1.01.1 Sapais	
4.2.1.1 Sapais baixos e médios		
4.2.1.1.1 Prados halofílicos		
4.2.1.1.2 Marroçais		
4.2.1.1.3 Gramatais		
4.2.1.1.4 Sapais baixos e médios subarbustivos e arbustivos		
4.2.1.2 Sapais altos		
4.2.1.2.1 Sapais altos com espécies anuais		
4.2.1.2.2 Sapais altos subarbustivos e arbustivos		
4.2.1.3 Juncais halofílicos		
4.2.1.4 Caniçais halofílicos		
4.2.1.5 Sapais degradados		
4.2.1.6 Sapais exóticos		
4.2.2 Salinas	4.2.2 Salinas e aquicultura litoral	
4.2.2.1 Salinas ativas	4.2.2.01 Salinas 4.2.2.01.1 Salinas	níveis 4 e 5 com a mesma descrição
4.2.2.2 Salinas abandonadas	4.2.2.01 Salinas 4.2.2.01.1 Salinas	níveis 4 e 5 com a mesma descrição
4.2.3 Zonas intermareais	4.2.3 Zonas entre-marés 4.2.3.01 Zonas entre-marés 4.2.3.01.1 Zonas entre-marés	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
4.2.3.1 Zonas intermareais marítimas		
4.2.3.1.1 Zonas intermareais marítimas rochosas		
4.2.3.1.2 Zonas intermareais marítimas não rochosas		
4.2.3.2 Zonas intermareais estuarinas		
4.2.3.2.1 Zonas intermareais estuarinas rochosas		

4.2.3.2.2 Zonas intermareais
estuarinas não rochosas

5. Corpos de água	5 Corpos de água	
5.1 Águas interiores	5.1 Águas interiores	
5.1.1 Cursos de água	5.1.1 Cursos de água	
5.1.1.1 Cursos de água naturais	5.1.1.01 Cursos de água naturais 5.1.1.01.1 Cursos de água naturais	níveis 4 e 5 tem a mesma descrição
5.1.1.1.1 Cursos de água de regime permanente		
5.1.1.1.2 Cursos de água intermitentes e linhas de drenagem naturais		
5.1.1.1.3 Cursos de água torrencial		
5.1.1.2 Canais artificiais	5.1.1.02 Canais artificiais 5.1.1.02.1 Canais artificiais	níveis 4 e 5 tem a mesma descrição
5.1.2 Planos de água	5.1.2 Planos de água	
5.1.2.1 Lagos naturais	5.1.2.01 Lagos e lagoas interiores	
5.1.2.1.1 Lagoas de montanha	5.1.2.01.2 Lagos e lagoas interiores naturais	
5.1.2.1.2 Lagoas de planície	5.1.2.01.2 Lagos e lagoas interiores naturais	
5.1.2.1.3 Charcos temporários	5.1.2.01.2 Lagos e lagoas interiores naturais	
	5.1.2.01.1 Lagos e lagoas interiores artificiais	
5.1.2.2 Albufeiras de barragem	5.1.2.02 Reservatórios de barragens 5.1.2.02.1 Reservatórios de barragens	níveis 4 e 5 tem a mesma descrição
	5.1.2.03 Outros planos de água artificiais	
5.1.2.3 Represas ou açudes	5.1.2.03.1 Reservatórios de represas ou de açudes	
5.1.2.4 Charcas	5.1.2.03.2 Charcas	
5.1.2.5 Aquicultura de águas doces interiores	5.1.2.03.3 Aquicultura interior	
5.2 Águas costeiras	5.2 Águas marinhas e costeiras	
5.2.1 Lagoas costeiras	5.2.1 Lagoas costeiras 5.2.1.01 Lagoas costeiras 5.2.1.01.1 Lagoas costeiras	níveis 3, 4 e 5 tem a mesma descrição
5.2.1.1 Lagunas		
5.2.1.2 Lagoas litorais		
5.2.1.3 Ilhas barreira		
5.2.1.4 Rias		
5.2.1.5 Aquicultura marinha	4.2.2.02 Aquicultura litoral 4.2.2.02.1 Aquicultura litoral	níveis 4 e 5 tem a mesma descrição
5.2.2 Estuários	5.2.2 Desembocaduras fluviais 5.2.2.01 Desembocaduras fluviais 5.2.2.01.1 Desembocaduras fluviais	níveis 4 e 5 tem a mesma descrição
5.2.3 Mar e Oceano	5.2.3 Oceano 5.2.3.01 Oceano 5.2.3.01.1 Oceano	

Legenda de cores:

	correspondência de código e descrição
	correspondência ou de código ou equivalente de descrição
	sem correspondência de código mas equivalente
	equivalente?

ANEXO 3 – Resultados das métricas de paisagem aplicadas às 20 áreas amostra (q1 a q20) para o CLC N2, CLC N3, CLC N4 e CLC N5

Resultados das métricas de paisagem aplicadas às 20 áreas amostra (q1 a q20) para o CLC N2

CLC	Quad=q	Class	SDI	SEI	AWMSI	MSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	TE	ED	MPE	MPS	NumP	MedPS	PSCoV	PSSD	TLA
2	1	999	1,21	0,50	4,79	1,90	584,49	1,35	1,34	868913,24	86,89	2690,13	30,96	323	2,58	886,80	274,55	10000
2	2	999	1,76	0,71	3,07	1,85	567,98	1,35	1,32	1229281,32	122,93	2443,90	19,88	503	2,65	314,51	62,53	10000
2	3	999	1,61	0,65	3,20	1,70	449,62	1,34	1,33	1575209,55	157,52	1790,01	11,36	880	2,11	337,06	38,30	10000
2	4	999	1,65	0,66	3,94	1,81	432,50	1,35	1,35	1512005,54	151,20	2160,01	14,29	700	2,42	510,48	72,93	10000
2	5	999	1,29	0,56	3,99	1,82	499,90	1,35	1,34	1057731,37	105,77	2664,31	25,19	397	2,76	565,03	142,32	10000
2	6	999	1,66	0,69	3,97	1,91	510,13	1,36	1,35	1158105,29	115,81	3008,07	25,97	385	2,85	345,70	89,79	10000
2	7	999	0,92	0,38	3,50	1,82	430,30	1,34	1,32	919037,71	91,90	2504,19	27,25	367	2,38	527,76	143,80	10000
2	8	999	1,25	0,51	3,25	1,93	514,57	1,35	1,32	895366,54	89,54	2515,07	28,09	356	2,20	487,67	136,99	10000
2	9	999	1,57	0,63	3,86	1,72	454,92	1,34	1,34	1310810,62	131,08	1939,07	14,79	676	2,13	660,54	97,71	10000
2	10	999	1,61	0,67	2,85	1,94	388,28	1,34	1,31	1034729,77	103,47	2906,54	28,09	356	4,33	330,01	92,70	10000
2	11	999	1,31	0,55	3,85	1,80	496,73	1,34	1,33	882395,19	88,24	2706,73	30,67	326	2,83	549,42	168,53	10000
2	12	999	1,41	0,57	3,99	1,81	484,75	1,35	1,34	1213071,89	121,31	2440,79	20,12	497	2,38	619,97	124,74	10000
2	13	999	1,62	0,65	3,05	1,70	516,73	1,34	1,31	916753,02	91,68	2553,63	27,86	359	2,34	374,87	104,42	10000
2	14	999	1,49	0,60	3,83	1,66	549,60	1,35	1,33	1151068,99	115,11	2112,05	18,35	545	2,10	600,47	110,18	10000
2	15	999	1,44	0,58	3,31	1,73	2091,16	1,35	1,32	1106328,16	110,63	2190,75	19,80	505	2,02	452,82	89,67	10000
2	16	999	1,13	0,45	3,32	1,69	543,25	1,35	1,32	1133524,92	113,35	1754,68	15,48	646	1,88	650,61	100,71	10000
2	17	999	1,17	0,49	3,53	1,89	457,63	1,34	1,32	883917,45	88,39	3134,46	35,46	282	2,85	485,56	172,18	10000
2	18	999	1,19	0,52	3,14	1,90	410,63	1,34	1,31	797162,86	79,72	3465,93	43,48	230	3,84	376,06	163,50	10000
2	19	999	1,21	0,58	3,35	1,92	587,27	1,35	1,31	692100,69	69,21	3264,63	47,17	212	2,33	476,59	224,81	10000
2	20	999	1,31	0,57	3,53	1,83	512,80	1,34	1,32	742514,17	74,25	3214,35	43,29	231	3,10	497,28	215,27	10000

Resultados das métricas de paisagem aplicadas às 20 áreas amostra (q1 a q20) para o CLC N3

<i>CLC</i>	<i>Quad=q</i>	<i>Class</i>	<i>SDI</i>	<i>SEI</i>	<i>AWMSI</i>	<i>MSI</i>	<i>MPAR</i>	<i>MPFD</i>	<i>AWMPFD</i>	<i>TE</i>	<i>ED</i>	<i>MPE</i>	<i>MPS</i>	<i>NumP</i>	<i>MedPS</i>	<i>PSCoV</i>	<i>PSSD</i>	<i>TLA</i>
3	1	999	1,56	0,51	4,83	1,85	525,78	1,35	1,34	997036,15	99,70	2297,32	23,04	434	2,75	977,86	225,31	10000
3	2	999	2,03	0,63	2,80	1,84	550,64	1,34	1,31	1301013,76	130,10	2258,70	17,36	576	2,91	312,50	54,25	10000
3	3	999	2,13	0,66	2,93	1,66	430,34	1,34	1,33	1837812,54	183,78	1518,85	8,26	1210	2,22	330,24	27,29	10000
3	4	999	1,94	0,60	3,34	1,81	431,60	1,35	1,35	1643487,04	164,35	2026,49	12,33	811	2,55	384,56	47,42	10000
3	5	999	1,53	0,55	4,07	1,82	478,13	1,35	1,34	1139670,66	113,97	2561,06	22,47	445	3,33	572,13	128,57	10000
3	6	999	2,00	0,68	3,66	1,90	490,57	1,35	1,34	1230281,68	123,03	2777,16	22,57	443	3,16	320,54	72,36	10000
3	7	999	1,26	0,41	3,43	1,83	409,30	1,34	1,33	1083377,54	108,34	2440,04	22,52	444	2,71	512,75	115,48	10000
3	8	999	1,52	0,48	3,00	1,92	490,76	1,35	1,31	971802,13	97,18	2341,69	24,10	415	2,50	477,09	114,96	10000
3	9	999	1,93	0,61	3,43	1,70	440,01	1,34	1,33	1379703,90	137,97	1839,61	13,33	750	2,22	596,27	79,50	10000
3	10	999	1,99	0,64	2,86	1,91	384,22	1,34	1,31	1116690,12	111,67	2730,29	24,45	409	4,36	311,03	76,05	10000
3	11	999	2,00	0,64	2,76	1,87	454,61	1,34	1,31	1018405,42	101,84	2496,09	24,51	408	3,40	379,94	93,12	10000
3	12	999	1,91	0,59	3,92	1,80	448,94	1,34	1,35	1402670,13	140,27	2208,93	15,75	635	2,89	646,44	101,80	10000
3	13	999	1,97	0,63	2,85	1,71	495,30	1,34	1,30	953876,78	95,39	2355,25	24,69	405	2,49	379,32	93,66	10000
3	14	999	1,93	0,59	3,65	1,69	516,63	1,34	1,33	1300021,78	130,00	2009,31	15,46	647	2,32	605,45	93,58	10000
3	15	999	1,72	0,55	3,17	1,69	1787,14	1,34	1,32	1190512,85	119,05	1938,95	16,29	614	2,16	467,86	76,20	10000
3	16	999	1,63	0,52	3,53	1,68	510,33	1,35	1,33	1343868,05	134,39	1692,53	12,59	794	1,96	631,31	79,51	10000
3	17	999	1,47	0,50	3,67	1,89	424,05	1,34	1,33	1023897,03	102,39	3065,56	29,94	334	3,39	473,52	141,77	10000
3	18	999	1,50	0,54	3,19	1,90	396,36	1,34	1,32	983550,05	98,36	3026,31	30,77	325	4,42	425,58	130,95	10000
3	19	999	1,50	0,57	3,42	1,96	516,93	1,35	1,32	881387,39	88,14	2899,30	32,89	304	3,48	542,35	178,40	10000
3	20	999	1,63	0,56	3,76	1,81	447,99	1,34	1,33	899204,06	89,92	2863,71	31,85	314	3,80	538,14	171,38	10000

Resultados das métricas de paisagem aplicadas às 20 áreas amostra (q1 a q20) para o CLC N4

CLC	Quad=q	Class	SDI	SEI	AWMSI	MSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	TE	ED	MPE	MPS	NumP	MedPS	PSCoV	PSSD	TLA
4	1	999	2,05	0,58	3,49	1,88	496,40	1,35	1,33	1159892,14	115,99	2222,02	19,16	522	3,25	620,19	118,81	10000
4	2	999	2,34	0,63	2,62	1,84	535,89	1,34	1,31	1355309,26	135,53	2127,64	15,70	637	3,07	306,18	48,07	10000
4	3	999	2,65	0,68	2,56	1,71	447,96	1,34	1,33	1904013,12	190,40	1456,78	7,65	1307	2,22	321,54	24,60	10000
4	4	999	2,42	0,64	2,76	1,79	412,90	1,34	1,34	1826773,43	182,68	1843,36	10,09	991	2,79	257,21	25,95	10000
4	5	999	2,01	0,60	2,97	1,84	433,64	1,34	1,33	1335952,51	133,60	2455,80	18,38	544	4,38	321,16	59,04	10000
4	6	999	2,32	0,68	3,28	1,91	468,03	1,35	1,34	1345589,76	134,56	2577,76	19,16	522	3,70	280,97	53,83	10000
4	7	999	1,66	0,47	3,09	1,87	404,03	1,34	1,32	1173678,31	117,37	2324,12	19,80	505	3,03	449,33	88,98	10000
4	8	999	2,02	0,57	2,63	1,91	479,39	1,35	1,30	1094648,34	109,46	2189,30	20,00	500	3,12	448,35	89,67	10000
4	9	999	2,45	0,66	3,09	1,75	882,50	1,34	1,33	1474067,15	147,41	1819,84	12,35	810	2,34	468,11	57,79	10000
4	10	999	2,39	0,69	2,81	1,95	394,82	1,34	1,31	1178229,15	117,82	2555,81	21,69	461	4,36	317,26	68,82	10000
4	11	999	2,25	0,63	2,72	1,86	457,56	1,34	1,31	1053249,13	105,32	2399,20	22,78	439	3,47	380,42	86,66	10000
4	12	999	2,27	0,60	3,48	1,90	464,77	1,35	1,34	1466500,84	146,65	2101,00	14,33	698	2,99	601,36	86,15	10000
4	13	999	2,16	0,59	2,73	1,84	542,98	1,34	1,30	986084,36	98,61	2277,33	23,09	433	2,59	383,84	88,65	10000
4	14	999	2,40	0,63	3,45	1,74	507,87	1,34	1,34	1420173,44	142,02	1934,84	13,62	734	2,59	533,59	72,70	10000
4	15	999	1,98	0,54	2,87	1,79	1727,57	1,34	1,31	1219433,96	121,94	1864,58	15,29	654	2,20	465,75	71,22	10000
4	16	999	2,31	0,64	2,96	1,76	502,98	1,35	1,33	1472159,78	147,22	1657,84	11,26	888	2,16	501,45	56,47	10000
4	17	999	2,10	0,63	3,16	1,95	409,37	1,34	1,33	1157104,47	115,71	2878,37	24,88	402	4,26	364,29	90,62	10000
4	18	999	1,66	0,53	3,13	1,94	413,89	1,34	1,32	1010223,90	101,02	2980,01	29,50	339	4,55	418,55	123,47	10000
4	19	999	1,66	0,53	3,23	1,96	508,98	1,35	1,32	901387,92	90,14	2782,06	30,86	324	3,58	548,88	169,41	10000
4	20	999	1,93	0,57	3,33	1,80	423,37	1,33	1,32	952192,82	95,22	2736,19	28,74	348	4,42	496,77	142,75	10000

Resultados das métricas de paisagem aplicadas às 20 áreas amostra (q1 a q20) para o CLC N5

<i>CLC</i>	<i>Quad=q</i>	<i>Class</i>	<i>SDI</i>	<i>SEI</i>	<i>AWMSI</i>	<i>MSI</i>	<i>MPAR</i>	<i>MPFD</i>	<i>AWMPFD</i>	<i>TE</i>	<i>ED</i>	<i>MPE</i>	<i>MPS</i>	<i>NumP</i>	<i>MedPS</i>	<i>PSCoV</i>	<i>PSSD</i>	<i>TLA</i>
5	1	999	2,76	0,69	2,49	1,86	494,77	1,35	1,31	1297097,94	129,71	2011,00	15,50	645	3,66	361,50	56,05	10000
5	2	999	2,72	0,65	2,45	1,84	520,04	1,34	1,31	1469819,36	146,98	1911,34	13,00	769	3,08	293,26	38,13	10000
5	3	999	2,98	0,68	2,45	1,74	544,38	1,34	1,32	1950191,77	195,02	1374,34	7,05	1419	2,22	324,70	22,88	10000
5	4	999	2,92	0,71	2,53	1,76	402,65	1,34	1,33	1962362,48	196,24	1671,52	8,52	1174	3,10	237,52	20,23	10000
5	5	999	2,68	0,71	2,43	1,84	400,78	1,34	1,32	1642509,42	164,25	2198,81	13,39	747	5,64	192,09	25,72	10000
5	6	999	2,78	0,72	3,05	1,87	428,22	1,35	1,34	1500461,03	150,05	2280,34	15,20	658	4,15	272,46	41,41	10000
5	7	999	2,42	0,62	2,69	1,80	352,31	1,33	1,33	1514242,97	151,42	2049,04	13,53	739	4,27	336,22	45,50	10000
5	8	999	2,75	0,70	2,24	1,81	424,47	1,34	1,30	1371133,38	137,11	1850,38	13,50	741	3,89	362,91	48,98	10000
5	9	999	2,95	0,72	2,63	1,76	814,01	1,34	1,32	1621765,22	162,18	1734,51	10,70	935	2,65	362,92	38,82	10000
5	10	999	2,86	0,74	2,67	1,91	374,33	1,33	1,31	1262779,38	126,28	2387,11	18,90	529	5,34	315,82	59,70	10000
5	11	999	2,78	0,69	2,47	1,81	459,80	1,33	1,31	1234214,40	123,42	2150,20	17,42	574	4,27	335,55	58,46	10000
5	12	999	2,91	0,69	2,49	1,85	432,45	1,34	1,33	1763234,65	176,32	1838,62	10,43	959	3,40	264,72	27,60	10000
5	13	999	2,52	0,63	2,39	1,86	541,52	1,34	1,29	1037877,44	103,79	2144,37	20,66	484	2,80	327,57	67,68	10000
5	14	999	2,77	0,66	2,93	1,76	506,45	1,34	1,33	1636180,96	163,62	1799,98	11,00	909	2,90	350,53	38,56	10000
5	15	999	2,31	0,57	2,48	1,77	490,17	1,34	1,31	1336815,08	133,68	1724,92	12,90	775	2,43	393,87	50,82	10000
5	16	999	2,75	0,70	2,64	1,76	518,67	1,35	1,32	1655452,93	165,55	1541,39	9,31	1074	2,33	458,49	42,69	10000
5	17	999	2,81	0,75	2,72	1,90	391,86	1,33	1,32	1388284,11	138,83	2389,47	17,21	581	4,94	291,41	50,16	10000
5	18	999	2,16	0,62	2,81	1,88	375,04	1,33	1,32	1174294,25	117,43	2467,00	21,01	476	5,42	466,92	98,09	10000
5	19	999	2,04	0,58	3,06	1,89	478,94	1,35	1,32	1027005,69	102,70	2366,37	23,04	434	4,20	608,97	140,31	10000
5	20	999	2,33	0,64	2,35	1,76	377,67	1,33	1,30	1081149,82	108,11	2457,16	22,73	440	5,79	359,69	81,75	10000

ANEXO 4 – Matriz de proximidade entre as métricas escalas funcionais: CLC N5, CLC N4, CLC N3 e CLC N2.

Proximity Matrix																
Case	Matrix File Input															
	AWMSI	MSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	TE	ED	MPE	MPS	NumP	MedPS	PSCoV	PSSD	TLA	CA	CAP
AWMSI	1,000	,923	,343	,795	,833	,173	,173	,819	,079	-,071	,075	,053	,039	0,000	-,003	-,003
MSI	,923	1,000	,341	,820	,818	,087	,087	,870	,063	-,118	,121	-,070	-,034	0,000	-,058	-,058
MPAR	,343	,341	1,000	,436	,414	,002	,002	,202	-,065	-,026	-,067	,026	-,030	0,000	-,049	-,049
MPFD	,795	,820	,436	1,000	,966	,049	,049	,571	-,098	-,084	-,061	-,029	-,078	0,000	-,093	-,093
AWMPFD	,833	,818	,414	,966	1,000	,059	,059	,585	-,091	-,102	-,050	-,051	-,075	0,000	-,091	-,091
TE	,173	,087	,002	,049	,059	1,000	1,000	,169	,410	,787	-,015	,680	,659	0,000	,888	,888
ED	,173	,087	,002	,049	,059	1,000	1,000	,169	,410	,787	-,015	,680	,659	0,000	,888	,888
MPE	,819	,870	,202	,571	,585	,169	,169	1,000	,292	-,080	,322	-,007	,086	0,000	,037	,037
MPS	,079	,063	-,065	-,098	-,091	,410	,410	,292	1,000	,098	,744	,293	,680	0,000	,542	,542
NumP	-,071	-,118	-,026	-,084	-,102	,787	,787	-,080	,098	1,000	-,126	,669	,313	0,000	,583	,583
MedPS	,075	,121	-,067	-,061	-,050	-,015	-,015	,322	,744	-,126	1,000	-,112	,079	0,000	,010	,010
PSCoV	,053	-,070	,026	-,029	-,051	,680	,680	-,007	,293	,669	-,112	1,000	,610	0,000	,613	,613
PSSD	,039	-,034	-,030	-,078	-,075	,659	,659	,086	,680	,313	,079	,610	1,000	0,000	,847	,847
CA	-,003	-,058	-,049	-,093	-,091	,888	,888	,037	,542	,583	,010	,613	,847	0,000	1,000	1,000
CAP	-,003	-,058	-,049	-,093	-,091	,888	,888	,037	,542	,583	,010	,613	,847	0,000	1,000	1,000

ANEXO 5 –Clusters de classes de ocupação/uso do solo resultantes da análise das métricas aplicadas ao nível da classe para o CLC N5.

<i>Cluster</i>	<i>Classes CLC5 areas amostra</i>						
1	2111	2211	2231	2314	24412	24413	24442
2	2111	2314	2314	3224	21111	24132	
	24411	24412	24413	24432	24442	31118	
3	1122	2111	2231	2314	3224	5122	21111
	24131	24132	24213	24411	24412	24113	
	24413	24421	24431	24432	24441	24443	
4	1112	2111	2121	2131			
	2211	2213	2235	3224	31221	313119	313120
	3244	12111	13121	21211	22122	22322	24132
	24422	24441	24442	24443	31111	31124	31211
	313123	24421	31212				
5	2111	2121	2213	2233	24131	24441	
	31111	311221	313120	24442	24443		
6	1122	2211	5122	5124			
7	1112	2111	2111	21111	24131	24132	
	24413	24442	31212	313120			
8	1112	1122	2211	2213	2231	3224	5122
	12112	22322	24113	24131	24132	24213	24411
	24412	24413	24422	24431	24432	24441	
	24412	24413	24413	24413	24422	24431	24432
	24412	24413	24422	31111	31118	31211	31212
	24441	31317	222111				
9	2111	2121	2213	21111	24131	24413	
	24413	24422	24441	24442	24443		
	31111	31118	31311				
10	2111	2121	2213	2233	2235	24431	
	24441	24442	24443	31111	31212		
11	1112	2111	2231	2231	2314	3224	5122
	13121	21111	24131	24132	24411	24413	24421
	31111	31112	31118	31211	313120	24443	24441
12	2121	2211	2213	12111	21211	24421	24422
	31212	31317	31318	32111	313120	313131	
	24423	24431	24432	31111			
13	133	1112	1121	2121	2211	2213	2231
	3223	3224	3316	12113	13121	14212	21211
	24422	24423	24431	24432	31111	31118	31129
	31317	311212	313119	313120	313122	313123	313131
	2233	24113	31212	24413	24421		
	2235	24131	31223	31315			
14	1221	3213	3213	3316	5112	12211	12231
	51111	51113	222111	313123	31119	31137	
	12233	24423					
15	133	1112	1121	1122	1123	1414	1417
	3224	3244	3322	5122	12111	12112	12113
	22215	22222	22235	22322	24111	24112	24113
	24412	24421	24422	24423	24431	24432	24441
	31118	31119	31211	31212	31221	31222	31311
	311222	313119	313120	313123	2231	2233	2235
	2121	13122	24131	24442	31312	13244	21111
	2211	13122	24132	24443	31318	24213	24223
	21222	24411	31112	311221	24445	31111	
	32111	222111					
16	133	1113	1123	1413	1414	1422	1427
	3244	3316	3322	3323	12111	12112	12113

	13122	13232	13233	13241	13244	14210	21211
	24112	24113	24211	24212	24213	24222	24223
	24442	24445	31111	31118	31119	31121	31124
	31311	32111	51113	222111	311210	311212	311221
	2211	12153	21222	24421	31125	311222	2313
	2213	12161	22215	24422	31129	313119	12235
	2235	12212	22222	24423	31211	313120	22235
	2311	12213	22233	24431	31212	313123	24431
	3221	13121	22322	24432	31223	31222	313131
17	1112	1121	2131	2211	2213	2233	2235
	24421	24422	24423	24432	24442	24443	24445
	3244	13211	21113	21211	21212	22233	24211
	31111	31112	31124	31211	31212	31221	31223
	31312	31315	31317	313120	313123		
18	1112	1123	1413	1414	2121	2131	2313
	3322	5112	5123	12133	12212	12213	12233
	22222	22233	22235	22322	22341	24112	24131
	24441	24445	31119	31124	31129	31221	31317
	222111	311221	311227	313112	313122		
	3221	3224	3316	24213	24431	24432	
	12235	12421	13244	32111	33431	51113	
19	133	1121	1123	1413	1414	1422	1427
	12112	12113	12153	12422	13121	13122	13241
	24113	24131	24211	24212	24213	24423	24441
	31315	32111	222111	311222	311225	313119	313120
	1427	2211	2213	3223	3224	3244	12111
	14211	21223	22215	22222	22233	22321	22322
	24443	24445	31124	31125	31214	31223	31311
	313122	313123					
20	1112	5122	5124	13121	21111	31137	
21	2111	21111	24132	24413	24441	24442	24443
	31118	31317					
22	12221	12222	12224	12231			
23	22321	24441	24443	32111			
24	32111						
25	3213	3316	31137				
26	2231	2314	24411	24412	24441	31118	
27	12211	31119	51111				
28	2111	2314					
29	24423						
30	3213	12221	12224	12231			
31	12222						