

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

Modelação da vegetação potencial da Serra da Lousã e a sua aplicação no contexto da restauração de ecossistemas florestais

Cátia Alexandra Pinto Louro

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Ecológica

Orientadora: Professora Doutora Paula Sobral

Co-Orientadora: Professora Doutora Maria Teresa Calvão

Lisboa

2010

Universidade Nova de Lisboa

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

Título da dissertação: Modelação da vegetação potencial da Serra da Lousã e a sua aplicação no contexto da restauração de ecossistemas florestais

Cátia Alexandra Pinto Louro

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil de Engenharia Ecológica

Orientadora: Professora Doutora Paula Sobral

Co-Orientadora: Professora Doutora Teresa Calvão

Local e Data: Lisboa, 2010

AGRADECIMENTOS

Os meus agradecimentos à Professora Paula Sobral e à Professora Teresa Calvão, pelos seus conselhos e apoio fornecidos durante a elaboração deste trabalho e, sobretudo, ao longo das sucessivas alterações metodológicas que este trabalho sofreu, à medida que os resultados obtidos conduziam a novas abordagens metodológicas.

Um agradecimento também ao Professor Francisco Ferreira por responder às minhas dúvidas acerca da aplicação dos modelos estatísticos no âmbito deste estudo.

Um agradecimento também à Sílvia Neves, supervisora da Paisagem Protegida da Serra do Açor (PPSA), pelas informações fornecidas acerca da Serra da Lousã e, sobretudo, por me ter apresentado a Serra da Lousã numa saída de campo no âmbito do seu trabalho no Ecomuseu da Serra da Lousã (ICNB).

Um agradecimento também a Willie Towers e a Anne Marsden, do Macaulay Land Use Research Institute em Aberdeen pela informação que me disponibilizaram acerca do Native Woodlands Model e ao Gonçalo Crisóstomo, do Instituto Geográfico Português, pelas informações fornecidas acerca da cartografia disponível neste Instituto e pela sua disponibilidade para responder às minhas dúvidas nesse âmbito.

Por fim, um agradecimento também para a minha família e amigos pelo seu apoio durante estes últimos meses em que me encontrei a desenvolver esta dissertação.

SUMÁRIO

O estudo da vegetação potencial de uma região é importante para, no âmbito da sua restauração, efectuar a escolha de espécies adequadas que possam contribuir para a expansão de núcleos existentes de vegetação nativa por regeneração natural. A definição de um modelo preditivo da distribuição da vegetação potencial para a área de estudo teve por base a correspondência entre os factores ambientais que definem as condições locais e os requisitos ecológicos de espécies que constituem a vegetação potencial da área de estudo, correspondente à vegetação dominante dos habitats naturais do Sítio de Interesse Comunitário (SIC) Serra da Lousã.

Inicialmente foi definida a área de estudo, seguida da selecção dos parâmetros do modelo em função da cartografia disponível e dados da literatura. Seguiu-se a caracterização da área de estudo e foi efectuada uma análise preliminar da distribuição da vegetação potencial com base nos requisitos ecológicos das espécies consideradas, seguida de uma análise exploratória, que incluiu a análise da variância, ANOVA a um factor, e a Análise em Componentes Principais e por fim a aplicação de modelos estatísticos e de métodos de interpolação.

Obtiveram-se valores baixos para o coeficiente R^2 do modelo de regressão linear múltipla e para o coeficiente pseudo- R^2 do modelo de regressão logística, o que parece indicar que os modelos obtidos não se ajustam bem aos dados, não sendo adequados para a previsão da distribuição da vegetação potencial, possivelmente devido à existência de autocorrelação espacial na distribuição das variáveis explicativas e consequente dificuldade na implementação destes métodos estatísticos. Estes modelos apenas foram ajustados para a espécie nativa *Quercus robur*, tendo-se, face aos resultados obtidos, optado por outra abordagem, a aplicação dos métodos de interpolação *Inverse Distance Weight (IDW)* e *Ordinary Kriging*, que se constatou serem mais adequados do que os métodos estatísticos clássicos para este estudo. Assim, foi possível obter modelos preditivos da distribuição da vegetação potencial da área de estudo com base nas variáveis ambientais consideradas, sendo o melhor modelo para prever a distribuição potencial da espécie *Quercus robur* o que foi obtido através do método geoestatístico *Ordinary Kriging*. Os modelos obtidos através da aplicação deste método para as espécies com uma maior distribuição potencial, como a espécie *Quercus robur*, são mais significativos do que os modelos obtidos para as espécies com uma menor distribuição potencial na área de estudo. A metodologia proposta neste estudo permite definir a distribuição da vegetação potencial de uma região, com importantes aplicações no âmbito do planeamento de intervenções de restauração florestal baseadas nos processos de regeneração natural que possibilitem a redução da fragmentação dos habitats, o aumento da conectividade e a manutenção da diversidade genética.

Palavras-chave: Restauração Ecológica, Restauração Florestal, Modelos Preditivos de Distribuição de Espécies, Interpolação, Vegetação Potencial.

ABSTRACT

The study of the potential vegetation of a region is important for the choice of suitable native species that can contribute to increase the area of existing patches of native woodland and define regeneration areas within the scope of a restoration project, which may benefit from the natural regeneration processes occurring in the study area. The definition of a predictive model of the potential distribution of native woodland was based on the existing relationships between the environmental factors that define the local conditions and the ecological demands of species that constitute the potential native woodland of the study area, represented by the dominant species of the natural habitats of the Natura 2000 area “SIC Serra da Lousã”.

This study began with the definition of the study area and selection of the model parameters selection according to the available literature and spatial information. The next step was the characterization of the study area and the analysis of the potential distribution of native woodland based on its ecological demands and an exploratory analysis that included the Oneway ANOVA and the Principal Components Analysis, followed by the application of statistical models and interpolation methods.

The low values obtained for the R^2 coefficient from the multiple linear regression models and the Cox & Snell R^2 and Nagelkerke R^2 from the logistic regression models suggest that the models obtained through the application of this statistical models were not suitable for prediction purposes, possibly due to the spatial autocorrelation of the environmental variables and the resulting difficulty of implementation of this statistical methods. These statistical models were only adjusted for the native species *Quercus robur*. Therefore a different approach was considered, using the interpolation methods *Inverse Distance Weight* (IDW) and *Ordinary Kriging* and the models obtained were suitable for prediction purposes. Therefore it was possible to define predictive models for the potential distribution of native woodland based on the environmental variables considered and the best model was obtained for the prediction of the potential distribution of *Quercus robur*. The results suggest that the best models were obtained for the species with a large potential distribution on the study area.

The methodology proposed in this study can be used to define the potential distribution of native woodland, with important future applications within forest restoration projects that rely on natural regeneration processes in order to reduce habitat fragmentation, increase connectivity and to maintain biological diversity.

Keywords: Ecological Restoration, Forest Landscape Restoration, Species Distribution Predictive Models, Interpolation, Potential for Native Woodland.

SIMBOLOGIA E NOTAÇÕES

AFN – Autoridade Florestal Nacional

ALFA – Associação Lusitana de Fitossociologia

ANEFA – Associação Nacional de Empresas Florestais, Agrícolas e do Ambiente.

CATPCA – *Categorical Principal Components Analysis*

CBD - Convenção para a Diversidade Biológica

DGRF – Direcção Geral dos Recursos Florestais

DNGF- Direcção Nacional de Gestão Florestal

DOP - Denominação de Origem Protegida

EAN – Estação Agronómica Nacional

ESC – *Ecological Site Classification*

FAO – *Food and Agriculture Organization*

FLR – *Forest Landscape Restoration*

GDADR - Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural

ICNB – Instituto de Conservação da Natureza e Biodiversidade

IDRHa – Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica

IDW – *Inverse Distance Weight*

IGP – Instituto Geográfico Português

PROFPIN – Plano Regional de Ordenamento Florestal do Pinhal Interior Norte

PSRN2000 – Plano Sectorial da Rede Natura 2000

NVC – *National Vegetation Classification*

NWM – *Native Woodlands Model*

SER- Society for Ecological Restoration

SIC- Sítio de Interesse Comunitário

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SPSS – *Statistical Package for the Social Sciences*

SROA - Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário

VNP- Vegetação Natural Potencial

WWF – *World Wildlife Fund*

ÍNDICE DE CONTEÚDOS

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Definição do problema.....	1
1.2. Objectivos e âmbito do trabalho proposto.....	2
1.3. Organização da tese.....	3
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	5
2.1. Ecossistemas Florestais.....	5
2.1.1.Importância e funções dos ecossistemas florestais	5
2.1.2. Principais ameaças aos ecossistemas florestais.....	7
2.1.3. Impactes da perda e degradação da floresta.....	7
2.1.4. Estado actual dos ecossistemas florestais no Mundo	8
2.1.5. Situação actual das florestas em Portugal.....	9
2.2. Restauração Ecológica	11
2.2.1. Definição de restauração ecológica e a sua importância.....	11
2.2.2. Princípios da Restauração Ecológica	12
2.2.3. Desafios e oportunidades para a restauração ecológica	12
2.2.4. Estratégias de restauração ecológica.....	13
2.3. Restauração Florestal.....	13
2.3.1. Princípios e objectivos da restauração florestal.....	13
2.3.2. Abordagens e técnicas utilizadas em restauração florestal: A abordagem <i>Forest Landscape Restoration</i> (FLR)	14
2.3.3. O papel da restauração ecológica na redução da fragmentação dos ecossistemas	17
2.3.4. A colonização e dispersão de espécies no âmbito da criação de novas áreas de floresta nativa.....	20
2.3.5. O papel da Estrutura da paisagem na restauração florestal.....	20
2.3.6. Factores que influenciam a restauração florestal	21
2.3.7. Possíveis técnicas de restauração florestal.....	25
2.3.8. Escolha da abordagem e técnicas mais adequadas para a área de intervenção.....	35
2.3.9. Casos de estudo em restauração florestal baseada na regeneração natural	37
2.4. A utilização de informação geográfica e de modelação em restauração florestal	38
2.4.1. Distribuição potencial de espécies e relação com as condições locais	38
2.4.2. Importância da utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e de modelos estatísticos na modelação de distribuição potencial de espécies.....	38
2.4.3. Tipo de modelos e a sua aplicação. Vantagens e desvantagens da sua utilização.	39
2.4.4. Métodos de interpolação.....	40
2.4.5. Modelos de previsão de distribuição de espécies	42
2.4.6. O modelo de regressão linear logística múltipla	43
2.4.7. O modelo de regressão linear múltipla.....	44
2.5.4. Casos de estudo no âmbito da modelação ecológica	44

3. METODOLOGIA	49
3.1. Definição da área de estudo	49
3.2. Aquisição e tratamento da informação bibliográfica e da cartografia base	49
3.3. Definição das variáveis a analisar	51
3.4. Tratamento da informação cartográfica de base para a área de estudo e integração em ArcGIS	51
3.4. Caracterização da área de estudo.....	53
3.5. Análise preliminar da distribuição potencial da vegetação e definição de zonas de regeneração	53
3.6. Análise Exploratória	54
3.6.1. Amostragem aleatória dos dados: Criação dos pontos da amostra e atribuição dos valores das diferentes variáveis para os pontos da amostra	54
3.6.2. ANOVA a um factor	55
3.6.3. Análise em Componentes Principais: selecção das variáveis do modelo e relações entre as variáveis	55
3.7. Modelação da Vegetação Potencial.....	56
3.7.1. Modelos estatísticos preditivos da distribuição da vegetação potencial.....	56
3.7.1.1. Selecção da estatística a ser implementada.....	56
3.7.1.2. Modelação da vegetação potencial através da aplicação do modelo de Regressão Linear Múltipla.....	57
3.7.1.3. Modelação da vegetação potencial através da aplicação do modelo de regressão logística	58
3.7.2. Aplicação dos métodos de interpolação <i>Ordinary Kriging</i> e <i>IDW</i>	58
3.7.3. Comparação dos resultados obtidos	59
3.8. Aplicação dos resultados obtidos	60
4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	62
4.1. Localização Geográfica e Enquadramento da Área de Estudo.....	62
4.2. Caracterização Biofísica.....	64
4.2.1. Clima	64
4.2.2. Geologia	65
4.2.3. Solos	67
4.2.4. Tipo e Unidades de paisagem	70
4.2.5. Biogeografia, Fitogeografia e Regiões Naturais	71
4.2.7. Declive	74
4.2.8. Orientação de vertentes.....	74
4.2.9. Humidade do solo	75
4.2.10. Radiação	76
4.3. Ocupação do solo.....	77
4.4. Risco de Incêndio	79
4.5. Ecologia, Valores Naturais e Zonas Sensíveis.....	80
4.5.1. Ecologia	80

4.5.2. Habitats naturais	82
4.5.3. Vegetação potencial da Serra da Lousã	83
4.6. Estatuto de conservação e legislação.....	84
4.7. Ocupação humana	85
5. RESULTADOS	86
5.1. Resultados da Análise preliminar dos dados.....	86
5.1.1. Critérios para a definição de zonas de regeneração natural	86
5.1.2. Distribuição da vegetação potencial com base nos requisitos ecológicos	87
5.2. Resultados da Análise exploratória de dados	92
5.2.1. ANOVA a um factor	92
5.2.2. Resultados da Análise em Componentes Principais Categóricas (CATPCA)	93
5.3. Resultados da Aplicação do Modelo de Regressão Linear Múltipla.....	96
5.4. Resultados da Aplicação do Modelo de Regressão Logística Múltipla	97
5.5. Resultados da Aplicação de Métodos de Interpolação	98
5.5.1. Autocorrelação espacial.....	98
5.5.2. Resultados da aplicação dos métodos IDW e <i>Ordinary Kriging</i>	99
5.6. Validação dos Modelos Obtidos por Interpolação	107
6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	108
6.1. Discussão dos Resultados da Análise Preliminar.....	108
6.1.1. Definição de zonas de regeneração	108
6.1.3. Comparação da distribuição actual da vegetação com a sua distribuição potencial.....	111
6.2. Discussão dos Resultados da Análise Exploratória	112
6.2.1. ANOVA a um factor	112
6.2.2. Resultados da Análise em Componentes Principais Categóricas (CATPCA)	113
6.3. Discussão dos Resultados da Aplicação do Modelo de Regressão Linear Múltipla.....	115
6.4. Discussão dos Resultados da Aplicação de um Modelo de Regressão Logística	117
6.5. Discussão dos Resultados da Aplicação dos Métodos de Interpolação	119
6.5.1. Autocorrelação espacial.....	119
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	123
7.1. Principais conclusões e avaliação do cumprimento dos objectivos propostos	123
7.2. Aplicação dos resultados obtidos	127
7.2.1. Tipo de vegetação potencial mais adequada para as zonas de regeneração delimitadas	127
7.2.2. Recomendações de estratégias de reabilitação das zonas delimitadas	129
7.3. Limitações dos resultados obtidos.....	136
7.4. Desenvolvimentos futuros.....	138
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	141

Anexo I -Tipo de solos na área de estudo	148
Anexo II – Litologia.....	153
Anexo III- Caracterização dos habitats naturais presentes na Serra da Lousã.....	153
Anexo IV- Correspondência entre as condições locais e o tipo de vegetação potencial..	157
Anexo V- Resultados da Análise em Componentes Principais	158
Anexo VI – Resultados da aplicação do modelo de regressão linear múltipla	159
Anexo VII – Resultados da aplicação do modelo de regressão logística	163
Anexo VIII - Habitats naturais presentes na área de estudo	167

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1- Ocupação florestal em Portugal Continental em percentagem.....	10
Figura 2.2- Efeitos da estrutura da paisagem na persistência das populações	19
Figura 3.1- Esquema da metodologia proposta	61
Figura 4.1 - Freguesias abrangidas pela área de estudo segundo a Carta Administrativa Oficial de Portugal de 2009.	62
Figura 4.2 - Concelhos abrangidos pela área de estudo e respectiva área de ocupação, em percentagem segundo a Carta Administrativa Oficial de Portugal de 2009, CAOP 2009.....	63
Figura 4.3 - Localização do Sítio da Rede Natura 2000 Serra da Lousã na área de estudo.....	63
Figura 4.4 - Distribuição geográfica na área de estudo dos intervalos de precipitação total anual.....	64
Figura 4.5- Distribuição geográfica da temperatura média anual na área de estudo.....	65
Figura 4.6- Distribuição geográfica das unidades litológicas presentes na área de estudo..	66
Figura 4.7- Distribuição geográfica dos diferentes tipos de solo dominantes.	68
Figura 4.8 - Valor ecológico do solo	69
Figura 4.9 - Distribuição espacial das classes de pH do solo	70
Figura 4.10 – Altimetria da área de estudo	73
Figura 4.11 – Declive da área de estudo.....	74
Figura 4.12 – Exposição da área de estudo	75
Figura 4.13 – Índice de humidade do solo	76
Figura 4.14 – Radiação Global.....	77
Figura 4.15 – Ocupação do solo de acordo com a Carta de Ocupação do Solo de 1990	79
Figura 4.16 – Risco de Incêndio florestal de acordo com o CRIF 2010	80
Figura 4.17 – Habitats naturais do SIC Serra da Lousã.....	82
Figura 5.1 – Áreas recomendadas para intervenções de restauração florestal e localização das zonas de regeneração de 50 m e 500 m	87
Figura 5.2 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de <i>Salix alba</i>	89
Figura 5.3 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de <i>Alnus glutinosa</i> .	90
Figura 5.4 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de <i>Castanea sativa</i>	90
Figura 5.5 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de <i>Quercus robur</i> ..	91
Figura 5.6 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de <i>Quercus suber</i> .	91
Figura 5.7 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de <i>Quercus rotundifolia</i>	92
Figura 5.8 - Variância total explicada por cada variável no conjunto das 4 componentes para cada amostra.....	95

Figura 5.9 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Alnus glutinosa</i> através do método IDW.....	99
Figura 5.10- Interpolação da distribuição potencial de <i>Salix alba</i> através do método IDW.	100
Figura 5.11 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Castanea sativa</i> através do método IDW.....	100
Figura 5.12 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Quercus robur</i> através do método IDW.....	101
Figura 5.13 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Quercus suber</i> através do método IDW.....	101
Figura 5.14 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Quercus rotundifolia</i> através do método IDW.....	102
Figura 5.15 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Alnus glutinosa</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	102
Figura 5.16 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Castanea sativa</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	103
Figura 5.17 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Quercus rotundifolia</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	103
Figura 5.18 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Quercus robur</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	104
Figura 5.19 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Quercus suber</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	104
Figura 5.20 – Interpolação da distribuição potencial de <i>Salix alba</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	105
Figura 5.21- Semivariograma e variograma da covariância do modelo de interpolação da distribuição potencial de <i>Alnus glutinosa</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	105
Figura 5.22- Semivariograma e variograma da covariância do modelo de interpolação da distribuição potencial de <i>Salix alba</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	105
Figura 5.23 - Semivariograma e variograma da covariância do modelo de interpolação da distribuição potencial de <i>Castanea sativa</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	106
Figura 5.24 - Semivariograma e variograma da covariância do modelo de interpolação da distribuição potencial de <i>Quercus robur</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	106
Figura 5.25 - Semivariograma e variograma da covariância do modelo de interpolação da distribuição potencial de <i>Quercus suber</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	106
Figura 5.26 - Semivariograma e variograma da covariância (direita) do modelo de interpolação da distribuição potencial de <i>Quercus rotundifolia</i> através do método <i>Ordinary Kriging</i>	106
Figura V.1 - Análise dos resíduos para as variáveis não transformadas	161

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Principais funções dos ecossistemas florestais	6
Tabela 2.2 - Exemplos de actividades de reflorestação em Portugal, no âmbito do Projecto ProNatura e respectivos parceiros financeiros	10
Tabela 2.3 - Princípios de Restauração Ecológica.....	12
Tabela 2.4 - Principais características da FLR e aspectos a considerar no âmbito desta abordagem	16
Tabela 2.5 - Componentes da paisagem importantes no âmbito da restauração florestal ...	21
Tabela 2.6 - Factores biofísicos que podem influenciar o tipo de restauração que se pode implementar ao nível local.....	22
Tabela 2.7 - Factores socioeconómicos e culturais que podem influenciar a restauração florestal ao nível local em florestas degradadas	23
Tabela 2.8 - Factores ecológicos que influenciam as opções de restauração florestal	24
Tabela 2.9 - Estratégias de restauração florestal e intervenções silvícolas associadas.....	26
Tabela 2.10 - Factores limitantes do sucesso da aplicação de abordagens de restauração florestal baseadas na estimulação da regeneração natural	30
Tabela 2.11 – Restauração da qualidade dos ecossistemas florestais.....	33
Tabela 2.12 - Principais abordagens à restauração florestal no contexto das alterações climáticas.....	34
Tabela 2.13 - Critérios para a definição de áreas prioritárias para a restauração florestal à escala regional	36
Tabela 2.14 - Principais tipos de modelos utilizados em ambiente SIG.....	39
Tabela 2.15 - Caracterização dos principais métodos de interpolação e respectiva abordagem	40
Tabela 3.1 - Cartografia utilizada para a caracterização da área de estudo.....	50
Tabela 4.1 - Precipitação total anual e respectiva percentagem de ocupação na área de estudo.....	64
Tabela 4.2 - Temperatura média anual e respectiva percentagem de ocupação na área de estudo.....	65
Tabela 4.3 - Unidades litológicas presentes na área de estudo e respectiva percentagem de ocupação na área de estudo	66
Tabela 4.4 - Reclassificação efectuada para o tipo de solos presente na área de estudo ao nível do Grupo e Subgrupo, respectivo valor numérico atribuído e a percentagem de área de ocupação dessa classe na área de estudo	67
Tabela 4.5 - Valor ecológico do solo e respectiva área ocupada, em percentagem.....	69
Tabela 4.6 - Classes de pH dos solos presentes na área de estudo, código numérico atribuído e área ocupada em percentagem.....	70

Tabela 4.7 - Unidades de paisagem presentes na área de estudo, respectivo código, grupo a que pertence a unidade de paisagem e área ocupada em percentagem	71
Tabela 4.8 - Tipos de paisagem e área ocupada em percentagem	71
Tabela 4.9 - Caracterização biogeográfica da área de estudo.....	71
Tabela 4.10 - Caracterização fitogeográfica da área de estudo.....	72
Tabela 4.11 – Regiões naturais presentes na área de estudo e respectiva área de ocupação em percentagem.....	72
Tabela 4.12 – Classes de altimetria e respectiva área de ocupação em percentagem	73
Tabela 4.13 – Classes de declive e área ocupada, em percentagem, na área de estudo....	74
Tabela 4.14 – Exposição e área ocupada, em percentagem, por cada classe de exposição	75
Tabela 4.15 - Índice de humidade do solo e área ocupada por cada valor do índice na área de estudo.....	76
Tabela 4.16 – Radiação Global e área ocupada por cada classe na área de estudo.....	77
Tabela 4.17 - Classes de ocupação do solo presentes na área de estudo com base na Carta de Ocupação do Solo de 1990, respectivo código numérico atribuído e percentagem de área ocupada.....	78
Tabela 4.18 - Risco de Incêndio florestal para a área de estudo de acordo com a Carta de Risco de Incêndio Florestal em 2010 (CRIF 2010) e área ocupada por cada classe de risco em percentagem.....	79
Tabela 4.19 – Zonas ecológicas e andares ecológicos presentes na área de estudo.....	81
Tabela 4.20 - Árvores notáveis presentes na área de estudo.....	82
Tabela 5.1 - Condições estabelecidas para os diferentes parâmetros definidas no <i>raster calculator</i> (ArcGIS 9.2) para cada tipo de vegetação potencial	88
Tabela 5.2 - Resultados do teste ANOVA a um factor para as 13 variáveis independentes	93
Tabela 5.3 – Resumo do Modelo para as três amostras analisadas	94
Tabela 5.4 - Sumário dos modelos obtidos para cada amostra considerando um modelo com quatro Componentes Principais	94
Tabela 5.5 - Resumo do modelo obtido através do método <i>Stepwise</i> de selecção de variáveis do modelo para as variáveis originais e transformadas	96
Tabela 5.6 – Resumo dos modelos obtidos	98
Tabela 5.7 – Índice de Moran I para cada variável	99
Tabela 5.8 - Comparação entre métodos de interpolação (Validação Cruzada): erros da previsão efectuada através dos métodos IDW e <i>Ordinary Kriging</i>	107
Tabela 5.9 – Validação dos modelos obtidos: erros da previsão efectuada através dos métodos IDW e <i>Ordinary Kriging</i> para a amostra de validação	107
Tabela 5.10 – Coeficientes do modelo obtido para as variáveis transformadas.....	162
Tabela 5.11 - Teste à colinearidade entre as variáveis transformadas.....	162
Tabela 5.12 – Diagnóstico de Colinearidade às variáveis transformadas.....	163

Tabela 5.13 - Teste aos coeficientes do modelo	163
Tabela 5.14 - Sumário dos modelos obtidos	98
Tabela 5.15 – Teste do ajustamento de Hosmer e Lemeshow	164
Tabela 5.16 – Tabela de classificação	164
Tabela 5.17 - Variáveis da equação do modelo escolhido: modelo com as variáveis transformadas.....	164
Tabela 5.18 - Matriz de correlações para o modelo escolhido.....	166
Tabela 5.19 - Índice de Moran I para cada variável	99
Tabela 5.20 - Comparação entre métodos (Validação Cruzada): Erros da previsão efectuada através dos métodos IDW e <i>Ordinary Kriging</i>	107
Tabela 5.21 – Validação dos modelos obtidos: Erros da previsão efectuada através dos métodos IDW e <i>Ordinary Kriging</i> para a amostra de validação	107
Tabela 7.1 - Factores de ameaça e pressões sobre a área de estudo	130
Tabela 7.2 - Identificação dos valores a conservar e a proteger a área de estudo.....	130
Tabela 7.3 – Opções de restauração florestal para as zonas de regeneração delimitadas.	133
Tabela 7.4 - Composição dos espaços arborizados da sub-região homogénea da Lousã e Açor e metas definidas	135
Tabela I.1 – Descrição dos tipos de solos presentes na area de estudo	148
Tabela I.2 – Correspondência entre a classificação de solos Portuguesa e a classificação de tipo de solos da FAO/UNESCO.....	150
Tabela I.3 - Atribuição de um código numérico a cada grupo ou subgrupo de solos com base no tipo de solo dominante na área de estudo	151
Tabela II.1 - Descrição das unidades litológicas presentes na área de estudo	153
Tabela III.1 - Caracterização dos habitats florestais presentes na Serra da Lousã e caracterização fitossociológica	154
Tabela IV.1 - Correspondência das condições locais com o tipo de vegetação potencial tendo por base a caracterização edafo-climática das espécies florestais.....	157
Tabela V.1 - Componentes Principais das três amostras, α de Cronbach e variância explicada (Eigenvalue) para cada componente principal.....	158
Tabela VI.1 – Análise ANOVA a um factor ao modelo de regressão para as variáveis originais e transformadas	159
Tabela VI.2 – Coeficientes do modelo obtido para as variáveis não transformadas.....	160
Tabela VI.3 - Teste à colinearidade entre as variáveis não transformadas	160
Tabela VI.4 – Diagnóstico de colinearidade às variáveis não transformadas.....	161
Tabela VI.5 – Coeficientes do modelo obtido para as variáveis transformadas.....	162
Tabela VI.6 - Teste à colinearidade entre as variáveis transformadas.....	162
Tabela VI.7 – Diagnóstico de Colinearidade às variáveis transformadas.....	163
Tabela VII.1 - Teste aos coeficientes do modelo.....	163

Tabela VII.2 – Teste do ajustamento de Hosmer e Lemeshow.....	164
Tabela VII.3 – Tabela de classificação.....	164
Tabela VII.4 - Variáveis da equação do modelo escolhido: modelo com as variáveis transformadas.....	165
Tabela VII.5 - Matriz de correlações para o modelo escolhido.....	166
Tabela VIII.1 – Habitats naturais presentes na área de estudo.....	167

1. INTRODUÇÃO

1.1. Definição do problema

Recentemente tem-se assistido a um maior reconhecimento da necessidade de implementação da restauração florestal. A Convenção para a Diversidade Biológica (CBD), no seu Programa de Trabalho nas Áreas Protegidas, aconselha os governos a reabilitar e restaurar os habitats e ecossistemas degradados, nos locais onde estas acções sejam importantes, como contribuição para a construção de redes ecológicas, corredores ecológicos ou zonas de protecção (Dudley¹, 2005). Devido às limitações de tempo e de recursos financeiros, a restauração florestal deve ser estratégica, focando-se nas áreas florestais mais importantes para a biodiversidade ou para a sociedade. Sendo assim, é importante seleccionar locais específicos onde a restauração florestal pode fornecer os maiores benefícios (Dudley¹, 2005).

Têm surgido em diferentes países cada vez mais projectos de restauração florestal, principalmente em florestas tropicais mas também em florestas dos EUA, Canadá e na Europa. No Reino Unido em especial têm vindo a ser desenvolvidos, no âmbito da restauração de ecossistemas, modelos que permitem efectuar uma correspondência entre as condições locais de uma área florestal, como o clima e tipo de solos, e a vegetação potencial desse local. Este é um passo muito importante, que pode contribuir para decisões mais informadas quanto à vegetação que potencialmente se poderia desenvolver no local alvo de restauração o que irá aumentar a probabilidade de sucesso destes projectos.

A escolha das espécies florestais a utilizar em projectos de restauração florestal é um dos principais problemas que os especialistas desta área enfrentam actualmente. Segundo Dudley *et al.* (2005) muitos projectos de restauração florestal já implementados falharam, frequentemente porque as espécies introduzidas não sobreviveram ou foram rapidamente destruídas pelas mesmas pressões que causaram à partida a perda ou degradação da floresta.

Tendo em consideração que a restauração florestal é um processo lento é muito importante planear estas acções a longo prazo, o que nem sempre é conciliável com os interesses a curto prazo, tanto a nível político como económico. Quando o objectivo é apenas aumentar a área florestal e não necessariamente a sua qualidade, muitas vezes são utilizadas espécies de crescimento rápido, que não fazem parte da floresta autóctone. Geralmente ou a restauração florestal tem como objectivo responder a necessidades sociais e económicas sem serem considerados os seus impactes ecológicos ou então o seu objectivo tem-se limitado à conservação da floresta enquanto ecossistema sem serem consideradas as

necessidades humanas, o que tem originado vários problemas que dificultam a sua implementação e sucesso.

A maioria dos projectos de restauração florestal desenvolvidos até hoje têm sido implementados ao nível local, de forma individual e não integrados na paisagem nem com outros projectos semelhantes, com o objectivo de produção ou protecção de um número limitado de serviços e produtos dos ecossistemas florestais, muitas vezes limitando-se à plantação de árvores, que é a forma mais dispendiosa de restabelecer o coberto florestal, o que dificulta o financiamento destes projectos, para além de não se ter em consideração as causas e pressões que conduziram à perda ou degradação da floresta (Dudley *et al.*, 2005).

Surge neste contexto a necessidade, por um lado, de definir ao nível da paisagem locais alvo de restauração que correspondam a áreas especialmente importantes e sensíveis do ponto de vista da conservação e por outro lado de definir áreas de protecção em redor destes ecossistemas que permitam a redução da sua fragmentação e o aumento da sua resistência a pressões e ameaças externas, incluindo as alterações climáticas. A vegetação potencial nativa para a área em estudo pode ser importante para a escolha de espécies que possam contribuir para expandir núcleos já existentes de vegetação nativa para zonas de protecção a definir, tendo por base essencialmente processos de regeneração natural.

1.2. Objectivos e âmbito do trabalho proposto

O principal objectivo deste trabalho é desenvolver uma metodologia que permita prever a distribuição da vegetação potencial da Serra da Lousã e a sua posterior implementação num Sistema de Informação Geográfica (SIG) para obter mapas de previsão da distribuição da vegetação potencial da área de estudo. Pretende-se identificar e modelar, para a área em estudo, a Serra da Lousã, região centro de Portugal Continental, a vegetação potencial com base nas condições edafoclimáticas locais e tendo em consideração os requisitos ecológicos das diferentes espécies florestais seleccionadas para este estudo. Procurou-se desenvolver um modelo que permitisse relacionar os diferentes factores ambientais com a vegetação potencial que destes depende recorrendo a modelos estatísticos (modelos de regressão logística múltipla e de regressão linear múltipla) e geoestatísticos (métodos de interpolação *IDW* e *Ordinary Kriging*).

Esta metodologia é relevante devido à insuficiência de dados acerca dos requisitos ecológicos para todas as espécies analisadas. Através da modelação da distribuição potencial de espécies consegue-se estabelecer ligações entre os diferentes factores ambientais e a vegetação potencial tendo como base as condições locais, sendo obtidos modelos específicos para a área de estudo. Pretende-se também, com base nos modelos estatísticos e geoestatísticos aplicados, estabelecer relações entre as diferentes variáveis que definem as condições locais e saber quais destas variáveis explicam a distribuição da

vegetação potencial. Como aplicação dos resultados obtidos, são efectuadas recomendações de gestão e delimitação de áreas prioritárias para acções de restauração florestal.

As principais questões que este trabalho procura responder são as seguintes:

- É possível prever a distribuição potencial de diferentes tipos de vegetação na área de estudo através da correspondência entre os requisitos ecológicos dessa vegetação e as condições locais da área de estudo?
- É possível prever a ocorrência de cada tipo de vegetação potencial a partir das condições locais, representadas pelas variáveis “altimetria”, “declive”, “exposição”, “temperatura média anual”, “radiação global”, “precipitação total”, “índice de humidade”, “tipo de solo”, “litologia”, “ocupação do solo”, “pH do solo”, “risco de incêndio” e “valor ecológico do solo”?
- Quais destas variáveis são explicativas do modelo para cada tipo de vegetação? Que variáveis são mais determinantes para a distribuição potencial de cada tipo de vegetação na área de estudo?
- As variáveis são todas independentes ou existe correlação entre algumas das variáveis? Que variáveis estão mais relacionadas entre si?
- Existem diferenças significativas entre as amostras analisadas?
- Que acções de restauração florestal podem ser implementadas na área de estudo, tendo em consideração a vegetação potencial, e em que locais? Que medidas de gestão poderão ser adequadas?

Desta forma, os principais objectivos deste trabalho são:

- Obter modelos preditivos da distribuição da vegetação potencial da Serra da Lousã, com base nas variáveis macro-ambientais disponíveis e obter um mapa de vegetação potencial para essa área de estudo;
- Comparar os resultados da aplicação de diferentes abordagens (abordagem com base nos requisitos ambientais e a abordagem com base em modelação através da aplicação do modelo regressão logística).
- Determinar quais as variáveis com maior influência na ocorrência das espécies estudadas na Serra da Lousã (nível local).
- Efectuar recomendações de gestão e delimitação de áreas prioritárias para acções de restauração florestal com base nos resultados obtidos.

1.3. Organização da tese

Este trabalho encontra-se dividido em 7 capítulos. Na Introdução (capítulo 1) é efectuada a definição do problema em estudo, é referida a sua relevância e também são definidos os objectivos e âmbito do trabalho proposto. Na revisão da literatura (capítulo 2) é analisado o estado da arte relativamente às temáticas relevantes no âmbito do trabalho proposto. É

efectuada uma análise relativamente aos ecossistemas florestais em geral, especialmente quanto à sua importância e funções, ameaças à sua conservação e revisão geral do estado destes ecossistemas a nível mundial e nacional. Também é analisado neste capítulo o estado da arte relativamente à restauração de ecossistemas em geral e restauração de ecossistemas florestais em particular, abordando quais os princípios e objectivos inerentes à restauração de ecossistemas, principais abordagens e casos de estudo. É também abordada a importância da aplicação de Sistemas de Informação Geográfica no contexto da restauração de ecossistemas e modelação ecológica. No final deste capítulo são analisados casos de estudo onde foram desenvolvidos modelos relevantes, ao nível da previsão da vegetação potencial e previsão da distribuição de espécies.

No capítulo 3 é descrita a metodologia implementada neste trabalho e no capítulo 4 é efectuada a caracterização da área de estudo. No capítulo 5 são apresentados os resultados obtidos e no capítulo 6 procedeu-se à análise e discussão dos resultados. No último capítulo, capítulo 7, são apresentadas as principais conclusões deste trabalho e recomendações de aplicação do trabalho desenvolvido, em especial ao nível do planeamento, gestão e definição de áreas adequadas ao desenvolvimento e expansão da vegetação nativa presente na área de estudo através da futura implementação de projectos de restauração florestal. São também identificadas as principais lacunas de conhecimento e incertezas e limitações de aplicação dos resultados obtidos.

2. REVISÃO DA LITERATURA

Este capítulo engloba diferentes secções onde se pretende compreender o estado da arte relativamente a temáticas relevantes para a área da restauração florestal e importantes para a contextualização da temática abordada nesta tese. Inicia-se este capítulo com a definição e importância dos ecossistemas florestais e são posteriormente abordadas as principais ameaças que conduzem à degradação destes ecossistemas. É referido o impacto dessa degradação, tanto para a biodiversidade como para o bem-estar humano, incluindo o seu impacto ao nível económico e social. É analisado o estado actual das florestas a nível mundial e também a nível nacional e é abordada a temática da restauração de ecossistemas florestais. São abordados diferentes casos de estudo e projectos de restauração relevantes realizados à escala mundial e europeia e são referidas as principais abordagens, técnicas e princípios actualmente aplicados no âmbito da restauração florestal.

Por fim, é abordada a importância da aplicação de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) no âmbito da restauração, planeamento e gestão florestal. Finaliza-se este capítulo com a revisão literária do estado da arte no que diz respeito à modelação ecológica, em particular quanto à aplicação de modelos de previsão de distribuição potencial de espécies, com relevância para o posterior planeamento de acções de reabilitação ecológica, em especial reabilitação florestal.

2.1. Ecossistemas Florestais

2.1.1. Importância e funções dos ecossistemas florestais

O declínio dos ecossistemas florestais, em extensão ou qualidade, para além de constituir uma ameaça para a biodiversidade que depende destes ecossistemas, também implica custos sociais e económicos significativos. Segundo Dudley *et al.* (2005) os ecossistemas florestais oferecem múltiplos serviços, como o fornecimento de produtos com valor económico (a produção de madeira e produtos não lenhosos como o mel e a resina) e serviços ambientais como a estabilização dos solos e do clima.

Hobley (2005) refere que para milhões de pessoas as florestas e os produtos e serviços florestais suportam directa ou indirectamente a sua subsistência; o Banco Mundial estima que 90% dos 1.2 biliões das pessoas mais pobres do mundo dependem das florestas. As áreas florestais muitas vezes coincidem com as áreas de elevada incidência de pobreza e de dependência da floresta por parte das populações.

Segundo o Plano de Ordenamento Florestal do Pinhal Interior Norte (PROFPIN) as funções desempenhadas pelos espaços florestais podem ser agrupadas em 5 grupos (DGRF, 2006):

1) Produção;

- 2) Conservação dos habitats, de espécies de fauna e de flora e geomonumentos;
- 3) Recreio, enquadramento e estética da paisagem;
- 4) Protecção do solo e dos recursos hídricos;
- 5) Silvopastorícia, caça e pesca nas águas interiores.

Na Tabela 2.1 encontra-se uma sistematização das funções acima referidas e a identificação das sub-funções e dos bens e serviços associados a cada função. Entre as principais funções prestadas pelos ecossistemas florestais estão o fornecimento de matérias-primas como a madeira e serviços ecológicos como a estabilização de terrenos declivosos, a regulação hidrológica e o sequestro de carbono (Maginnis *et al*, 2005).

Tabela 2.1 - Principais funções dos ecossistemas florestais (adaptado de DGRF, 2006)

Função principal	Sub-função	Exemplos de Bens e serviços associados à sub-função
Produção	Produção de madeira	Produção de madeira
	Produção de cortiça	Produção de cortiça
	Produção de biomassa para energia	Produção de lenha, carvão, biomassa para centrais energéticas.
Produção	Produção de frutos e sementes	Produção de pinhão, castanha, noz, medronho, alfarroba.
	Produção de outros materiais vegetais e orgânicos	Produção de resinas, cogumelos, plantas alimentares, aromáticas e medicinais.
	Produção de outros materiais vegetais e orgânicos	Produção de resinas, cogumelos, plantas alimentares, aromáticas e medicinais.
Protecção	Protecção da rede hidrográfica	Protecção das margens, manutenção da qualidade da água.
	Protecção contra a erosão eólica	Fixação das areias móveis
	Protecção contra a erosão hídrica e cheias	Fixação de vertentes, correcção torrencial, amortecimento de cheias.
	Protecção microclimática	Intercepção de nevoeiros.
Protecção	Protecção ambiental	Filtragem de partículas e de poluentes atmosféricos, fixação de CO ₂ .
	Conservação de habitats classificados	Manutenção da qualidade de habitats e conservação das espécies classificados como prioritárias a nível nacional, europeu e mundial.
	Conservação de espécies da flora e da fauna protegida	Protecção de jazidas paleontológicas e de outros geomonumentos.
Conservação	Conservação de geomonumentos	Protecção de jazidas paleontológicas e de outros geomonumentos.
	Conservação dos recursos genéticos	Manutenção da riqueza genética
Silvopastorícia, caça e pesca em águas interiores	Suporte à caça e conservação das espécies cinegéticas	Enquadramento adequado da actividade cinegética no ecossistema florestal.
	Suporte à pastorícia	Produção de carne, leite, lã e peles.
	Suporte à apicultura	Produção de mel e outros produtos apícolas
Silvopastorícia, caça e pesca em águas interiores	Suporte à pesca em águas interiores	Enquadramento da actividade de pesca em águas interiores
	Suporte à pesca em águas interiores	Enquadramento da actividade de pesca em águas interiores
Recreio, enquadramento e estética da paisagem	Enquadramento de aglomerados urbanos e monumentos	Enquadramento de sítios arqueológicos, monumentos, zonas urbanas.
	Enquadramento de equipamentos turísticos	Enquadramento de aldeamentos turísticos, campos de golfe.
	Recreio	Enquadramento de actividades de recreio e contemplação da natureza.
	Conservação de paisagens notáveis	Enquadramento de paisagens classificadas.
Recreio, enquadramento e estética da paisagem	Enquadramento de infra-estruturas	Enquadramento de vias de comunicação, zonas industriais.
	Enquadramento de infra-estruturas	Enquadramento de vias de comunicação, zonas industriais.

2.1.2. Principais ameaças aos ecossistemas florestais

O desenvolvimento humano tem conduzido à perda de habitat, à sua fragmentação e degradação (Biringer *et al.*, 2005). Dudley¹ (2005) refere que o conhecimento das principais ameaças e pressões que levaram à desflorestação ou perda de qualidade de um ecossistema florestal, com a conseqüente perda ou redução dos serviços ambientais que este fornece, permite definir o que é necessário reabilitar, possibilitando a definição dos objectivos e técnicas a utilizar nas acções de reabilitação florestal.

Segundo Biringer *et al.* (2005) as alterações climáticas constituem um importante factor de ameaça, conduzindo a um maior stress físico e biológico sobre os ecossistemas florestais, incluindo maiores secas, ondas de calor, um aumento da evapotranspiração, alteração da sazonalidade hidrológica, pragas, doenças e competição que combinados com as ameaças não climáticas já existentes à biodiversidade florestal, como a sobre-exploração dos produtos e serviços florestais, espécies invasoras, poluição e a conversão da ocupação do solo contribuem para a degradação e aumento da vulnerabilidade destes ecossistemas. Assim, com o objectivo de aumentar o seu potencial de sucesso, será necessário considerar estas ameaças e pressões nos projectos de reabilitação florestal. As alterações climáticas aumentam a necessidade de reabilitação dos ecossistemas, sendo importante ajudar os sistemas florestais a enfrentar e a proteger-se contra as alterações climáticas esperadas no futuro ao aumentar a extensão das áreas naturais e a qualidade dos ecossistemas florestais (Biringer *et al.*, 2005).

2.1.3. Impactes da perda e degradação da floresta

Segundo Dudley *et al.* (2005) a perda e degradação de áreas florestais já conduziu à extinção de muitas espécies que dependem deste ecossistema e já provocou a alteração do regime hidrológico e perda dos meios de subsistência de milhões de pessoas em todo o mundo, principalmente entre a população mais pobre, que depende da floresta para sobreviver. Em muitos locais já não basta efectuar a protecção e gestão das áreas florestais ainda existentes para assegurar a manutenção das suas funções e serviços, sendo necessário proceder à sua reabilitação (Dudley *et al.*, 2005).

Hobley (2005) refere que a desflorestação pode ser definida como a remoção de vegetação até permanecer menos de 10% do coberto florestal inicial. Para as comunidades locais a desflorestação pode ser catastrófica pois muitas vezes não são oferecidas alternativas de subsistência às populações. A degradação da floresta pode ser definida como a perda da estrutura, produtividade e de diversidade em espécies nativas na floresta. Uma área florestal degradada pode ainda conter vegetação arbórea mas pode ter perdido a sua anterior integridade ecológica. Desta forma, a degradação é um processo de perda da qualidade da

floresta devido à ocorrência de diversos factores ou pressões que eventualmente conduzem à desflorestação (Hobley, 2005).

A avaliação das opções para a reabilitação de ecossistemas florestais deve considerar os factores que conduziram à sua destruição ou degradação. Muitos programas de restauração florestal falham porque as pressões que causaram a desflorestação não foram consideradas e desta forma as florestas restauradas evoluem para a mesma situação que ocorria antes da sua restauração. Pressões económicas como a produção de madeira ou produção de lenha para combustível podem comprometer o sucesso da restauração florestal (Hobley, 2005).

A desflorestação tem um forte impacto na biodiversidade e a maior parte das espécies dependentes da floresta ficam impossibilitadas de viverem no local (Dudley¹, 2005). A gestão florestal muitas vezes simplifica a floresta, reduzindo a biodiversidade presente e a variabilidade de idades das árvores presentes, mesmo que não ocorra nenhuma alteração quanto à área florestal disponível. À medida que as árvores mortas e as árvores mais antigas são eliminadas, desaparecem também as espécies associadas a estas árvores e a presença de espécies exóticas, por vezes invasoras, e de espécies oportunistas pode aumentar (Dudley¹, 2005).

2.1.4. Estado actual dos ecossistemas florestais no Mundo

Segundo Dudley¹ (2005) na maior parte dos países da Europa Ocidental menos de 1% das florestas está classificada como “não perturbada” pelas Nações Unidas e uma proporção crescente de florestas em África, no Pacífico e na Amazónia já foi desflorestada pelo menos uma vez, verificando-se que o grau de autenticidade ou *naturalness* das florestas mundiais encontra-se em declínio.

De forma geral quanto maior a autenticidade de uma floresta mais provável é a sobrevivência das espécies nativas presentes. Para além disso, as perdas líquidas de áreas florestais a nível mundial estimaram-se em 9.4 milhões de hectares nos anos 90 (Dudley *et al.*, 2005). As perdas de floresta por degradação são incalculáveis, mas espera-se que sejam muito maiores do que por desflorestação. As perdas mais significativas estão actualmente mais concentradas nas regiões tropicais, mas também ocorrem noutras partes do mundo.

No entanto, os países das regiões temperadas estão gradualmente a recuperar as suas áreas florestais em quantidade, especialmente devido ao abandono de áreas agrícolas, mas não necessariamente em qualidade, tendo sofrido uma significativa desflorestação no passado (Dudley *et al.*, 2005).

2.1.5. Situação actual das florestas em Portugal

Segundo Franco (2000) a flora portuguesa continental encontra-se muito alterada, sobretudo desde os séculos XIX e XX. A destruição de muitas formações naturais, incluindo muitas zonas húmidas e florestais, deveu-se sobretudo à implementação da agricultura e introdução de espécies de interesse agrícola e florestal. Desde o princípio do século XIX muitas florestas autóctones, especialmente a norte do Tejo, foram destruídas para a cultura extensiva de pinheiro bravo, então utilizado para a produção de madeira de construção, conduzindo à substituição da flora local primitiva, empobrecendo os solos e conduzindo a uma elevada alteração na composição das diversas regiões naturais portuguesas.

Franco (2000) refere que o abate de muitos azinhais e outras formações secundárias no Alentejo para a expansão da cultura cerealífera de sequeiro também no século XIX conduziu à quase desertificação desta região e a cultura extensiva de eucaliptos a partir de 1950 em áreas extensas, sobretudo no Baixo Alentejo e sul da Beira Baixa, conduziu ao desaparecimento da flora mais sensível e de muitas fontes de águas subterrâneas. O pastoreio, sobretudo nas serras do Norte do país, conduziu a uma regressão da flora herbácea e arbustiva e a construção desordenada, na vizinhança das maiores cidades do país, como Lisboa, a partir da segunda metade do século XX, conduziu a uma significativa destruição da flora portuguesa. Neste contexto, muitas espécies nativas são actualmente raras no País e muitas vezes a delimitação das áreas onde ocorrem só se consegue de forma aproximada, através de informações históricas (Franco, 2000).

Segundo a Associação Nacional de Empresas Florestais, Agrícolas e do Ambiente (ANEFA, 2010) o sector florestal constitui uma fonte de grande riqueza e investimento em Portugal. Com uma ocupação de mais de 38% do território nacional a floresta contribui para a promoção da biodiversidade, combate à erosão e mitigação das alterações climáticas, tendo um papel importante como sumidouro de carbono. A floresta portuguesa representa cerca de 3.2% do PIB, 12% das exportações nacionais, 250 mil trabalhadores e 400 mil proprietários florestais, sendo um sector competitivo, gerador de empregos e importante ao nível da economia nacional (ANEFA, 2010).

A Figura 1 ilustra a Ocupação Florestal em Portugal Continental segundo o 5º Inventário Florestal Nacional (DNGF, 2010). As Florestas ocupam 39% da área de Portugal Continental, correspondendo 27% a ocupação por pinheiro-bravo, 4% pinheiro manso, 1% outras resinosas, 23% sobreiro, 13% azinheira, 5% carvalhos, 1% castanheiros e 23% eucaliptos (DNGF, 2010).

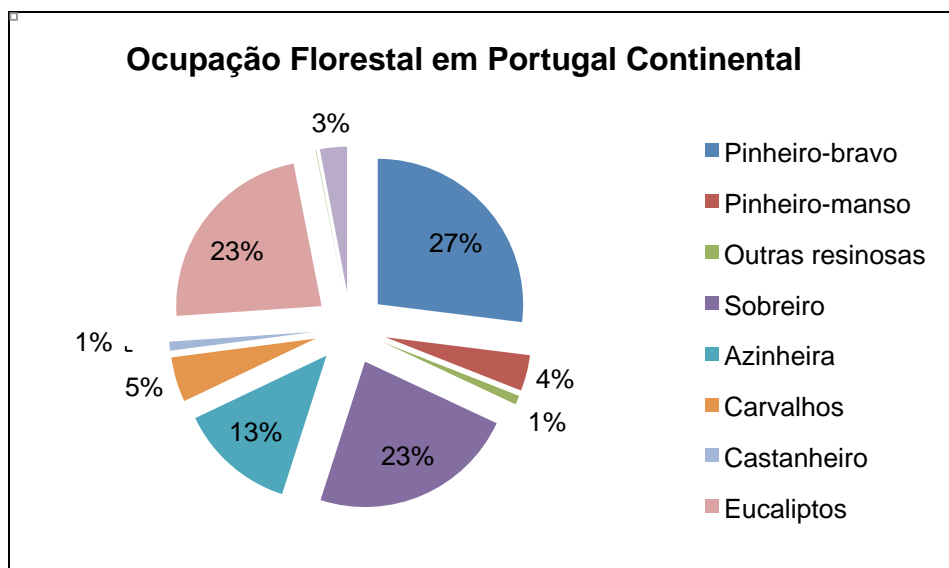


Figura 2.1- Ocupação florestal em Portugal Continental em percentagem (adaptado de AFN, 2010).

No que diz respeito à evolução do coberto florestal, verificou-se na década de 1995 a 2005 um aumento de 3% da ocupação florestal em Portugal Continental (DNGF, 2010). Também se verificaram neste período alterações na composição do coberto florestal, ocorrendo aumentos significativos das áreas ocupadas por pinheiro-manso (68%), carvalhos caducifólios (15%) e eucalipto (10%) e reduções significativas das áreas ocupadas por castanheiro (26%), outras folhosas (19%) e outras resinosas (8%). As áreas ocupadas por sobreiro mantiveram-se constantes neste período (DNGF, 2010).

Quanto aos projectos de restauração florestal que têm sido implementados em Portugal nos últimos anos, o projecto Pronatura constitui um bom exemplo. Na Tabela 2.2. são apresentados exemplos de actividades de reforestação desenvolvidas no âmbito deste projecto.

Tabela 2.2 - Exemplos de actividades de reforestação em Portugal, no âmbito do Projecto ProNatura e respectivos parceiros financeiros (ANEFA, 2009).

Localidade	Ano	Espécies plantadas	Nº de árvores plantadas	Parceiros de reforestação
Vila de Rei	2007	Pinheiro bravo e pinheiro manso, sobreiro, carvalho, castanheiro, freixo, salgueiro, choupo, amieiro, bétula, ácer.	6000	Toyota
Arganil	2007	Carvalho, cerejeira, cedro, noqueira, bétula, choupo.	2000	Allianz
Guarda	2007	Pinheiro silvestre, pinheiro bravo, carvalho, azinheira, plátano, castanheiro, freixo.	30000	Caixa Geral de Depósitos
Coimbra	2006	Sobreiro, carvalho, castanheiro	12000	Toyota
Vouzela	2006	Sobreiro, carvalho, castanheiro, cedro, bétula	12000	Toyota
Bragança	2008	Carvalho, Freixo, Amieiro	4500	Citibank

Este projecto tem como objectivo reflorestar zonas aridas, reabilitar áreas degradadas, e valorizar matas, florestas e parques, contribuindo para a conservação da natureza e dos recursos florestais e silvestres associados (ANEFA, 2009).

2.2. Restauração Ecológica

2.2.1. Definição de restauração ecológica e a sua importância

A organização *Society for Ecological Restoration* (SER, 2004) define restauração ecológica como “o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado ou destruído”. É uma actividade intencional que inicia ou acelera um caminho ecológico ao longo do tempo até um estado de referência (SER & IUCN Commission on Ecosystem Management, 2004).

A restauração ecológica tem como objectivo tornar um ecossistema resiliente e auto-sustentável no que diz respeito à sua estrutura, composição em espécies e funções, integrado na paisagem envolvente e capaz de garantir a subsistência das comunidades ecológicas locais. Deve fomentar a conservação da biodiversidade, melhorar o bem-estar humano, fortalecer o papel das comunidades na conservação da biodiversidade e aumentar a produtividade dos ecossistemas (SER & IUCN Commission on Ecosystem Management, 2004). Para além disso, pretende-se que exista alguma conectividade ao nível da paisagem. A conectividade está relacionada com a capacidade das espécies e recursos ecológicos se moverem através da paisagem, tanto nos sistemas terrestres como aquáticos e entre estes dois sistemas (SER, 2008).

Os projectos de restauração ecológica têm contribuído para o estabelecimento de habitats chave, zonas de protecção, corredores para a biodiversidade, ilhas de biodiversidade e áreas protegidas, aumentando também o valor da paisagem envolvente em termos de qualidade dos habitats existentes e oportunidades de dispersão das espécies nativas (SER, 2008). Neste contexto, a restauração ecológica contribui para atingir os objectivos de conservação das áreas protegidas ao assegurar que estas áreas continuem a salvaguardar a biodiversidade e o capital natural e continuem a fornecer os serviços dos ecossistemas no futuro. Procura também aumentar a diversidade biológica das paisagens degradadas, aumentar as populações e distribuição de espécies raras e ameaçadas, aumentar a disponibilidade dos serviços e produtos ambientais e contribuir para aumentar o bem-estar humano (Parks Canada, 2008; SER, 2008).

2.2.2. Princípios da Restauração Ecológica

A SER (2004) definiu princípios de boas práticas em restauração ecológica. Alguns destes princípios são referidos na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 - Princípios da Restauração Ecológica (SER & IUCN Commission on Ecosystem Management, 2004).

Ao nível dos ecossistemas	Ao nível dos sistemas humanos
<ul style="list-style-type: none">- Incorporar a variação espacial biológica e ambiental nos projectos de reabilitação;- Criar ou promover ligações ao nível da paisagem;- Estabelecer como prioridade o processo de reparação e não a substituição estrutural do ecossistema;- Permitir que decorra tempo suficiente para que possam ocorrer os processos de regeneração natural;- Tratar as causas em vez dos sintomas da degradação dos ecossistemas;- Incluir a monitorização para permitir a gestão adaptativa.	<ul style="list-style-type: none">- Assegurar que todas as partes interessadas estão conscientes das possíveis alternativas, oportunidades, custos e benefícios oferecidos pela reabilitação;- Promover a participação de todos os sectores da sociedade.

Para além disso, a SER refere que um ecossistema degradado só pode ser considerado como restaurado quando (SER & IUCN Commission on Ecosystem Management, 2004):

- Recupera recursos bióticos e abióticos suficientes para sustentar a sua estrutura, processos ecológicos e funções com o mínimo de assistência externa;
- É resiliente a situações de stress ambiental e perturbações;
- Interage com os ecossistemas contíguos em termos bióticos e abióticos;
- Suporta, onde apropriado, actividades económicas e sociais locais.

Este estado é frequentemente difícil de atingir, mas podem ser obtidos benefícios sociais e ambientais mesmo nos estádios iniciais da restauração (SER & IUCN Commission on Ecosystem Management, 2004).

2.2.3. Desafios e oportunidades para a restauração ecológica

Existem dois grandes desafios associados à restauração ecológica como a sua implementação em áreas sujeitas a diferentes usos do solo e como chegar a uma solução de compromisso entre a conservação da biodiversidade e o aumento do bem-estar humano (SER & IUCN Commission on Ecosystem Management, 2004). Muitos sistemas ecológicos estão actualmente muito degradados e a sua reabilitação seria muito dispendiosa. Para além disso, muitos destes ecossistemas degradados estão a ser utilizados pelas populações que muitas vezes são pobres.

A restauração pode ocorrer a grande ou pequena escala, mas de forma geral a restauração ecológica irá melhorar a diversidade biológica em paisagens degradadas, aumentar a distribuição de populações de espécies ameaçadas ou raras, aumentar a conectividade da

paisagem, aumentar a disponibilidade de serviços e produtos ambientais, contribuir para o aumento do bem-estar humano e, em muitos casos, poderá também permitir o desenvolvimento de novas oportunidades económicas e o restabelecimento de práticas culturais tradicionais (SER & IUCN Commission on Ecosystem Management, 2004).

2.2.4. Estratégias de restauração ecológica

As diferentes estratégias de restauração ecológica podem ser utilizadas a qualquer escala mas deve-se procurar implementar a maior escala, integradas no mosaico que constitui uma ecorregião ou biorregião. A abordagem biorregional integra as estratégias de restauração ecológica com a conservação da biodiversidade e com o desenvolvimento humano sustentável, sendo a abordagem à escala da paisagem mais adequada para enfrentar o problema da fragmentação dos ecossistemas (SER, 2008).

As principais estratégias de restauração ecológica incluem (SER, 2008):

- A expansão e restauração de habitats chave com estatuto de protecção para manter a diversidade e resiliência das plantas e animais nativos;
- A eliminação das discontinuidades na paisagem para reduzir os efeitos de fronteira e fornecer funções como habitat, dispersão e oportunidades de migração para as espécies;
- A restauração de zonas de transição e de protecção em áreas sensíveis ou críticas como áreas agrícolas ou ecossistemas ripícolas;
- A restauração de corredores e habitats chave para assegurar a ocorrência de fluxos e serviços adequados na paisagem;
- Prevenir a ocorrência de perda de habitat.

Estas estratégias permitem restaurar pequenas manchas de habitat que podem servir como áreas de protecção ou refúgios para a recolonização de espécies chave em ecossistemas relativamente intactos e ligar habitats isolados (SER, 2008).

2.3. Restauração Florestal

2.3.1. Princípios e objectivos da restauração florestal

Segundo Maginnis *et al.* (2005) apesar de uma parte significativa das áreas florestais a nível mundial estarem fragmentadas, modificadas e degradadas, muitas estratégias florestais implementadas em diferentes países têm-se focado quase exclusivamente em como gerir e proteger as áreas florestais que permanecem intactas e mesmo quando a restauração é considerada uma prioridade, esta tem geralmente como objectivo o estabelecimento de plantações comerciais.

Os objectivos da restauração florestal podem ser variados, desde a conservação da biodiversidade à restauração das funções de protecção e de habitat dos ecossistemas,

controlo de cheias, produção florestal ou recreio. Frequentemente mais do que um destes objectivos podem ser conciliados num mesmo local, dependendo das suas características e escala das acções de restauração que se pretende implementar, variando também como consequência a abordagem e técnicas a utilizar nestas acções (Maginnis *et al.*, 2005).

2.3.2. Abordagens e técnicas utilizadas em restauração florestal: A abordagem *Forest Landscape Restoration* (FLR)

Segundo Mansourian *et al.* (2005) a abordagem mais indicada para a restauração de um ecossistema florestal depende das circunstâncias ecológicas e económicas presentes no local. Na escolha das técnicas a utilizar para restaurar um determinado local devem ser considerados dois aspectos: os objectivos definidos para a intervenção e o orçamento disponível. Quanto ao segundo aspecto, poderá ser necessário recorrer a diferentes abordagens ao longo da área de intervenção em vez de utilizar a abordagem mais eficaz, devido a limitações de disponibilidade de orçamento, ou recorrer às abordagens que envolvem maiores custos, como por exemplo a remoção e controlo de plantas invasoras e o recurso a plantação de vegetação nativa, apenas em locais específicos, considerados os mais importantes para os objectivos estabelecidos. Se o principal objectivo for a protecção e expansão de habitats num contexto de conservação da biodiversidade os locais a seleccionar serão os habitats onde existem valores naturais importantes a conservar e a proteger, como por exemplo os habitats prioritários, em especial quando estes se encontram num estado crítico e a biodiversidade existente se encontra em perigo ou em declínio (Mansourian *et al.*, 2005).

Quanto à escala, a restauração ecológica pode ocorrer a diversas escalas mas sempre na perspectiva da paisagem para assegurar fluxos, interacções e trocas entre ecossistemas contíguos. Desta forma, os projectos de restauração devem ser integrados no planeamento regional, nacional e internacional para proteger a biodiversidade, aumentar a conectividade e prevenir a perda de habitats (SER, 2008).

A abordagem recomendada por organizações como a *World Wildlife Fund* (WWF) tem sido efectuar a restauração florestal a uma maior escala, ao nível da paisagem. “*Forest Landscape Restoration*” (FLR) é um conceito que pode ser definido como um processo de planeamento que tem como objectivo restaurar a integridade ecológica e aumentar o bem-estar humano em paisagens degradadas ou que sofreram desflorestação (Dudley *et al.*, 2005; Maginnis *et al.*, 2005). Apesar de ser um conceito novo, praticamente todos os princípios e técnicas na base desta abordagem já existiam e eram utilizados anteriormente. Recorre à participação pública, procurando a colaboração entre as partes interessadas para harmonizar as decisões acerca dos diferentes usos competitivos do solo com o objectivo de reabilitar a integridade ecológica e aumentar o nível de desenvolvimento das comunidades

locais e das economias nacionais. Procura desta forma o equilíbrio entre os diferentes usos do solo em conflito, através da procura de soluções que permitam a maximização do desenvolvimento económico e simultaneamente da conservação da biodiversidade numa mesma intervenção, que dificilmente serão conseguidas a nível local, mas são possíveis à escala da paisagem, onde se poderá procurar soluções de compromisso. Para além disso, numa abordagem ao nível da paisagem é possível reabilitar diferentes funções florestais relacionadas entre si (Dudley *et al.*, 2005; Maginnis *et al.*, 2005).

Neste contexto, esta abordagem permite atingir um equilíbrio entre as necessidades humanas e as da biodiversidade através da reabilitação de diferentes funções da floresta ao nível da paisagem, sendo a sua escala de aplicação a “ecorregião”. Segundo Dudley *et al.* (2005) uma “ecorregião “ pode ser definida como “uma extensa área terrestre ou aquática que contém um conjunto de comunidades naturais geograficamente distintas que partilham a maioria das suas espécies e dinâmica ecológica, partilhando condições ambientais semelhantes e interagindo ecologicamente para a sua persistência a longo prazo”.

Segundo Dudley *et al.* (2005) as ecorregiões são adequadas para o planeamento a grande escala, o que geralmente implica a identificação de paisagens prioritárias que são particularmente importantes do ponto de vista da conservação e constituídas por vários locais com diferentes habitats e formas de gestão. Este termo tem sido adoptado por diversas organizações, incluindo a WWF, como unidade ecológica para o planeamento da conservação e reabilitação florestal.

A reabilitação de um mosaico florestal em áreas extensas, ao nível da paisagem, para responder a diferentes necessidades constitui um grande desafio. A esta escala espacial existem diferentes influências, interesses, pressões e a coexistência de diferentes habitats. As florestas têm, para além de funções ecológicas, funções sociais e económicas que devem ser consideradas no planeamento de acções de restauração. Estes objectivos nem sempre podem ser conciliados num mesmo local, mas se o planeamento for à escala da paisagem a área já é suficientemente extensa para a implementação de diferentes acções de restauração que podem responder a diferentes necessidades e objectivos, podendo os benefícios resultantes ao nível económico, social e ecológico serem negociados entre os principais interessados e sendo possível obter uma solução de compromisso (Dudley *et al.*, 2005).

Para além disso, este processo implica decidir onde a floresta é e onde não é necessária. Restaurar as funções de um ecossistema florestal não implica necessariamente restaurar a floresta em toda a paisagem, o que é impossível devido à competição entre diferentes usos e ocupação do solo, mas sim identificar as áreas onde a floresta é mais necessária e mais útil nas perspectivas social, económica e ecológica e identificar que tipo de floresta é provavelmente mais útil num determinado local (Dudley *et al.*, 2005).

Apresentam-se na tabela 2.4 as principais características e aspectos a considerar na implementação de uma abordagem FLR.

Tabela 2.4 - Principais características da FLR e aspectos a considerar no âmbito desta abordagem (adaptado de Maginnis *et al.*, 2005).

Principais características	Os principais aspectos a considerar
<ul style="list-style-type: none"> - A FLR é um processo participativo, baseado na gestão adaptativa e, conseqüentemente, responde a alterações sociais, económicas e ambientais; - Procura restaurar a integridade ecológica e não apenas um atributo funcional da floresta, o que iria dificultar a adaptação da floresta, a longo prazo, a alterações ambientais, sociais e económicas; - Procura aumentar o bem-estar humano em simultâneo com o aumento da integridade ecológica do ecossistema florestal; - A sua implementação efectua-se ao nível da paisagem. Neste contexto as decisões implementadas a nível local têm de ser elaboradas no contexto da paisagem. 	<ul style="list-style-type: none"> - As decisões quanto à restauração ao nível local devem ter em consideração os objectivos e impactes ao nível da paisagem; - Procura atingir a multifuncionalidade uma vez que as acções de restauração devem resultar tanto numa melhoria da integridade ecológica como na melhoria do bem-estar humano ao nível da paisagem; - É um processo colaborativo, envolvendo diferentes partes interessadas, com diferentes objectivos, na decisão acerca das opções para a restauração tecnicamente mais apropriadas e aceitáveis do ponto de vista sócio-económico; - Pode ser aplicado não apenas a florestas primárias, mas também a florestas secundárias e até a áreas agrícolas; -O objectivo da FLR não é o de recriar a floresta existente no passado mas sim procurar aumentar a funcionalidade do ecossistema, incluindo a conservação da biodiversidade e o bem-estar humano em simultâneo; - Os usos do solo e os ecossistemas mudam ao longo do tempo, sendo necessário recorrer a uma forma de gestão adaptativa; - Realização de intervenções técnicas adequadas; - Compreensão da influência das políticas de ocupação do solo e das necessidades das populações na qualidade e disponibilidade dos produtos e serviços florestais na paisagem.

Dudley¹ (2005) refere que compreender o que se perdeu na floresta e o que está em risco de se perder deve ser a base de qualquer projecto de restauração florestal que tem como objectivo, ou como um dos objectivos, a conservação da biodiversidade, associado ao conhecimento de que tipo ou qualidade de floresta é necessário para manter a biodiversidade. Por exemplo, se as ameaças existentes no local afectam a biodiversidade, então as acções de restauração deveriam focar-se provavelmente na criação de áreas florestais o mais próximo possível do ecossistema natural.

A resiliência a longo prazo do ecossistema ocorrerá quando os processos de adaptação natural das espécies como a migração, selecção e alteração estrutural ocorrerem devido à existência de uma conectividade e extensão do habitat suficiente na paisagem. A restauração pode consistir na inclusão de corredores para o aumento da conectividade entre locais, a inclusão de zonas de protecção e a promoção da heterogeneidade no local em termos de diversidade de espécies presentes.

Assim, deve-se identificar e criar elementos que favorecem a conectividade do ecossistema, como (Parks Canada, 2008; SER, 2008):

- Aumentar a extensão da área protegida;
- Estabelecer zonas de protecção;
- Reduzir a fragmentação dos habitats;
- Recriar corredores de migração;
- Conservar fontes de propágulos e de espécies colonizadoras;
- Conservar os refúgios para espécies sedentárias;
- Reduzir os efeitos de fronteira;
- Aumentar a adaptação dos ecossistemas a distúrbios a grande escala, como as alterações climáticas.

2.3.3. O papel da restauração ecológica na redução da fragmentação dos ecossistemas

Os ecossistemas intactos, ou seja, onde não ocorreu intervenção humana, são importantes devido à sua estrutura e funções, como a capacidade para sustentar populações resilientes de diferentes espécies e também a comunidade local que depende economicamente destes ecossistemas.

A SER (2008) considera que a característica mais importante de um ecossistema intacto é a conectividade a diferentes escalas espaciais, que estimula os processos ecológicos dinâmicos dos quais a biodiversidade depende (SER, 2008). A conectividade diz respeito às características da paisagem que facilitam ou promovem o movimento dos organismos. Assim, o objectivo da restauração com recurso à criação de corredores ecológicos é fornecer uma oportunidade para o biota nativo se movimentar e ao mesmo tempo limitar os potenciais efeitos negativos como a invasão de espécies não nativas. Mesmo elementos aparentemente inócuos como sebes, linhas de energia, estradas e canais constituem barreiras lineares à conectividade e podem causar impactes significativos sobre o biota e reduzir a biodiversidade através da disrupção de processos ecológicos essenciais. Como resultado, estes podem ter efeitos como a extinção de espécies e facilitação da expansão de espécies invasoras não nativas que afectam a trajectória de desenvolvimento dos ecossistemas (SER, 2008).

A fragmentação ocorre quando os habitats, paisagens e ecossistemas são isolados devido a factores como alterações do uso do solo e sobre-exploração do capital natural. Como resultado, as áreas naturais contíguas são separadas em manchas mais pequenas isoladas. Esta fragmentação cria discontinuidades nos processos ecológicos, como o fluxo de nutrientes, as transferências de energia e as trocas genéticas, que impedem ou alteram o fluxo de produtos e serviços que contribuíam para a saúde dos ecossistemas e para o bem-

estar humano (SER, 2008). Os habitats fragmentados tendem a ser biologicamente mais empobrecidos, com uma perda de espécies especialistas e permanência das espécies generalistas. Esta modificação ao nível da comunidade pode alterar potencialmente os processos ecológicos chave, como a polinização, decomposição e ciclagem dos nutrientes, dispersão das sementes e predação (Dolman *et al.*, 2003). As paisagens fragmentadas são caracterizadas pela existência de fronteiras abruptas entre a vegetação nativa e não nativa (SER, 2008). Segundo Dolman *et al.* (2003) a fragmentação altera as condições físicas e cria zonas de fronteira que diferem quanto à qualidade do habitat sendo importante a criação de grandes áreas florestais contíguas em vez de fragmentos de áreas florestais dispersos e isolados.

Quanto à fragmentação de habitats podem ser efectuadas duas generalizações (Dolman *et al.*, 2003):

- Manchas de habitat pequenas e isoladas retêm menos espécies do que as manchas de maiores dimensões e menos isoladas;
- As espécies que permanecem nos habitats fragmentados não serão um subconjunto do conjunto de espécies originais, mas sim o resultado de alterações nos atributos ecológicos, históricos e funcionais do ecossistema.

É apenas nas regiões onde existem manchas de ecossistemas intactos que a fragmentação constitui um problema sério e é nestas áreas que a restauração ecológica representa uma oportunidade para preservar ou restabelecer a sua conectividade e resiliência (SER, 2008).

Os efeitos de fronteira ou *edge effects* que ocorrem na periferia das áreas naturais consistem em transformações nos processos ecológicos desde a periferia para o interior das manchas de habitat existentes que conduzem à perda da biodiversidade, sendo especialmente negativos quando a fragmentação dos habitats associada aos efeitos de fronteira conduz à perda de espécies dominantes ou espécies chave, alterando a estrutura dos ecossistemas, as suas funções e composição (SER, 2008). Os efeitos negativos associados incluem, entre outros, o aumento da predação e do parasitismo dos ninhos, alteração dos microclimas e a alteração da estrutura dos habitats. Para além disso, algumas espécies podem ser mais sensíveis do que outras aos efeitos de fronteira (Dolman *et al.*, 2003).

Os efeitos de fronteira têm consequências negativas para o potencial de conservação de áreas florestais restauradas a longo prazo. No entanto, mesmo com as pressões exercidas sobre os ecossistemas, a sua fragmentação não é irreversível, podendo ser revertida através da criação de zonas de protecção, corredores para a vida selvagem e entre manchas de habitats e a criação de ilhas de biodiversidade (SER, 2008).

Em regiões temperadas, mesmo pequenos fragmentos isolados de floresta nativa podem ter valor de conservação e a riqueza de espécies acumulada de pequenas áreas florestais geograficamente separadas podem exceder a riqueza de espécies presente numa única área florestal similar de maiores dimensões (Dolman *et al.*, 2003). A maximização do tamanho e continuidade das áreas florestais para aumentar a sua área interior relativamente à periferia deveria ser uma prioridade a ter em consideração nos projectos de restauração florestal, sendo geralmente mais útil do que a criação de corredores entre áreas florestais isoladas. Segundo Dolman *et al.* (2003) deve também ser reconhecida a importância ecológica dos mosaicos de habitats e os limites de áreas florestais antigas uma vez que se encontram em condições estáveis há muito tempo, às quais as diversas espécies aí existentes já se adaptaram.

Vários princípios têm surgido no âmbito da criação e restauração de paisagens florestais no que se refere à fragmentação de habitats, sendo os principais os seguintes:

- 1) é preferível a existência de mais habitats, constituídos por manchas de maiores dimensões;
- 2) espera-se que uma maior conectividade aumente o valor de conservação da paisagem, facilitando a dispersão e reduzindo a probabilidade de extinção local (Dolman *et al.*, 2003).

Estes princípios podem ser aplicados a diferentes escalas (figura 2.2).

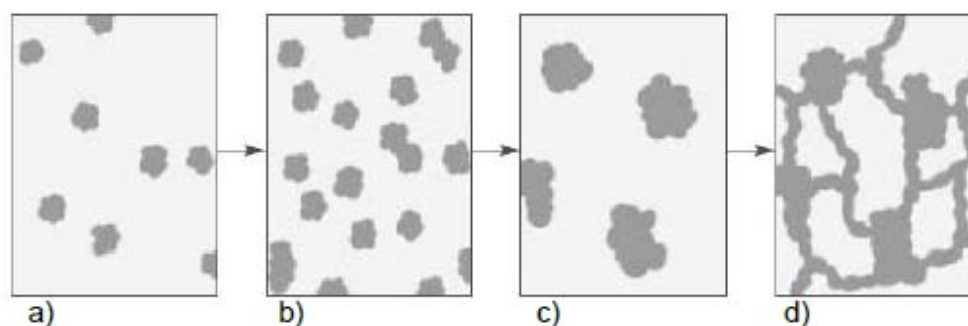


Figura 2.2- Efeitos da estrutura da paisagem na persistência das populações (adaptado de Dolman *et al.*, 2003). A probabilidade da população persistir aumenta da esquerda para a direita. Legenda: a) Menos manchas de habitat de pequenas dimensões; b) Mais manchas de habitat de pequenas dimensões; c) Manchas de habitat de maiores dimensões; d) Maior conectividade entre as manchas de habitat existentes.

À escala das manchas florestais dentro da paisagem estes podem ser utilizados para orientar as acções com o objectivo de favorecer a persistência regional das populações, para actuarem como fonte de colonização e para facilitar a dispersão dos indivíduos para a nova área florestal recriada. À escala da floresta estes princípios podem ser utilizados para identificar estruturas espaciais e habitats que afectam com uma maior probabilidade a colonização desde os refúgios existentes e a possibilidade dos colonizadores estabelecerem populações persistentes (Dolman *et al.*, 2003).

2.3.4. A colonização e dispersão de espécies no âmbito da criação de novas áreas de floresta nativa

Segundo Dolman *et al.* (2003) a restauração de ecossistemas florestais é um processo muito lento; para que diferentes comunidades de plantas e animais possam ser estabelecidas as espécies têm de ser capazes de colonizar a floresta e a colonização é um processo que envolve a dispersão inicial de uma população existente para a nova área florestal e também o desenvolvimento subsequente de uma população viável e persistente. Muitos factores potencialmente poderão influenciar a probabilidade de colonização, incluindo os que operam à escala da paisagem envolvente, outros à escala da área florestal em questão e outros que são intrínsecos às espécies.

Espera-se que muitas espécies florestais especializadas demorem muito tempo a colonizar áreas florestais recentemente criadas. Isto deve-se aos requisitos de habitat específicos, ao lento desenvolvimento de habitats adequados nos locais alvo de restauração e às limitações intrínsecas relativas à capacidade de dispersão das diferentes espécies. Desta forma, as áreas a restaurar devem concentrar-se em redor de áreas florestais nativas antigas e áreas florestais semi-naturais já existentes.

Aspectos relevantes que influenciam a colonização e persistência das populações em áreas florestais restauradas incluem as respostas das diferentes espécies aos efeitos de fronteira e a capacidade de dispersão específica de cada espécie (Dolman *et al.*, 2003). Neste contexto surge o conceito de limiar crítico para as diferentes espécies, ou seja, o nível populacional abaixo do qual o seu declínio e eventual extinção têm uma maior probabilidade de ocorrência. Dudley¹ (2005) refere que estes limiares, quando são conhecidos, podem desempenhar um papel relevante na monitorização de impactes e planeamento de estratégias de restauração florestal.

2.3.5. O papel da Estrutura da paisagem na restauração florestal

A estrutura da paisagem é um factor crítico que afecta a capacidade de colonização de espécies e é constituída por várias componentes importantes ao nível ecológico.

Na tabela 2.5 apresenta-se uma breve descrição das componentes da estrutura da paisagem importantes no âmbito da restauração florestal.

Tabela 2.5 - Componentes da paisagem importantes no âmbito da restauração florestal (adaptado de Dolman *et al.*, 2003)

Componente da estrutura da paisagem	Descrição
Composição da paisagem	Quantidade ou abundância relativa de cada habitat na paisagem. Quando a área de habitat disponível desce abaixo de um valor crítico, o efeito conjunto da área das manchas de habitat e o isolamento das populações conduz à perda de habitat e, conseqüentemente, ao declínio das populações.
Tamanho das manchas de habitat e o seu isolamento ou <i>Contagion</i>	O tamanho dos habitats isolados varia muito, desde pequenos fragmentos constituídos por árvores individuais até manchas de vários hectares de área. A resposta de diferentes espécies a uma mesma paisagem pode não ser igual, dependendo da sua estrutura populacional e capacidade de dispersão. Espécies com requisitos mínimos de área (como, por exemplo, algumas espécies de aves que habitam nas florestas) podem não persistir em paisagens nas quais o habitat adequado ao seu estabelecimento se encontra disperso em manchas muito pequenas. O grau de isolamento ou <i>contagion</i> das manchas de habitat pode ser importante para espécies chave com capacidades de dispersão limitadas. Manchas florestais de menor tamanho podem também reduzir a qualidade do habitat devido à ocorrência de efeitos de fronteira.
Proximidade e justaposição de diferentes habitats	As espécies muitas vezes obtêm recursos não-substituíveis provenientes de mais do que um habitat. Nestes casos, tanto a abundância como a proximidade de diferentes habitats vão influenciar a ocupação dos habitats e a densidade populacional, o que pode ter conseqüências para a persistência regional e subsequente colonização de novas áreas florestais.

Segundo Dolman *et al.* (2003) a natureza da paisagem onde a área florestal se insere influencia a disponibilidade de uma população existente viável, o que constitui um pré-requisito para a ocorrência de colonização. A estrutura da paisagem também influencia o processo de dispersão a partir de uma população existente para uma nova área florestal, apesar de este processo depender principalmente das características de dispersão de cada espécie. As fontes de dispersão podem ocorrer em manchas florestais pré-existentes na área que se pretende reabilitar. Para o estabelecimento bem sucedido dos indivíduos após a dispersão, vários macrohabitats e microhabitats adequados devem estar disponíveis dentro da nova área florestal, o que para algumas espécies associadas a florestas antigas pode levar várias centenas de anos a desenvolver (Dolman *et al.*, 2003).

2.3.6. Factores que influenciam a restauração florestal

Existem vários factores biofísicos, socioeconómicos e ecológicos que podem influenciar o tipo de restauração mais adequado a implementar numa área florestal.

Quanto aos factores biofísicos, na Tabela 2.6 é referida a influência destes factores na restauração florestal.

Tabela 2.6 - Factores biofísicos que podem influenciar o tipo de restauração que se pode implementar ao nível local (adaptado de Lamb, 2005)

Factor Biofísico	Influência no tipo de restauração
Disponibilidade de áreas residuais de floresta natural não perturbadas	A reabilitação é provavelmente mais necessária quando as áreas naturais existentes são pequenas.
Qualidade das áreas agrícolas	A restauração florestal é mais atractiva do ponto de vista económico quando existem no local áreas extensas de terrenos de baixa produtividade porque os custos de oportunidade da reflorestação serão menores uma vez que a perda da produção agrícola que aí ocorre quando esses terrenos são reflorestados serão menores.
Disponibilidade de terrenos em desuso e degradados	Quanto maior for a área degradada maiores serão os benefícios sociais e ecológicos resultantes da sua restauração. Se a área estiver em desuso não ocorrerão perdas de produção agrícola quando se implementa a reflorestação do local.
Áreas prioritárias na perspectiva ambiental	Correspondem a locais com problemas ambientais significativos, como colinas com elevada erosão ou áreas poluídas. Estas áreas também podem ser problemáticas devido à presença de pragas ou espécies invasoras.
Áreas de difícil reflorestação	Correspondem a áreas com solos especialmente inférteis, solos poluídos e locais pantanosos. A restauração destes locais pode requerer técnicas dispendiosas e muitas vezes é mesmo preferível deixar estas áreas como estão e restaurar áreas mais extensas e mais fáceis de restaurar.
Áreas biologicamente importantes	Podem ser locais com elevados níveis de biodiversidade ou locais que contêm habitats que albergam espécies importantes. Se estas áreas são de pequena dimensão ou se encontram ameaçadas poderão ser protegidas através da criação de zonas de protecção em redor de cada local.
Acessibilidade aos locais	A restauração de locais degradados ou florestas de difícil acesso é complexa e dispendiosa.
Sazonalidade climática	É geralmente mais fácil restaurar áreas sujeitas a climas não sazonais, como florestas tropicais húmidas, do que paisagens florestais sujeitas a períodos de seca prolongados. Face a limitações climáticas é preferível recorrer a espécies adaptadas ao clima da região.

Estes factores podem variar ao longo do tempo devido à ocorrência de perturbações naturais ou induzidas de forma artificial (Lamb, 2005).

Os principais factores socioeconómicos que limitam as opções de restauração a implementar ao nível local encontram-se na tabela 2.7.

Tabela 2.7 - Factores socioeconómicos e culturais que podem influenciar a restauração florestal ao nível local em florestas degradadas (Lamb, 2005)

Factor socioeconómico ou cultural	Influência nas opções de restauração florestal
Disponibilidade de terrenos agrícolas	A reflorestação pode ser dificultada pela pequena disponibilidade de áreas para a produção agrícola. Nestas circunstâncias pode ser difícil proteger as áreas florestais ainda existentes de maiores dimensões.
Direitos de propriedade e padrões de uso do solo	Os proprietários ou detentores de direitos de exploração de áreas florestais provavelmente só participarão na restauração se tiverem algum benefício. A restauração que resulta na limitação do acesso aos locais não será a abordagem mais adequada a não ser que exista alguma forma de compensação.
Grau de dependência dos produtos florestais tradicionais	A restauração será mais bem sucedida se o stock de produtos florestais com valor económico (como, por exemplo, as plantas medicinais) provenientes de florestas naturais estiver em declínio e não existam outros stocks alternativos.
Conhecimento dos mercados dos produtos e serviços florestais	A restauração é mais fácil de implementar se existir um mercado conhecido (especialmente um mercado em crescimento) para os produtos e serviços florestais pois neste caso é mais fácil quantificar os benefícios económicos associados aos ecossistemas restaurados.
Benefícios financeiros	As intervenções que produzem lucros muito cedo (provenientes, por exemplo, de culturas agrícolas de elevado valor económico) são mais atractivas do que intervenções em que os benefícios financeiros ocorrem com um elevado atraso (como, por exemplo, em plantações para a produção de madeira). Também se pode combinar os dois tipos de intervenções (por exemplo, através do crescimento de produtos não lenhosos no subcoberto das plantações).
Risco envolvido	A restauração de baixo custo (como o estímulo da regeneração natural de florestas secundárias) é provavelmente menos arriscada e mais atractiva do que métodos com um maior custo associado (como o estabelecimento de plantações). Uma estratégia alternativa à utilização de espécies de crescimento rápido pode ser utilizar espécies de crescimento lento e utilizar uma maior variedade de espécies para distribuir o risco. Como princípio, deve-se procurar aumentar e não reduzir a heterogeneidade da paisagem.
Acesso a financiamento	A restauração pode ser dispendiosa, particularmente nos estádios iniciais em pode ser necessário recorrer ao pagamento de incentivos e de subsídios aos proprietários florestais. O pagamento pelo fornecimento de serviços dos ecossistemas pode fomentar o cumprimento de objectivos e prioridades ao nível da paisagem.
Atitudes das comunidades locais vizinhas	A falta de cooperação das comunidades locais, a remoção ilegal dos produtos florestais e o estímulo à ocorrência de incêndios, herbivoria ou o aparecimento de espécies oportunistas em florestas em regeneração podem colocar em causa a sua restauração, sendo necessário encontrar formas de colaboração com as comunidades locais.

Lamb (2005) refere, quanto aos factores socioeconómicos, que a maior parte da degradação florestal tem uma causa socioeconómica e não faz sentido tentar restaurar uma área florestal degradada a não ser que as causas socioeconómicas passadas e presentes dessa degradação sejam conhecidas.

Quanto aos factores ecológicos, muitos destes factores operam ao nível local e influenciam o tipo de abordagens possíveis à restauração de um determinado local. A tabela 2.8 aborda alguns desses factores.

Tabela 2.8 - Factores ecológicos que influenciam as opções de restauração florestal (Adaptado de Lamb, 2005; Moral *et al.*, 2007)

Factores ecológicos	Influência nas opções de restauração florestal
Coberto florestal existente	A densidade do coberto florestal irá determinar se é preferível remover o coberto vegetal do local e replantar ou se é possível depender da regeneração natural para a sua restauração.
Fertilidade do solo	É uma consequência da geologia local, mas se as camadas superficiais do solo tiverem sofrido erosão muitas das espécies originais podem ser incapazes de crescer nestes locais a não ser que sejam adicionados nutrientes. As espécies pioneiras tolerantes a estas condições poderão facilitar a posterior introdução de espécies mais adequadas. Os fertilizantes poderão ajudar a suprir deficiências nutricionais mas a sua utilização em áreas extensas pode ser dispendiosa e negativa para o ecossistema.
Regime de incêndios	Os incêndios são mais frequentes em climas sazonais com longas estações secas. Também são mais comuns em paisagens degradadas, possivelmente por as florestas originais terem sido substituídas por vegetação arbustiva. Deve-se procurar reduzir a frequência da ocorrência de incêndios pelo menos até ao estabelecimento das novas florestas. Pode ser útil a criação de zonas de protecção em redor da principal área a restaurar utilizando espécies mais tolerantes ao fogo.
Colonização	As probabilidades de sobrevivência e de estabelecimento da maior parte das espécies colonizadoras é baixa. A introdução de novas espécies pode ser útil uma vez que a dispersão natural não ocorre em todas as espécies colonizadoras.
Estabelecimento	É afectado pelas variações locais em stress. Proteger o local é essencial, assim como criar heterogeneidade no ecossistema alvo de restauração.
Facilitação e inibição	Melhorar os factores locais e dominantes no mosaico através da plantação de espécies pioneiras no início do projecto de restauração para estabelecer a trajectória ecológica pretendida.
Agentes de dispersão de sementes	As sementes de muitas espécies colonizadoras são dispersas pelas aves e pelos morcegos. Nem todos estes animais irão conseguir mover-se sobre áreas desflorestadas e a taxa de dispersão diminui quando estes locais estão mais distantes de florestas naturais ainda existentes. Isto significa que as áreas isoladas provavelmente não irão beneficiar com o desenvolvimento sucessional.
Plantas oportunistas	Muitos projectos de restauração florestal falham porque as plantas oportunistas não são controladas.
Herbivoria	Algumas espécies animais, em especial herbívoros, podem eliminar as espécies potencialmente bem sucedidas. Poderá ser necessário proteger as plantações de grandes herbívoros e proteger as sementes dos pequenos predadores de sementes, recorrendo, por exemplo, a sebes para afastar estes animais.

Lamb (2005) sugere que será necessário efectuar uma análise local para determinar que factores estão presentes em cada local, sendo geralmente necessário recorrer a alguma forma de intervenção para ultrapassar as limitações impostas por estes factores ecológicos.

2.3.7. Possíveis técnicas de restauração florestal

Várias técnicas de restauração florestal, passivas e activas, estão disponíveis para utilização em projectos de restauração. As técnicas mais passivas estão mais dependentes da existência de um banco de sementes de vegetação nativa no local ou perto do local a restaurar para que ocorra regeneração natural. As abordagens passivas são as que envolvem menores custos, apesar dos custos de prevenção e de monitorização contínua de perturbações ou degradação poderem ser muitas vezes elevados (Mansourian *et al.*, 2005).

No entanto, muitas vezes é necessário recorrer a abordagens activas de restauração florestal, como acontece quando as camadas superiores do solo sofreram erosão ou o solo sofreu uma elevada compactação devido à presença de gado no local, quando o local é dominado por espécies invasoras ou quando perturbações como o fogo alteraram o equilíbrio natural e a regeneração natural ocorrerá muito lentamente. As abordagens activas também são necessárias quando se prevê que os resultados obtidos com recurso a abordagens passivas ocorrem muito lentamente ou são demasiado arriscados. Exemplos de intervenções activas são: *enrichment planting* (a regeneração natural estimulada através do enriquecimento do local com espécies que podem não estar presentes como, por exemplo, espécies nativas com uma pequena capacidade de dispersão); plantação e fertilização de um número elevado de plantas de diferentes espécies e controlo de espécies invasoras até que as sementes ou árvores plantadas se estabeleçam (Mansourian *et al.*, 2005).

Antes de se determinar quais as técnicas mais adequadas a utilizar na área de intervenção deve ser realizada uma avaliação baseada nas condições ecológicas do local, como a fertilidade do solo, a extensão da degradação, a proximidade a manchas florestais existentes, espécies existentes, precipitação, sazonalidade, entre outros factores. Os aspectos sociais também são relevantes, como por exemplo o regime de ocupação dos espaços florestais, direitos de propriedade, direitos de exploração e formas de utilização da floresta por parte das populações locais e actividades económicas importantes realizadas no local. Geralmente a solução mais adequada é optar pela menor intervenção possível, numa tentativa de permanecer o mais próximo possível dos processos naturais que aí ocorrem e também devido ao facto das intervenções activas serem de forma geral mais dispendiosas (Mansourian *et al.*, 2005).

Muitas vezes a restauração florestal ao nível local necessita de integrar aspectos sociais, como acordos referentes à ocupação dos terrenos para facilitar a ocorrência de regeneração natural e abordagens técnicas para aumentar ou acelerar os processos de regeneração natural ou melhorar a ocorrência de regeneração através da plantação onde esta já não ocorre ou ocorre muito lentamente (Mansourian *et al.*, 2005). A variedade de condições

ecológicas locais e diversidade de perspectivas e objectivos das partes interessadas pode impossibilitar a restauração florestal em todos os locais na paisagem (Lamb, 2005).

Sabogal (2005) refere que as estratégias escolhidas vão depender da condição do coberto florestal, dos objectivos do programa de restauração e dos recursos disponíveis. Podem ser utilizadas quatro estratégias de reabilitação principais, descritas na tabela 2.9.

Tabela 2.9 - Estratégias de restauração florestal e intervenções silvícolas associadas (adaptado de Sabogal, 2005)

Estratégia de restauração	Intervenções silvícolas associadas
Protecção e regeneração natural	Também chamada muitas vezes de restauração passiva, os principais objectivos desta estratégia são a conservação da biodiversidade e a restauração das funções dos ecossistemas e, frequentemente, também a produtividade comercial. Baseia-se na protecção do local contra as principais ameaças e factores de stress e em permitir que ocorram os processos sucessionais e a colonização natural. É geralmente a abordagem mais apropriada quando os principais factores de stress e perturbação podem ser controlados eficazmente e quando a degradação não é extensa, quando ainda existem manchas florestais e quando os recursos financeiros disponíveis são limitados. Pode, no entanto, requerer algum investimento em medidas de protecção e de eliminação de pragas ou de plantas invasoras e requer um longo tempo para a recuperação do local, com o risco de que, ao longo desse tempo, surjam novas perturbações que possam causar a sua degradação. É no entanto a abordagem mais utilizada e é a única possível em muitas situações.
Gestão da regeneração natural	Depois da restauração passiva, depender da regeneração natural pré-existente no local é a abordagem menos dispendiosa e mais segura, desde que exista um número suficiente de árvores das espécies desejadas presentes no local, que geralmente é o caso em florestas primárias apenas ligeiramente degradadas. Em condições de maior degradação é geralmente necessário recorrer a intervenções mais dispendiosas como o <i>enrichment planting</i> e a plantação directa.
<i>Enrichment planting</i>	Consiste na introdução de espécies de interesse em florestas degradadas sem a eliminação dos indivíduos já presentes. Pode ser apropriada em áreas onde a regeneração natural das espécies desejadas é insuficiente ou distribuída de forma irregular, ou quando interessa introduzir espécies de elevado valor que não se regeneram facilmente. As espécies introduzidas devem ter interesse económico, ecológico ou social, dependendo do objectivo da restauração.
Plantação directa	Utilização da plantação directa para restaurar florestas primárias degradadas. É uma abordagem restrita a áreas localizadas e sujeitas a maiores pressões, como áreas perto de infraestruturas, como estradas, e áreas invadidas por espécies exóticas. Para controlar a erosão e acelerar a recuperação da vegetação nestas áreas podem ser plantadas manchas de árvores ou arbustos. É geralmente necessário efectuar uma preparação prévia do local para reduzir a compactação do solo. É também necessária uma selecção de espécies adequada e o recurso a métodos de plantação apropriados para assegurar a sobrevivência e crescimento inicial rápido.

Cada uma destas estratégias pressupõe várias intervenções silvícolas com o objectivo de facilitar a sobrevivência e estímulo da ocorrência de regeneração natural no local e também, no caso das últimas 3 intervenções, diferentes abordagens à utilização de plantações. Estas estratégias podem ser complementares, podendo ser utilizada mais do que uma estratégia em simultâneo numa área de intervenção.

Segundo Maginnis *et al.* (2005) muitos dos desafios que a restauração florestal enfrenta actualmente não se devem a limitações técnicas mas sim a desafios ao nível social e político como, por exemplo, a ambiguidade existente acerca dos direitos de propriedade para manchas florestais presentes em propriedades privadas e agrícolas. No caso das florestas comerciais, a gestão destas florestas deve ser efectuada na perspectiva da paisagem, assegurando que as zonas de floresta nativa são mantidas, especialmente em zonas com vegetação ripícola e utilizando faixas de floresta nativa como ponto de partida, maximizando a contribuição das novas plantações para a funcionalidade da floresta ao nível da paisagem (Maginnis *et al.*, 2005).

- **Gestão activa do crescimento de florestas secundárias**

As florestas secundárias consistem em vegetação lenhosa que se restabeleceu naturalmente em locais onde anteriormente foi removido o coberto florestal original para o estabelecimento da agricultura, pastorícia ou plantações de espécies florestais com fins comerciais. Estas áreas florestais tendem a ser caracterizadas por uma composição relativamente uniforme de espécies nos estados iniciais da sucessão ecológica, que requerem geralmente uma maior luminosidade, com indivíduos quase totalmente da mesma idade e de crescimento inicial rápido. Apesar de estas florestas não serem geralmente capazes de fornecer todas as funções e serviços ecológicos de uma floresta primária intacta, uma vez que estas florestas se encontram nos estádios iniciais da sucessão ecológica podem responder de forma adequada à adopção de práticas silvícolas (Maginnis *et al.*, 2005).

- **Implementação de políticas agroflorestais e de configurações paisagísticas que permitam a inclusão de manchas florestais em áreas agrícolas**

O coberto arbóreo presente nas áreas agrícolas pode ser importante para aumentar a conectividade dos ecossistemas e para manter as capacidades de propagação de sementes ao longo da paisagem. Alguns sistemas agro-florestais são muito semelhantes às florestas secundárias. Uma vez que a FAO refere que a área de ocupação agrícola continua a expandir-se em cerca de 70% dos países, espera-se que os sistemas agro-florestais se tornem cada vez mais importantes para a reabilitação florestal ao nível da paisagem (Maginnis *et al.*, 2005).

- **Criação de corredores de ligação de habitats e movimentação de espécies: corredores ecológicos**

Segundo Dolman *et al.* (2003) a possibilidade de movimentação entre ecossistemas fragmentados pode ser a chave para a persistência de populações nesses locais. Esta perspectiva tem influenciado a gestão de ecossistemas, conduzindo ao ideal de “*connected*

landscape” ou “paisagem ligada”. Numa área agrícola, por exemplo, pequenas manchas florestais dispersas podem ser ligadas por redes formadas por arbustos. Os efeitos fronteira e o reduzido tamanho das zonas florestais são as principais ameaças à sobrevivência de muitas espécies. Uma paisagem com uma maior conectividade entre os ecossistemas é preferível a uma paisagem fragmentada, sendo os corredores ecológicos uma ferramenta útil para a sua conservação.

A probabilidade de algumas espécies animais ocuparem uma área florestal pode aumentar à medida que aumenta o tamanho dessa área e a sua conectividade. Quando as espécies residem em habitats lineares, como corredores ecológicos ou galerias ripícolas, o aumento da probabilidade de ocupação desses habitats aumenta se a sua área também aumentar, por exemplo, através da criação de zonas de protecção a esses habitats, sendo menos eficaz a criação de corredores ecológicos neste tipo de habitats. Em especial no que se refere à vegetação, seria necessário um longo período de tempo para que as espécies florestais se estabelecessem em locais vizinhos simplesmente através da dispersão de sementes através de corredores, sendo pouco eficaz o papel dos corredores ecológicos na sua dispersão natural (Dolman *et al.*, 2003).

Lamb (2005) refere que num contexto multifuncional, definir áreas estratégicas para diferentes tipos de reflorestação irá, no conjunto, melhorar os principais processos ecológicos, como as funções hidrológicas e a reciclagem de nutrientes, restaurar a biodiversidade e melhorar o bem-estar das populações ao longo da paisagem. Desta forma, o mosaico paisagístico presente após a sua restauração pode incluir usos do solo como (Lamb, 2005):

- Áreas geridas para maximizar a produção (culturas agrícolas, plantações industriais);
- Áreas florestais geridas existentes para manter os níveis de biodiversidade existentes (áreas protegidas com o objectivo de conservação da biodiversidade e também áreas florestais naturais geridas para a produção de madeira ou exploração de produtos não lenhosos);
- Áreas reflorestadas geridas para gerar benefícios comerciais e restaurar a biodiversidade original (por exemplo, plantações com elevados períodos de rotação que contêm elevados níveis de espécies florestais nativas).

- **Estimulação da regeneração natural**

Dudley³ (2005) refere que em muitas situações a restauração florestal poderá requerer simplesmente a protecção das áreas florestais para encorajar a regeneração natural, mas noutros casos poderá ser necessária uma intervenção mais activa. Onde a biodiversidade se encontra ameaçada, o tempo e os custos dispendidos na restauração activa pode

justificar-se com o objectivo de acelerar o processo de restabelecimento de habitats adequados.

Segundo Maginnis *et al.* (2005) por vezes em áreas florestais degradadas ainda podem ocorrer processos de regeneração natural. Estas áreas tendem a ter uma produtividade baixa e em geral são ecologicamente disfuncionais, mas a regeneração natural pode ser uma proposta viável desde que as causas da degradação, como os incêndios florestais recorrentes ou a herbivoria sejam removidos ou controlados através de gestão adequada. No entanto, o grau de degradação do local também deve ser avaliado uma vez que, mesmo que as pressões sejam removidas, a recuperação do local pode ser lenta se não existirem fontes de sementes viáveis e uma capacidade de dispersão adequada.

Holz *et al.* (2005) indica que a estimulação da regeneração natural pode ser efectuada de várias formas, como: a eliminação das perturbações, a eliminação das barreiras à regeneração natural e a estimulação da dispersão espacial das espécies na paisagem.

As florestas podem regenerar-se naturalmente em áreas previamente ocupadas uma vez que esta área deixe de ter ocupações do solo alternativas (por exemplo, para a pastorícia, agricultura, extracção de madeira). No entanto, os processos de recuperação podem ser muito lentos ou inibidos em ecossistemas muito degradados. Os principais desafios são avaliar o potencial para a recuperação da área florestal e, se necessário, acelerar esse processo. A estimulação da regeneração natural de forma geral implica custos mais reduzidos do que outras estratégias de restauração, tornando esta abordagem atractiva para a restauração a longo prazo de extensas áreas (Holz *et al.*, 2005).

A regeneração natural pode ocorrer a diferentes velocidades e trajectórias dependendo de variáveis como a luminosidade, humidade, temperatura, disponibilidade de sementes ou de árvores jovens e predação. A estrutura inicial da vegetação determina a trajectória da sucessão ecológica em cada local. Isto implica que a sucessão num determinado local não segue em geral uma trajectória única e linear mas podem ocorrer diferentes estados de transição com diferentes resultados (Holz *et al.*, 2005).

Vários factores limitam o sucesso da aplicação de abordagens de restauração florestal baseadas na estimulação da regeneração natural (Tabela 2.10).

Tabela 2.10 - Factores limitantes do sucesso da aplicação de abordagens de restauração florestal baseadas na estimulação da regeneração natural (adaptado de Holz *et al.*, 2005)

Factor limitante	Descrição
Falta de fontes de sementes e de dispersores	Em muitos casos já não existem áreas florestais que constituam fontes de sementes no local alvo de restauração, ficando a regeneração natural limitada à existência de bancos de sementes no solo. Noutros casos podem existir florestas na vizinhança mas não existirem dispersores de sementes devido ao reduzido número de espécies animais (aves, mamíferos) na área, podendo a regeneração natural limitar-se às espécies cujas sementes são dispersadas pelo vento.
Incerteza na direcção da regeneração ocorrente	Permitir a ocorrência de regeneração natural sem controlar o conjunto de espécies que ocupa a área restaurada não garante uma elevada diversidade de espécies na área florestal, o que limita o sucesso dos esforços de restauração em melhorar o valor económico da futura exploração da área ou de outras actividades específicas.
Dificuldades na obtenção de uma elevada diversidade de espécies	Para além das possíveis limitações quanto à quantidade de sementes disponíveis no local, em áreas com poucas áreas florestais nativas ainda existentes ou devido ao seu estado de degradação algumas espécies poderão ter dificuldades em estabelecer-se, criando florestas com uma diversidade em espécies limitada.
Tempo requerido para a restauração	Uma área florestal onde ocorre regeneração natural passa por mais fases sucessionais e requer, conseqüentemente, mais tempo para atingir um estado similar a uma floresta desenvolvida composta por diversas espécies.

O primeiro passo no processo de recuperação florestal através da regeneração natural é identificar os principais factores que actuam como barreiras ou como facilitadores da regeneração, que podem posteriormente ser manipulados para acelerar o processo de regeneração florestal (Holz *et al.*, 2005):

- Barreiras: Os principais factores que podem actuar como barreiras ao estabelecimento de espécies arbóreas nativas em áreas agrícolas abandonadas são, por exemplo, a dispersão, competição com espécies herbáceas e condições do solo pobres.

- Facilitadores: A presença de árvores, arbustos e manta morta pode facilitar a recuperação de um local. A vegetação existente atrai os animais dispersores e pode servir como um “núcleo de regeneração” uma vez que as condições microclimáticas que favorecem a regeneração de árvores jovens desenvolvem-se no subcoberto desta vegetação.

A sucessão ecológica e a restauração estão interligadas uma vez que a sucessão inclui a alteração das espécies e do seu habitat ao longo do tempo e a restauração pretende manipular intencionalmente essas alterações para alcançar as condições de referência. As estratégias de restauração deverão focar-se em melhorar as condições locais e o sucesso do estabelecimento das espécies desejadas, protecção da biodiversidade da ocorrência de herbivoria e competição durante o seu estabelecimento e desenvolvimento (Walker *et al.* 2007).

- **Restauração dos valores existentes em áreas protegidas**

Segundo Dudley³ (2005) a restauração de ecossistemas muitas vezes é necessária mesmo em áreas protegidas, seja por terem sido previamente degradadas ou devido à sobre-exploração desde a sua protecção, muitas vezes através de uma utilização ilegal. Muitas áreas protegidas existem em locais onde as florestas foram anteriormente geridas, podendo ter sido alteradas, degradadas ou destruídas. Para além disso, muitas áreas florestais protegidas ficaram isoladas de outros habitats florestais, pondo em causa a sua viabilidade a longo prazo. A restauração destas áreas pode, desta forma, ser necessária para restabelecer os habitats naturais ou recriar ou melhorar corredores entre áreas florestais protegidas e desta forma construir uma rede de áreas protegidas mais resiliente.

Um elemento chave na promoção da restauração é o zonamento apropriado das áreas protegidas, em particular se estas permitem alguma utilização ou exploração para incluir áreas restritas para permitir a ocorrência da dinâmica natural do ecossistema, que muitas vezes podem consistir em zonas de exclusão temporária (Dudley³, 2005).

Dudley³ (2005) refere que em extensas áreas protegidas a restauração deve focar-se nos locais mais importantes, em áreas de elevado valor de conservação. Onde a perda de qualidade se deve a problemas como a presença de espécies invasoras ou onde as florestas são geridas há tanto tempo que se tornaram paisagens culturais com a sua própria biodiversidade associada, a restauração pode ser um processo a longo prazo que requer uma constante intervenção e monitorização para recriar e manter o habitat.

Algumas abordagens possíveis à restauração de áreas protegidas consistem (Dudley³, 2005):

- Na remoção das pressões imediatas sobre o local;
- Na restauração activa para acelerar a obtenção de um estado natural em áreas previamente utilizadas comercialmente;
- Em áreas onde ocorreu uma desflorestação intensa a plantação activa pode ser necessária para recuperar o coberto florestal;
- No controlo do acesso a determinados locais na área protegida para permitir a ocorrência de regeneração.

Mesmo em florestas relativamente naturais o estabelecimento de espécies invasoras pode conduzir à necessidade da sua restauração. Poderá também ser necessário recorrer a actividades de restauração activa para mitigar problemas relacionados com o impacte do turismo na área protegida (trilhos, campismo, actividades de lazer) e para proceder à erradicação de espécies exóticas invasoras.

- **Restauração da qualidade e das funções ecológicas em florestas nativas existentes degradadas**

Dudley² (2005) refere que em muitos países as necessidades de restauração florestal mais urgentes do ponto de vista da conservação não são a criação de novas florestas mas sim uma maior qualidade nas florestas existentes. A restauração da qualidade ecológica requer a compreensão das componentes de uma floresta natural: a composição, padrão, funcionamento, processos de renovação, resiliência e continuidade no tempo e no espaço (Dudley², 2005).

Segundo Maginnis *et al.* (2005) as áreas florestais degradadas têm sido muito afectadas por práticas agrícolas intensivas, gestão florestal desadequada, incêndios florestais recorrentes, pela herbivoria e por outras formas de perturbação e degradação de tal forma que o coberto florestal que aí permanece já não pode ser definido como floresta.

As áreas florestais degradadas são disfuncionais do ponto de vista ecológico, caracterizando-se por uma baixa fertilidade e estrutura do solo, elevada erosão do solo, ausência de fungos ou organismos simbiotes das raízes das plantas e ausência de microhabitats adequados à germinação de sementes devido à predominância de plantas herbáceas não florestais e de espécies invasoras. Nestas situações, as práticas de restauração têm-se focado na recuperação e manutenção dos processos primários, como a hidrologia, ciclagem de nutrientes, fluxos energéticos, e não numa tentativa de substituir imediatamente pela estrutura florestal ou pelo mosaico de espécies autóctones original (Maginnis *et al.*, 2005).

Na Tabela 2.11 referem-se algumas estratégias que podem ser implementadas para restaurar a qualidade dos ecossistemas florestais. Abordagens possíveis à restauração da qualidade incluem reabilitar microhabitats ausentes e influenciar os processos de renovação da floresta. Dudley² (2005) refere que em muitos casos a restauração da qualidade é conseguida simplesmente ao dar tempo à floresta para recuperar a sua dinâmica natural, apesar de alguma ajuda adicional poder ser necessária.

Tabela 2.11 – Restauração da qualidade dos ecossistemas florestais (adaptado de Dudley², 2005)

Estratégia de restauração da qualidade	Descrição
Influenciar as taxas de alteração	A restauração da qualidade pode ser alcançada através da remoção das pressões que reduzem a qualidade da floresta, como a ocorrência de herbivoria, alterações no regime de incêndios (quer tenham uma incidência anormalmente baixa ou elevada) e sobre-exploração de produtos florestais. As técnicas mais simples e que envolvem menos custos consistem em acordos com as partes interessadas, por exemplo, para assegurar que os pastores mantêm o gado afastado de determinadas áreas florestais ou reduzindo a exploração de produtos florestais. Opções de gestão mais dispendiosas incluem a construção de sebes para afastar os animais herbívoros e a vigilância de incêndios.
Gestão activa para restaurar a dinâmica natural da área florestal	Quando existem elementos naturais ausentes no ecossistema florestal ou estão presentes elementos não naturais, como as espécies invasoras, é necessário recorrer a uma intervenção mais activa. Muitas espécies invasoras apenas se estabelecem se existirem espaços vazios no coberto florestal. A sua remoção por um dado período de tempo pode conduzir praticamente à sua eliminação mas noutros casos poderão ser necessárias estratégias de controlo a longo prazo. A recriação de microhabitats ausentes, como a manta morta, galerias ripícolas ou a reintrodução de espécies específicas podem também ser acções necessárias quando não é provável o seu reaparecimento de forma natural.
Influenciar os padrões de perturbação	Existem várias técnicas para reintroduzir ou imitar os padrões de perturbação natural, como o fogo controlado e a criação de habitats artificiais de manta morta.

- **Restauração florestal no contexto das alterações climáticas**

Segundo Biringer *et al.* (2005) apesar da restauração florestal constituir uma possível forma de gestão adaptativa para aumentar a resiliência dos ecossistemas face às alterações climáticas, estas dificultam a restauração florestal uma vez que é mais difícil prever as condições locais a longo prazo e os resultados da restauração manifestam-se geralmente a longo prazo.

As principais abordagens à restauração florestal no contexto das alterações climáticas são as seguintes são descritas na tabela 2.12.

Tabela 2.12 - Principais abordagens à restauração florestal no contexto das alterações climáticas (adaptado de Biringer *et al.*, 2005)

Abordagem à restauração florestal	Descrição
Redução da fragmentação e aumento da conectividade	À medida que a razão fronteira/interior do ecossistema aumenta diminui a estabilidade e resiliência da floresta até um ponto em que a floresta pode já não ser resistente aos impactes das alterações climáticas que ameaçam a estabilidade da floresta. A fragmentação dos ecossistemas florestais também contribui para a perda de biodiversidade à medida que as espécies exóticas com uma capacidade de dispersão elevada são favorecidas por competição e muitas espécies nativas são inibidas pelo isolamento. Nestas circunstâncias as estratégias de restauração devem focar-se nas áreas onde é possível ligar fragmentos florestais existentes.
Criar zonas de protecção com maior flexibilidade de usos do solo	As fronteiras fixas das áreas protegidas não são adequadas tendo em consideração o ambiente dinâmico que ocorre na realidade. Face às alterações climáticas as zonas de protecção podem providenciar condições adequadas para o estabelecimento de espécies arbóreas permitindo aumentar o tamanho dos habitats disponíveis para a biodiversidade existente. Para além disso, a sobreposição de zonas de protecção possibilita a ocorrência de movimentos migratórios para algumas espécies. Estas zonas idealmente deverão ser extensas e os gestores das áreas protegidas e outras áreas vizinhas deverão permitir o ajustamento dos modelos de gestão ao longo da paisagem em resposta às alterações da presença e extensão de habitats adequados. A restauração florestal em redor de áreas protegidas e a protecção das linhas de água pode ajudar a manter a qualidade destas áreas face às alterações climáticas.
Manutenção da diversidade genética e promoção da saúde dos ecossistemas	Seleção de espécies resilientes e manutenção ou aumento da diversidade genética presente no local, em particular em paisagens degradadas ou em populações constituídas por espécies importantes do ponto de vista comercial (onde a diversidade genética é muitas vezes baixa).

Segundo Biringer *et al.* (2005) os projectos de restauração de ecossistemas podem aumentar a resistência dos ecossistemas face às alterações climáticas através da melhoria ou protecção da capacidade natural dos ecossistemas responderem ao stress e à mudança. Uma das melhores formas de o conseguir é utilizar ecossistemas intactos e saudáveis como ponto de partida para as acções de restauração, pois estes habitats podem utilizar a biodiversidade existente para se poderem adaptar naturalmente às potenciais mudanças e são, desta forma, mais resilientes.

Qualquer actividade de restauração que melhore as condições ecológicas de um sistema aumenta a sua capacidade de protecção face aos impactes negativos das alterações climáticas. No entanto, existe limites ao grau de alteração que mesmo um ecossistema resiliente consegue suportar (Biringer *et al.*, 2005).

Ferramentas como a análise da vulnerabilidade podem ajudar a definir estratégias de restauração florestal eficazes, que incluem provavelmente a redução da fragmentação, o aumento da conectividade, o desenvolvimento de zonas de protecção e a manutenção da diversidade genética (Biringer *et al.*, 2005). Esta ferramenta permite avaliar quais os sistemas ou aspectos dos sistemas que têm uma maior resiliência aos impactes das

alterações climáticas e ajuda a identificar locais que têm um maior potencial a longo prazo como refúgios de biodiversidade face a estas alterações (Biringer *et al.*, 2005).

2.3.8. Escolha da abordagem e técnicas mais adequadas para a área de intervenção

A restauração de ecossistemas florestais tem muitas vezes como objectivo restabelecer a diversidade biológica e reabilitar processos e funções ecológicas. Existem vários aspectos que devem ser considerados no que se refere à implementação de acções de restauração de áreas florestais onde o objectivo principal é recuperar as comunidades biológicas, incluindo as espécies florestais especialistas (Dolman *et al.*, 2003):

- A qualidade dos habitats chave leva mais tempo a desenvolver-se (por exemplo, através da sucessão e do desenvolvimento de microhabitats e solo), o que salienta a importância de manter habitats e refúgios existentes como fonte de colonização para o futuro, não sendo de subestimar a importância de fragmentos pequenos e isolados de floresta nativa ainda existente;
- Deve-se privilegiar o estabelecimento de áreas chave de maiores dimensões e a redução da ocorrência de efeitos de fronteira. A longo prazo, esta estratégia irá aumentar a probabilidade de sucesso da colonização por muitas espécies florestais nativas específicas, em detrimento das generalistas;
- A criação de corredores com o objectivo de facilitar a dispersão tem um valor limitado para muitas espécies florestais;
- A existência de diferentes mosaicos florestais e de outros habitats semi-naturais pode favorecer o estabelecimento de espécies que requerem recursos complementares.

Na Tabela 2.13 apresentam-se os critérios referidos por Newton *et al.* (2003) para a definição de áreas prioritárias para a restauração florestal à escala regional.

Tabela 2.13 - Critérios para a definição de áreas prioritárias para a restauração florestal à escala regional (Newton *et al.*, 2003)

Critérios	Pressupostos	Fundamentação dos pressupostos
Áreas originalmente cobertas por floresta que actualmente não têm ocupação florestal	As áreas florestais actuais não são prioritárias para a reflorestação, no entanto todas as áreas que no passado eram ocupadas por floresta mas se encontram agora desflorestadas têm o potencial para a ocorrência de restauração florestal.	Muitas áreas florestais contêm um número suficiente de espécies nativas para permitir a sua conversão ao seu estado natural, se não se encontrarem sob uma gestão activa.
Áreas contendo fragmentos de áreas florestais actualmente não ocupadas por floresta	Áreas que se encontram fora dos limites de áreas florestais contínuas, mas que contêm manchas de áreas de floresta em terrenos aráveis ou pradarias são adequadas para a restauração florestal.	A restauração florestal tem um maior potencial de ser bem sucedida em áreas onde espécies florestais nativas ainda estão presentes actualmente, mesmo que a sua distribuição seja muito fragmentada. Terrenos aráveis ou pradarias onde estão ausentes áreas florestais residuais representam um uso do solo mais intensivo, mas podem ainda ser restaurados.
Áreas de baixa densidade populacional	Áreas de elevada densidade populacional (com mais de 800 habitantes por km ² para a Região Mediterrânica) não são adequadas para a restauração florestal.	A densidade populacional tem limitado a extensão de áreas sujeitas a restauração florestal pois está geralmente associada a uma maior pressão exercida sobre os recursos naturais o que reduz as possibilidades de sucesso da restauração em áreas com uma elevada densidade populacional.
Áreas próximas de áreas florestais	Áreas imediatamente adjacentes a florestas existentes e a menos de 1 km das fronteiras da floresta são prioritárias para a restauração.	Para além da proximidade a reservatórios de espécies nativas, a restauração florestal deverá focar-se na floresta existente devido à adequação do local e devido a limitações devido à ocupação do solo noutros locais.
Áreas ricas em biodiversidade	O principal objectivo da restauração florestal é a conservação da biodiversidade; as áreas ricas em biodiversidade florestal são assim prioritárias para a restauração florestal.	As florestas restauradas podem ter outros benefícios, como a protecção das linhas de água e até (de forma limitada) a produção de madeira. A restauração florestal deve focar-se em áreas de elevada importância para a biodiversidade.

Segundo Dolman *et al.* (2003) a restauração dos ecossistemas florestais e das suas funções em áreas de floresta nativa recriadas é um processo muito longo, que se pode estender por centenas de anos. Segundo Mansourian *et al.* (2005) a produção, pelo menos a curto prazo, é favorecida pelo desenvolvimento de plantações constituídas por um número pequeno de espécies, mas por outro lado a maior parte das espécies nativas prefere florestas estruturalmente complexas e ricas em espécies e a biodiversidade geralmente beneficia com a existência de complexidade espacial na floresta.

2.3.9. Casos de estudo em restauração florestal baseada na regeneração natural

Existem vários casos de estudo onde a restauração de áreas florestais baseada nos processos de regeneração natural foi bem sucedida.

Num desses casos de sucesso, foi utilizada uma abordagem baseada na regeneração natural combinada com a herbivoria. Em 1997 a organização não governamental *Royal Society for the Protection of Birds* (RSPB) adquiriu uma propriedade em Corrimony, na Escócia. Pretendia-se ter, a longo prazo, dois terços de coberto florestal reabilitado através da regeneração natural. Foram plantadas árvores da espécie *Pinus sylvestris* em áreas afastadas das fontes de sementes, quando a regeneração natural que ocorria no local não era suficiente para o restabelecimento desta espécie.

Quando estes pinheiros se desenvolvem são capazes de se regenerar naturalmente a partir do seu próprio banco de sementes. Para além disso, para alcançar um mosaico de habitats capaz de suportar populações de interesse ao nível da conservação, foram retidas algumas zonas onde ocorre herbivoria. As observações preliminares aos resultados sugerem que esta abordagem é eficaz (Mansourian *et al.*, 2005).

Noutro caso de sucesso, em Andresito, no noroeste da Argentina, foi efectuada a plantação de espécies nativas importantes do ponto de vista económico com o objectivo de eliminar as espécies invasoras. Esta zona foi identificada como uma área chave para a conservação da Floresta Atlântica. As áreas florestais ainda existentes podem garantir a conectividade das maiores massas florestais do Brazil e Argentina.

Um aspecto problemático identificado no local foi a invasão de áreas florestais degradadas por uma espécie nativa com comportamento invasor, a *tala* (*Celtis* sp.), inibindo a regeneração natural. A estratégia utilizada neste caso consistiu na eliminação mecânica da tala seguida da plantação da espécie (*Ilex paraguariensis*), uma árvore nativa utilizada em infusões e que constitui um produto chave para a economia natural. O fruto desta árvore atrai as aves e facilita a regeneração natural do local. O crescimento das árvores é estimulado através do corte selectivo com o objectivo de obter um sistema de produção de *Ilex paraguariensis* no subcoberto florestal. Como resultado, para além da restauração da área degradada são também aumentadas as oportunidades de aproveitamento económico dos produtos florestais por parte dos agricultores locais (Holz *et al.*, 2005).

2.4. A utilização de informação geográfica e de modelação em restauração florestal

2.4.1. Distribuição potencial de espécies e relação com as condições locais

Cada espécie tem uma área de distribuição geográfica específica que reflecte tanto o seu nicho ecológico actual como a sua história evolutiva. Os limites actuais de distribuição das espécies não são apenas condicionados pelas características ecológicas e fisiológicas destas mas dependem também do espaço geográfico onde ocorreu a sua evolução e especiação (Segurado, 2000).

Os limites de distribuição de uma espécie não são estáticos no tempo, estando em constante mudança em resposta a alterações climáticas e geológicas a longo prazo. Uma dificuldade na identificação e modelação da distribuição da vegetação com base nas condições ambientais surge da interacção entre os factores que determinam os limites da distribuição de uma espécie, que pode conduzir a efeitos imprevisíveis (Segurado, 2000).

Os factores limitantes da distribuição de espécies mais relevante são os factores climáticos, a disponibilidade de habitats e de refúgios, factores bióticos como a competição, a disponibilidade de recursos alimentares e de locais de reprodução e refúgio, barreiras topográficas como as cadeias montanhosas, a capacidade de dispersão de cada espécie e as actividades humanas (Segurado, 2000).

2.4.2. Importância da utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e de modelos estatísticos na modelação de distribuição potencial de espécies

Segundo Segurado (2000) a modelação ambiental pode ser efectuada com recurso a um SIG. Através de um modelo ambiental pretendese relacionar uma determinada característica ou fenómeno (variável dependente ou variável resposta) com factores ambientais (variáveis independentes ou covariáveis) cuja variação no espaço é conhecida com o objectivo de efectuar a sua extrapolação para a área em estudo. Os modelos podem ser dinâmicos ou estáticos consoante integrem ou não uma componente temporal.

Raimundo (2004) refere que existem diversos tipos de modelos que exploram a relação entre a ocorrência de espécies e as variáveis explicativas. Estes modelos estimam a probabilidade de uma espécie ocorrer num determinado local onde não foi detectada a sua ocorrência. As probabilidades de ocorrência correspondem a estimativas da probabilidade que a espécie tem de encontrar um habitat utilizável numa dada área. Considera-se neste tipo de modelação que a distribuição das espécies está em equilíbrio com o ambiente, assumindo-se que existe uma relação entre a variável dependente (distribuição das espécies) e a combinação das variáveis explicativas (variáveis ambientais) (Raimundo, 2004). Segundo Cunha *et al.* (2005) a estatística multivariada e os SIG têm vindo a ser

utilizados para a identificação de habitats preferenciais e para prever a distribuição potencial de diferentes espécies.

Uma abordagem eficaz e com custos reduzidos é a utilização de modelação à escala da paisagem para conhecer a distribuição potencial de diferentes tipos de vegetação sob as actuais condições ambientais, seguida de um estudo de campo mais detalhado dos locais alvo (Towers *et al*, 2004; Towers *et al*, 2003).

As vantagens da modelação da paisagem com recurso a sistemas de informação geográfica são as seguintes (Towers *et al*, 2004):

- Providenciam uma oportunidade de efectuar uma avaliação rápida de grandes áreas;
- Reduzem a necessidade de estudos de campo com elevado custo;
- Permitem que os estudos de campo sejam limitados às zonas alvo de intervenção;
- Fornecem oportunidades para a investigação dos benefícios ou custos associados a diferentes modelos de gestão de áreas florestais.

2.4.3. Tipo de modelos e a sua aplicação. Vantagens e desvantagens da sua utilização

Na tabela 2.14 são referidos os principais tipos de modelos utilizados em ambiente SIG.

Tabela 2.14 - Principais tipos de modelos utilizados em ambiente SIG
(adaptado de Segurado, 2000)

Tipo de modelo	Descrição
Modelos cartográficos	Resultam da combinação de diferentes camadas de informação com o objectivo de localizar as áreas com as propriedades ecológicas desejadas. Uma das desvantagens destes modelos é que a relação entre as camadas de informação e as propriedades que se pretendem mapear tem de ser conhecida à partida, muitas vezes através da imposição regras subjectivas.
Modelos baseados em regras	Recorrem ao estabelecimento de regras de decisão, como as técnicas árvores de classificação (para variáveis resposta categoriais) e regressão (para variáveis resposta contínuas).
Modelos estatísticos	Estabelece-se uma relação empírica entre as variáveis ambientais e determinada propriedade ecológica (variável resposta), através da estimação de parâmetros cuja validade é estatisticamente testável. Diferentes abordagens estatísticas são utilizadas caso se pretenda modelar uma variável resposta contínua ou categorial. Para variáveis resposta contínuas a técnica mais utilizada é a regressão linear múltipla. Quando as variáveis resposta são categoriais recorre-se frequentemente a modelos de regressão logística, que permitem a modelação de variáveis nominais.
Técnicas de interpolação espacial	A modelação geográfica duma característica ou fenómeno é baseada exclusivamente em informação de natureza espacial. Estas técnicas têm vindo a ser aplicadas na análise de padrões espaciais da abundância das espécies e no desenvolvimento de métodos de descrição da fragmentação demográfica das populações.

2.4.4. Métodos de interpolação

Segundo Mesquita (2005) os métodos de interpolação espacial consistem em funções matemáticas que permitem estimar o valor de determinado fenómeno num local para o qual não se dispõe de valores obtidos por medição directa. Alguns dos métodos mais utilizados são referidos na Tabela 2.15.

Tabela 2.15 - Caracterização dos principais métodos de interpolação e respectiva abordagem (adaptado de Mesquita, 2005; Zonete, 2009)

Abordagem	Métodos de interpolação	Descrição
<p>Abordagem local em função da distância</p> <p>Esta abordagem pressupõe que cada ponto influencia a superfície interpolada apenas até determinada distância. A distância a adoptar pode ser escolhida em função de vários critérios, sendo a distância Euclidiana o mais comum.</p>	<p>Método do Vizinho mais próximo</p> <p>Inverso das distâncias ponderadas (IDW)</p>	<p>A cada ponto x do espaço é associado o valor da amostra que lhe está mais próxima. Este método implica a divisão do espaço em áreas de influência de cada ponto amostrado (Polígonos de Thiessen). É atribuído um factor de ponderação de um à amostra mais próxima de cada ponto a interpolar e de zero a todas as outras. Este método garante que os valores estimados estão entre o máximo e o mínimo dos valores amostrados, mas os resultados obtidos não são geralmente adequados como produto final de um processo de interpolação.</p> <p>O método do inverso da potência da distância estima cada ponto não amostrado como uma média ponderada dos valores conhecidos na sua vizinhança, utilizando como ponderadores o inverso da potência das distâncias aos mesmos. À medida que a distância aumenta, o peso desse valor em relação ao ponto a ser calculado diminui. Maiores valores de p irão atribuir uma maior influência para valores mais próximos ao ponto interpolado. Normalmente utiliza-se o valor $p = 2$. Esta é uma técnica que assume que a variável é isotrópica, isto é, que varia da mesma forma em todas as direcções. Garante que os valores estimados estão entre o máximo e o mínimo dos valores amostrados, no entanto, cria máximos locais nos pontos amostrados, reproduzindo uma geometria que raramente corresponde aos padrões de variação espacial sugeridos pelas amostras.</p>
<p>Abordagem polinomial</p> <p>Consiste no ajustamento de uma superfície a um conjunto de pontos amostrados, pela construção de um polinómio.</p>	<p><i>Splines</i></p> <p><i>Trend Surface Analysis</i></p>	<p>Ajusta uma função polinomial a um pequeno número de pontos. As <i>Splines</i> de interpolação passam por todos os pontos do contorno e são particularmente indicados quando se modela um fenómeno de variação suave e regular, resultando numa superfície sem mudanças bruscas.</p> <p>Assume que qualquer característica que varia de forma contínua na paisagem pode ser modelada com recurso a uma superfície matemática, definida como uma função das coordenadas de cada ponto dessa superfície. Esta técnica permite obter superfícies que modelam tendências gerais do fenómeno em estudo.</p>
<p>Abordagem geoestatística</p> <p>A geoestatística tem por objectivo estudar as variáveis que possuem algum grau de dependência espacial.</p>	<p><i>Kriging Normal ou Ordinary Kriging</i></p> <p><i>Co-Kriging</i></p>	<p>O método Kriging gera estimativas baseadas na média ponderada dos valores observados na sua vizinhança e considera a variabilidade espacial dos dados. Conhecidos os variogramas que caracterizam a variação espacial de determinado fenómeno é possível calcular os pesos necessários à interpolação desse fenómeno. No método <i>Ordinary Kriging</i> estes valores são calculados de modo a cumprir dois critérios: o critério de não-enviesamento e o de variância de estimação mínima.</p> <p>Permite a incorporação de uma variável secundária, com uma boa correlação com a variável a estimar.</p>

Estes métodos permitem passar do conhecimento de um dado fenómeno apenas num conjunto discreto de localizações para uma superfície contínua em toda uma região. Segundo Mesquita (2005) a escolha do método a utilizar depende principalmente da natureza do fenómeno a interpolar, da sua correlação com outros fenómenos e das características das amostras, como a sua distribuição no espaço, a sua representatividade em relação à área em estudo e a sua variabilidade.

A ESRI (2001) refere que os métodos de interpolação determinísticos, como o IDW (Inverso das distâncias ponderadas) são utilizados para criar superfícies a partir de pontos medidos baseados na sua similaridade. A superfície pode passar por todos os valores dos pontos da amostra, prevendo um valor idêntico ao valor observado para cada ponto da amostra (Interpolador exacto, como o IDW), mas no caso de um interpolador não exacto este prevê um valor num ponto da amostra que é diferente do valor medido, evitando desta forma a ocorrência de picos acentuados na superfície interpolada (como as funções polinomiais globais), que podem ocorrer no caso de um interpolador determinístico (ESRI, 2001).

- **Abordagem geoestatística**

Segundo Zonete (2009) em situações em que a estatística clássica apresenta limitações a geoestatística pode ser útil. Na abordagem geoestatística, os valores conhecidos do fenómeno a interpolar são interpretados como provenientes de um processo aleatório (Mesquita, 2005). Segundo a ESRI (2001) a interpolação geoestatística baseia-se em métodos estatísticos e é utilizada para modelar superfícies de previsão mais avançadas que também incluem previsões dos erros ou incerteza, como os métodos de interpolação Kriging e Cokriging. Os métodos geoestatísticos criam superfícies incorporando as propriedades estatísticas dos dados da amostra. O método Kriging envolve a quantificação da estrutura espacial dos dados e a produção do mapa de previsão.

A quantificação da estrutura espacial dos dados, conhecida por variografia, consiste em ajustar um modelo espacialmente dependente aos dados da amostra. Para efectuar uma previsão para um valor desconhecido o método Kriging utiliza o modelo ajustado através da variografia, a configuração espacial dos dados e os valores dos pontos observados da amostra na vizinhança de cada local para efectuar previsão (ESRI, 2001). O método Kriging assume que os dados são provenientes de processos estocásticos estacionários, ou seja, de variáveis aleatórias que são ordenadas no espaço ou no tempo (ESRI, 2001). Através da interpolação pelo método Kriging podem-se obter mapas de previsão e mapas do erro de previsão, produzidos a partir do erro padrão dos valores interpolados para permitir a visualização da incerteza associada às previsões.

Quanto à estrutura dos dados espaciais, analisada através da variografia, a análise do semivariograma da covariância permite avaliar a correlação estatística como uma função da

distância. O semivariograma representa a correlação estatística de pontos vizinhos da amostra. À medida que a distância aumenta a probabilidade desses pontos estarem correlacionados diminui, ou seja, a variância da diferença aumenta com a distância (ESRI, 2001). Deste modo, entre duas variáveis aleatórias $Z(x_1)$ e $Z(x_2)$ pode ser definido o variograma (Mesquita, 2005). Zonete (2009) refere que, existindo dependência espacial ou temporal, é possível estimar valores do atributo em estudo para os locais não amostrados e com variância mínima, por meio da interpolação pelo método Kriging.

A Geoestatística trata as variáveis como regionalizadas, ou seja, como funções espaciais numéricas que variam de um local para outro com uma aparente continuidade e cuja variação não pode ser representada por uma função matemática simples (Zonete, 2009). Sendo inevitável a ocorrência de erros na análise, seja devido a erros na aquisição dos dados, erros humanos ou variações temporais entre amostras, a modelação do erro é utilizada para minimizar os efeitos dos erros de medição. Quando a medição dos erros é especificada o método kriging torna-se num interpolador não exacto, prevendo valores para os locais de medição diferentes dos valores observados nesses locais. Sendo assim, através deste método de interpolação é possível ajustar os erros de medição para otimizar o erro do modelo.

2.4.5. Modelos de previsão de distribuição de espécies

Diferentes técnicas de modelação da distribuição de espécies incluem os envelopes ambientais, árvores de classificação, redes neuronais, modelos lineares generalizados, modelos generalizados aditivos e técnicas de interpolação espacial. Segundo Raimundo (2004) os modelos lineares generalizados produzem melhores resultados para espécies abundantes.

Segurado (2000) refere que a modelação ambiental é relevante no contexto da reabilitação de populações ou comunidades, uma vez que permite localizar as áreas mais adequadas para o estabelecimento de uma dada espécie. Os modelos de distribuição também são importantes para a delimitação de áreas prioritárias para a conservação de uma ou várias espécies e para a localização de zonas de maior vulnerabilidade para as espécies (Segurado, 2000). Da modelação da distribuição de espécies resulta um mapa de ocorrências modeladas, que mostra as áreas potenciais em que as espécies podem ocorrer (Raimundo, 2004).

Segundo Raimundo (2004) a utilização de modelos estatísticos com o objectivo de prever áreas adequadas para a ocorrência de uma determinada espécie tem sido frequente em diversos estudos. Assume-se com este tipo de modelação que, a uma determinada escala temporal e espacial, a distribuição das espécies está em equilíbrio com o ambiente. Isto é

um pressuposto associado aos métodos estatísticos uma vez que estes estão dependentes da existência de uma relação entre a variável dependente (distribuição das espécies) e a combinação das variáveis explicativas (relacionadas com as condições ambientais locais) (Raimundo, 2004).

2.4.6. O modelo de regressão linear logística múltipla

Segundo Segurado (2000) a regressão logística múltipla tem sido a técnica mais frequentemente utilizada na modelação da probabilidade de ocorrência de espécies.

Os modelos de regressão logística são frequentemente utilizados para descrever o efeito de uma ou várias variáveis explicativas numa variável de resposta binária, em áreas de investigação como a silvicultura ou a conservação da vida selvagem (Raimundo, 2004). No caso da distribuição de espécies, o uso da estatística multivariada e o recurso aos SIG têm sido técnicas que têm vindo a ser utilizadas para a identificação de habitats preferenciais e para prever a distribuição potencial para aquelas espécies. Este processo descreve a forma como determinada variável binária está relacionada com um conjunto de variáveis explicativas, expressa numa função probabilística (Cunha *et al.*, 2005).

A regressão logística é um caso particular de Modelo Linear Generalizado (GLM) que é uma família de modelos estatísticos que combinam a regressão linear clássica e a análise de variância, em que o preditor linear (η) relaciona-se com o valor esperado (μ) da variável resposta (y) por meio de uma função (g) designada função de ligação. A regressão logística é o tipo apropriado de GLM para explicar os dados de presença-ausência uma vez que assume uma distribuição binomial dos erros (Raimundo, 2004).

Quanto ao ajustamento do modelo, uma vez que os erros do modelo logístico não seguem uma distribuição normal nem apresentam variância constante segundo Maroco (2007) não é possível obter estimativas óptimas dos coeficientes do modelo pelo método dos mínimos quadrados utilizado na regressão linear, sendo utilizado o Método da Máxima Verossimilhança (*Maximum Likelihood*). Este método estima os coeficientes de regressão que maximizam a probabilidade de encontrar as realizações da variável dependente amostradas.

Na versão mais simples da regressão logística, em que a variável resposta é binária, a função de ligação é o *logit* e toma a seguinte forma: $\eta = g(\mu) = \log(\mu/1 - \mu)$ em que μ é a variável resposta (Raimundo, 2004).

Este método é muito utilizado para relacionar uma variável dependente, correspondente à distribuição de uma dada espécie ou grupo ecológico, com as variáveis ambientais previamente seleccionadas para explicar o modelo. O Método "*Forward Stepwise*" é muito utilizado na selecção das variáveis que explicam o modelo (Raimundo, 2004).

O modelo de regressão logística deve obedecer aos seguintes pressupostos (Maroco, 2007):

- 1- Linearidade e aditividade: a escala de *Logit* (π) é aditiva e linear, mas a de π não.
- 2- Proporcionalidade: a contribuição de cada X_i ($i = 1, \dots, p$) é proporcional ao seu valor com um factor β_i (coeficientes do modelo).
- 3- Constância de efeito: a contribuição de uma variável independente é constante e independente da contribuição das outras variáveis independentes.
- 4- Os erros são independentes e apresentam distribuição binomial.
- 5- Os preditores não são multicolineares.

2.4.7. O modelo de regressão linear múltipla

No modelo de regressão linear univariado, a relação funcional entre uma variável dependente (Y) e uma ou mais variáveis independentes (X_i ; $i = 1, \dots, p$) é do tipo (Maroco, 2007):

$$Y_j = \beta_0 + \beta_1 X_{1j} + \beta_2 X_{2j} + \dots + \beta_p X_{pj} + \varepsilon_j$$

Sendo $j = 1, \dots, n$

O termo β_i ($i = 1, \dots, p$) corresponde aos coeficientes de regressão e representa os declives parciais (uma medida da influência de X_i em Y , ou seja, da variação de Y por unidade de variação de X_i); ε_j corresponde aos erros ou resíduos do modelo e reflecte os erros de medição e a variação natural em Y e β_0 corresponde à ordenada na origem.

Segundo Maroco (2007) os pressupostos de aplicação do modelo de regressão linear são os seguintes: os erros são aleatórios, independentes e com distribuição normal de média zero e variância constante; as variáveis independentes são ortogonais (ou seja, não estão correlacionadas ou apresentam correlações muito fracas).

2.5.4. Casos de estudo no âmbito da modelação ecológica

Apresenta-se uma revisão literária de estudos onde foram desenvolvidos modelos relevantes no âmbito da previsão de distribuição potencial de espécies e a sua correspondência com as condições ambientais locais.

O “*Native Woodlands Model*”

A combinação de dados de ocupação do solo com dados referentes ao tipo e qualidade do solo é uma abordagem utilizada no *Native Woodlands Model* (NWM), desenvolvido pelo Macaulay Institute, em Aberdeen e pelo Scottish Natural Heritage (SNH). Segundo Ray *et al.* (2003) este modelo relaciona a informação publicada na literatura e informação fornecida por peritos quanto ao desenvolvimento de vegetação florestal com informação digital

biofísica para prever a distribuição potencial de vegetação florestal nativa à escala da paisagem.

Segundo Towers *et al.* (2004) o objectivo deste modelo é auxiliar o planeamento da expansão da floresta nativa na Escócia. Os dados relativos ao tipo de solo e uso do solo têm sido relacionados com os requisitos de diferentes tipos de floresta nativa para prever as formações florestais potenciais, com o mínimo de intervenção no terreno, sendo esta relação a base para a construção do modelo.

O modelo foi desenvolvido para a previsão de padrões óptimos de adequação dos locais para expansão de áreas florestais em áreas extensas, facilmente e sem necessidade de efectuar trabalho de campo. Os mapas resultantes do modelo representam o coberto florestal natural potencial nas condições climáticas actuais (Towers *et al.*, 2004).

A abordagem adoptada pelo NWM, apesar de ser desenvolvida com recurso a um SIG, aproxima-se da abordagem adoptada para o planeamento de uma nova área florestal no terreno. O modelo procura imitar a abordagem de campo ecológica, mas em áreas extensas sem a necessidade de estudos de campo. No terreno, a informação relativa a factores locais que influenciam o crescimento das espécies florestais e o actual uso do solo seria recolhida e analisada. Os dados seriam depois comparados com as condições adequadas a diferentes espécies florestais, permitindo efectuar recomendações respeitantes às espécies florestais mais apropriadas para o local (Towers *et al.*, 2004; Towers *et al.*, 2003).

O NWM segue esta abordagem, com a diferença que a informação acerca das condições locais já foi recolhida e armazenada nos mapas de solos e de uso do solo. Quando combinados, estes dados fornecem informação acerca da geologia, humidade do solo e nutrientes das componentes do solo, topografia e tipo do terreno e acerca das espécies florestais precursoras. Todos estes factores são importantes para a avaliação da adequação local para a expansão de floresta nativa (Towers *et al.*, 2004).

Os dados de base do modelo são os Mapas de solos à escala nacional e mapa de ocupação do solo da Escócia. Os dados de base referidos foram sobrepostos, com recurso a um SIG, para produzir diferentes combinações de tipos de solo/uso do solo que descrevam as condições locais actuais. Foi efectuada uma correspondência entre cada um destes tipos de solo/uso do solo com uma comunidade *National Vegetation Classification* (NVC) ou um mosaico de comunidades, tendo por base as relações entre as propriedades biofísicas e os requisitos das espécies florestais (Towers *et al.*, 2004; Towers *et al.*, 2003).

O Modelo *Ecological Site Classification*

Segundo Ray *et al.* (2003) o modelo *Ecological Site Classification* (ESC) foi desenvolvido no Reino Unido como uma ferramenta de planeamento florestal que pode ser utilizado à escala local ou à escala da paisagem florestal. As variáveis ecológicas que relacionam os tipos de vegetação, baseadas na NVC, com o ESC foram codificadas para indicar o grau de adequação do estabelecimento de diferentes espécies florestais nativas em qualquer local. Este modelo foi desenvolvido com base numa metodologia semelhante à utilizada no *Biogeoclimatic Ecosystem Classification* (BEC) criado para a área de British Columbia, no Canadá (Ray *et al.*, 2003).

O ESC procura efectuar uma correspondência entre os requisitos ecológicos de espécies de árvores e de comunidades de vegetação florestal nativa às condições locais, utilizando uma metodologia que associa informação climática a informação acerca da qualidade do solo presente no local. São utilizados seis factores para descrever as condições locais, sendo quatro factores climáticos - temperatura acumulada acima de 5°C; o défice de humidade máximo do Verão; a exposição e vento, expressa pela variável *windiness*, calculada segundo o método DAMS (*Detailed Aspect Method of Scoring*) e a continentalidade - e dois factores referentes à qualidade do solo: o regime de humidade do solo e o regime de nutrientes do solo (Ray *et al.*, 2003).

Relação entre a Composição e Estrutura da Paisagem e a Riqueza dos Anfíbios e Répteis que Ocorrem em Portugal Continental

Este estudo de Cunha *et al.* (2005) estendeu-se a Portugal continental e teve como unidade mínima (resolução) a quadricula 10x10km, definida em função do tipo de dados disponíveis. Foram criados modelos a partir dos mapas de distribuição dos répteis e dos anfíbios que ocorrem em Portugal (variável dependente) relacionados com o mapa dos tipos de habitat (variável independente).

Recorreu-se neste estudo à regressão linear múltipla para procurar compreender a forma como as variáveis relativas ao tipo de habitat (variáveis independentes) estão relacionadas com a riqueza específica dos anfíbios, dos répteis e destes dois grupos em conjunto (variáveis dependentes). O método utilizado na selecção das variáveis que explicam o modelo foi o de "*Forward Stepwise*". Quanto aos resultados deste estudo, Cunha *et al.* (2005) constataram a existência de uma correlação positiva entre a diversidade da paisagem e a riqueza de espécies.

Condicionantes ambientais na distribuição de anfíbios e répteis em Portugal Continental

O estudo de Raimundo (2004) teve como principal objectivo o desenvolvimento de metodologias para a modelação da distribuição geográfica da riqueza específica e avaliar a contribuição de cada tipo de condicionante ambiental para essa distribuição, avaliando o peso das diversas condicionantes antropogénicas (uso do solo, ordenamento do território, práticas agrícolas, entre outras) relativamente a variáveis físicas (clima, geomorfologia) na diversidade biológica.

O conhecimento do grupo biológico em análise, a sua distribuição, biologia e ecologia foram utilizados para averiguar quais são as componentes ambientais mais relevantes para o estudo e foram obtidos modelos de probabilidade de ocorrência das espécies da herpetofauna portuguesa e qualificar as variáveis mais importantes na sua distribuição (Raimundo, 2004).

Com o objectivo de conhecer as variáveis que melhor explicam a distribuição das 44 espécies em estudo e obter modelos de previsão de distribuição para cada espécie, Raimundo (2004) utilizou a regressão logística. O modelo pode ser aplicado aos dados para obter previsões de probabilidades de ocorrência das espécies nos locais para as quais não se possuem dados relativos à espécie em questão.

Para averiguar a relação entre a riqueza específica potencial e o conjunto das variáveis ambientais disponíveis Raimundo (2004) recorreu ao modelo de regressão linear. Quanto à contribuição individual das condicionantes ambientais este autor ajustou ainda um modelo de regressão linear em que procedeu à selecção de variáveis com o método “*stepwise*”, em que o modelo é reajustado de cada vez que uma variável é incluída ou excluída (Raimundo, 2004).

Modelação da distribuição e da abundância local do cágado-Mediterrânico (*Mauremys leprosa*) e do cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis*) em Portugal

No estudo de Segurado (2000), os dados sobre a presença/ausência de *Mauremys leprosa* e de *Emys orbicularis* em quadrículas UTM decaquilométricas foram utilizados para ajustar modelos preditivos da distribuição recorrendo a duas técnicas estatísticas: modelos baseados em árvores de classificação e modelos de regressão logística multivariada. As variáveis predictoras foram obtidas a partir do Atlas do Ambiente de Portugal e incluíam variáveis macroclimáticas, geomorfológicas, ecológicas e de cobertura do solo. Os mapas preditivos da distribuição foram obtidos através de um SIG. Segurado (2000) estudou também a influência de variáveis locais na presença ou abundância das espécies. As

variáveis mais importantes na distribuição das espécies foram sobretudo de natureza climática, como a radiação solar, humidade, escoamento, evapotranspiração, precipitação e regiões ecológicas.

Carta da Vegetação Natural Potencial de Caldas da Rainha

Neto *et al.* (2008) elaboraram uma Carta de Vegetação Natural Potencial (VNP) das Caldas da Rainha com base na correspondência entre a VNP e uma determinada combinação de bioclima, litologia e solos, num contexto biogeográfico, estabelecendo desta forma a relação entre uma dada combinação destas variáveis e uma única sequência sucessional ou série de vegetação.

Modelação do Potencial produtivo de diferentes espécies arbóreas

A modelação do potencial produtivo para diferentes espécies arbóreas (pinheiro-bravo, eucalipto, sobreiro, azinheira, castanheiro, carvalho-alvarinho, carvalho-cerquinho e carvalho-negral), realizada pela Direcção Geral de Florestas (DGRF) e descrita no PROFPIN teve como objectivo a representação cartográfica das diferentes aptidões de produção para cada uma dessas espécies, sendo estas aptidões agrupadas em cinco classes possíveis: marginal, desfavorável, regular, favorável e óptima.

Quanto às espécies que fazem parte da floresta autóctone (*Quercus sp.*) ou naturalizadas (*Castanea sativa*), considerou-se neste estudo que os óptimos dos modelos de presença correspondem ao óptimo ecológico de cada espécie, e consequentemente a uma maior aptidão produtiva. Numa primeira fase foi ajustado um envelope ecológico à distribuição de cada espécie com base na bibliografia e obteve-se uma máscara de presença ou ausência da espécie. Numa segunda fase, para a área de presença da espécie, foi implementado um modelo estatístico (árvores de regressão) que permitiu detalhar a aptidão para a produção de cada espécie de árvore. As variáveis utilizadas neste modelo basearam-se na temperatura, precipitação, altimetria e litologia (DGRF, 2006).

3. METODOLOGIA

Apresenta-se neste capítulo a metodologia seguida neste trabalho.

3.1. Definição da área de estudo

O primeiro passo foi proceder à definição da área de estudo. O Sítio de Interesse Comunitário (SIC) da Serra da Lousã foi escolhido devido à dominância de áreas florestais nesta zona do país e devido à existência de importantes valores naturais. Assim, a restauração florestal, em especial acções de restauração que permitam aumentar a extensão da floresta nativa com o objectivo de conservação da biodiversidade e melhorar a qualidade das áreas florestais, através do aumento da sua resiliência e recuperação das suas funções ecológicas, podem ser particularmente relevantes para este local.

A área de estudo foi limitada às zonas do SIC da Serra da Lousã existentes nas cartas militares 252 e 264, não sendo coberta a zona norte deste SIC. A exclusão desta zona não se deve à sua irrelevância quanto à existência de zonas importantes para a conservação da biodiversidade e de floresta nativa mas sim à inexistência de uma carta de solos para esta zona, em formato digital ou analógico. Sendo a carta de solos um elemento essencial para o trabalho a realizar, esta zona não foi considerada para o desenvolvimento do modelo proposto. No entanto, devido à importância de algumas zonas não consideradas, especialmente as zonas de vegetação ripícola presentes na Serra da Lousã, algumas das acções propostas para a área de estudo deste trabalho podem ser consideradas outras zonas da Serra da Lousã que se encontram fora dos limites da área de estudo definida.

3.2. Aquisição e tratamento da informação bibliográfica e da cartografia base

Procedeu-se em simultâneo à aquisição da cartografia para a área de estudo: o Modelo Digital do Terreno (MDT), carta de solos em formato TIFF nº 252 e 264 e cartografia em formato vectorial para Portugal Continental proveniente do Atlas do Ambiente: precipitação total anual, temperatura média anual, pH do solo, litologia, biogeografia, fitogeografia, valores naturais, paisagem. Também foi obtida a carta de ocupação do solo em 1990 (COS90) correspondente às folhas nº 252 e 264, a carta dos habitats naturais para o SIC Serra da Lousã, elaborada pelo ICNB, a Carta de Risco de Incêndio Florestal em 2010 (CRIF 2010) e a Carta Administrativa Oficial para Portugal Continental em 2009 (CAOP 2009). A Tabela 3.1 sistematiza o tipo e fonte de informação cartográfica utilizada para caracterizar a área de estudo e utilizada para a modelação da vegetação potencial da Serra da Lousã.

Tabela 3.1 - Cartografia utilizada para a caracterização da área de estudo

Variável ou tema da cartografia	Tipo de variável	Tipologia	Escala/resolução	Produtor/Detentor	Ano
Tipo de solo*	Qualitativa (nominal)	Imagem em formato TIFF	1:25.000	IDRHa	1994
Ocupação do solo*	Qualitativa (nominal)	Formato vectorial	1:25.000	IGP	1990
Altimetria*: Modelo Digital do Terreno (MDT)	Quantitativa	Formato raster	30 m	ESRI	2009
Declive*	Quantitativa	Formato raster	30 m	Obtida a partir do MDT	2010
Exposição*	Quantitativa	Formato raster	30 m	Obtida a partir do MDT	2010
Radiação Global*	Quantitativa	Formato raster	30 m	Obtida a partir do MDT	2010
Linhas de água	Não aplicável	Formato vectorial	30 m	Obtida a partir do MDT	2010
Índice de humidade	Ordinal	Formato raster	30 m	Obtida a partir do MDT	2010
Habitats naturais do SIC da Serra da Lousã	Não aplicável	Formato vectorial	1:100.000	ICNB	2006
Acidez e Alcalinidade dos solos	Ordinal	Formato vectorial	1:1.000.000	F. Câmara Freitas (EAN)	1979
Temperatura média diária do ar*	Ordinal	Formato vectorial	1:1.000.000	Serviço Meteorológico Nacional	1974
Precipitação Total Anual*	Ordinal	Formato vectorial	1:1.000.000	Serviço Meteorológico Nacional	1974
Unidades litológicas*	Qualitativa (nominal)	Formato vectorial	1:1.000.000	A. M. Soares da Silva (EAN)	1982
Valor Ecológico do solo*	Ordinal	Formato raster	30 m	Obtido a partir da carta de solos vectorizada	2010
Risco de Incêndio Florestal*	Ordinal	Formato vectorial	1:25.000	IGP	2010
Biogeografia	Não aplicável	Formato vectorial	1:1.000.000	Associação. Lusitana de Fitossociologia	1998
Zonas Fitogeográficas Predominantes	Não aplicável	Formato vectorial	1:1.000.000	João do Amaral Franco	1994
Valores Naturais	Não aplicável	Formato vectorial	1:1.000.000	J. de Pina Manique e Albuquerque (Estação Agronómica Nacional)	1984
Paisagem	Não aplicável	Formato vectorial	1:1.000.000	J. de Pina Manique e Albuquerque (EAN)	1984
Zonas Ecológicas	Não aplicável	Formato vectorial	1:1.000.000	J. de Pina Manique e Albuquerque (EAN)	1982
Limites Administrativos	Não aplicável	Formato vectorial	1:25.000	IGP	2009
Regiões Naturais	Não aplicável	Formato vectorial	1:1.000.000	J. de Pina Manique e Albuquerque (EAN)	1984
Árvores Notáveis	Não aplicável	Formato vectorial	1:1.000.000	Mário Nunes (EAN)	1997

Nota: só é indicado o tipo de variável para as variáveis incluídas no modelo. Para a cartografia em formato vectorial é indicada a sua escala e para a cartografia em formato raster é indicada a sua resolução. Variáveis ambientais consideradas para o modelo indicadas com (*).

Foi recolhida informação acerca dos habitats e valores naturais existentes na área de estudo tendo por base o Plano Sectorial da Rede Natura 2000 e foi efectuada uma revisão bibliográfica dos requisitos ecológicos das principais espécies associadas aos habitats com maior valor de conservação tendo por base:

- A caracterização edafo-climática das diferentes espécies florestais com base nas regiões de proveniência realizada pela DGRF;
- A caracterização dos diferentes habitats naturais presentes no SIC da Serra da Lousã, realizada pela ALFA (2004).

Estes requisitos permitem relacionar estas espécies e comunidades vegetais com a informação existente na cartografia considerada relativamente às condições locais, correspondentes às variáveis explicativas do modelo.

Inicialmente o objectivo deste trabalho consistia na adaptação dos princípios do *Native Woodlands Model* (NWM), desenvolvido pelo Macauley Institute, em Aberdeen e pelo Scottish Natural Heritage (SNH) a uma zona de estudo em Portugal, procedendo-se à aquisição de informação acerca deste modelo. Para o efeito foi contactado o Macauley Institute, em Aberdeen, que desenvolveu este modelo e que forneceu informação essencial para o desenvolvimento deste estudo, tendo sido particularmente útil para o desenvolvimento inicial da metodologia deste trabalho.

3.3. Definição das variáveis a analisar

Foram definidos os parâmetros a analisar consoante a cartografia disponível e as espécies florestais mais relevantes para a área de estudo. O principal critério para esta definição foi a disponibilidade da informação e a relevância das variáveis ambientais quanto à sua influência no desenvolvimento da vegetação potencial.

3.4. Tratamento da informação cartográfica de base para a área de estudo e integração em ArcGIS

Procedeu-se ao tratamento da informação cartográfica de base para a área de estudo e integração num SIG, o *software* ArcGIS 9.2, o que incluiu o corte dos mapas elaborados para Portugal Continental com os limites da área de estudo, a vectorização das cartas de solos nº 252 e nº 264, que se encontravam em formato analógico, e a reclassificação da cartografia em formato vectorial, em especial a carta de solos e a carta de ocupação do solo em 1990, COS90, com o objectivo de simplificar a análise da informação. A reclassificação do tipo de solo foi efectuada com base na família de solo dominante em cada polígono da carta de solos.

A classificação dos solos de Portugal é a que foi desenvolvida pelo Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário (SROA), que tinha como função realizar a cartografia sistemática dos solos do país. No anexo I encontram-se as tabelas referentes às famílias de solos presentes na área de estudo e a sua descrição.

Foi necessário efectuar uma correspondência entre dois sistemas de classificação de solos uma vez que a informação relativa aos requisitos edáficos das espécies florestais em análise baseia-se na classificação da FAO/UNESCO e as classes de solos presentes na carta de solos para a área de estudo encontram-se na Classificação Portuguesa, ao nível da família. Essa correspondência também se encontra no anexo I, Tabela I.2.

Foram comparadas duas alternativas diferentes para a reclassificação e atribuição de valores numéricos às diferentes classes de solos presentes na área de estudo.

Alternativa 1: Atribuição de um código numérico a cada família de solos e a cada combinação de famílias de solos. Obtiveram-se 79 classes diferentes.

Alternativa 2: Atribuição de um código numérico a cada grupo/subgrupo baseado no tipo de família dominante. Obtiveram-se 12 classes/códigos numéricos (anexo I).

Verificou-se que a alternativa 2 para a reclassificação do tipo de solos presente na área de estudo permitia uma maior simplificação da informação, o que facilitou a posterior análise da informação (ver tabela no anexo I com a atribuição de códigos numéricos a cada tipo de solos presente na área de estudo com base no tipo de solo dominante, COD1).

A partir do MDT foram elaborados os mapas de declive, exposição, radiação global e índice de humidade do solo. Posteriormente foi calculado o valor ecológico do solo (VE) com base no tipo de solo, para cada polígono da carta de solos vectorizada, segundo a seguinte expressão:

$$VE = ((VE_1 * PER_1) + (VE_2 * PER_2) + (VE_3 * PER_3)) / 10$$

Sendo VE o valor ecológico final do polígono; VE_1 , VE_2 e VE_3 o valor ecológico de cada uma das famílias de solos (num máximo de 3) presentes em cada polígono da carta de solos; PER_1 , PER_2 e PER_3 a percentagem de cada família de solos presentes no polígono.

Quanto ao cálculo do Índice de Humidade do solo, este foi calculado a partir do modelo digital do terreno (MDT) com base no declive e área drenante (Índice de Humidade de Beven e Kirby, 1979). Para cada célula do MDT de uma determinada região este índice determina um valor de humidade relativa (W_i):

$$W_i = \ln\left(\frac{a_i}{tg\beta_i}\right)$$

em que a_i corresponde à área drenante específica para o ponto i , por unidade de secção ($m^2.m^{-1}$) e β_i corresponde ao declive no ponto i expresso em graus (depois convertido em radianos).

Quanto ao parâmetro radiação, o cálculo da radiação directa, difusa e global foram efectuados para cada local da superfície topográfica produzindo mapas para toda a área de

estudo referentes a um ano. A radiação global foi calculada como a soma da radiação directa e difusa.

Seguiu-se a atribuição de um código numérico a cada uma das diferentes classes estabelecidas, para cada variável, e posterior transformação em formato raster da cartografia que se encontrava em formato vectorial para ser possível efectuar operações matemáticas com recurso à cartografia disponível em formato raster para a definição da vegetação potencial com base nos requisitos ecológicos da vegetação.

3.4. Caracterização da área de estudo

Procedeu-se em seguida à caracterização da área de estudo através da revisão bibliográfica e da análise da informação cartográfica. Também foi efectuada uma saída de campo, em Maio de 2010, coordenada por Sílvia Neves, do Ecomuseu da Serra da Lousã (ICNB) para um melhor conhecimento dos valores naturais e pressões existentes na área de estudo.

Foi também analisada a distribuição actual conhecida das espécies através da análise da ocupação do solo em 1990, com base na literatura (Plano Sectorial da Rede Natura 2000) e através da análise da cartografia de habitats naturais para o SIC Serra da Lousã do ICNB (2006).

3.5. Análise preliminar da distribuição potencial da vegetação e definição de zonas de regeneração

A informação relativa às variáveis tipo de solo, ocupação do solo, temperatura, precipitação, pH do solo, litologia e altimetria, que definem as condições locais, foi cruzada com os requisitos ecológicos referentes a cada tipo de vegetação. Foi necessário definir qual seria o *output* do modelo a considerar, ou seja, qual o tipo de vegetação potencial a considerar como potencialmente adequada para a Serra da Lousã, tendo em consideração os valores naturais existentes. Desta forma, foi efectuada uma análise preliminar da distribuição potencial com base nos requisitos ecológicos conhecidos para as espécies *Quercus robur* (carvalho alvarinho), *Quercus suber* (sobreiro), *Quercus rotundifolia* (azinheira), *Castanea sativa* (castanheiro), *Salix alba* (salgueiro) e *Alnus glutinosa* (amieiro).

Os requisitos ecológicos basearam-se na caracterização edafo-climática efectuada pela Direcção Geral das Florestas para estas espécies e na caracterização efectuada pela ALFA (2004) para os diferentes habitats naturais presentes no SIC Serra da Lousã. Para esta análise assumiu-se que a área de distribuição destas espécies corresponde à área de distribuição potencial dos habitats naturais onde constituem a vegetação dominante (ver anexos III e V). O cruzamento da informação relativa aos requisitos das espécies referentes às variáveis consideradas foi realizado através do *raster calculator*, ArcGIS 9.2.

Uma vez que se verificou ao longo deste estudo que a informação bibliográfica disponível referente aos requisitos das espécies consideradas limita-se a apenas alguns factores ou variáveis ambientais, sendo muitas vezes incompleta e pouco precisa, foi necessário alterar a abordagem pensada inicialmente, baseada na metodologia utilizada no *Native Woodlands Model* (NWM), referida no capítulo 2 na revisão da literatura. Após esta análise, por comparação com a distribuição real dos habitats naturais definidos na cartografia dos valores naturais do SIC Serra da Lousã, do ICNB, análise dos contactos seriais existentes entre esses habitats e caracterização desses habitats realizada pela ALFA (2004), alguns resultados obtidos neste passo foram repetidos após o ajustamento de algumas condições referentes aos requisitos ecológicos e ambientais considerados para cada espécie, em especial para a espécie *Alnus glutinosa*.

Foram seleccionadas zonas de elevada importância ao nível da conservação na área de estudo, que constituem núcleos de vegetação natural e têm o potencial de estimular a ocorrência de regeneração natural de floresta nativa em áreas vizinhas. Com o objectivo de identificar quais os locais com maior interesse de conservação na área de estudo procedeu-se à análise da distribuição da vegetação existente nos habitats naturais com base na carta de habitats naturais do SIC Serra da Lousã. Uma vez que as áreas delimitadas contêm maioritariamente uma combinação de diferentes habitats, foram analisados os contactos seriais entre os habitats que ocorrem num mesmo polígono desta carta e, com base na caracterização dos habitats naturais presente nas fichas de caracterização elaboradas pela ALFA (2004), procedeu-se à selecção de locais com especial interesse de conservação.

Procedeu-se à definição, em ArcGIS, de zonas de regeneração de 500 m em redor de habitats existentes na área de estudo com interesse de conservação, em especial importantes núcleos de vegetação nativa, para estimular a ocorrência de regeneração natural na área de estudo e foram também definidas zonas de 50 m para a implementação de técnicas de controlo de plantas invasoras, em especial *Acacia dealbata*, em redor da vegetação ribeirinha, tendo por base as recomendações de gestão para o SIC Serra da Lousã constantes no PSRN 2000.

3.6. Análise Exploratória

3.6.1. Amostragem aleatória dos dados: Criação dos pontos da amostra e atribuição dos valores das diferentes variáveis para os pontos da amostra

Com base na extensão do ArcGIS 9.2 *Hawths Analysis Tools for ArcGIS 9* foi criado um conjunto de 500 pontos aleatórios, tendo em seguida sido extraída, para cada uma das variáveis consideradas no modelo (altimetria, declive, exposição, radiação global, índice de humidade do solo, temperatura média anual, precipitação total anual, ocupação do solo, tipo de solo, valor ecológico do solo, litologia, pH do solo e risco de incêndio florestal) o valor

referente aos pontos. Foram criados mais dois conjuntos de 500 pontos aleatórios, num total de três amostras, permitindo desta forma considerar ou não a primeira amostra de pontos como representativa da variabilidade das condições locais existentes na área de estudo aquando da análise univariada ANOVA a um factor.

3.6.2. ANOVA a um factor

As três amostras de pontos aleatórios foram analisadas através do método estatístico ANOVA a um factor, com recurso ao *software* SPSS. Desta forma, procede-se a uma análise univariada das variáveis a incluir no modelo previamente à realização de uma análise multivariada através da análise em componentes principais e ajustamento de modelos de regressão logística e de regressão linear simples.

Com o objectivo de saber se existem diferenças significativas entre os valores de cada variável (variável dependente) nas 3 amostras (variável independente ou factor) foi realizado o teste ANOVA a um factor para um nível de significância de 0.05 (com uma probabilidade de erro de 5%).

Com o objectivo de testar $H_0: \mu_{\text{amostra 1}} = \mu_{\text{amostra 2}} = \mu_{\text{amostra 3}}$ versus $H_1: \text{existe } i,j: \mu_i \neq \mu_j$ ($i,j = \text{amostra 1, amostra 2 e amostra 3}$), através do teste ANOVA a um factor foram comparadas as médias das três amostras através da análise da variância, ou seja, se as 3 amostras provêm ou não da mesma população, e se as suas variâncias são homogéneas, rejeitando H_0 (as médias são iguais) se $p \leq \alpha$, concluindo neste caso que existe pelo menos uma média populacional que é significativamente diferente das restantes. Foram efectuados “*testes Post-Hoc*”) para saber, caso as médias fossem diferentes, qual ou quais os pares de médias são diferentes:

$H_0: \mu_i = \mu_j$ versus $H_1: \mu_i \neq \mu_j$ ($i,j = 1, \dots, k$) para todos os pares de médias possíveis.

Para a comparação das três médias, duas a duas, ou “Comparação múltipla de médias” o teste *por-hoc* de comparações múltiplas de médias realizado foi o teste de Tukey, rejeitando-se H_0 se a estatística de teste de Tukey (Q) for maior que o valor crítico do teste de Tukey. O *software* SPSS permitiu calcular a probabilidade de significância (p) para o teste.

3.6.3. Análise em Componentes Principais: selecção das variáveis do modelo e relações entre as variáveis

Com o objectivo de analisar as relações entre as variáveis explicativas das condições locais e de resumir a informação presente nas variáveis altimetria, declive, exposição, radiação global, índice de humidade, temperatura média anual, precipitação total anual, ocupação do solo, tipo de solo, valor ecológico do solo, litologia, pH do solo e risco de incêndio florestal (variáveis escalares, intervalares e categóricas) em componentes principais utilizou-se o

Categorical Principal Analysis (CATPCA), ou *optimal scaling*, como método de normalização da variável principal uma vez que algumas das variáveis analisadas são qualitativas e o procedimento de Análise em Componentes Principais (ACP) só pode ser aplicado a variáveis quantitativas. Utilizou-se como critério de retenção das componentes a regra do valor próprio (*eigenvalue*) superior a 1. A consistência interna de cada componente foi avaliada através do α de Cronbach. Todos estes procedimentos foram efectuados com recurso ao software SPSS, versão 17.

O tipo de *optimal scaling* definido para a análise foi o “Numérico” (as categorias são ordenadas em intervalos equidistantes, ou seja, são transformadas em variáveis intervalares, e é preservada a ordem e as distâncias entre as categorias das variáveis originais). O número de componentes (dimensões) a incluir na análise foi definido inicialmente para 13, o que corresponde ao número de variáveis em análise. Este número foi posteriormente reduzido em todas as amostras, tendo sido retidas apenas as componentes principais com valor próprio superior a 1, considerando que o número de componentes retido desta forma é capaz de explicar a maior parte da variância dos dados originais.

3.7. Modelação da Vegetação Potencial

Após a análise preliminar e exploratória, e uma vez que existe informação cartográfica disponível relativa a diferentes parâmetros relevantes para a distribuição potencial das espécies mas para os quais não existe informação acerca dos limites ou requisitos ecológicos, procedeu-se à modelação da vegetação potencial da Serra da Lousã através da aplicação de métodos de interpolação, incluindo o método geoestatístico *Ordinary Kriging* e o método IDW e através da aplicação de modelos estatísticos, regressão linear múltipla e regressão logística.

3.7.1. Modelos estatísticos preditivos da distribuição da vegetação potencial

3.7.1.1. Selecção da estatística a ser implementada

Dois modelos muito utilizados na previsão da distribuição de espécies são os modelos de regressão linear múltipla e o modelo de regressão logística múltipla. Uma vez que a variável dependente (variável resposta) do modelo que se pretende implementar neste estudo, a vegetação potencial, pode ser considerada uma variável qualitativa ou quantitativa optou-se por aplicar o modelo de regressão logística e também o modelo de regressão linear múltipla para analisar qual o modelo que melhor se adapta ao caso de estudo.

Foi necessário, devido à elevada correlação espacial entre as variáveis explicativas do modelo, proceder a transformações das variáveis. Desta forma, os modelos obtidos com base nas variáveis não transformadas foram comparados com os resultados obtidos com a

transformação da variável x através da raiz quadrada (\sqrt{x}). Todos estes procedimentos foram efectuados com recurso ao *software* SPSS 17.

3.7.1.2. Modelação da vegetação potencial através da aplicação do modelo de Regressão Linear Múltipla

Com o objectivo de ajustar um modelo de regressão linear múltipla tendo por base a amostra 1 e as 13 variáveis explicativas utilizadas na análise em componentes principais, foi ajustado um modelo deste tipo com o objectivo de obter um modelo de previsão da distribuição potencial da espécie *Quercus robur*, espécie com maior distribuição potencial na área de estudo. Para o ajustamento de um modelo tendo como variável dependente os valores da amostra 1 correspondentes à distribuição potencial desta espécie, assumiu-se que a distribuição desta espécie podia tomar qualquer valor entre 0 e 1, correspondendo o valor 1 ao maior potencial do seu estabelecimento e o valor 0 ao menor potencial do seu estabelecimento, ou seja, assume-se que a variável dependente é contínua.

Tal como no caso do ajustamento de um modelo de regressão logística, referido no ponto seguinte, este modelo foi ajustado às variáveis não transformadas e às variáveis transformadas (transformação \sqrt{x}).

A regressão linear múltipla, com selecção de variáveis *stepwise*, foi utilizada para obter um modelo que permitisse prever a distribuição potencial da espécie *Q. robur* em função das variáveis explicativas já utilizadas aquando da análise ANOVA a um factor e análise em componentes principais. Os pressupostos da distribuição normal e homogeneidade dos erros foram analisados graficamente e o pressuposto da independência dos erros foi validado através da estatística de Durbin-Watson. O “factor de inflação da variância” (*Variance Inflation Factor, VIF*) e a Tolerância foram utilizados para diagnosticar a existência de multicolinearidade. Um outro indicador utilizado para detectar a multicolinearidade consistiu nos valores próprios (eigenvalues) da matriz de correlações entre as variáveis independentes.

A variância explicada pela regressão foi analisada através da estatística de teste F, que tem distribuição F-Snedecor com p e $(n-p-1)$ graus de liberdade. Quanto à estatística de qualidade de ajustamento do modelo ajustado, foi utilizado o coeficiente de determinação (R^2), que mede a dimensão do efeito das variáveis independentes sobre a variável dependente.

3.7.1.3. Modelação da vegetação potencial através da aplicação do modelo de regressão logística

Foi aplicado um modelo de regressão logística para a amostra 1 com o objectivo de obter um modelo preditivo da distribuição potencial da espécie *Q. robur*, que corresponde à variável dependente e que, neste modelo, é uma variável binária, podendo tomar os valores 0 ou 1. A ocorrência da vegetação, após a utilização do *raster calculator*, já se encontra classificada em 0 – local não adequado para o seu estabelecimento e 1- local adequado para o seu estabelecimento). Este método não assume nem uma distribuição normal das variáveis, nem a homogeneidade da variância entre as classes. Por outro lado, permite uma análise quer das variáveis qualitativas quer das variáveis quantitativas.

O método de ajustamento utilizado na regressão logística é o Método da Máxima Verosimilhança. Uma vez ajustado o modelo de regressão logística foi avaliada a significância e qualidade do modelo ajustado bem como a significância dos coeficientes de regressão logística, tendo sido utilizado o teste do rácio de verosimilhanças para testar a significância do modelo ajustado.

Foi utilizado o teste Qui-quadrado de *Pearson* para testar a significância do ajustamento do modelo completo. O teste à significância dos coeficientes do modelo foi efectuado com recurso ao Teste de *Wald*, para identificar qual ou quais as variáveis independentes que influenciam significativamente o *Logit* (Maroco J, 2007). O pseudo- R^2 (R^2 de Cox & Snell e R^2 de Nagelkerke) foi utilizado para avaliar a qualidade do modelo. Quanto aos métodos de selecção de variáveis, foram aplicados e comparados os resultados obtidos através dos diferentes métodos *forward stepwise* (condicional, baseado no rácio de verosimilhanças e baseado no teste de *Wald*). A qualidade do ajustamento do modelo foi avaliada através da estatística *-2LL*.

Na aplicação dos modelos de regressão linear múltipla e regressão linear múltipla foram utilizados, no caso das variáveis temperatura média anual, precipitação total anual e pH do solo, os valores médios associados a cada classe (classes definidas no capítulo 4, caracterização da área de estudo) e quanto à variável valor ecológico do solo esta foi reclassificada com o objectivo de obter uma escala de valor ecológico do solo crescente.

3.7.2. Aplicação dos métodos de interpolação *Ordinary Kriging* e *IDW*

Com base nos 500 pontos amostrais (amostra 1) para a distribuição potencial das espécies *Salix alba*, *Alnus glutinosa*, *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia*, *Quercus robur* e *Castanea sativa*, definida com base nos seus requisitos ecológicos, foram interpoladas superfícies de distribuição potencial para cada uma das espécies referidas através da aplicação dos seguintes métodos de interpolação dos pontos amostrais:

- *IDW (Inverse Distance Weight)*: interpola uma superfície a partir de pontos utilizando uma técnica de “distância inversa ponderada”). Foi utilizado o valor 2 para o expoente da distância e o número de pontos vizinhos a incluir na interpolação foi definido para 15.
- *Ordinary Kriging*: interpola uma superfície a partir dos pontos amostrais utilizando o método *Kriging*. O modelo utilizado foi o “*Ordinary - Spherical*”. O número de pontos vizinhos a incluir na interpolação foi definido para 5.

O tamanho da célula aplicado em todos os métodos de interpolação foi de 30 m, que correspondente à resolução do modelo digital do terreno (MDT). Também foi efectuada a análise da autocorrelação espacial das variáveis que definem as condições locais através do cálculo do Índice de Moran I, com recurso ao *software* ArcGIS 9.2, apenas para a amostra 1 uma vez que a análise ANOVA indicou que a amostra 1 é representativa da área de estudo.

3.7.3. Comparação dos resultados obtidos

Os modelos obtidos com recurso aos métodos de interpolação, regressão logística e regressão linear múltipla foram comparados e foi escolhido qual o modelo explica a distribuição da vegetação potencial da área de estudo. Segundo a ESRI (2001) considera-se que o melhor modelo é o que tem uma média standardizada mais próxima de zero, a raiz quadrada da média do erro de previsão mais pequeno, o erro padrão médio mais próximo da raiz quadrada do erro médio da previsão e a raiz quadrada do erro médio standardizado mais próximo de 1.

3.7.4. Validação dos modelos obtidos

Quanto à validação dos modelos estatísticos obtidos através da regressão linear múltipla e regressão logística, a comparação dos valores previstos com os valores observados foi utilizada para a validação do modelo, procurando assegurar que os modelos obtidos discriminam bem os locais onde as espécies estão presentes dos locais onde estas estão ausentes.

Quanto ao desempenho do modelo logístico, recorreu-se também à comparação entre as ocorrências das presenças-ausências observadas e as previstas por cada modelo (sensibilidade e especificidade do modelo). Para a validação dos resultados dos métodos de interpolação *IDW* e *Ordinary Kriging* foram criados dois subconjuntos das amostras de 500 pontos aleatórios com a distribuição potencial de cada espécie analisada, com valores de potencial ausência (0) e de potencial presença (1). Foi utilizada, para obter os mapas de previsão para cada espécie através dos dois métodos referidos, uma amostra de treino com 375 dos 500 pontos da amostra, sendo os restantes 125 pontos utilizados na validação dos modelos obtidos (amostra de teste).

As ferramentas de validação cruzada e de validação do *Geostatistical Analyst*, ArcGIS 9.2, foram utilizadas para validar as superfícies criadas, permitindo quantificar a exactidão do modelo. As estatísticas calculadas através destas ferramentas serviram como diagnóstico da qualidade do modelo ajustado. A validação cruzada e a validação baseiam-se em utilizar alguns pontos de teste da amostra não utilizados para obter o modelo e prever os valores associados a esses pontos utilizando os dados dos restantes pontos (ESRI, 2001). Desta forma foi possível proceder à comparação dos valores previstos e observados. Para cada ponto a validação cruzada compara os valores medidos e previstos. A validação utiliza parte dos dados (pontos de teste) para desenvolver os modelos de tendências e de autocorrelação a ser utilizados para previsão. As previsões efectuadas nesses pontos foram comparadas com os dados observados.

Para a determinação do erro de previsão os valores “verdadeiros” são subtraídos dos valores previstos. Para a estimativa dos erros standardizados, os valores “verdadeiros” são subtraídos dos valores previstos e depois divididos pelo erro padrão de estimação.

3.8. Aplicação dos resultados obtidos

Como aplicação dos resultados obtidos foram efectuadas recomendações de gestão e de implementação de reabilitação florestal nas zonas de regeneração delimitadas.

As zonas de regeneração foram definidas com o objectivo de estimular a ocorrência da expansão das áreas existentes de vegetação nativa se nas condições climáticas locais actuais forem removidas as pressões que conduziram à sua redução, seja esta pressão a sua remoção para o estabelecimento de espécies comerciais, o desenvolvimento de espécies invasoras, ou a pressão humana como o turismo ou agricultura.

Foi efectuada a análise da distribuição espacial das zonas de protecção definidas e dos seus efeitos na redução da fragmentação dos habitats e, com base na vegetação potencial definida, foi definido que tipo de vegetação nativa se poderia potencialmente estabelecer nas zonas de protecção, comparando com a vegetação existente no local para ser possível avaliar, de forma qualitativa, o potencial de regeneração natural para a expansão do habitat existente.

Apresenta-se na Figura 3.1, de forma esquemática, a metodologia implementada neste estudo.

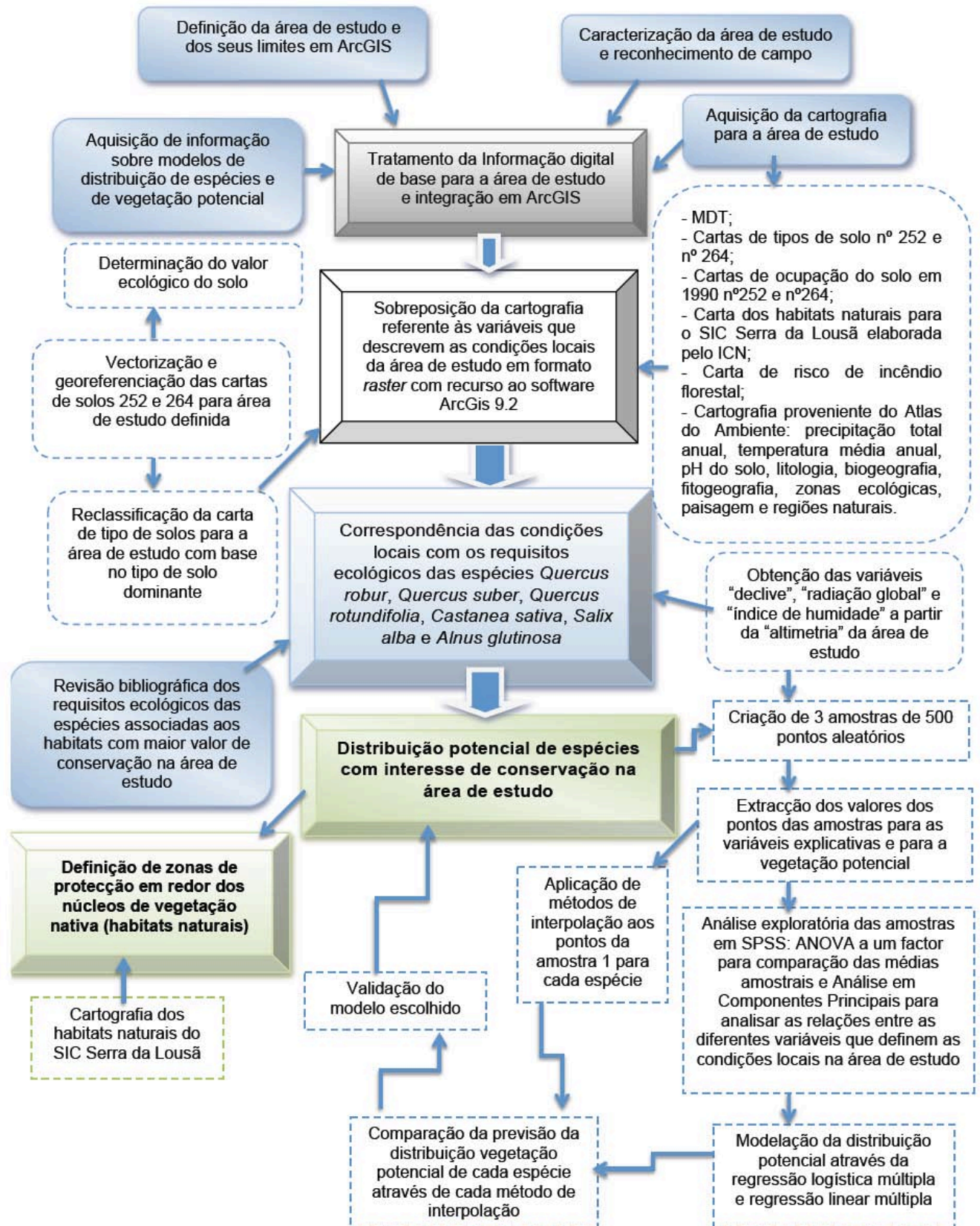


Figura 3.1- Esquema da metodologia proposta

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Neste capítulo é efectuada a caracterização da área de estudo com base na cartografia das diferentes variáveis ambientais analisadas, que posteriormente foi complementada com informação da literatura para uma caracterização mais detalhada dos diferentes factores ambientais.

4.1. Localização Geográfica e Enquadramento da Área de Estudo

A área de estudo enquadra-se nos distritos de Leiria e de Coimbra. Na Figura 4.1 apresentam-se as freguesias abrangidas pela área de estudo segundo a Carta Adiminstrativa Oficial de Portugal de 2009 (CAOP 2009) e na figura 4.2 apresenta-se a área ocupada, em percentagem, por cada concelho. A área de estudo ocupa uma área de cerca de 225 km². A área de estudo integra a zona de Pinhal Interior Norte (NUTIII), abrangendo os concelhos de Castanheira de Pêra, Figueiró dos Vinhos, Pedrógão Grande, Penela, Góis, Lousã e Miranda do Corvo.

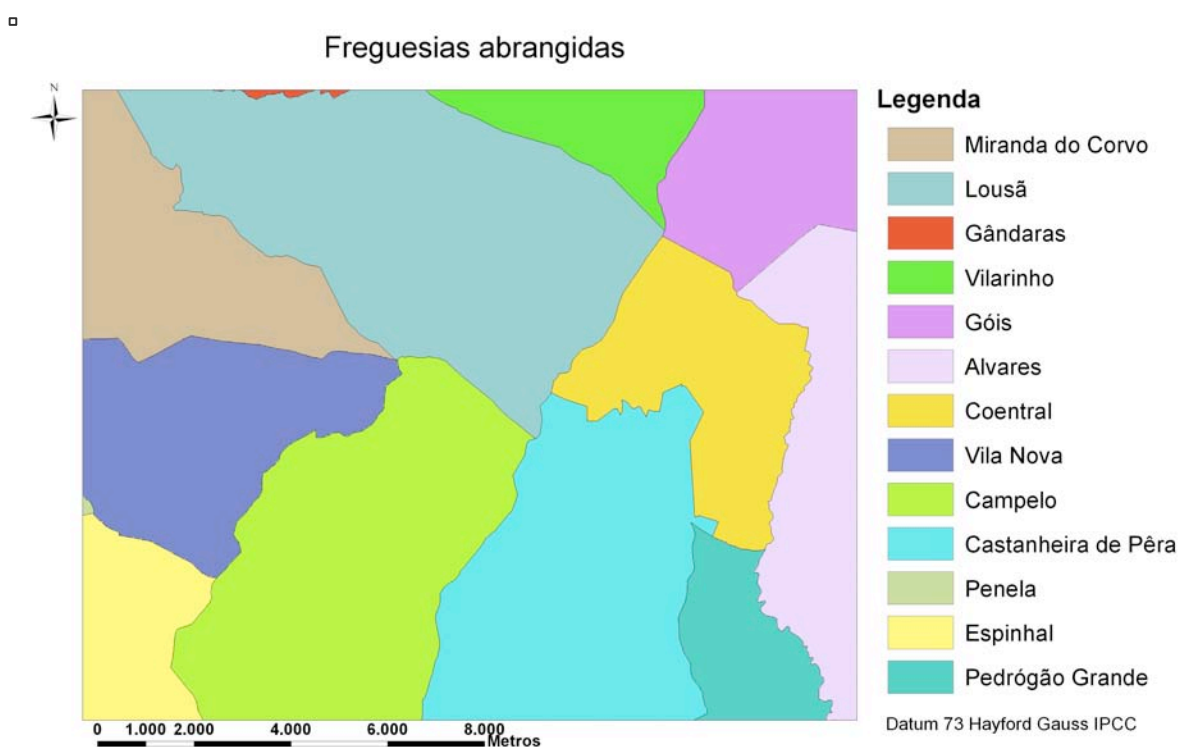


Figura 4.1 - Freguesias abrangidas pela área de estudo segundo a Carta Administrativa Oficial de Portugal de 2009.

Área abrangida, em percentagem, por cada concelho na área de estudo

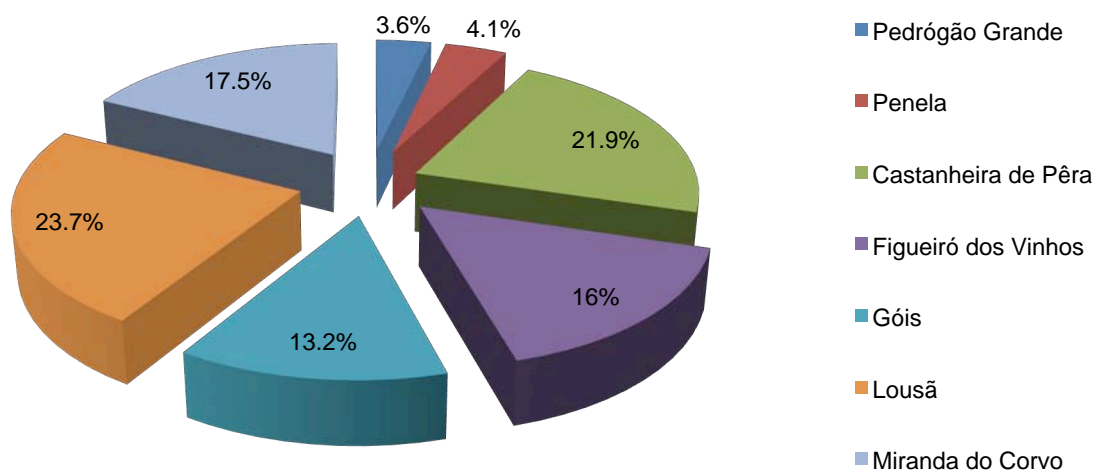


Figura 4.2 - Concelhos abrangidos pela área de estudo e respectiva área de ocupação, em percentagem segundo a Carta Administrativa Oficial de Portugal de 2009, CAOP 2009.

Verifica-se que uma parte significativa (58.4%) da área de estudo se localiza no Distrito de Coimbra (concelhos de Miranda do Corvo, Lousã, Góis e Penela), ocupando o distrito de Leiria (concelhos de Pedrógão Grande, Castanheira de Pêra e Figueiró dos Vinhos) 41.6%. O concelho da Lousã ocupa uma percentagem significativa da área de estudo (23.7%), assim como o concelho de Castanheira de Pêra (21.9%), distrito de Leiria. Tendo o Sítio da Rede Natura 2000 Serra da Lousã uma ocupação dominante na área de estudo definida, apresenta-se na figura 4.3 a localização deste Sítio enquadrado na área de estudo.

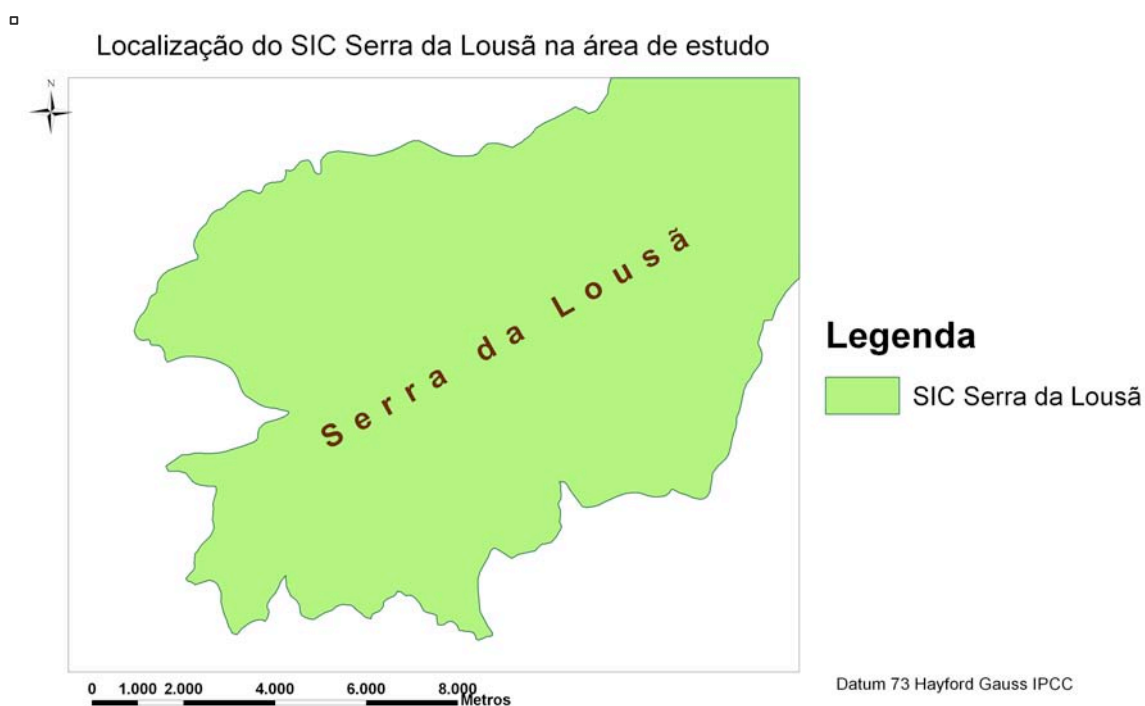


Figura 4.3 - Localização do Sítio da Rede Natura 2000 Serra da Lousã na área de estudo.

4.2. Caracterização Biofísica

4.2.1. Clima

As estações meteorológicas de Coimbra e de Nelas são as estações, com dados disponíveis, mais próximas da região. Segundo os dados de precipitação e temperatura para um período de 30 anos (1931-1960), provenientes das Normais Climatológicas do Instituto de Meteorologia, a temperatura média anual é de 13.8°C em Nelas e 15.7°C em Coimbra. Verifica-se também um aumento da temperatura com a diminuição da altitude (DGRF, 2010).

Precipitação

Apresentam-se na Tabela 4.1 os intervalos de precipitação total anual que ocorrem na área de estudo de acordo com a carta de Precipitação Total do Atlas do Ambiente para Portugal Continental, à escala 1:1.000.000 e respectiva percentagem de ocupação. A figura 4.4 apresenta a distribuição geográfica na área de estudo dos intervalos de precipitação referidos nesta tabela. Verifica-se que na maior parte da área de estudo, cerca de 83%, a precipitação total varia entre os 1400 e 1600 mm.

Tabela 4.1 - Precipitação total anual e respectiva percentagem de ocupação na área de estudo

Precipitação Total (mm)	Código numérico	Área ocupada (%)
Entre 1000 e 1200	1	0.35
Entre 1200 e 1400	2	16.76
Entre 1400 e 1600	3	82.89

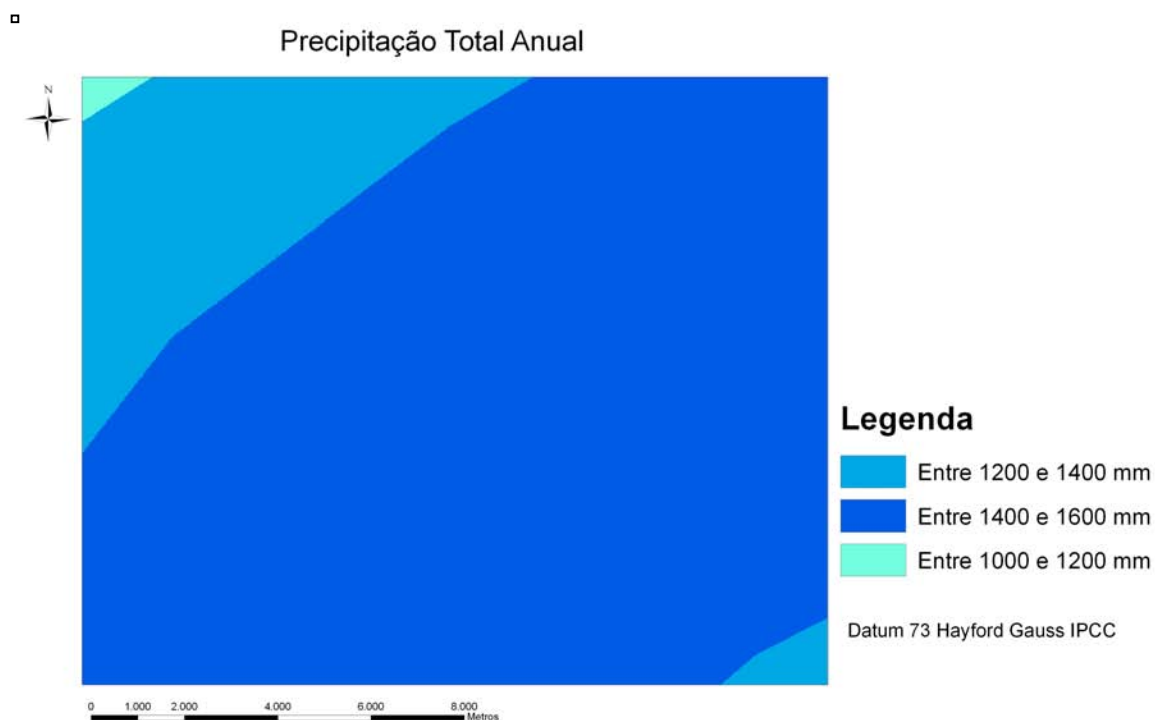


Figura 4.4 - Distribuição geográfica na área de estudo dos intervalos de precipitação total anual.

Temperatura

Quanto à variável temperatura, apresenta-se na Tabela 4.2 os intervalos de temperatura média anual que ocorrem na área de estudo de acordo com a carta de Temperatura Média Anual do Atlas do Ambiente para Portugal Continental, à escala 1:1.000.000 e respectiva percentagem de ocupação. O intervalo de temperaturas predominante corresponde ao intervalo de 10 a 12.5°C.

Tabela 4.2 - Temperatura média anual e respectiva percentagem de ocupação na área de estudo

Temperatura Média Anual (°C)	Código atribuído	Área ocupada (%)
Entre 7.5 e 10.0	1	25.96
Entre 10.0 e 12.5	2	72.04
Entre 12.5 e 15.0	3	2.00

A figura 4.5 apresenta a distribuição geográfica na área de estudo dos intervalos de temperatura que aí ocorrem.

□

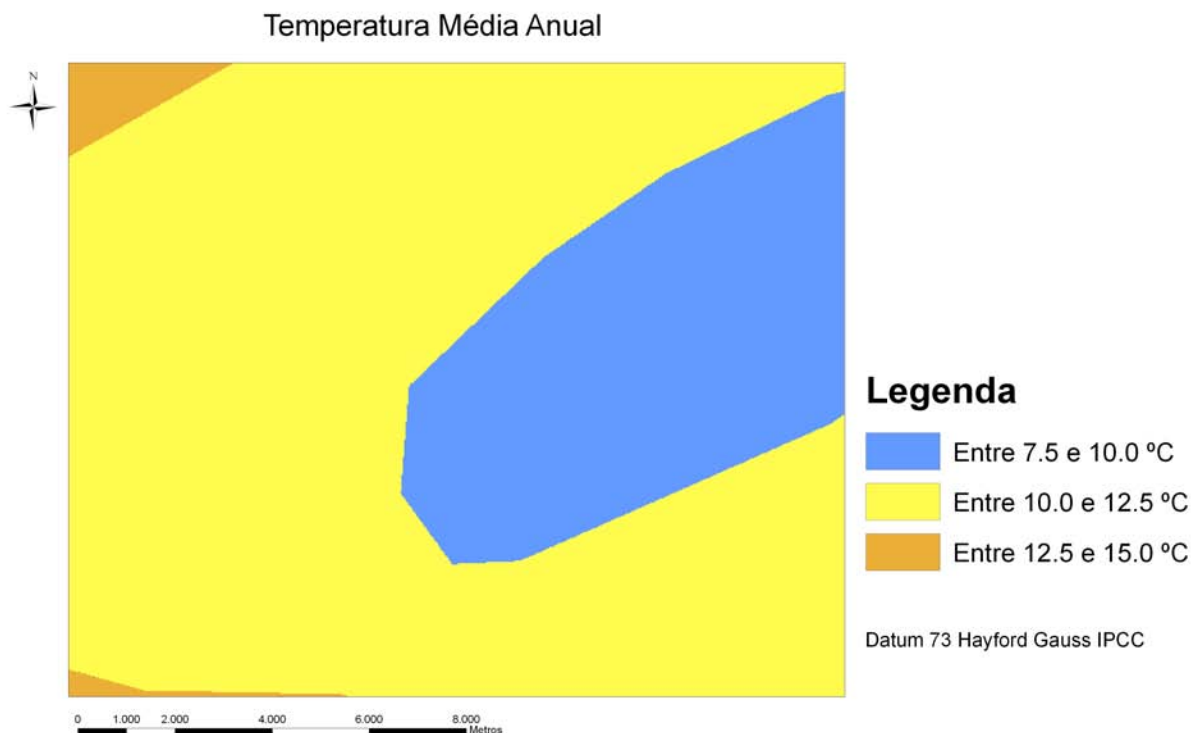


Figura 4.5- Distribuição geográfica da temperatura média anual na área de estudo.

4.2.2. Geologia

Através da análise da carta de Litologia à escala 1:1.000.000 para Portugal Continental, verifica-se que ocorrem 7 classes litológicas na área de estudo. A Carta Litológica, representando a distribuição das rochas de superfície e, assim, dos materiais originários dos solos permite compreender a natureza dos solos e a sua dispersão no território (Soares da Silva, 1983). Através da análise desta carta verificou-se a ocorrência na área de estudo das unidades litológicas referidas na Tabela 4.3, cuja caracterização se apresenta na Tabela II.1

do anexo II e foi efectuada segundo a Nota Explicativa da Carta Litológica de Portugal (Soares da Silva, 1983).

A figura 4.6 apresenta a distribuição geográfica das unidades litológicas presentes na área de estudo. A unidade litológica dominante corresponde ao Complexo xisto-grauváquico (cerca de 84%), constituído por xistos argilosos, micáceos e grauvaques de tons variados, em séries alternantes (Soares da Silva, 1983).

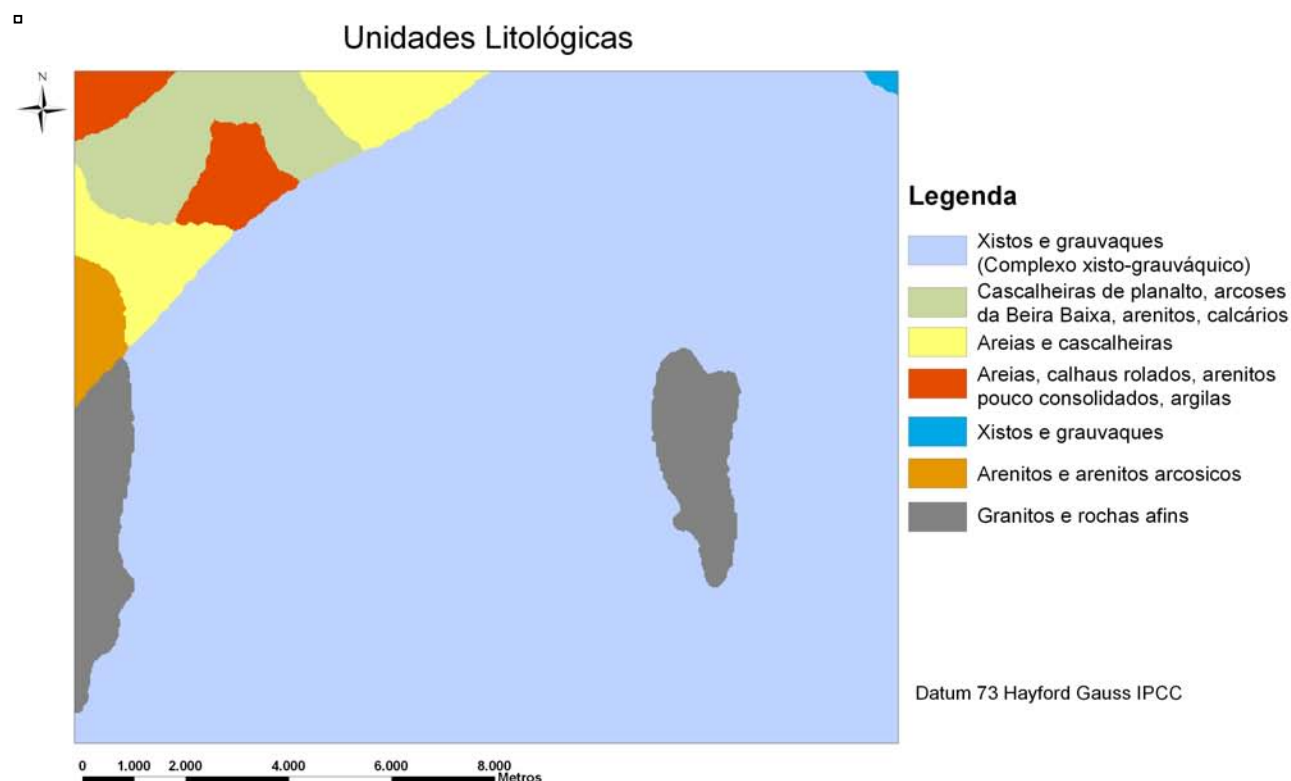


Figura 4.6- Distribuição geográfica das unidades litológicas presentes na área de estudo.

Tabela 4.3 - Unidades litológicas presentes na área de estudo e respectiva percentagem de ocupação na área de estudo

Unidades litológicas	Código atribuído	Área ocupada (%)
Xistos, grauvaques (Complexo xisto-grauváquico)	1	83.67
Cascalheiras de planalto, arcoses da Beira Baixa, arenitos, calcários	2	4.23
Areias e cascalheiras	3	3.55
Areias, calhaus rolados, arenitos pouco consolidados, argilas	4	2.16
Xistos, grauvaques	5	0.10
Arenitos e arenitos arcócos	6	1.01
Granitos e rochas afins	7	5.28

4.2.3. Solos

A classificação de solos em uso em Portugal foi desenvolvida pelo Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário (SROA). Em anexo encontra-se o quadro com as Famílias de Solos presentes na área de estudo (Anexo I, Tabela I.1).

Na Tabela 4.4 encontra-se sistematizada a reclassificação efectuada para o tipo de solos presente na área de estudo ao nível do Grupo e Subgrupo, respectivo valor numérico atribuído e a percentagem de área de ocupação dessa classe na área de estudo. As classes apresentadas resultaram da reclassificação efectuada com base no tipo de solo dominante.

Na figura 4.7 está representada a distribuição geográfica dos diferentes tipos de solos dominantes.

Tabela 4.4 - Reclassificação efectuada para os tipos de solo presente na área de estudo ao nível do Grupo e Subgrupo, respectivo valor numérico atribuído e a percentagem de área de ocupação por cada classe na área de estudo

Código atribuído	Tipo de solo	Área ocupada (%)
1	Litossolos de clima xérico	5.58
2	Aluviossolos modernos	1.37
3	Aluviossolos antigos	2.12
4	Solos de baixas ou coluviossolos não calcários	2.13
5	Solos litólicos húmicos	28.54
6	Rankers ou paralitossolos	17.11
7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	10.64
8	Solos mediterrânicos pardos não calcários normais	26.57
9	Solos mediterrânicos vermelhos ou amarelos de materiais não calcários	4.20
10	Solos Podzolizados com surraipa	0.02
11	Afloramentos Rochosos	0.14
12	Área Social	1.57

Verifica-se que os tipos de solos predominantes na área de estudo são os solos litólicos húmicos (28.6%) e os Solos mediterrânicos pardos não calcários normais (26.57%). Esta análise teve por base as Cartas Complementares de solos nº 252 e 264, em formato tiff, à escala 1:25.000, elaboradas pelo Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica (IDRHa, 1994).

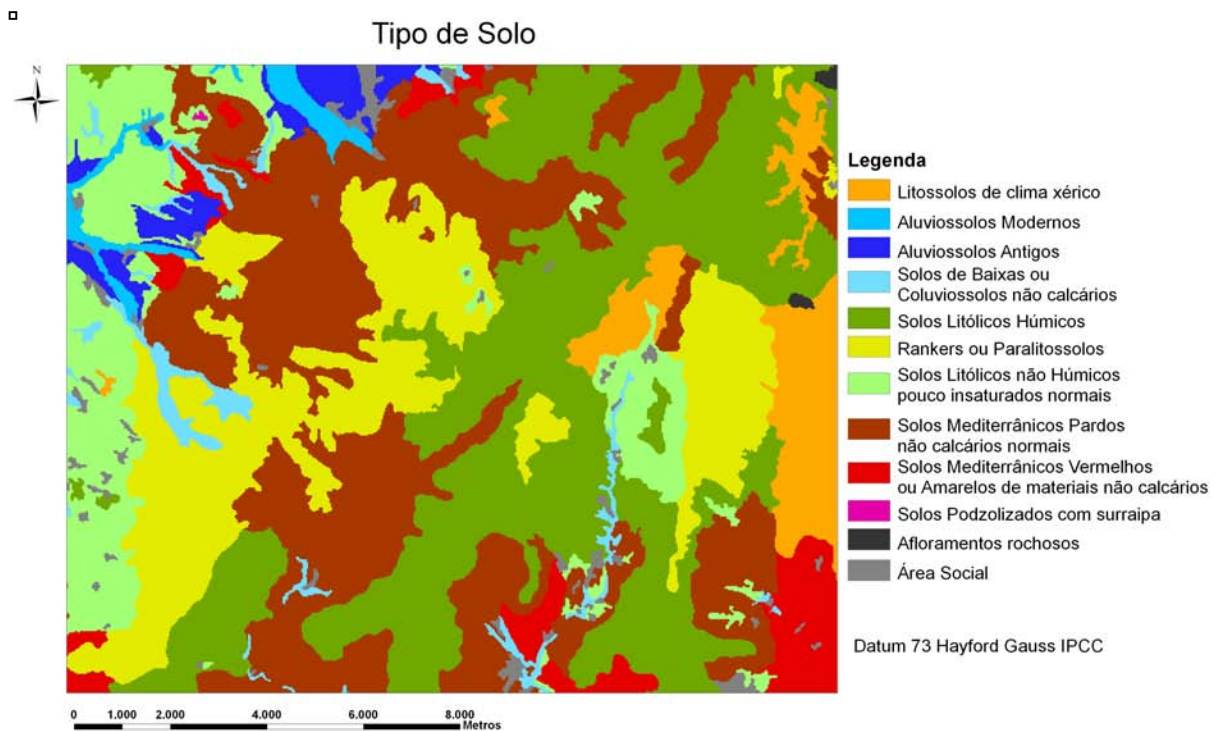


Figura 4.7– Distribuição geográfica dos diferentes tipos de solo dominantes.

Valor Ecológico do solo

O valor ecológico do solo é determinado com base na quantidade e tipo de biomassa que cada família de solo pode suportar (Centro de Estudos sobre Cidades e Vilas Sustentáveis, 2005) e é avaliado em função das Ordens/Subordens de solos.

Na Figura 4.8 pode-se observar que o valor ecológico 3 (solos litólicos húmicos) é predominante na área de estudo (cerca de 54%). Os solos de valor ecológico mais elevado, aos quais correspondem os valores 1 (solos do tipo Aluviossolos modernos, Aluviossolos antigos e Solos de baixas ou coluviossolos não calcários) e 2 (solos argiluvitados pouco insaturados, que correspondem aos solos mediterrânicos pardos não calcários normais e solos mediterrânicos vermelhos ou amarelos de materiais não calcários), ocupam, respectivamente 4.6% e 26.7% da área de estudo (tabela 4.5).

Os solos de valor ecológico mais elevado correspondem aos solos de zonas ribeirinhas, associados a aluviossolos e coluviossolos onde ocorre acumulação de sedimentos, sendo solos mais férteis e com maior potencial para o desenvolvimento da vegetação, ocorrendo condições para o estabelecimento de habitats de elevado valor ecológico (Centro de Estudos sobre Cidades e Vilas Sustentáveis, 2005). Quanto aos solos de valor ecológico variável, dominantes na área de estudo, correspondem a solos pouco evoluídos e menos férteis, tendo uma menor potencialidade para o desenvolvimento da vegetação.

Tabela 4.5 - Valor ecológico do solo e respectiva área ocupada, em percentagem

Valor ecológico do solo	Descrição das Classes de valor ecológico	Área ocupada (%)
0	Áreas Sociais	1.6
1	Solos de Muito Elevado Valor Ecológico	4.6
2	Solos de Elevado Valor Ecológico	26.7
3	Solos de valor ecológico variável	53.7
4	Solos de Reduzido valor ecológico	13.0
5	Solos de Muito Reduzido valor Ecológico:	0.3

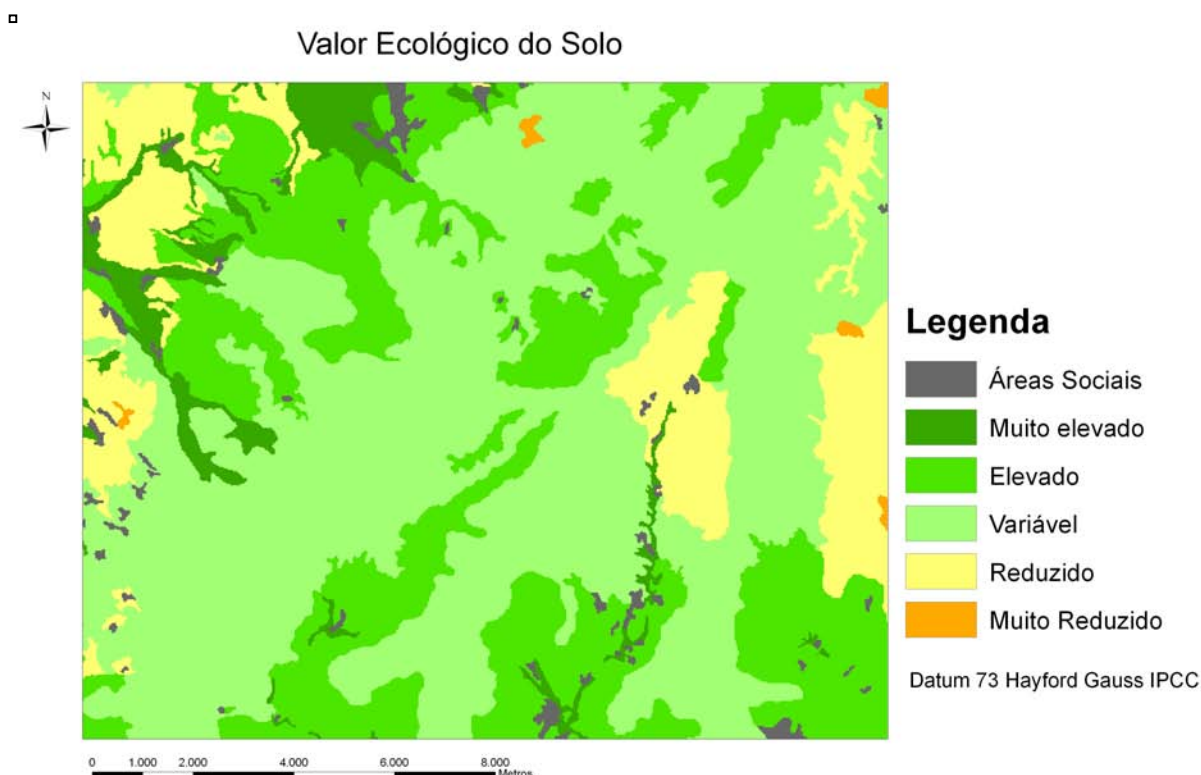


Figura 4.8 - Valor ecológico do solo.

Constata-se que os solos com maior valor ecológico se localizam na proximidade das linhas de água e, comparando com o tipo de solos ocupados por estas áreas, correspondem aos aluviossolos e coluviossolos. Estes são os tipos de solos onde ocorrem os habitats associados a galerias ripícolas, os amiais ripícolas, as galerias de *Salix alba* e *Populus alba*, e aos matagais de *Laurus nobilis*, habitat prioritário, assim como os amiais ripícolas. Estes habitats, associados aos solos com maior valor ecológico, são muito importantes para a conservação da biodiversidade. Também se constata que próximo das zonas de solos de valor ecológico 1 se localizam os solos de valor ecológico 0, que corresponde às áreas sociais, o que indica que as áreas recreativas ocorrem próximas das linhas de água e, conseqüentemente, próximas destes locais de maior importância e sensibilidade do ponto de vista da conservação, o que poderá constituir um factor de ameaça se a gestão destas áreas não for adequada.

pH do Solo

Verifica-se através da carta de acidez dos solos para Portugal Continental, do Atlas do Ambiente, à escala 1:1.000.000, que o pH da área de estudo é predominantemente ácido, ocorrendo duas classes de pH na área de estudo: a classe de pH entre 4.6 e 5.5, dominante na área de estudo (87%) e a classe de pH entre 5.6 e 6.5 (13%) (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 - Classes de pH dos solos presentes na área de estudo, código numérico atribuído e área ocupada em percentagem

Tipo de solos quanto ao pH	pH dos solos	Código numérico	Área ocupada (%)
Dominantemente ácidos	Entre 4.6 e 5.5	1	87.09
Dominantemente ácidos	Entre 5.6 e 6.5	2	12.91

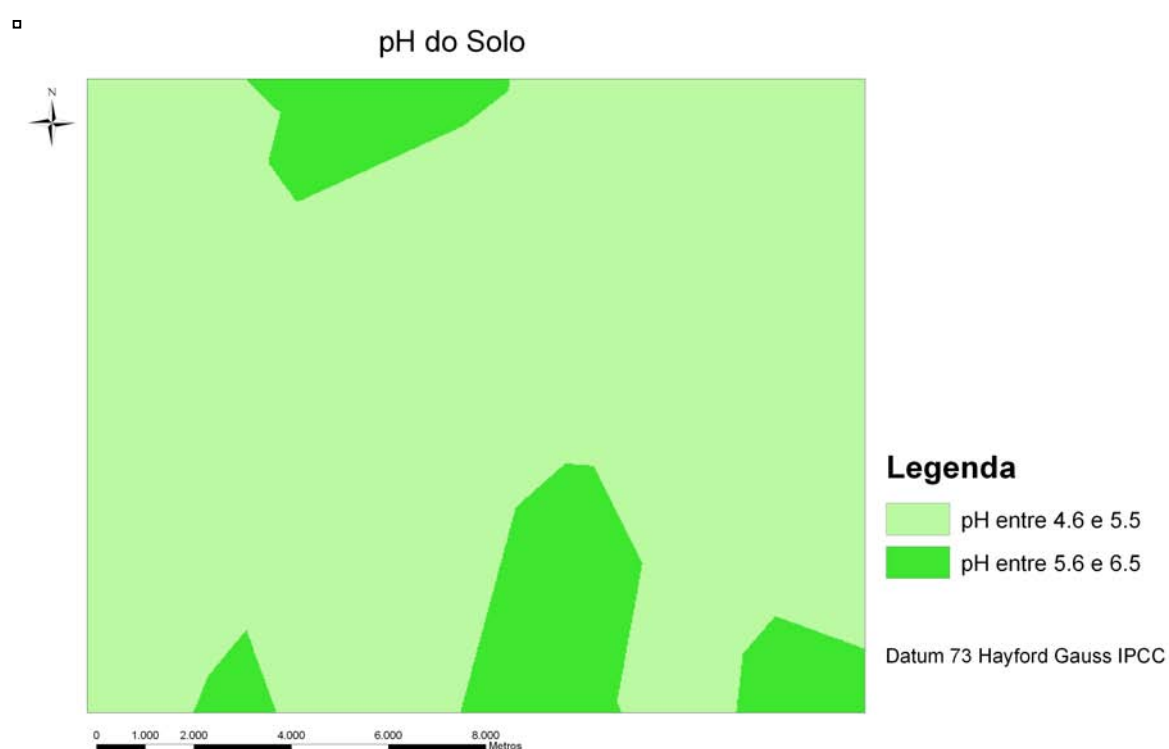


Figura 4.9 - Distribuição espacial das classes de pH do solo.

4.2.4. Tipo e Unidades de paisagem

Na Tabela 4.7 pode verificar-se que a unidade de paisagem predominante corresponde à unidade Serras da Lousã e Açor, segundo a “Carta das Regiões Naturais – caracterização ecofisionómica”, de 1985, integrada no Atlas do Ambiente e elaborada por J.Pina Manique e Albuquerque.

Tabela 4.7 - Unidades de paisagem presentes na área de estudo, respectivo código, grupo a que pertence a unidade de paisagem e área ocupada em percentagem

Nome da unidade Paisagem	Grupo da Unidade	Área ocupada (%)
Serras da Lousã e Açor	Maciço Central	76.65
Montes Ocidentais da Beira Alta	Beira Alta	14.97
Pinhal Interior	Pinhal do Centro	8.38

Segundo a mesma carta, a Subserra Erminiana e as Montanhas de Granito e Xisto são os tipos de paisagem dominantes (Tabela 4.8).

Tabela 4.8 - Tipos de paisagem e área ocupada em percentagem

Paisagem	Área ocupada (%)
Montanhas de Granito e Xisto (nível florestal)	2.78
Subserra Erminiana	47.65
Montanhas de Granito e Xisto(nível pastoril)	34.33
Ribeira Subatlântica (regadio dominante)	13.98
Ribeira Subatlântica (regadio dominado)	1.26

4.2.5. Biogeografia, Fitogeografia e Regiões Naturais

Caracterização Biogeográfica

Através da análise da Carta Biogeográfica de Portugal publicada à escala 1:1.000.000 pela Associação Lusitana de Fitossociologia em 1998, verifica-se que a área de estudo, a Serra da Lousã, se situa no Sector Divisório Português, Subsector Beirense Litoral e Superdistrito Beirense Litoral. A Tabela 4.9 sintetiza a caracterização biogeográfica da área de estudo.

Tabela 4.9 - Caracterização biogeográfica da área de estudo

Região	Mediterrânica
Subregião	Mediterrânica Ocidental
Superprovincia	Mediterrânico Ibero-Atlântica
Provincia	Gaditano-Onubo-Algarviense
Sector	Divisório Português
Subsector	Beirense Litoral
Superdistrito	Subsector Beirense Litoral

Segundo Costa *et al.* (1998), a Região Mediterrânica é caracterizada por possuir um clima em que escasseiam as chuvas no Verão, podendo no entanto, haver excesso de água nas outras estações. O Sector Divisório Português, pertencente a esta região, é um território litoral plano com algumas serras de baixa altitude, sendo a mais elevada a Serra da Lousã com 1204 metros de altitude. Encontra-se quase totalmente situado no andar mesomediterrânico inferior de ombroclima sub-húmido a húmido, com excepção das zonas litorais e olissiponenses que são termomediterrânicas superiores sub-húmidas. Este território já esteve incluído na Província Luso-Extremadurensis devido à sua vegetação

potencial pertencer ao *Quercion broteroi*. Possui dois Subsectores: o Beirense Litoral, no qual se insere a Serra da Lousã, e o Oeste-Estremenho (Costa *et al.*, 1998).

Segundo Costa *et al.* (1998) o Subsector Beirense Litoral, no qual se insere a Serra da Lousã, é principalmente silicioso, com algumas ilhas calcárias e enquadra-se no andar mesomediterrânico.

Caracterização Fitogeográfica

As regiões fitogeográficas dominantes são o Nordeste montanhoso (55.5%) e o Centro-Norte (39%) (Tabela 4.10) segundo a Carta das Zonas Fitogeográficas Predominantes do Atlas do Ambiente (1994).

Tabela 4.10 - Caracterização fitogeográfica da área de estudo

Zona	Tipo de zona fitogeográfica	Área ocupada (%)
Norte	Noroeste ocidental	5.53
Norte	Nordeste montanhoso	55.48
Centro	Centro-Norte	38.99

Regiões Naturais

A carta das Regiões Naturais divide o território em áreas homogêneas do ponto vista natural (Regiões, Subregiões, Sectores), tendo em consideração características geológicas, orográficas e climáticas. Segundo a carta das regiões naturais a maior parte da área de estudo (85.5%) encontra-se na subregião Serra da Lousã (tabela 4.11).

Tabela 4.11 – Regiões naturais presentes na área de estudo e respectiva área de ocupação em percentagem

Código da região	Designação da região natural	Designação da subregião	Designação do sector	Área ocupada (%)
1081400	Beira Alta	Baixa da Lousã		13.07
1061100	Beira Serra	Serra da Lousã		85.48
1060102	Beira Serra		Vale do Zêzere	1.26
1060101	Beira Serra		Figueiró	0.19

4.2.6. Altimetria

Segundo o PROF do Pinhal Interior Norte (2006), onde se integra a Serra da Lousã, esta consiste numa zona montanhosa que faz parte da Cordilheira Central, de elevada altitude e onde ocorrem vales e declives abruptos.

A área de estudo apresenta uma orografia bastante complexa, variando entre 114 m e 1203 m de altitude (Figura 4.10). A serra da Lousã representa a extremidade Sudoeste da cordilheira central, exibindo linhas de cumeada entre os 800 e os 1200 m, com declives acentuados (originando encostas íngremes e vales muito encaixados, por vezes quase

inacessíveis) nas vertentes a Norte e suaves a Sul onde, respectivamente, se fazem sentir as influências climáticas atlântica e mediterrânica (ICNB, 2006). A altimetria foi obtida através do Modelo Digital de terreno, para Portugal, com resolução de 30 metros, como resultado de uma colaboração entre a NASA e o governo Japonês sendo disponibilizada online pela ESRI (2009). Na Tabela 4.12 verifica-se que cerca de 90% da área de estudo se encontra abaixo dos 1000 m de altitude. Mais de 50% da área de estudo encontra-se entre os 500 e os 800 m de altitude.

Tabela 4.12 – Classes de altimetria e respectiva área de ocupação em percentagem

Classes de Altimetria (m)	Área de ocupação (%)
114-300	12.71
300-500	10.95
500-600	15.8
600-700	19.9
700-800	17.4
800-900	12.2
900-1000	7.1
1000-1100	3
1100-1203	0.9

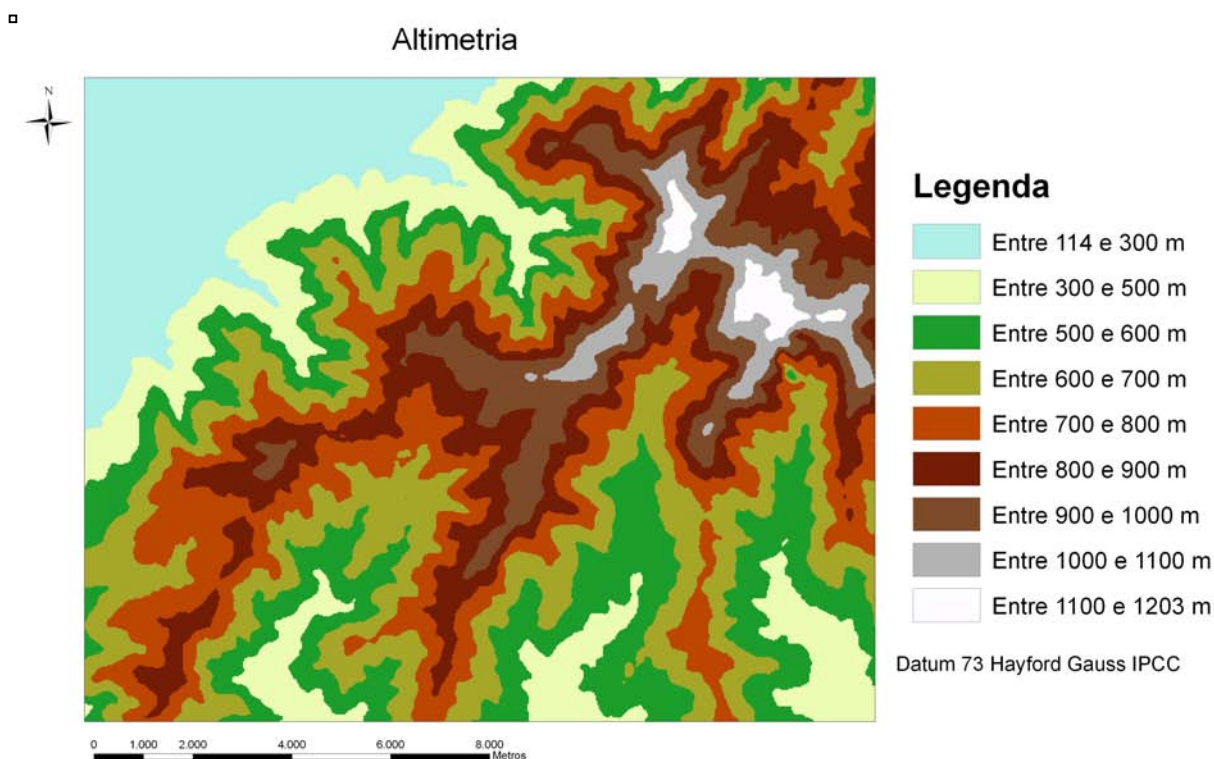


Figura 4.10 – Altimetria da área de estudo.

4.2.7. Declive

Na tabela 4.13 e na Figura 4.11 apresenta-se o declive da área de estudo. O declive é predominantemente acentuado (25.4%) e muito acentuado (51%), verificando-se que 76.4% da área de estudo apresenta um declive igual ou acima de 15%, constituindo também, como consequência, áreas de maior risco de erosão.

Tabela 4.13 – Classes de declive e área ocupada, em percentagem, na área de estudo

Classes de declive (%)	Declive	Área ocupada (%)
0-5%	Plano	4.2
5-8%	Muito suave	5.1
8-12%	Suave	7.5
12-15%	Moderado	6.8
15-25%	Acentuado	25.4
>25%	Muito acentuado	51

□

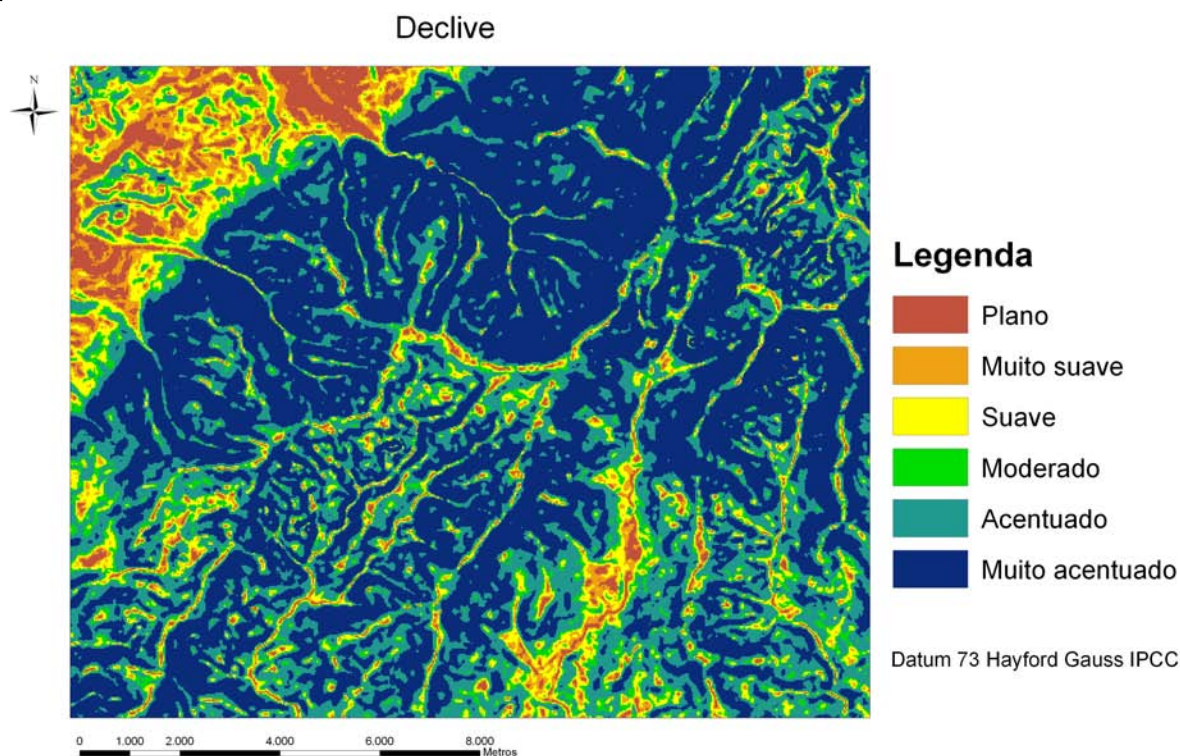


Figura 4.11 – Declive da área de estudo.

4.2.8. Orientação de vertentes

Na tabela 4.14 constata-se que a exposição dominante é a Oeste (31%), seguida da exposição a Norte (24%), Sul (23.1%) e a Este (22%).

Tabela 4.14 – Exposição e área ocupada, em percentagem, por cada classe de exposição

Exposição	Área Ocupada (%)
Plano	0.07
Norte	24
Este	22
Sul	23.1
Oeste	30.83

A Serra da Lousã tem uma orientação marcada de nordeste para sudoeste. Na figura 4.12 apresenta-se a exposição da área de estudo.

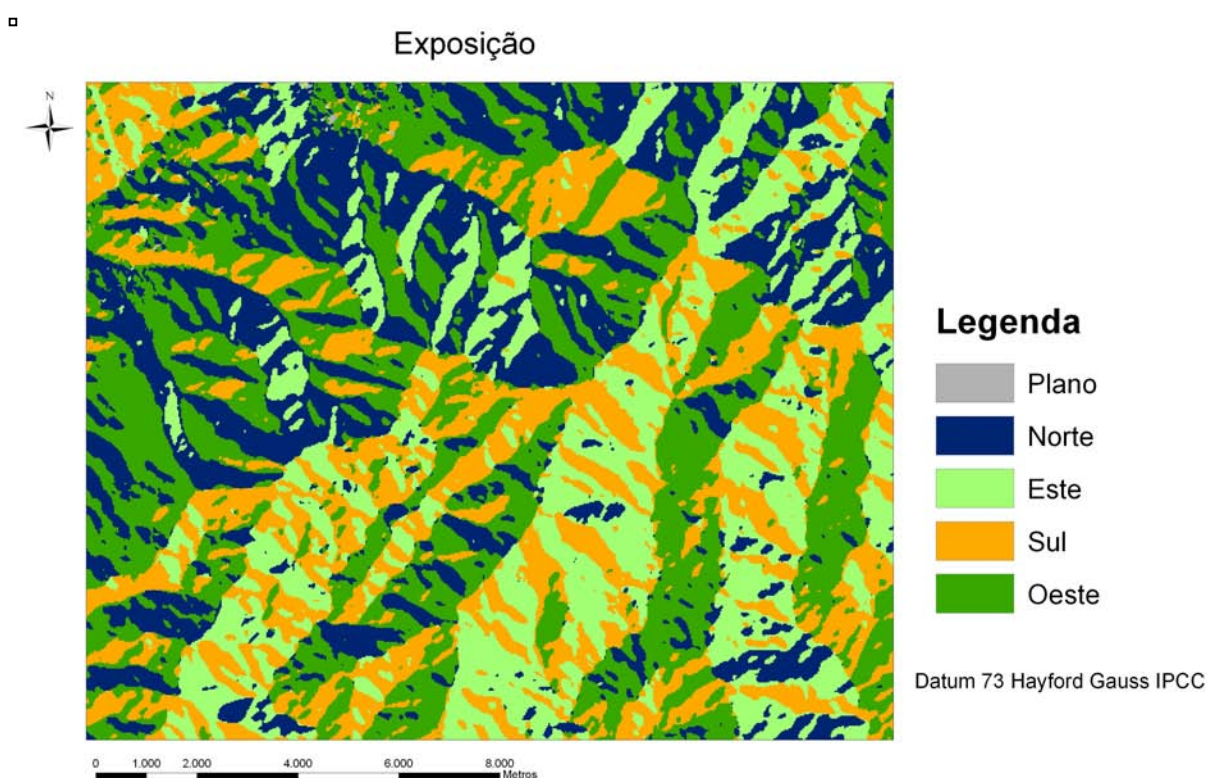


Figura 4.12 – Exposição da área de estudo.

4.2.9. Humidade do solo

O valor do índice de humidade está relacionado com a humidade do solo; quanto maior o valor do índice, maior o teor de humidade do solo. Assim, locais planos com áreas drenantes grandes terão um valor do índice de humidade mais elevado do que locais declivosos com pequenas áreas drenantes. A classe predominante na área de estudo tem o valor 3 (73.1%), correspondendo a um solo seco (Tabela 4.15). O índice de humidade do solo foi calculado a partir do modelo digital do terreno, como descrito no capítulo da metodologia. Este índice é crescente, correspondendo o valor 2 a uma humidade mais baixa e o índice de valor 6 à humidade mais elevada.

Tabela 4.15 - Índice de humidade do solo e área ocupada por cada valor do índice na área de estudo

Valor do Índice de humidade do Solo (m ²)	Descrição	Área ocupada (%)
2	Muito Seco	19.0
3	Seco	73.1
4	Moderado	6.7
5	Húmido	1.1
6	Muito Húmido	0.2

Estando este índice relacionado com o declive e com a área drenante, verifica-se que as zonas com índice de humidade mais elevado se localizam no fundo dos vales em redor das linhas de água, com índice de valores 4, 5 e 6 (figura 4.13) por oposição às zonas onde ocorrem índices de humidade com valores mais baixos, que correspondem aos cabeços e encostas inclinadas.

▫

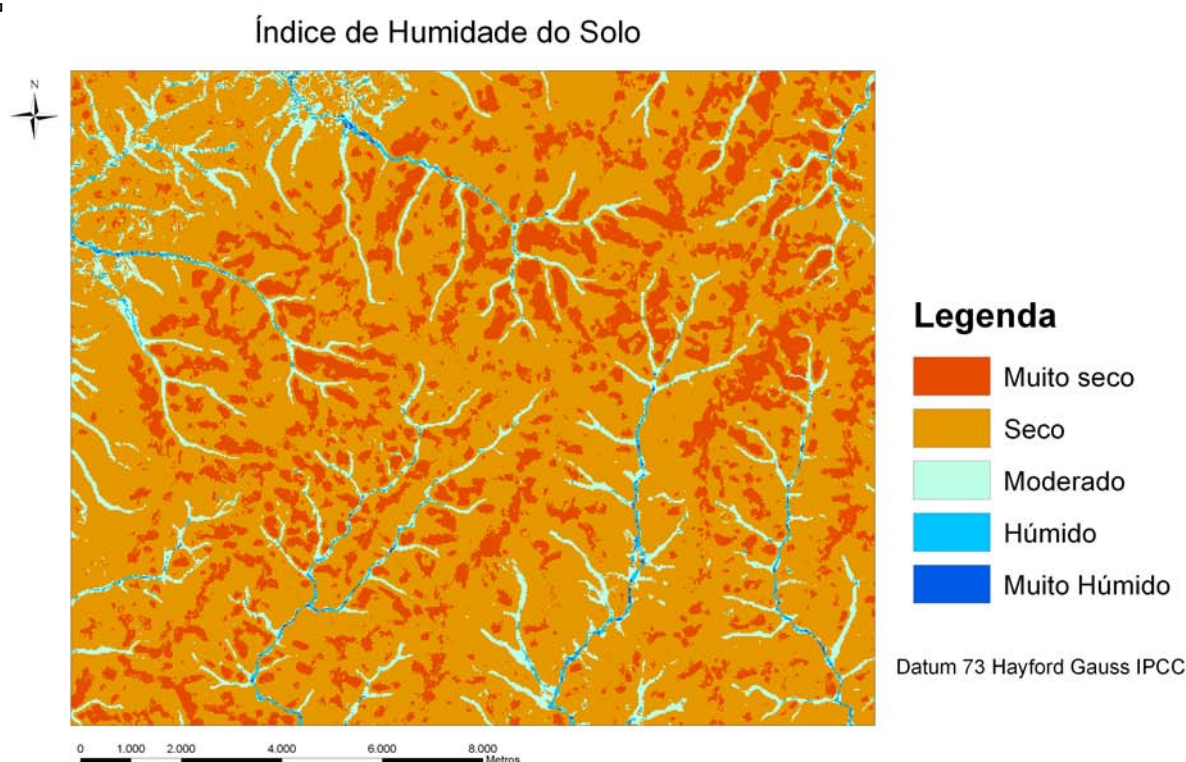


Figura 4.13 – Índice de humidade do solo.

4.2.10. Radiação

A Tabela 4.16 e a Figura 4.14 apresentam a radiação global para a área de estudo, constatando-se que esta apresenta, em grande parte do território, valores médios (39%) e elevados (33.9%) de radiação global. Os valores mais baixos encontram-se na proximidade das linhas de água e no fundo dos vales e nas encostas menos expostas, viradas a Norte, correspondendo também, aproximadamente, aos locais de maior índice de humidade do

solo. Os valores mais elevados ocorrem em encostas mais expostas, viradas a Sul e em zonas planas, sujeitas a menos ensombramento.

Tabela 4.16 – Radiação Global e área ocupada por cada classe na área de estudo

Radiação Global (Wh/m ²)	Descrição	Área ocupada (%)
0 -1093325	Baixa	7.5
1093325 -1251291	Média-Baixa	19.6
1251291 - 1385322	Média	39
1385322 - 1619878	Elevada	33.9

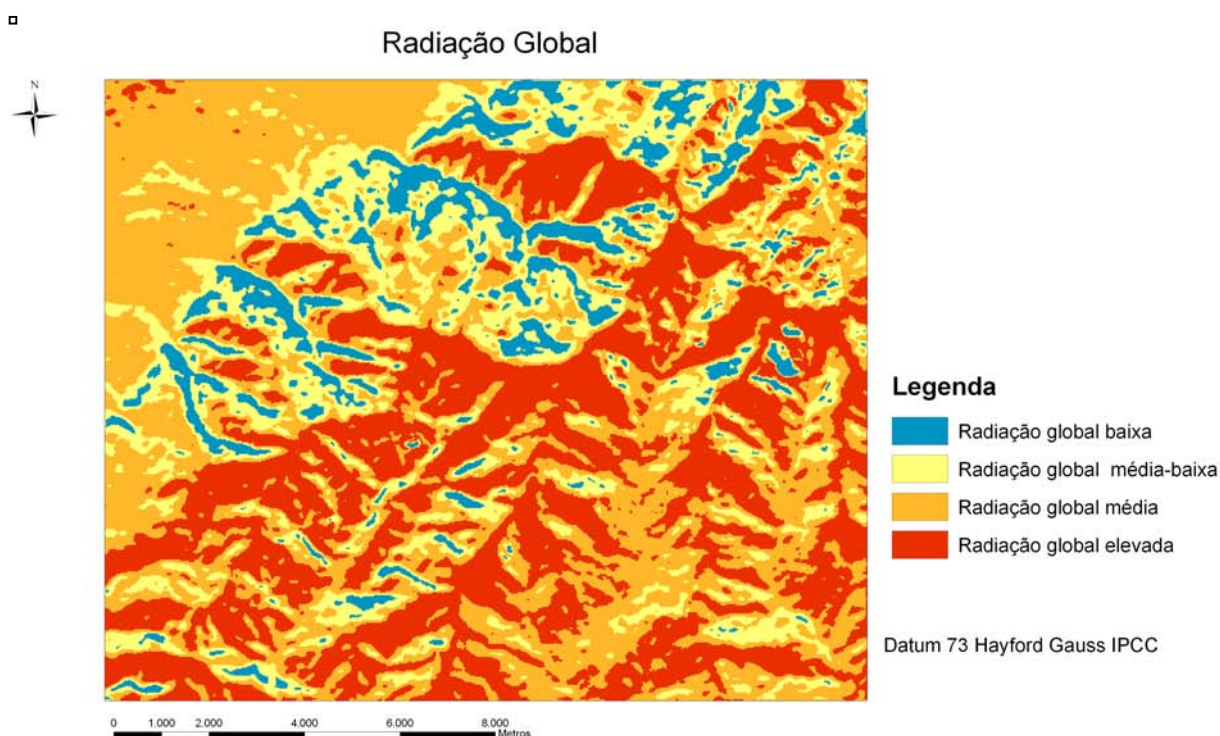


Figura 4.14 – Radiação Global.

4.3. Ocupação do solo

Na Tabela 4.17 encontra-se sistematizada a reclassificação efectuada para a ocupação do solo, com base na Carta de Ocupação do Solo de 1990 (COS 90) na área de estudo, respectivo valor numérico atribuído e a percentagem de área de ocupação dessa classe na área de estudo.

Tabela 4.17 - Classes de ocupação do solo presentes na área de estudo com base na Carta de Ocupação do Solo de 1990, respectivo código numérico atribuído e percentagem de área ocupada

Classe Ocupação do solo	Código numérico	Área ocupada (%)
Pomar	1	0.13
Áreas agrícolas heterogéneas	2	6.96
Eucalipto	3	16.17
Outras folhosas	4	4.38
Meios aquáticos	5	0.01
Ocupação arbustiva e herbácea	6	32.54
Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação	7	0.46
Castanheiro manso	8	2.38
Olival	9	2.00
Pinheiro bravo	10	29.95
Carvalho	11	0.05
Outras resinosas	12	3.37
Espaços verdes artificiais	13	0.32
Espaço Urbano	14	1.28
Infraestruturas e Equipamentos	15	0.02

A maior parte da área de estudo tem ocupação florestal, a qual representa cerca de 56.3% de ocupação do solo, seguindo-se a ocupação arbustiva e herbácea (32,54%). A principal espécie florestal é o pinheiro bravo (30%), seguida do eucalipto (16.17%).

A ocupação agrícola não é muito significativa. As principais zonas agrícolas situam-se nas planícies de aluvião da freguesia da Lousã e nas várzeas ao longo dos rios Arouce, Ceira e respectivos afluentes (ICNB, 2006; Cunha, 2007).

Relativamente às zonas urbanas, de infra-estruturas e equipamentos, estas ocupam apenas 1.28% e 0.02% da área de estudo, respectivamente e estão concentradas junto da sede do município da Lousã, onde se registam as maiores actividades económicas e onde ocorre uma maior densidade populacional. A Figura 4.15 apresenta a ocupação do solo de acordo com a Carta de Ocupação do Solo de 1990.

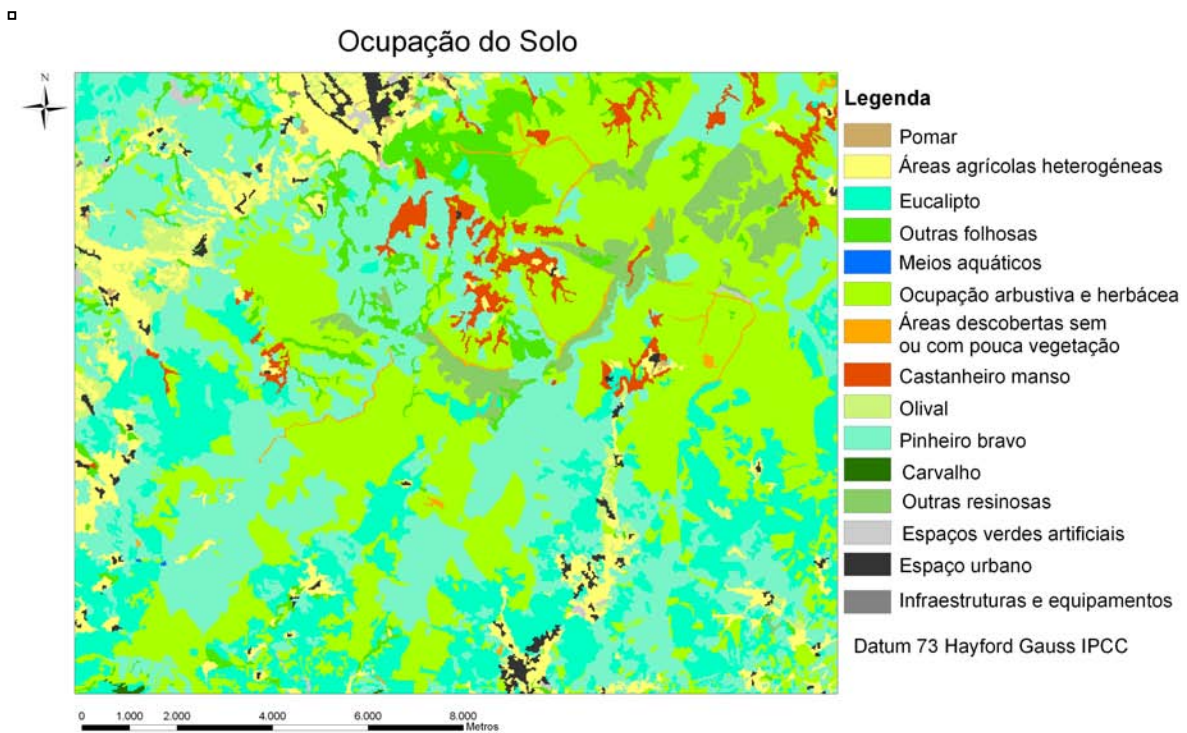


Figura 4.15 – Ocupação do solo de acordo com a Carta de Ocupação do Solo de 1990.

4.4. Risco de Incêndio

A carta de Risco de Incêndio para Portugal Continental 2010 (CRIF 2010) apresenta 7 classes numéricas das quais as classes 1 a 5 representam um risco crescente de incêndio (Tabela 4.18 e Figura 4.16). O valor 5 é o mais elevado, correspondendo às zonas com maior risco de incêndio e as classes 6 e 7 correspondem, respectivamente, ao uso urbano e hidrografia.

Tabela 4.18 - Risco de Incêndio florestal para a área de estudo de acordo com a Carta de Risco de Incêndio Florestal em 2010 (CRIF 2010) e área ocupada por cada classe de risco em percentagem

Código numérico	Risco de incêndio florestal	Área ocupada (%)
1	Baixo	0.5
2	Baixo-Moderado	6.9
3	Moderado	2.1
4	Elevado	16.5
5	Muito Elevado	70.8
6	Urbano	3.2
7	Hidrografia	0.1

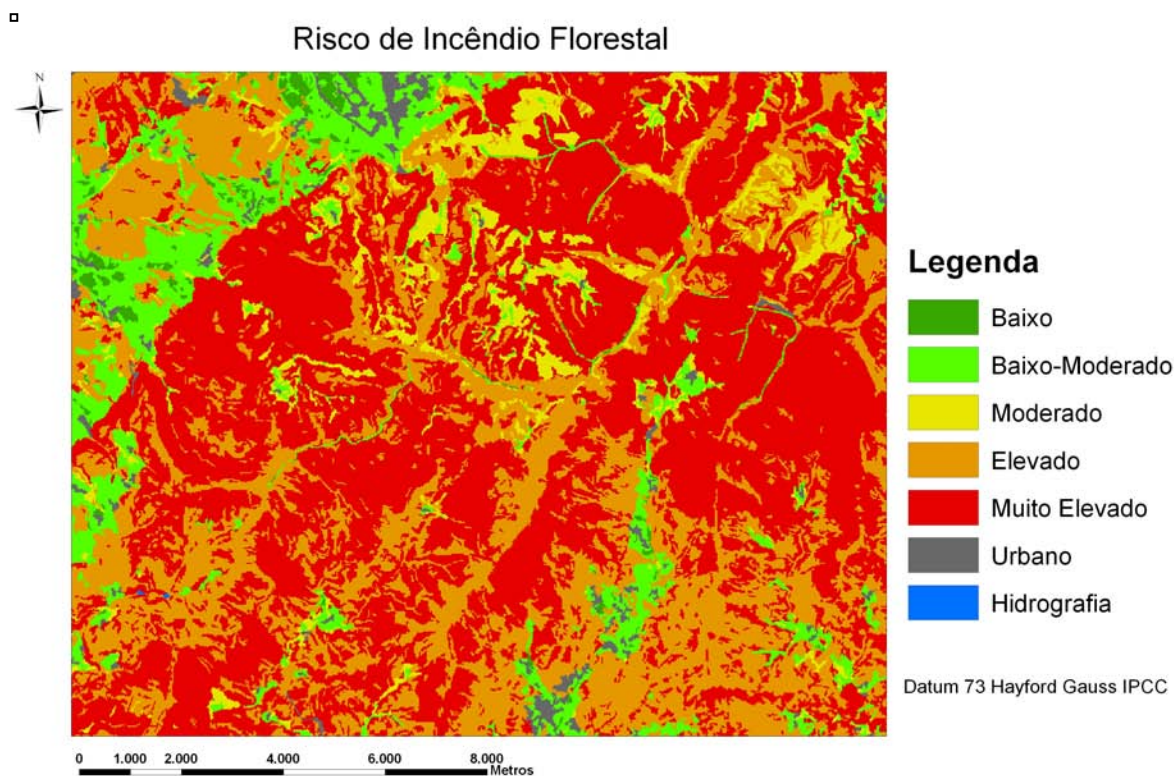


Figura 4.16 – Risco de Incêndio florestal de acordo com o CRIF 2010.

Verifica-se na Tabela 4.18 que a maior parte da área de estudo apresenta o nível mais elevado de risco de incêndio. Um dos factores que justificará este facto poderá ser o predomínio de ocupação florestal, principalmente de eucalipto e pinheiro bravo, espécies altamente inflamáveis. Por outro lado, as zonas em redor das linhas de água apresentam um menor risco de incêndio. Através da análise da cartografia de risco de incêndio florestal para o ano de 2010, CRIF 2010, para a área de estudo, verifica-se que esta apresenta um risco de incêndio elevado relativamente a outras zonas do País, predominando a classe de risco 5 (71%) (Tabela 4.18 e Figura 4.16).

4.5. Ecologia, Valores Naturais e Zonas Sensíveis

4.5.1. Ecologia

A Carta Ecológica de Portugal baseia-se na silva climática onde são consideradas espécies florestais indicadoras do clima e também em índices de caracterização termo-pluviométricos. A definição das Zonas Ecológicas nesta carta teve como ponto de partida as cinco zonas ecológicas (Atlântico, Termo-Atlântico, Oro-Atlântico, Eumediterrâneo e Ibérico). Quanto aos andares ecológicos, verifica-se uma predominância dos andares montano e submontano na área de estudo (Tabela 4.19).

Tabela 4.19 – Zonas ecológicas e andares ecológicos presentes na área de estudo

Tipo de zona ecológica	Andares ecológicos	Código da zona ecológica	Zona ecológica	Área Ocupada (%)
Fitoclimática	Montano (700 a 1000 m)	SA	Subatlântica	31.67
Fitoclimática	Basal (inferior a 400 m)	MA	Mediterrâneo-atlântica	13.64
Fitoclimática	Submontano (400 a 700 m)	SA.MA		21.01
Fitoclimática	Submontano (400 a 700 m)	SA.MA.AM		30.00
Fitoclimática	Altimontano (1000 a 1300 m)	SA.OA		2.13
Fitoclimática	Basal (inferior a 400 m)	MA.AM		1.55

A zona ecológica é a unidade fundamental desta classificação definida por agrupamentos de espécies florestais dominantes (Albuquerque, 1954). Segundo a descrição efectuada por Albuquerque, (1954), na publicação “Carta Ecológica de Portugal”, apresenta-se uma breve descrição das zonas ecológicas presentes na área de estudo:

- MA: termo de transição entre os Domínios Atlântico (A) e Mediterrânico (M), denominada zona mediterrâneo-atlântica, que constitui uma zona atlântica de tendências mediterrâneas.
- AM: zona de transição entre os Domínios Atlântico (A) e Mediterrânico (M), denominada zona atlante-mediterrânea, onde o elemento Mediterrânico tem supremacia sobre o Atlântico.
- MA*AM: zona de feição mista, elo de ligação entre as zonas MA e AM.
- AO: Zona oro-atlântica, onde convencionalmente se considera que as características mediterrâneas são excluídas corresponde ao nível “erminiano”. Nesta zona ecológica ocorre a influência orográfica nas temperaturas, ocorrendo características atlânticas acentuadas: pluviosidade elevada; suavidade térmica estival.
- SA: corresponde à zona subatlântica, representativa do nível montano e que equivale ao domínio fitológico do carvalho negral.

Na Tabela 4.20 são referidas as árvores notáveis presentes na área de estudo, com base na carta Carta de Árvores Notáveis, elaborada por Mário Nunes (Estação Agronómica Nacional) em 1997. As árvores de interesse público são árvores que devido à sua idade ou raridade se distinguem dos outros exemplares, tendo um estatuto semelhante ao do património construído classificado, constituindo as árvores classificadas de interesse público um património de elevado valor ecológico, paisagístico, cultural e histórico (DGRF, sem data).

Tabela 4.20 - Árvores notáveis presentes na área de estudo

Espécie	Número de exemplares	Código da espécie
Castanheiro (<i>Castanea sativa</i>)	1	21
Ameixeira (<i>Prunus domestica</i>)	1	6
Carvalho (<i>Quercus sp.</i>)	6	17
Macieira (<i>Pyrus sp.</i>)	2	50
Pereira (<i>Pyrus sp.</i>)	1	62
Sobreiro (<i>Quercus suber</i>)	1	80
Oliveira (<i>Olea europea</i>)	1	57

4.5.2. Habitats naturais

Apresenta-se na Figura 4.17 a distribuição dos habitats naturais definidos na cartografia dos valores naturais do SIC da Serra da Lousã, elaborada pelo ICNB no âmbito do PSRN2000, à escala 1:100.000. No anexo VIII apresenta-se a designação dos habitats naturais correspondentes aos códigos dos habitats apresentados na legenda desta cartografia.

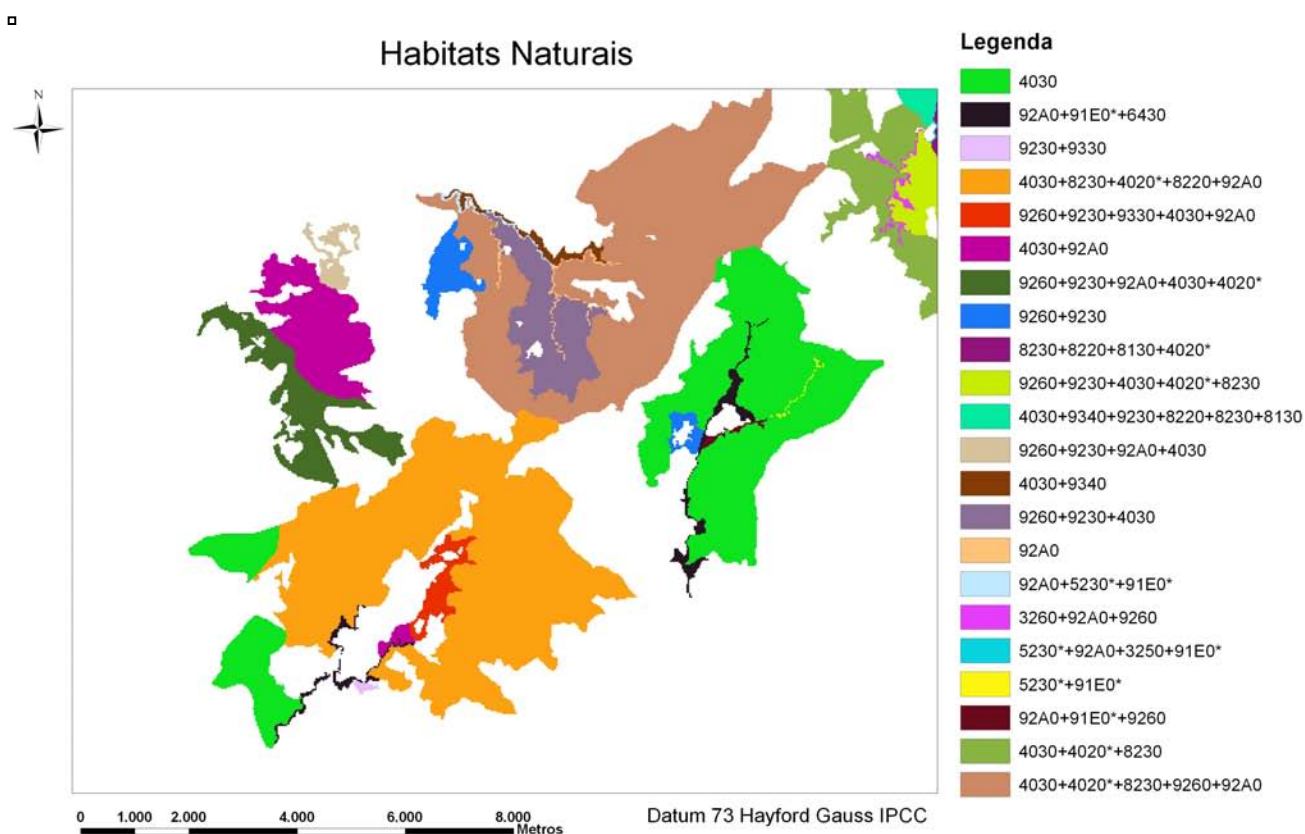


Figura 4.17 – Habitats naturais do SIC da Serra da Lousã.

4.5.3. Vegetação potencial da Serra da Lousã

Segundo Neto *et al.* (2008) o conceito de Vegetação Natural Potencial (VNP) foi introduzido por Tuxen em 1956 e em 1973 Westhoff e Van der Maarel definiram a VNP de uma região através de comunidades vegetais que atingiram o seu máximo ecológico estável, reflectindo a resposta mais eficaz às condições do biótopo. Desde que estas condições permaneçam inalteráveis a comunidade mantém-se como VNP até que essas condições se alterem.

Segundo a DGRF (2006) a Serra da Lousã tem como principais valores a diversidade do seu coberto florestal (azinhais, carvalhais, pinhais, castinçais) e as linhas de água com as galerias ripícolas a elas associadas.

Na Serra da Lousã a vegetação com ocupação histórica dominante corresponde ao carvalho-alvarinho (*Quercus robur L.*) e, nos pontos mais altos, o carvalho negral (*Quercus pyrenaica Willd.*) e sobreirais (*Quercus suber L.*) nas zonas de climas mais temperados e secos, existindo ainda vestígios destas espécies em vales da Serra da Lousã. A orla arbustiva dos bosques de *Quercus robur* consiste numa comunidade endémica em que predomina o azereiro (*Prunus lusitanica*), espécie autóctone relativamente rara em Portugal e com interesse ecológico e ornamental, incluída pela IUCN (International Union for Conservation of Nature) na lista vermelha de espécies ameaçadas. O azereiro encontra-se frequentemente em contacto com o amial mesofítico *Scrophulario-Alnetum glutinosae*.

Também ocorre nesta área o loureiro (*Laurus nobilis*), o azevinho (*Ilex aquifolium*), o medronheiro (*Arbutus unedo*), entre outras espécies associadas aos bosques da Laurissilva (Antunes *et al.*, sem data). As sucessivas alterações climáticas, em particular as decorrentes das glaciações, originaram uma redução da biodiversidade nos bosques da Laurissilva obrigando a maioria das espécies a procurar refúgio debaixo das copas de formações arbóreas caducifólias. O azevinho é uma espécie em vias de extinção a nível nacional, protegida pelo decreto-lei 423/89 de 4 de Dezembro.

Também está presente o urzal *Ulici minoris-Ericetum umbellatae*, que constitui uma das etapas regressivas do carvalhal mais abundantes. Nas cotas mais elevadas na Serra da Lousã, dependendo da exposição, a vegetação climática consiste em bosques de *Q. robur* (clima temperado), enquanto que o restante território está ocupado por *Q. suber* (clima mediterrânico) (Costa *et al.*, 1998; Paiva, 1988). Esta distribuição da vegetação potencial é também referida pela DGRF (2006) que confirma a elevada aptidão para *Quercus pyrenaica* e *Quercus robur* nas zonas serranas, que representam as espécies dominantes da floresta potencial natural da Serra da Lousã. Existem também áreas importantes para a conservação da espécie *Chioglossa lusitanica* (Salamandra Lusitânica), como as galerias ripícolas associadas aos amiais e salgueiros (DGRF, 2006).

4.6. Estatuto de conservação e legislação

A Serra da Lousã está classificada como Sítio da Rede Natura 2000, que consiste numa rede que integra os sítios classificados ao abrigo das directivas "Aves" (79/409/CEE) e "Habitats" (92/43/CEE). A Tabela III.1 do anexo III sistematiza a caracterização dos habitats florestais presentes na Serra da Lousã tendo por base as fichas de caracterização dos habitats naturais da Rede Natura 2000, elaboradas pela ALFA (2004). O código do habitat natural corresponde ao código atribuído ao habitat natural no plano referido.

A Serra da Lousã inclui-se ainda na Reserva Ecológica Nacional e no Pinhal Interior Norte (PIN), apresentando um conjunto de áreas predominantemente florestais com um elevado valor de conservação.

Quanto às áreas com importância de conservação do Pinhal Interior Norte, poder-se-ão destacar dois grandes grupos DGRF (2006):

- Áreas cuja importância advém da riqueza e presença de espécies de elevado valor de conservação nos seus estratos arbóreo e arbustivo;
- Áreas relevantes pelo suporte de habitat conferido pelas suas linhas de água e galerias ripícolas.

As manchas de folhosas desempenham um papel muito importante na Serra da Lousã, contribuindo para a biodiversidade e exercendo outras funções nos ecossistemas onde estão integradas (DGRF, 2006):

- Suporte de habitat para diversas espécies faunísticas e florísticas;
- Melhoria das características físico-químicas do solo, em especial através da formação de manta morta devido à queda de folhada;
- Protecção do solo contra a erosão;
- Melhoria da qualidade das linhas de água pelo aumento da taxa de infiltração e pela melhor capacidade de filtragem que os solos mais profundos associados a estas espécies possuem.

As principais ameaças à conservação destas áreas são os incêndios florestais, a invasão por espécies exóticas e a deterioração das linhas de água por poluição ou degradação das galerias ripícolas (DGRF, 2006). As espécies mais ameaçadas são sobretudo mamíferos como os quirópteros, lontra e toupeira-de-água. Existem áreas importantes para a conservação do lagarto de água (*Lacerta scheiberi*) e da salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*) (ICNB, 2006).

Existem, na Serra da Lousã, áreas florestais sob gestão da Administração Pública, como os seguintes perímetros florestais (PF) e matas nacionais (regime florestal total e parcial): PF de Alge e Penela, PF de Castanheira de Pera, PF de Góis, PF da Serra da Lousã, Mata do

Sobral. A actividade florestal está sujeita a algumas condicionantes legais que limitam o exercício do direito da propriedade (DGRF, 2006).

Quanto à protecção a espécies florestais presentes na área de estudo, os exemplares ou povoamentos de sobreiro, azinho e azevinho espontâneo estão protegidos por lei, sendo que a intervenção sobre estas espécies está sujeita a autorização da Autoridade Florestal. Estas restrições aplicam-se a todos os exemplares e não apenas aqueles que se encontram em povoamentos ou existentes na data de criação da lei. Destaca-se a seguinte legislação aplicável à protecção de espécies florestais (DGRF, 2006):

Azinheira e sobreiro: Decreto-Lei n.º 169/2001, de 25 de Maio.

Azevinho espontâneo: Decreto-Lei n.º 423/89, de 4 de Dezembro

Quanto às áreas protegidas destaca-se a Rede Natura 2000, onde se insere a Serra da Lousã e quanto às restrições ao estabelecimento de *Acacia dealbata* (acácia mimosa) e de ailantos, segundo o DL 565/99 de 21 de Dezembro é proibida a plantação destas espécies.

4.7. Ocupação humana

Quanto à demografia, em termos de população residente, no período 1991/2001 o município da Lousã registou um crescimento de 18%, tendo sido o município que assinalou maior crescimento populacional, quer no Pinhal Interior Norte, quer na Região Centro do país. Quanto à densidade populacional, esta também é mais elevada na sede de município e aglomerados envolventes, onde existem melhores equipamentos e acessibilidades em relação à restante área do concelho (DGRF, 2006).

5. RESULTADOS

Nesta secção apresentam-se os resultados obtidos através da implementação da metodologia descrita no capítulo 3.

5.1. Resultados da Análise preliminar dos dados

5.1.1. Critérios para a definição de zonas de regeneração natural

Procedeu-se à selecção das manchas de habitat de maior valor de conservação, como os habitats prioritários e de pequenas dimensões devido à sua maior vulnerabilidade. Foram, desta forma, seleccionados os seguintes habitats: Habitat 3 - 9230+9330; Habitat 9 – 8230+8220+8130+4020*; Habitat 15 – 92A0; Habitat 16 – 92A0+5230+91E0*; Habitat 17 – 3260+92A0+9260; Habitat 18 – 5230*+92A0+3250+91E0*; Habitat 19 – 5230+91E0*; Habitat 20 – 92A0+91E0*+9260. A designação do habitat corresponde aos códigos que são apresentados na Tabela VI.1, anexo VI, assim como a área respectiva de cada habitat.

As zonas de regeneração natural (ou de protecção) foram definidas tendo como critérios de selecção:

- A sua importância ao nível da biodiversidade, constituindo habitats prioritários e áreas especialmente importantes como refúgio da biodiversidade;
- A sua fragmentação e vulnerabilidade a ameaças externas. Constituem habitats com uma configuração linear, sujeitos a efeitos de fronteira, que correspondem essencialmente às galerias ripícolas na proximidade das linhas de água e com reduzida dimensão, apresentando uma menor resiliência a pressões externas.

Uma vez que num dado local existe a sobreposição, na maior parte dos casos, de vários habitats, procedeu-se à definição de uma área alvo de reabilitação conjunta, que permita a ocorrência da regeneração natural de diversos tipos de habitats em simultâneo. Foi analisada, na cartografia dos valores naturais para a área de estudo (ICNB, 2006), quais os tipos de habitat natural que ocorriam em conjunto. Verificou-se que o habitat prioritário Matagais de *Laurus nobilis* (5230*) ocorria no mesmo local que o habitat prioritário Amiais ripícolas (91E0*), que por sua vez também ocorre de forma geral nos mesmos locais onde se encontra o habitat Galerias de *Salix alba* e *Populus alba* (92A0). Desta forma, a definição de uma única zona de protecção permite, em simultâneo, proteger e reabilitar diferentes habitats devido aos contactos seriais existentes entre estes habitats e referidos na sua caracterização efectuada pela ALFA (2004).

Foram definidas zonas de regeneração natural em redor destas áreas, tendo sido estabelecido um critério de proximidade de 500 m destas manchas de habitat, criando uma zona de protecção com o objectivo de estimular a ocorrência de regeneração natural, na

proximidade de núcleos de vegetação nativa que podem desta forma constituir uma fonte de sementes para a colonização das áreas delimitadas através de mecanismos de dispersão. Nestas áreas também foi definida uma zona de controlo e eliminação de espécies invasoras, principalmente a espécie *Acacia dealbata*, de 50 m em redor dos habitats naturais que constituem o núcleo das zonas de regeneração delimitadas. Na figura 5.1 estão representadas as áreas recomendadas para reabilitação e localização das zonas de regeneração de 50 m e 500 m.

□

Áreas seleccionadas para intervenções de restauração e zonas de regeneração de 50 m e 500 m

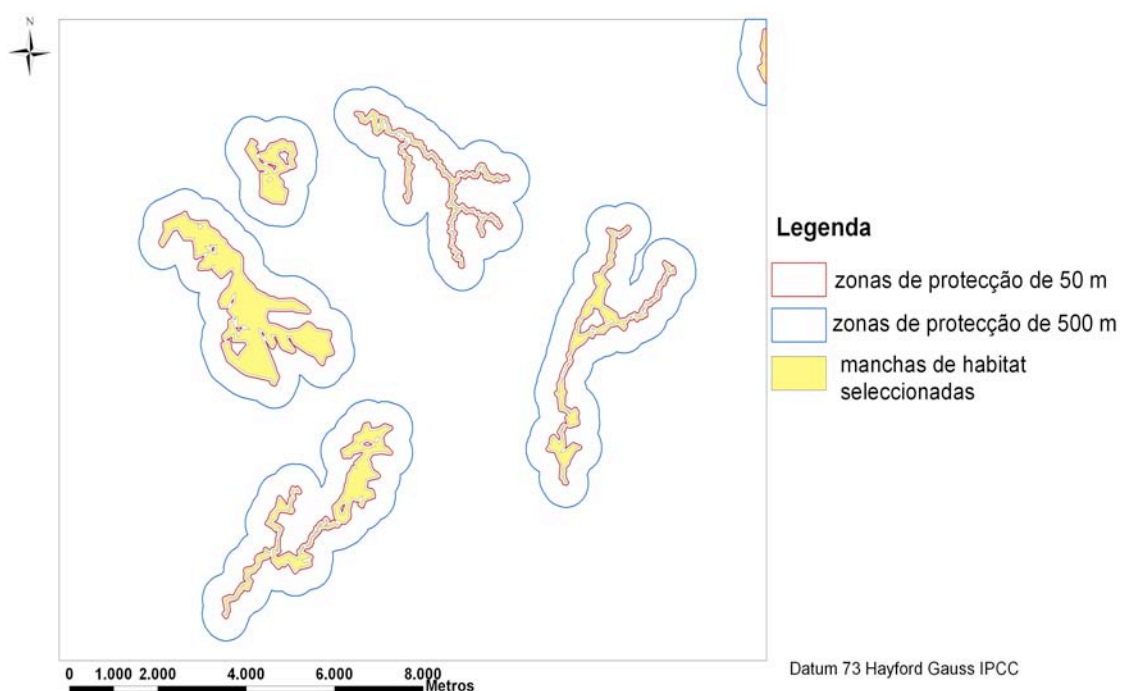


Figura 5.1 – Áreas recomendadas para intervenções de restauração florestal e localização das zonas de regeneração de 50 m e 500 m.

5.1.2. Distribuição da vegetação potencial com base nos requisitos ecológicos

Tendo por base os requisitos ecológicos das espécies *Quercus robur*, *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia*, *Castanea sativa*, *Salix alba* e *Alnus glutinosa* foram estabelecidas condições através do *raster calculator*, ArcGIS 9.2, para definir a distribuição potencial destas espécies na área de estudo. Na tabela 5.1 encontram-se as condições definidas para cada espécie e que correspondem aos requisitos ecológicos e regiões de proveniência definidos pela DGRF para cada espécie, tendo por base o quadro IV.1 e a análise da distribuição real dos habitats definidos na carta de habitats naturais do SIC Serra da Lousã, elaborado pelo ICNB.

Tabela 5.1 - Condições estabelecidas para os diferentes parâmetros definidas no *raster calculator* (ArcGIS 9.2) para cada tipo de vegetação potencial (DGRF, 2009; ALFA, 2004)

Espécie	Habitat natural associado	Condições estabelecidas no <i>raster calculator</i> , ArcGIS 9.2 (entre parêntesis encontra-se o código numérico associado a cada classe da variável correspondente)
<i>Quercus robur</i> (carvalho alvarinho)	Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i>	Tipos de solo: Solos litólicos húmicos (código 5); Solos litólicos não húmicos (código 7); Litossolos não húmicos (código 1); Solos litólicos Húmicos Para-Litossolos ou Rankers (código 6); Solos argiluvitados pouco insaturados (código 8 e 9). Litologia: Granitos e rochas afins (código 7); Xistos e grauvaques (código 1, 5); pH solo: 4.6-5.5 (valor 1) Precipitação média anual (mm): 1200-1400 (700 -2800). Temperatura média anual (°C): 10-12.5 (7.5-16) (abrange toda a área de estudo). Ocupação do solo: Florestas e meios naturais e seminaturais (códigos 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12). Altimetria (m): 600 (50-1800) (abrange todos os valores da área de estudo)
<i>Quercus suber</i> (sobreiro)	Florestas de <i>Quercus suber</i>	Tipos de solo: Solos podzolizados (código 10); Solos argiluvitados pouco insaturados (códigos 8 e 9); Litossolos não húmicos (código 1); Solos litólicos (códigos 5, 6 e 7). Litologia: Arenitos calcários (código 2); areias, calhaus rolados, arenitos pouco consolidados, argilas (código 4) e Xistos, grauvaques (códigos 1 e 5). pH solo: 5.6-6.5 (código 2) Precipitação média anual (mm): 700-800 (400-1400) (códigos 1 e 2). Nestas condições não existe área potencial. Mas considerando que a precipitação de 1400mm já pode fazer parte da classe 3 foi possível obter uma área potencial para esta espécie. Temperatura média anual (°C): 15-16 (7.5-17.5) (abrange toda a área de estudo). Ocupação do solo: Florestas e meios naturais e seminaturais (códigos 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12). Altimetria (m): 200 (0-900) (valores de 114 m a 900 m)
<i>Castanea sativa</i> (castanheiro)	Florestas de <i>Castanea sativa</i>	Tipos de solo: Solos litólicos húmicos (código 5); Litossolos não húmicos (código 1). Litologia: Xistos grauvaques (códigos 1 e 5); Granitos e rochas afins (código 7). pH solo: 5.6-6.5 (código 2) Precipitação média anual (mm): 1000-1200 (400-2000) (toda a área de estudo) Temperatura média anual (°C): 10-12.5 (7.5-16) (toda a área de estudo) Ocupação do solo: Florestas e meios naturais e seminaturais (códigos 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12). Altimetria (m): 690 (50-1400) (abrange todos os valores da área de estudo)
<i>Quercus rotundifolia</i> (azinheira)	Florestas de <i>Quercus ilex</i> e <i>Quercus rotundifolia</i>	Tipos de solo: Solos litólicos não húmicos (código 7); solos calcários (não existem na zona de estudo); Solos argiluvitados pouco insaturados (códigos 8 e 9) Litologia: Calcários, calcários dolomíticos, calcários margosos, margas, conglomerados, arenitos, calcários. Os azinhais ocorrem em substratos siliciosos (excepto areias) e calcários (códigos 2 e 6). pH solo: 5.6-6.5 (código 2) Precipitação média anual (mm): 800-1000 (600-1600) (toda a área de estudo) Temperatura média anual (°C): 16-17.5 (12.5 - 17.5) (código 3. A temperatura de 12.5°C poderá ainda pertencer à classe de código 2) Ocupação do solo: Florestas e meios naturais e seminaturais (código 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12). Altimetria (m): 50-700 (de 114 m a 700 m)
<i>Alnus glutinosa</i> (amieiro)	Amiais ripícolas	Tipos de solo: Foram utilizados os tipos de solo próximos das linhas de água (Aluviossolos e Coluviossolos), que também correspondem aos tipos de solos existentes na área de distribuição das galerias ribeirinhas de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i> , com base na caracterização dos habitats efectuados pela ALFA (2004). Litologia: Rochas eruptivas plutónicas; Formações Sedimentares e metamórficas (toda a área de estudo). pH solo: 4.6-6.5 (códigos 1 e 2). Precipitação média anual (mm): não foram consideradas limitações quanto a este parâmetro na definição na área de distribuição potencial. Temperatura média anual (°C): 7.5-17 (toda a área de estudo). Ocupação do solo: Florestas e meios naturais e seminaturais (códigos 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12). Altimetria (m): 50-1000 (de 114 m a 1000 m)
<i>Salix alba</i> (salgueiro branco)	Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i>	Não existe caracterização para todos os factores. Tipo de solo: Regossolos (não existem na zona de estudo); Aluviossolos (códigos 2 e 3); Coluviossolos (códigos 4). Ocupação do solo: Florestas e meios naturais e seminaturais (3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12).

Apresentam-se nas Figuras 5.2, 5.3, 5.4, 5.5., 5.6 e 5.7 os resultados da distribuição potencial destas espécies tendo por base os seus requisitos ecológicos.

No caso da espécie *Alnus glutinosa*, considerou-se que esta espécie, na área de estudo, ocupa o mesmo tipo de solos que a espécie *Salix alba*. Foi necessário proceder desta forma uma vez que o tipo de solos referido nos requisitos ecológicos definidos pela DGRF no âmbito da definição da região de proveniência desta espécie se afastava das linhas de água, não correspondendo à distribuição dos amieais ripícolas da área de estudo ilustrada na carta de habitats naturais do ICNB.

□

Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Salix alba* e localização das zonas de protecção de 50 m e de 500 m

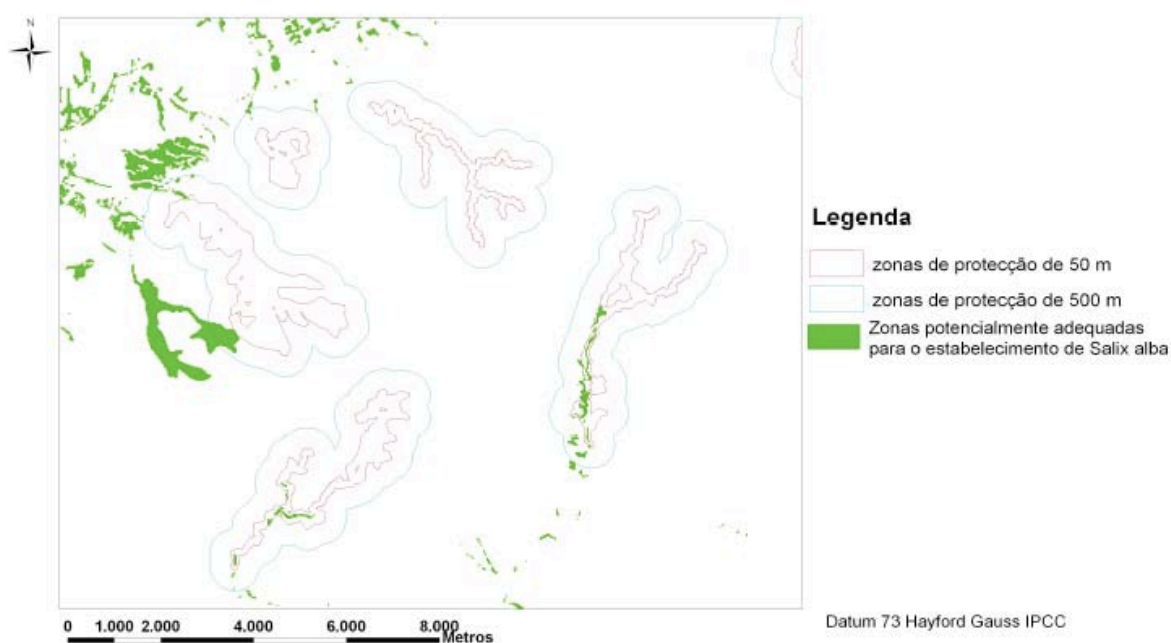


Figura 5.2 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Salix alba*.

Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Alnus glutinosa* e localização das zonas de protecção de 50 m e de 500 m

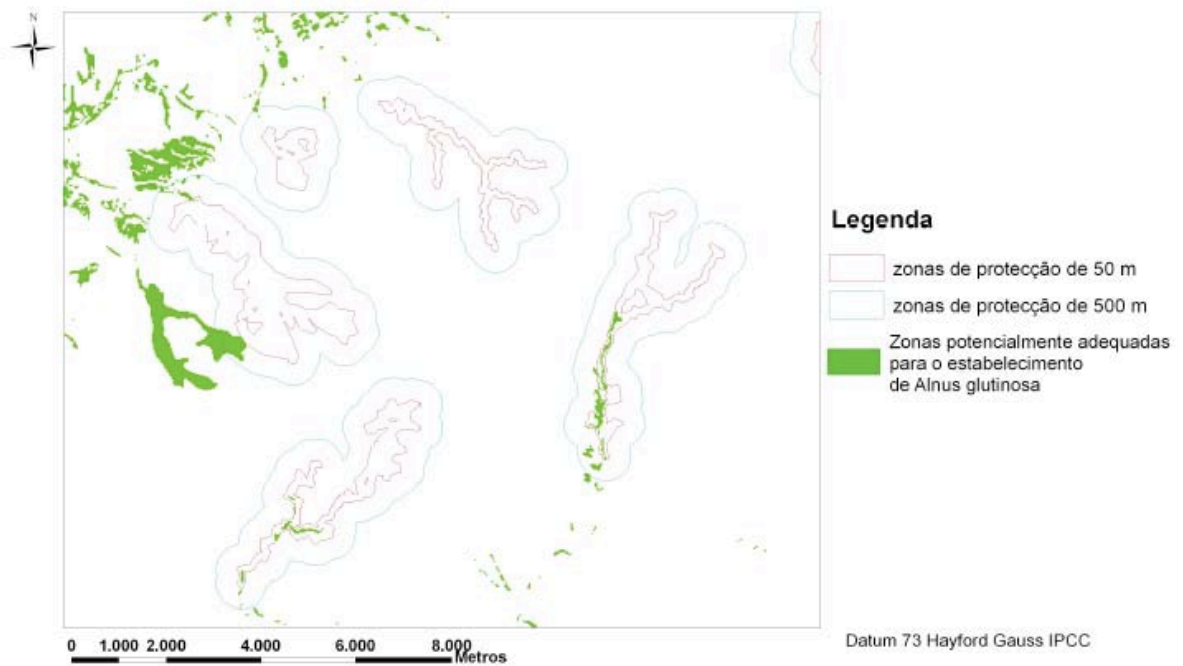


Figura 5.3 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Alnus glutinosa*.

Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Castanea sativa* e localização das zonas de protecção de 50 m e de 500 m

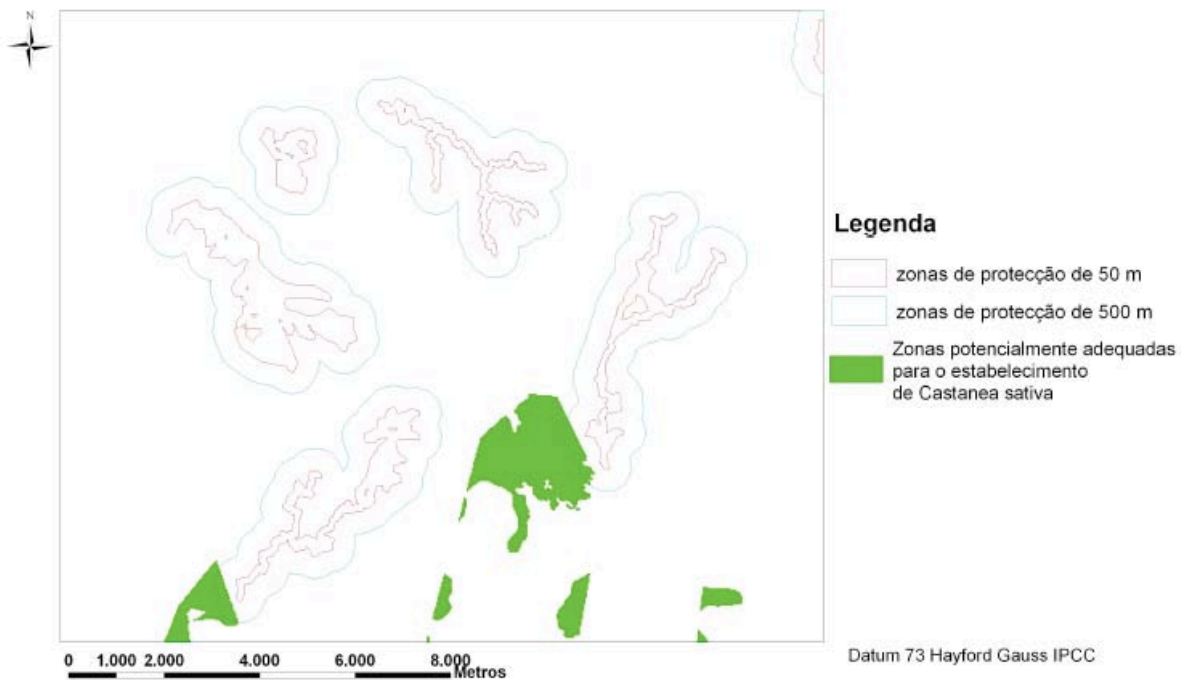


Figura 5.4 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Castanea sativa*.

□

Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Quercus robur* e localização das zonas de protecção de 50 m e de 500 m

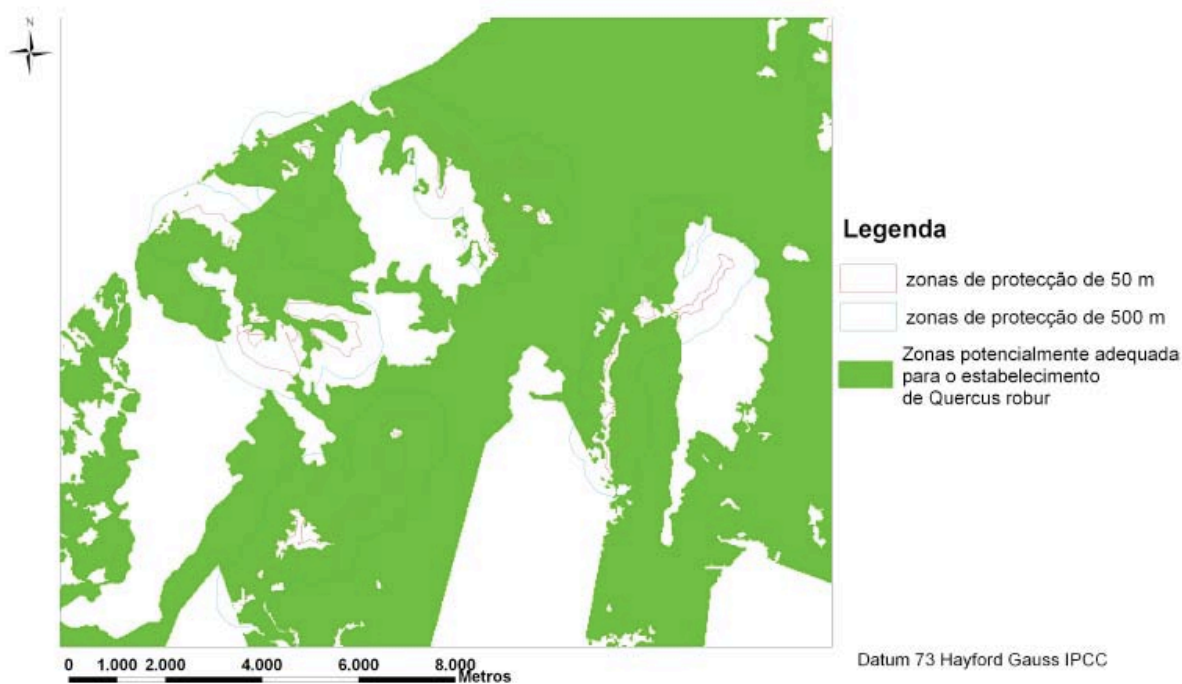


Figura 5.5 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Quercus robur*.

□

Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Quercus suber* e localização das zonas de protecção de 50 m e de 500 m

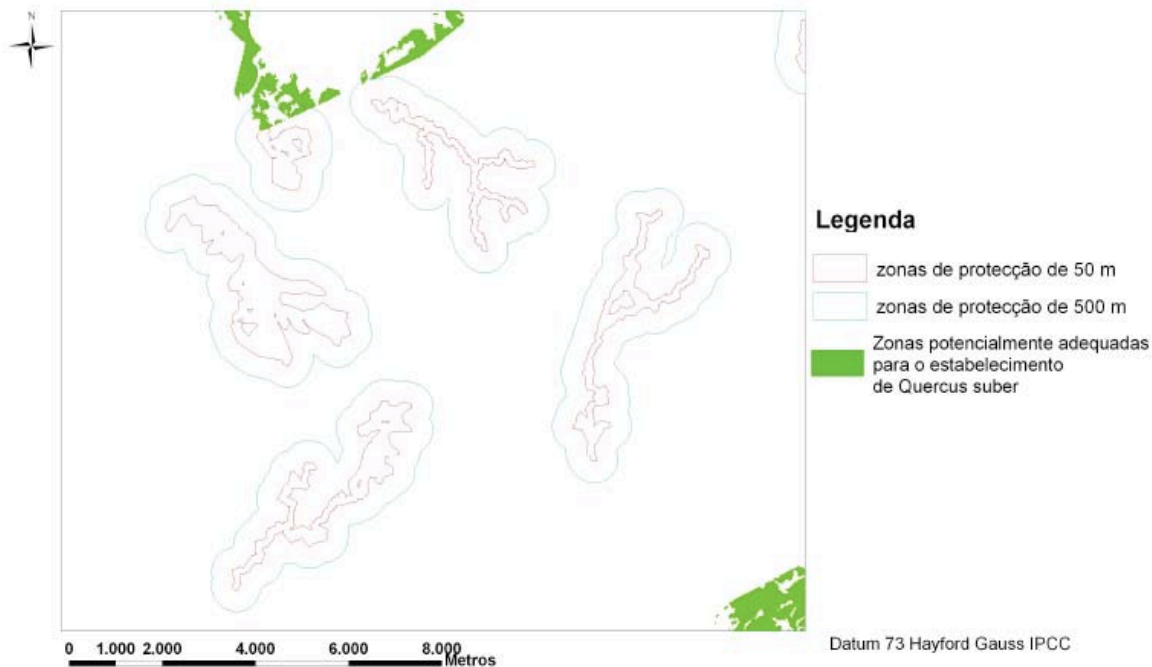


Figura 5.6 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Quercus suber*.

□

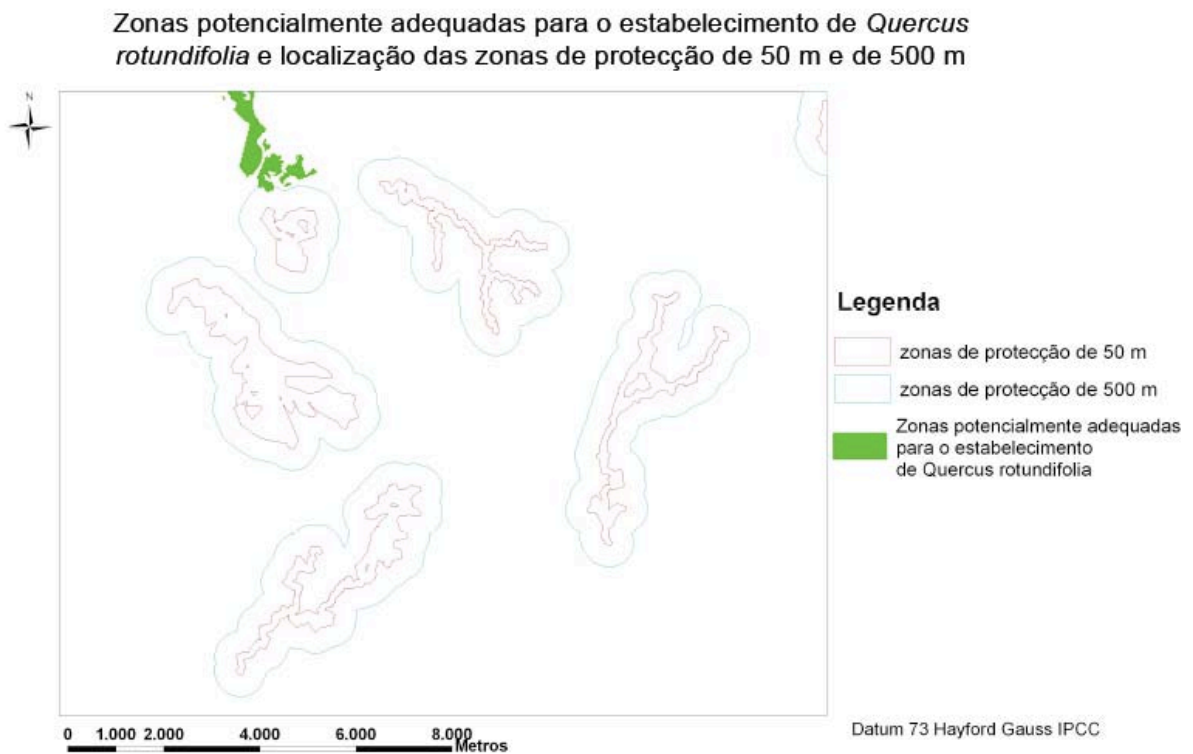


Figura 5.7 – Zonas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Quercus rotundifolia*.

5.2. Resultados da Análise exploratória de dados

5.2.1. ANOVA a um factor

Na tabela 5.2 apresentam-se os resultados da análise ANOVA a um factor para três amostras correspondentes a três conjuntos de 500 pontos aleatoriamente extraídos para a área de estudo, para cada uma das 13 variáveis explicativas consideradas para definir as condições locais. Na penúltima coluna estão representados os valores obtidos para a estatística F, que corresponde à estatística de teste da ANOVA. Este quadro apresenta também a Soma dos Quadrados e os Quadrados Médios para o Factor e para os Resíduos e os graus de liberdade.

Tabela 5.2 - Resultados do teste ANOVA a um factor para as 13 variáveis independentes.
Nota: Factor - Entre as amostras; Residual - Dentro das amostras

Variável	Fonte da variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados Médios	F	Valor p
Exposição	Factor	30023.184	2	15011.592	1.401	0.247
	Residual	1.604 ⁷	1497	10713.110		
	Total	1.607 ⁷	1499			
Altimetria	Factor	327.721	2	163.861	0.003	0.997
	Residual	7.608 ⁷	1497	50819.469		
	Total	7.608 ⁷	1499			
Declive	Factor	549.033	2	274.517	1.044	0.352
	Residual	393661.150	1497	262.967		
	Total	394210.183	1499			
Radiação Global	Factor	1.006 ¹⁰	2	5.028 ⁹	0.264	0.768
	Residual	2.855 ¹³	1497	1.907 ¹⁰		
	Total	2.856 ¹³	1499			
Temperatura Média Anual	Factor (Entre as amostras)	0.048	2	0,024	0,110	0,896
	Residual (Dentro das amostras)	326.818	1497	0,218		
	Total	326.866	1499			
Precipitação Total Anual	Factor	0,357	2	0,179	1,238	0,290
	Residual	215,970	1497	0,144		
	Total	216,327	1499			
pH do solo	Factor	0.149	2	0.075	0.710	0.492
	Residual	157.490	1497	0.105		
	Total	157.639	1499			
Valor Ecológico do solo	Factor	0.497	2	0.249	0.391	0.677
	Residual	952.262	1497	0.636		
	Total	952.759	1499			
Índice de Humidade do Solo	Factor	0.012	2	0.006	0.020	0.981
	Residual	460.582	1497	0.308		
	Total	460.594	1499			
Risco de Incêndio Florestal	Factor (Entre as amostras)	0.133	2	0.067	0.091	0.913
	Residual (Dentro das amostras)	1091.184	1497	0.729		
	Total	1091.317	1499			
Litologia	Factor	2.521	2	1.261	0.579	0.561
	Residual	3260.878	1497	2.178		
	Total	3263.399	1499			
Tipo de solo	Factor	3.861	2	1.931	0.493	0.611
	Residual	5866.416	1497	3.919		
	Total	5870.277	1499			
Ocupação do solo	Factor	17.344	2	8.672	0.929	0.395
	Residual	13978.152	1497	9.337		
	Total	13995.496	1499			

5.2.2. Resultados da Análise em Componentes Principais Categórica (CATPCA)

Iniciou-se esta análise com 13 componentes (igual ao número de variáveis explicativas consideradas) para as 3 amostras. Repetiu-se posteriormente a análise reduzindo o número de componentes consoante os valores próprios obtidos para cada componente, como descrito na metodologia. Na tabela 5.3 encontra-se um resumo dos resultados obtidos para cada amostra considerando um modelo com 5 componentes principais.

Tabela 5.3 - Resumo do Modelo para as três amostras analisadas

Dimensões	Amostra 1		Amostra 2		Amostra 3	
	α de Cronbach	Variância Total (Eigenvalue)	α de Cronbach	Variância Total (Eigenvalue)	α de Cronbach	Variância Total (Eigenvalue)
1	0.753	3.278	0.765	3.399	0.765	3.399
2	0.512	1.895	0.514	1.903	0.514	1.903
3	0.345	1.468	0.310	1.401	0.310	1.401
4	0.183	1.203	0.203	1.230	0.203	1.230
5	0.032	1.030	0.000	1.000	0.000	1.000
Total	0.961	8.874	0.962	8.933	0.962	8.933

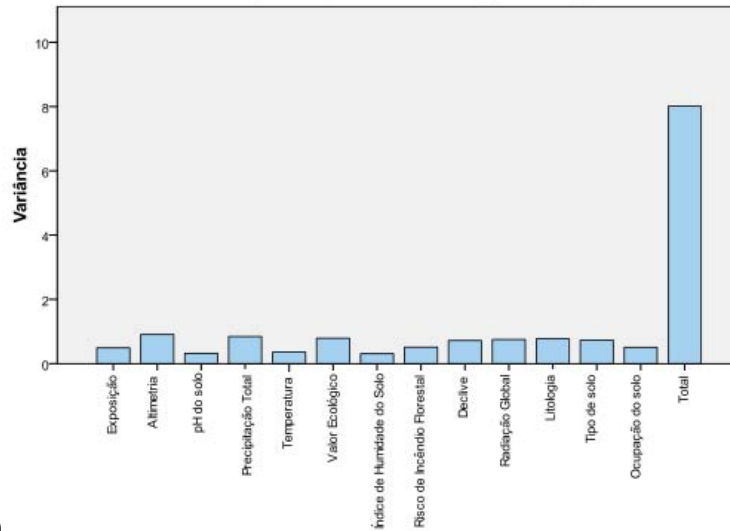
Optou-se por eliminar a componente número 5 uma vez que já explica uma porção muito pequena da variância. Nas amostras 2 e 3 o valor do α de Cronbach é igual a 0 e o valor próprio (Eigenvalue) dessa componente tem o valor 1, valor na fronteira entre inclusão/exclusão da componente segundo o critério adoptado para a escolha do número de componentes do modelo. Apresenta-se desta forma na Tabela 5.4 o resumo dos resultados obtidos para o modelo final para cada amostra considerando que 4 componentes principais explicam a maior parte da variabilidade das condições locais da área de estudo.

Na Tabela V.1 do anexo V apresentam-se as componentes principais das três amostras, o α de Cronbach e a variância explicada (Eigenvalue) para cada componente principal. A Figura 5.8 apresenta a variância total explicada por cada variável no conjunto das 4 componentes para cada amostra correspondente ao Eigenvalue obtido para cada variável no total das 4 componentes. a), Amostra 1, b) Amostra 2 e c) Amostra 3.

Tabela 5.4 – Sumário dos modelos obtidos para cada amostra considerando um modelo com 4 Componentes Principais

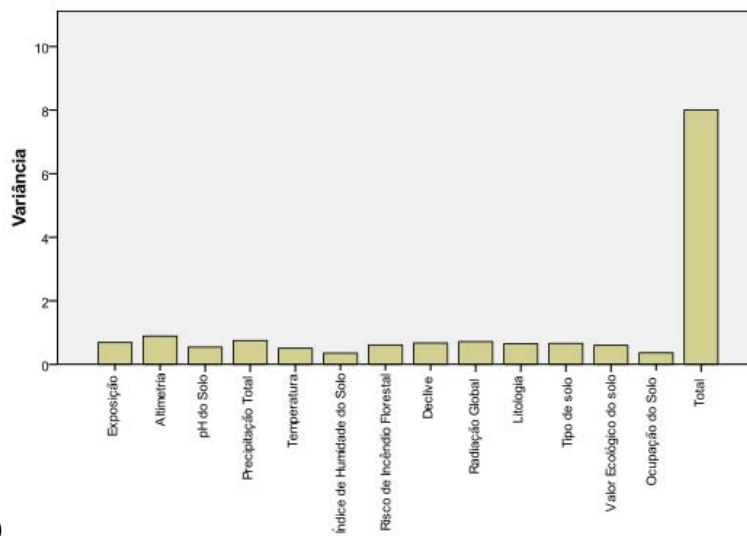
	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3
α de Cronbach	0.948	0.948	0.931
Variância Total (Eigenvalue)	8.011	8.007	7.127
Variância Total (%)	61.1	61.1	54.4

Variância explicada por cada variável (Amostra 1)



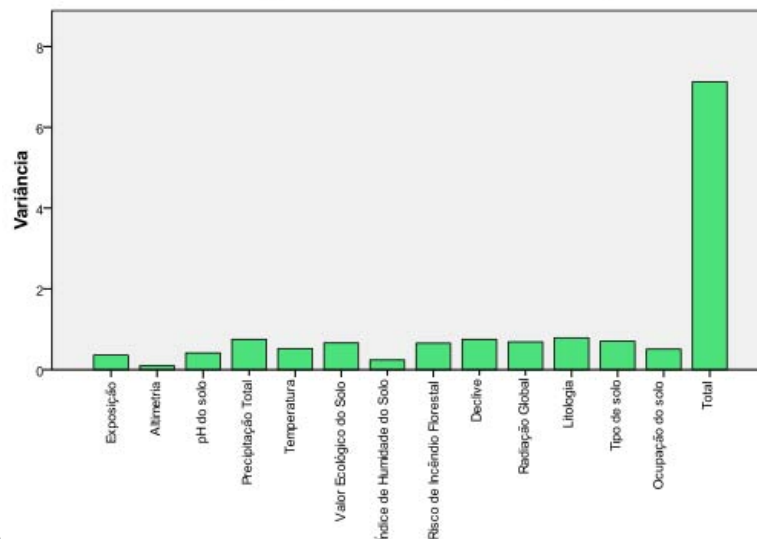
a)

Variância Explicada por cada variável (Amostra 2)



b)

Variância explicada por cada variável (amostra 3)



c)

Figura 5.8 - Variância total explicada por cada variável no conjunto das 4 componentes para cada amostra, correspondente ao Eigenvalue obtido para cada variável no total das 4 componentes. a), Amostra 1, b) Amostra 2 e c) Amostra 3.

5.3. Resultados da Aplicação do Modelo de Regressão Linear Múltipla

Apresentam-se nesta secção os resultados da aplicação da regressão linear múltipla para obter um modelo da distribuição potencial da espécie *Quercus robur* (espécie com uma distribuição potencial mais ampla na área de estudo), utilizando todas as variáveis independentes quantitativas e ordinais (excluindo as variáveis qualitativas tipo de solo e litologia) da análise, com as variáveis não transformadas e transformadas, através da transformação \sqrt{x} , correspondendo x a uma variável. No caso das variáveis ordinais temperatura média anual, precipitação total anual e pH do solo foi considerado o valor médio de cada classe e não o código atribuído a cada classe de valores para essas variáveis. Os dados de base utilizados para esta análise foram os valores extraídos dos 500 pontos aleatórios da amostra 1 para cada variável independente e para a variável dependente *Quercus robur*. A Tabela 5.5 apresenta o resumo do modelo obtido através do método *Stepwise* de selecção de variáveis do modelo.

Tabela 5.5 - Resumo do modelo obtido através do método *Stepwise* de selecção de variáveis do modelo para as variáveis originais e transformadas

	Modelo	Variáveis Predictoras	R	R ²	R ² _{ajustado}	Erro padrão da estimativa	Durbin-Watson
Variável original	1	pH do solo	0.398	0.158	0.157	0.455	
	2	pH do solo; Precipitação total.	0.501	0.251	0.248	0.429	
	3	pH do solo; Precipitação total; Temperatura média.	0.508	0.258	0.254	0.428	
	4	pH do solo; Precipitação total; Temperatura média; Valor ecológico do solo.	0.514	0.264	0.258	0.427	2.136
Variável transformada	1	Precipitação total	0.370	0.137	0.135	0.461	
	2	Precipitação total; Declive	0.404	0.163	0.160	0.454	
	3	Precipitação total; Declive; Valor ecológico do solo.	0.426	0.181	0.177	0.449	
	4	Precipitação total; Declive; Valor ecológico do solo; Altimetria.	0.439	0.193	0.186	0.447	
	5	Precipitação total; Declive; Valor ecológico do solo; Altimetria; Radiação global.	0.447	0.200	0.191	0.445	2.144

No anexo VI apresentam-se os resultados da ANOVA ao modelo de regressão para as variáveis originais e transformadas (Tabela VI.1). Nas tabelas seguintes do mesmo anexo apresentam-se os coeficientes do modelo obtido para as variáveis não transformadas (Tabela VI.2), o teste à colinearidade entre as variáveis não transformadas (Tabela VI.3) e o diagnóstico de colinearidade às variáveis não transformadas (Tabela VI.4). Na Figura VI.1 do mesmo anexo apresenta-se a análise gráfica dos pressupostos da distribuição normal dos erros e a análise gráfica dos resíduos para as variáveis não transformadas. Os

resultados obtidos para as variáveis transformadas são semelhantes, não sendo reproduzidos. O pressuposto da distribuição normal dos erros foi verificado graficamente através de um gráfico de probabilidade normal (*Normal Probability Plot*) onde no eixo das abcissas se representa a probabilidade observada acumulada dos erros e no eixo das ordenadas se representa a probabilidade acumulada que se observaria se os erros tivessem uma distribuição normal (Maroco, 2007). Nas tabelas seguintes apresentam-se os coeficientes do modelo obtido para as variáveis transformadas (Tabela VI.5), o teste à colinearidade entre as variáveis transformadas (Tabela VI.6) e o diagnóstico de colinearidade às variáveis transformadas (Tabela VI.7).

5.4. Resultados da Aplicação do Modelo de Regressão Logística Múltipla

Apresentam-se nesta secção os resultados da aplicação do modelo de regressão logística múltipla para efectuar a modelação da distribuição potencial da espécie *Quercus robur* com base nas variáveis independentes quantitativas (escalares) e ordinais, excluindo as variáveis categóricas, às variáveis não transformadas e às variáveis transformadas através da transformação \sqrt{x} , correspondendo x a uma variável. Também neste modelo, no caso das variáveis ordinais temperatura média anual, precipitação total anual e pH do solo foi considerado o valor médio de cada classe e não o código atribuído a cada classe de valores para essas variáveis. Os dados de base utilizados para esta análise foram os valores extraídos dos 500 pontos aleatórios da amostra 1 para cada variável independente e para a variável dependente *Quercus robur*.

O anexo VII apresenta os resultados da aplicação do modelo de regressão logística múltipla obtidos com recurso ao software SPSS. A Tabela VII.1 apresenta o teste do rácio de verosimilhança entre o modelo nulo e os modelos em cada um dos passos, a Tabela VII.2 apresenta os resultados do teste do ajustamento de Hosmer e Lemeshow e a Tabela VII.3 corresponde à tabela de classificação para os modelos obtidos, apresentando a classificação dos sujeitos observada e prevista pelos modelos ajustados. A Tabela VII.4 apresenta as variáveis da equação do modelo escolhido (modelo com as variáveis transformadas) e a Tabela VII.5 apresenta as correlações entre as variáveis no modelo.

A Tabela 5.6 apresenta o sumário dos modelos obtidos, apresentando os valores obtidos para a estatística $-2LL$ ($-2 \text{ Log Likelihood}$), utilizada para avaliar a qualidade do ajustamento do modelo, e os valores de R^2 de Cox e Snell e R^2 de Nagelkerke, que permitem avaliar a qualidade do modelo.

Tabela 5.6 - Resumo dos modelos obtidos

Passo	Método Forward Condicional			Método Rácio de Verossimilhança			Método Forward Wald			
	-2LL	R ² de Cox e Snell	R ² de Nagelkerke	-2LL	R ² de Cox e Snell	R ² de Nagelkerke	-2LL	R ² de Cox e Snell	R ² de Nagelkerke	
Variável original	1	584.248 ^a	0.179	0.240	584.248 ^a	0.179	0.240	584.248 ^a	0.179	0.240
	2	524.887 ^a	0.271	0.364	524.887 ^a	0.271	0.364	-	-	-
	3	520.033 ^a	0.278	0.373	520.033 ^a	0.278	0.373	-	-	-
	4	514.195 ^a	0.286	0.384	514.195 ^a	0.286	0.384	-	-	-
Variável transformada	1	610.836 ^b	0.134	0.180	610.836 ^b	0.134	0.180	610.836 ^b	0.134	0.180
	2	594.722 ^b	0.161	0.217	594.722 ^b	0.161	0.217	594.722 ^b	0.161	0.217
	3	582.802 ^b	0.181	0.243	582.802 ^b	0.181	0.243	582.802 ^b	0.181	0.243
	4	573.677 ^b	0.196	0.263	573.677 ^b	0.196	0.263	573.677 ^b	0.196	0.263
	5	569.725 ^b	0.202	0.272	569.725 ^b	0.202	0.272	569.725 ^b	0.202	0.272

^a A solução final não foi encontrada

^b A solução final foi encontrada.

5.5. Resultados da Aplicação de Métodos de Interpolação

5.5.1. Autocorrelação espacial

Apresentam-se na Tabela 5.7 os resultados da análise da autocorrelação espacial através do cálculo do Índice *Moran I* para a amostra 1 com recurso ao software ArcGIS 9.2. Na segunda coluna apresenta-se o valor do índice *Moran I*, seguido do valor esperado para o índice se os dados estivessem aleatoriamente distribuídos, a variância e o valor de *Z* associado a cada ponto. O valor de *Z* representa a significância estatística do valor do índice. Utilizou-se a conceptualização de relações espaciais “*Distância Inversa*” (o impacto de um ponto no outro diminui com a distância) e o método da distância euclidiana (uma distância entre dois pontos em linha recta) como descrito na metodologia.

Tabela 5.7 - Índice de Moran I para cada variável

Variável (Amostra 1)	Índice Moran I	Índice esperado	Variância	Z
Tipo de solo	0.1	-0,002	0.00003	18.3
Valor ecológico do solo	0.12	-0.002004	0.00003	21.93
Litologia	0.11	-0.002004	0.000029	21.09
Ocupação do solo	0.6	-0.002004	0.000030	11.48
Declive	0.08	-0.002	0.00003	15.63
Índice de humidade do solo	0.03	-0.002	0.00003	5.5
Risco de incêndio florestal	0.04	-0.002	0.00003	7.62
Exposição	0.05	-0.002	0.000032	9.23
pH do solo	0.16	-0.002	0.00003	29.7
Precipitação total anual	0,29	-0,002	0.00003	53.31
Temperatura média anual	0,27	-0,002	0,00003	50.67
Altimetria	0.28	-0.002	0.00003	51.72
Radiação global	0.07	-0.002	0.00003	13.83

5.5.2. Resultados da aplicação dos métodos IDW e *Ordinary Kriging*

Obtiveram-se superfícies de distribuição potencial das espécies *Q. robur*, *Q. rotundifolia*, *Q. suber*, *S. alba* e *A. glutinosa* através dos métodos IDW (Figuras 5.9, 5.10, 5.11, 5.12, 5.13 e 5.14) e *Ordinary Kriging* (Figuras 5.15, 5.16, 5.17, 5.18, 5.19 e 5.20).

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Alnus glutinosa* obtido através do método de interpolação IDW

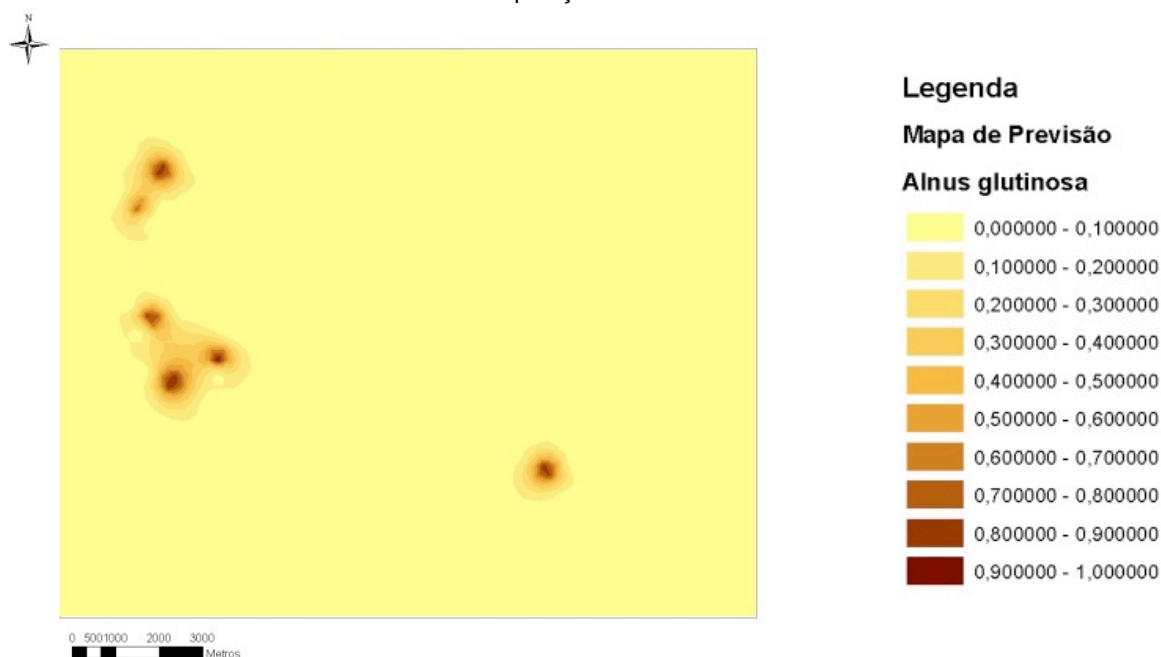


Figura 5.9 – Interpolação da distribuição potencial de *Alnus glutinosa* através do método IDW.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Salix alba* obtido através do método de interpolação IDW

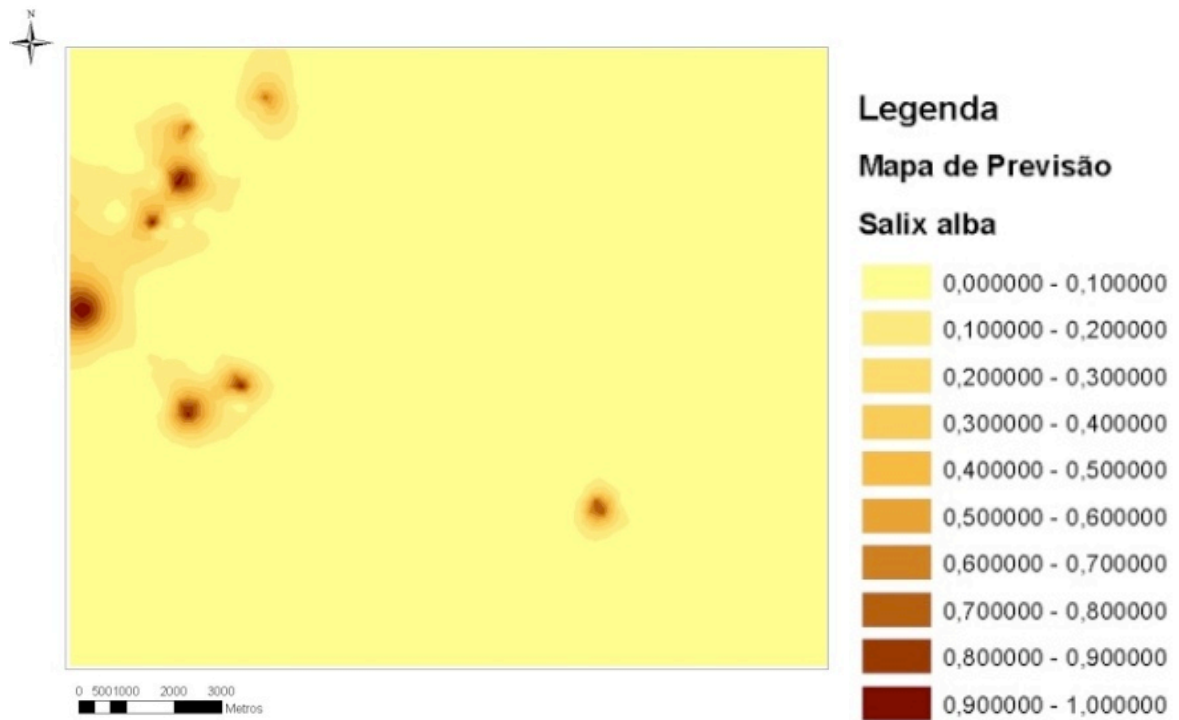


Figura 5.10- Interpolação da distribuição potencial de *Salix alba* através do método IDW.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Castanea sativa* obtido através do método de interpolação IDW

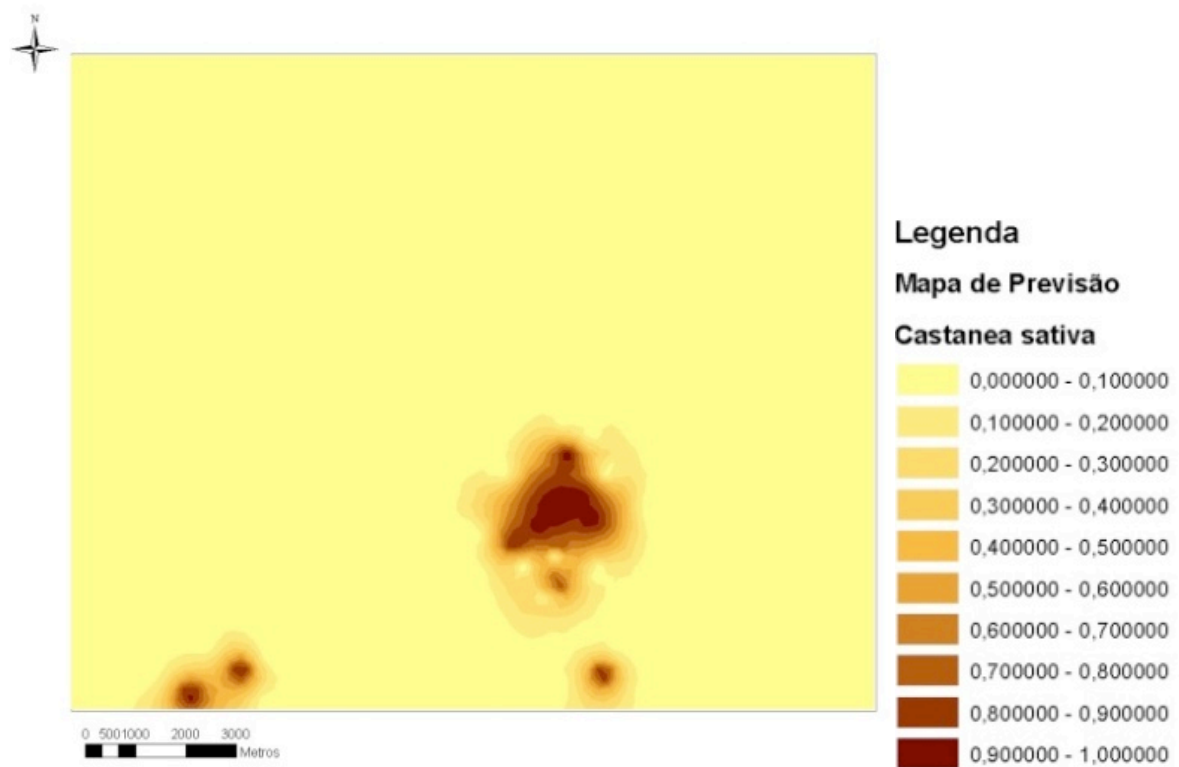


Figura 5.9 – Interpolação da distribuição potencial de *Castanea sativa* através do método IDW.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Quercus robur* obtido através do método de interpolação IDW

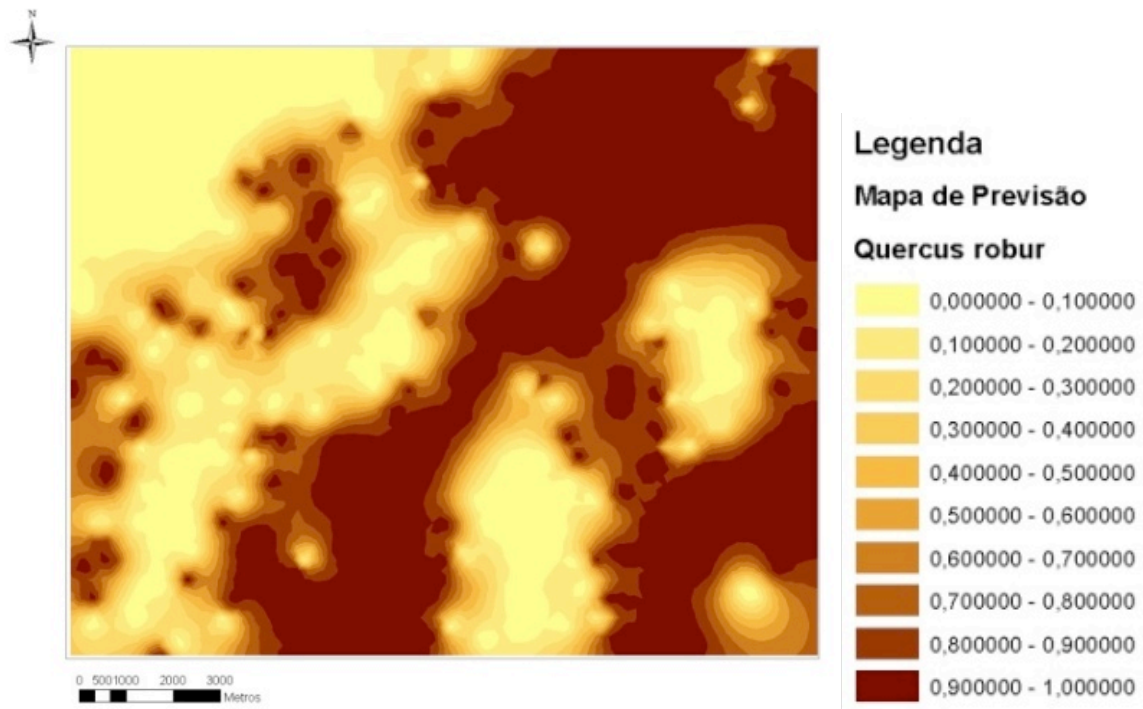


Figura 5.12 – Interpolação da distribuição potencial de *Quercus robur* através do método IDW.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Quercus suber* obtido através do método de interpolação IDW

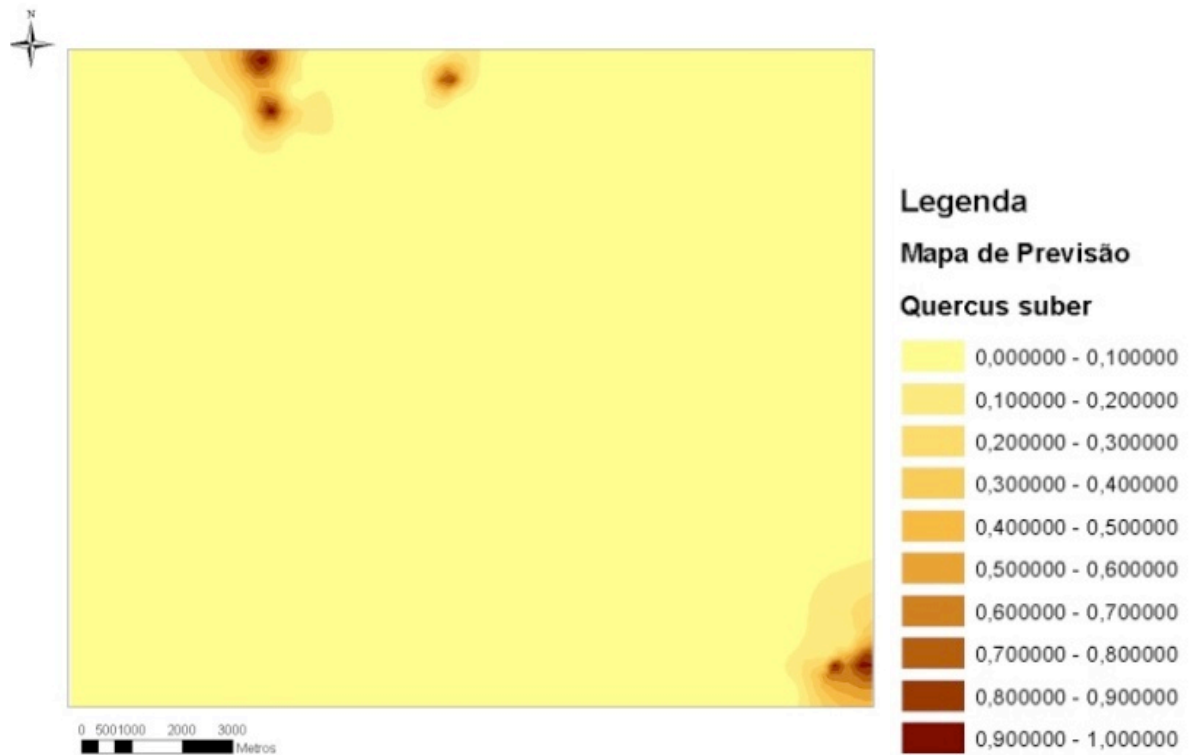


Figura 5.13 – Interpolação da distribuição potencial de *Quercus suber* através do método IDW.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Quercus rotundifolia* obtido através do método de interpolação IDW

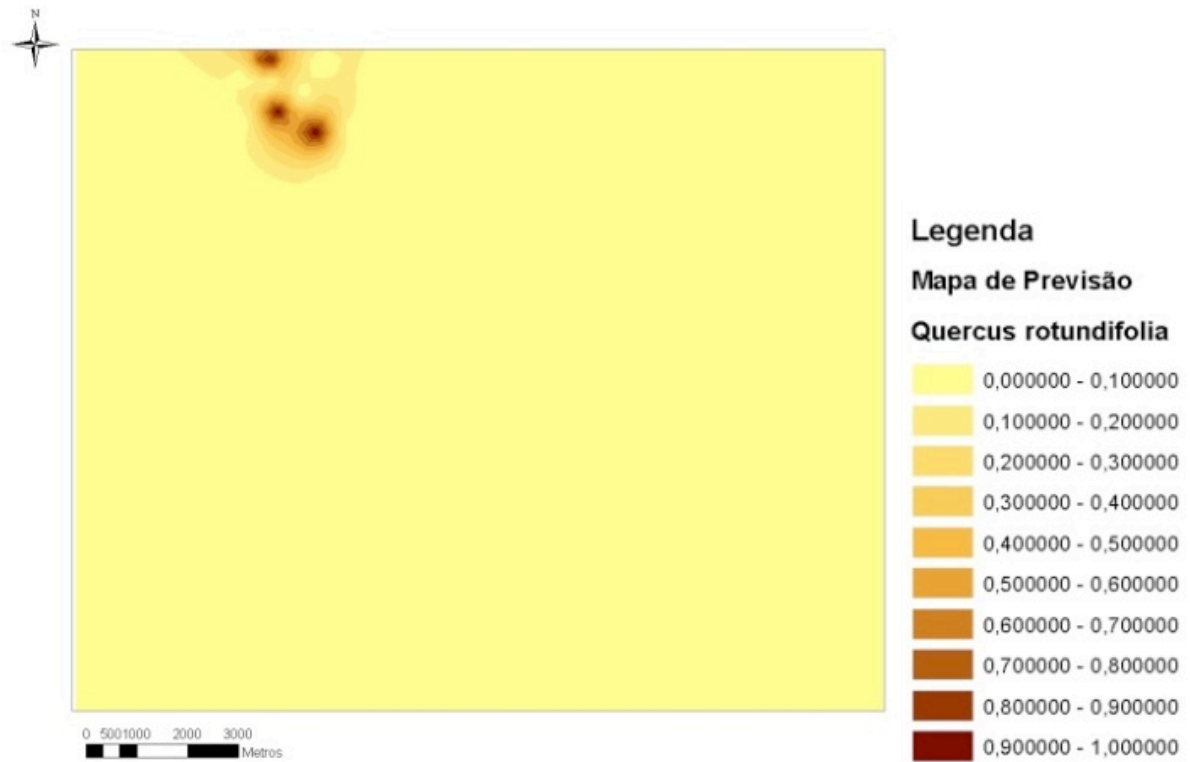


Figura 5.14 – Interpolação da distribuição potencial de *Quercus rotundifolia* através do método IDW.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Alnus glutinosa* obtido através do método de interpolação *Ordinary Kriging*

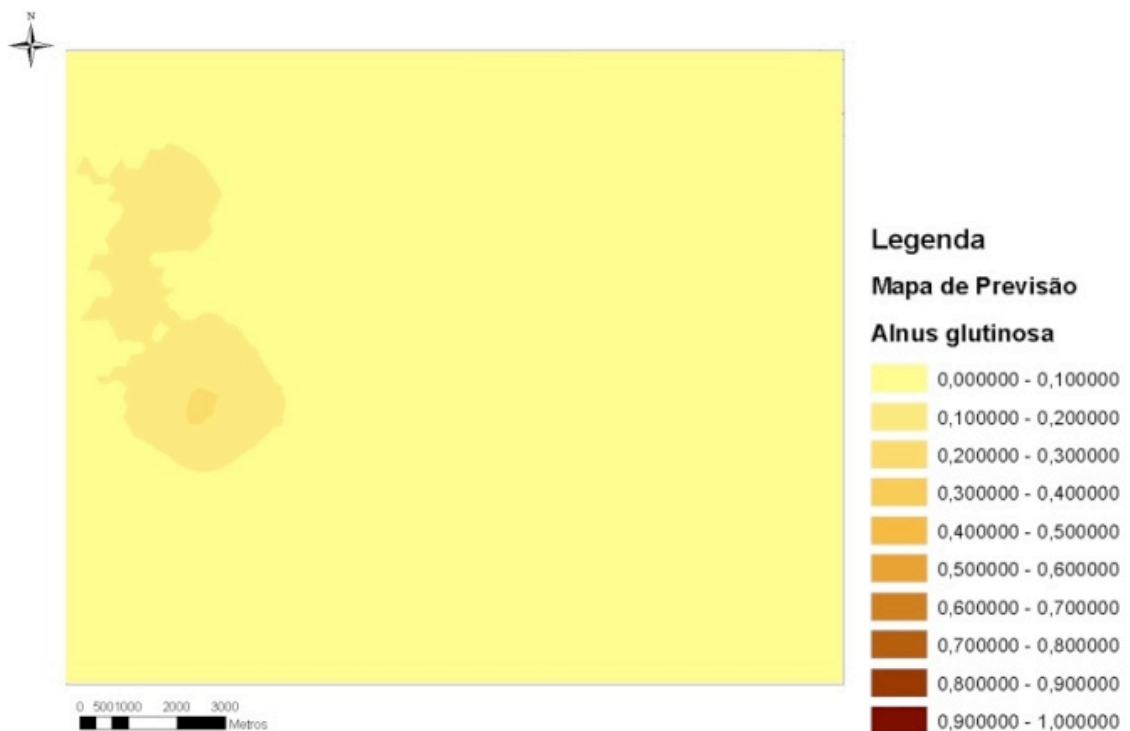


Figura 5.15 – Interpolação da distribuição potencial de *Alnus glutinosa* através do método *Ordinary Kriging*.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Castanea sativa* obtido através do método de interpolação *Ordinary Kriging*

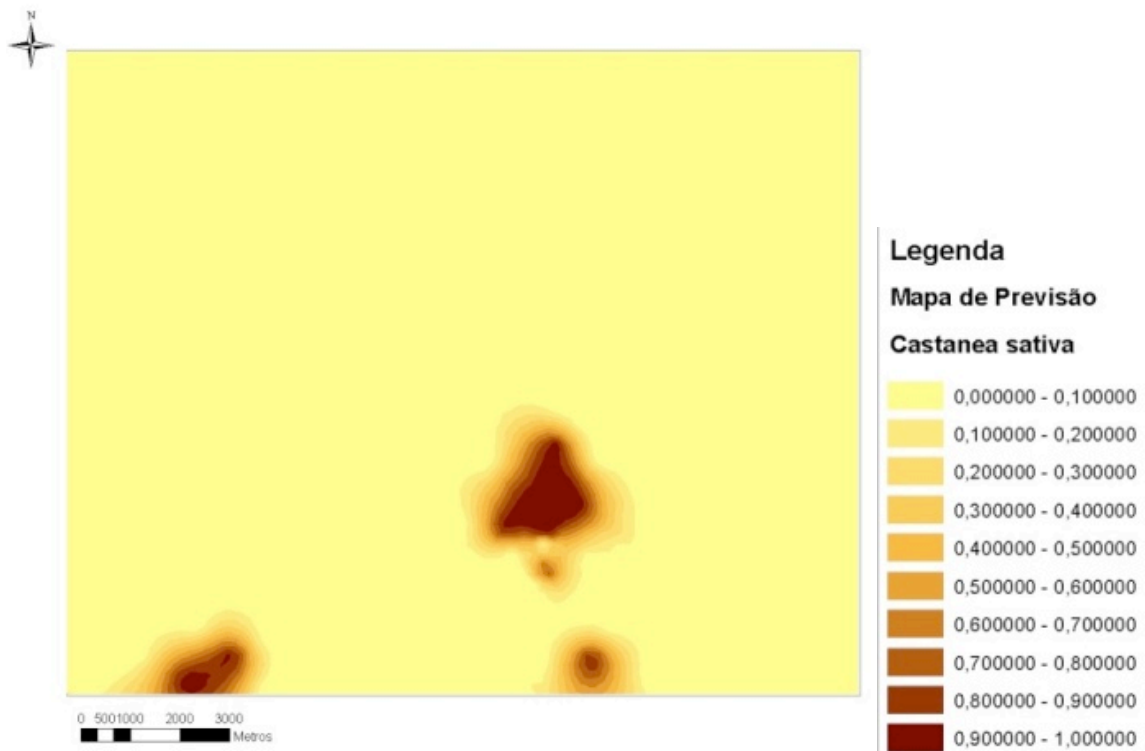


Figura 5.16 – Interpolação da distribuição potencial de *Castanea sativa* através do método *Ordinary Kriging*.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Quercus rotundifolia* obtido através do método de interpolação *Ordinary Kriging*

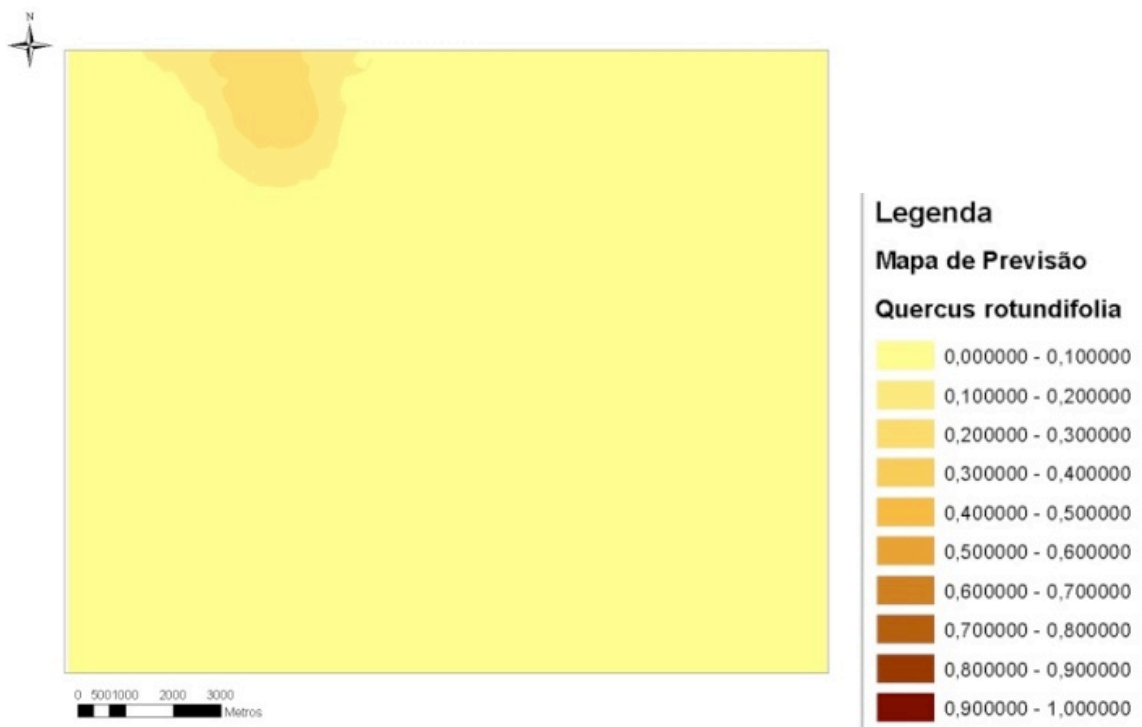


Figura 5.17 – Interpolação da distribuição potencial de *Quercus rotundifolia* através do método *Ordinary Kriging*.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Quercus robur* obtido através do método de interpolação *Ordinary Kriging*

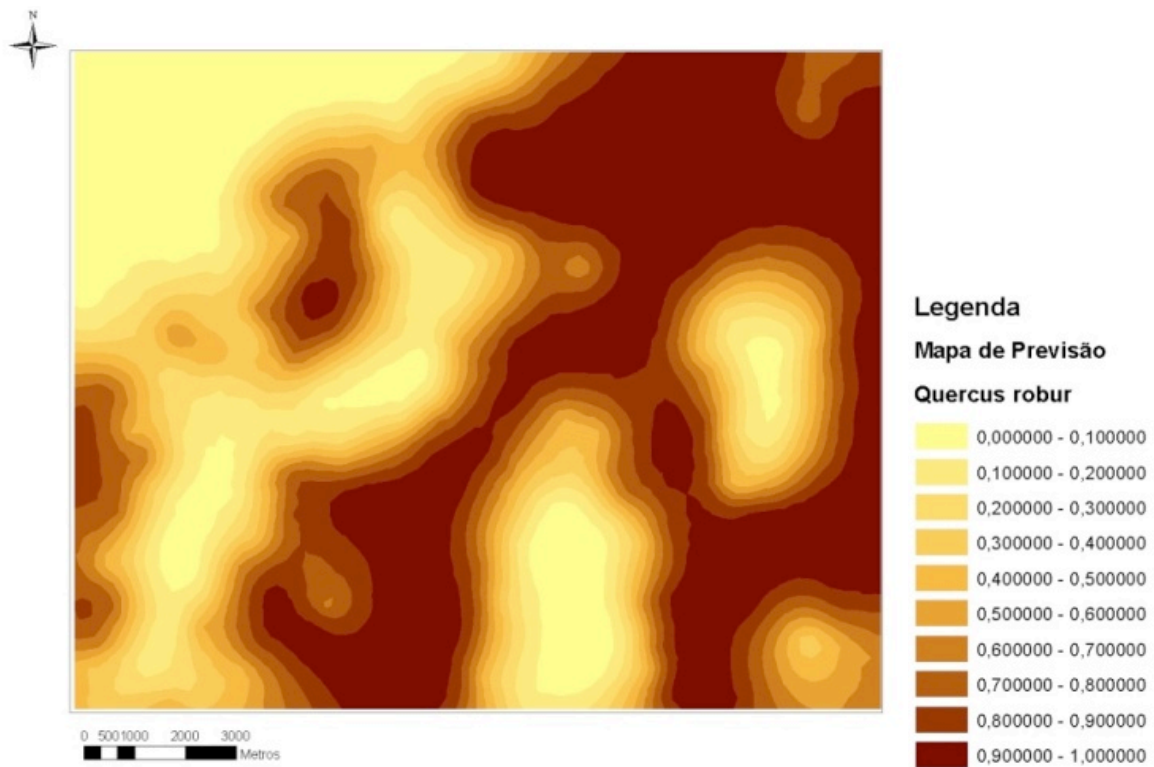


Figura 5.18 – Interpolação da distribuição potencial de *Quercus robur* através do método *Ordinary Kriging*.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Quercus suber* obtido através do método de interpolação *Ordinary Kriging*

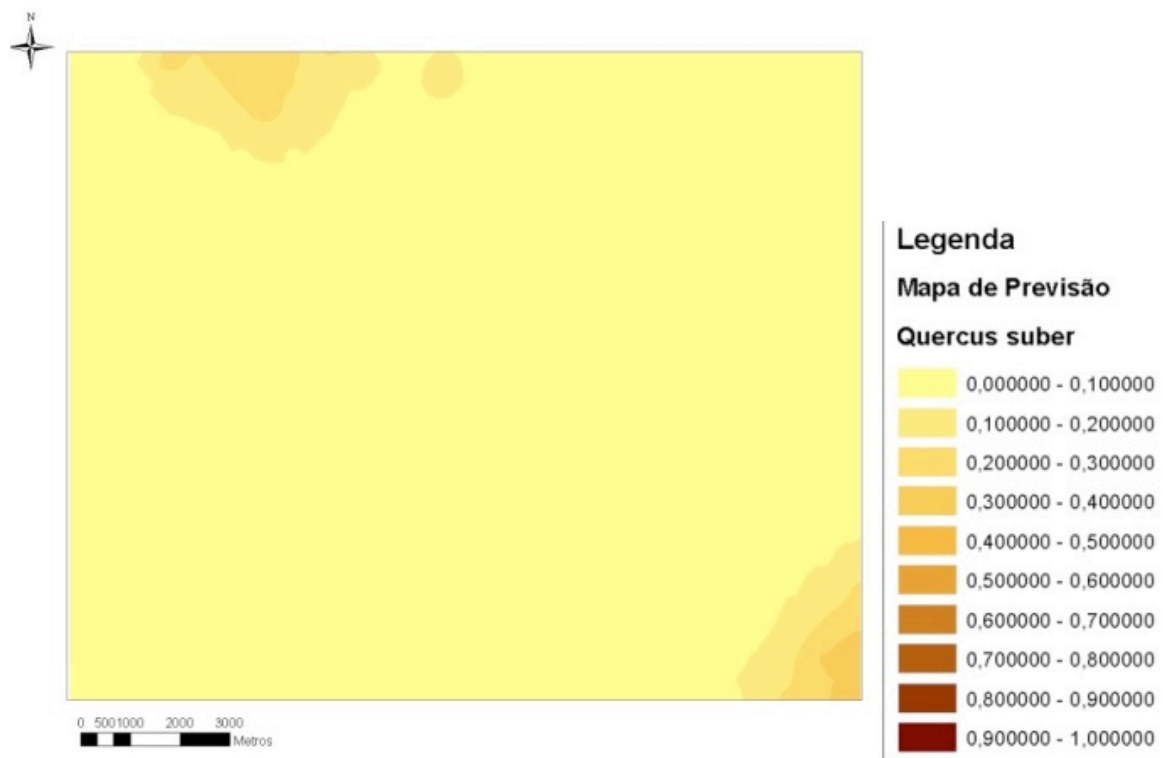


Figura 5.19 – Interpolação da distribuição potencial de *Quercus suber* através do método *Ordinary Kriging*.

- Mapa de Previsão da distribuição potencial de *Salix alba* obtido através do método de interpolação *Ordinary Kriging*

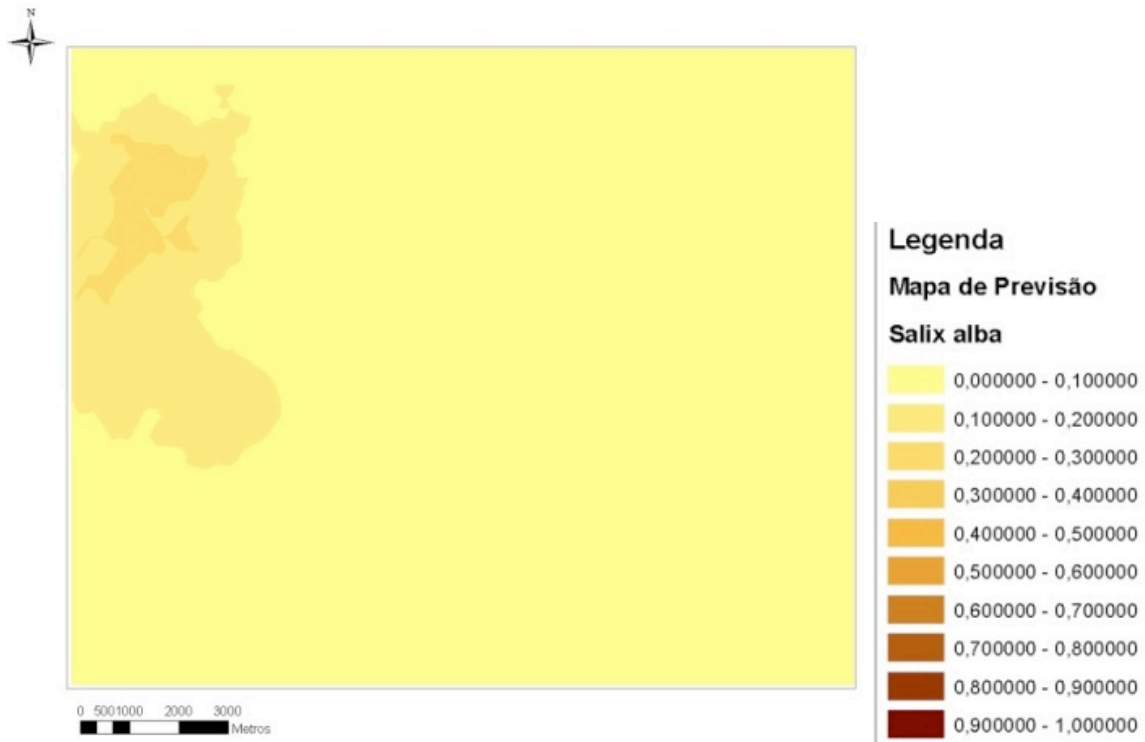


Figura 5.20 – Interpolação da distribuição potencial de *Salix alba* através do método *Ordinary Kriging*.

Nas Figuras 5.21, 5.22, 5.23, 5.24, 5.25 e 5.26 apresentam-se os semivariogramas e variogramas da covariância para cada modelo obtido através do método *Ordinary Kriging*.

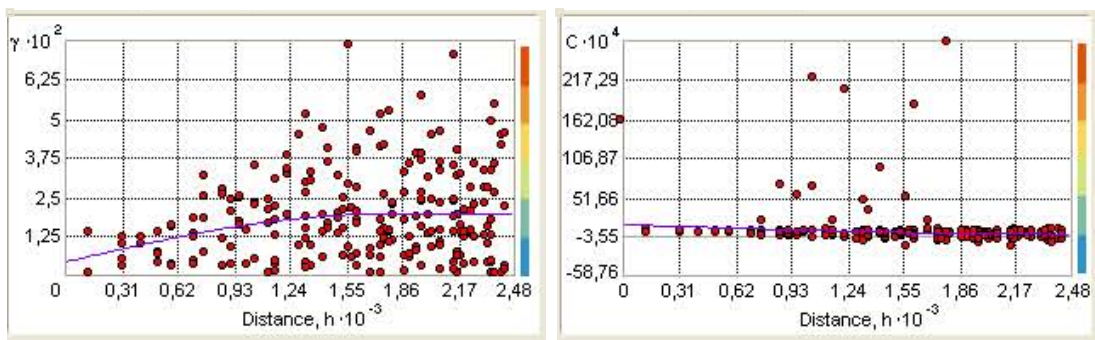


Figura 5.21 - Semivariograma (à esquerda) e variograma da covariância (direita) do modelo de interpolação da distribuição potencial de *Alnus glutinosa* através do método *Ordinary Kriging*.

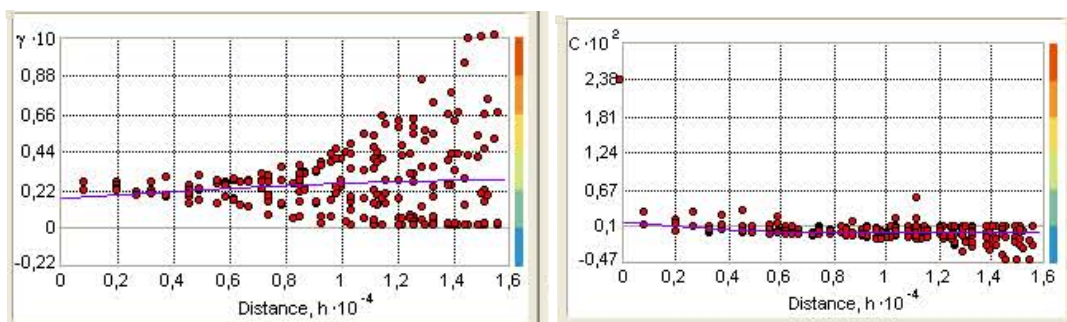


Figura 5.22 - Semivariograma (à esquerda) e variograma da covariância (direita) do modelo de interpolação da distribuição potencial de *Salix alba* através do método *Ordinary Kriging*.

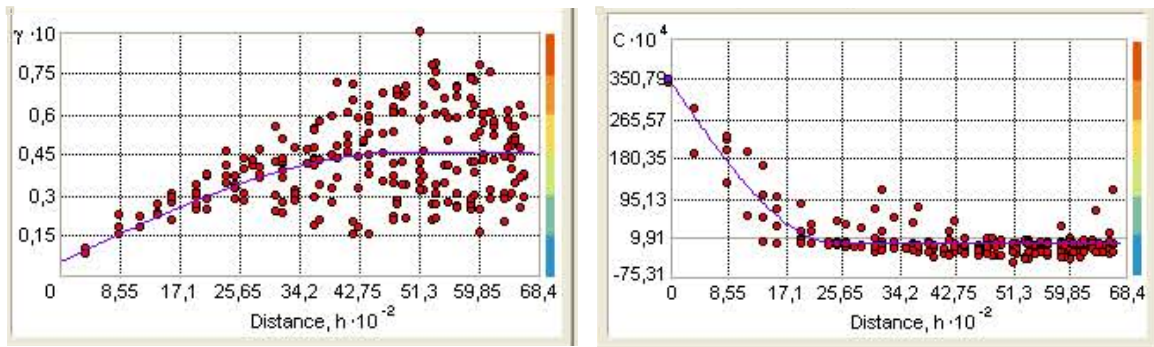


Figura 5.23 - Semivariograma (à esquerda) e variograma da covariância (direita) do modelo de interpolação da distribuição potencial de *Castanea sativa* através do método *Ordinary Kriging*.

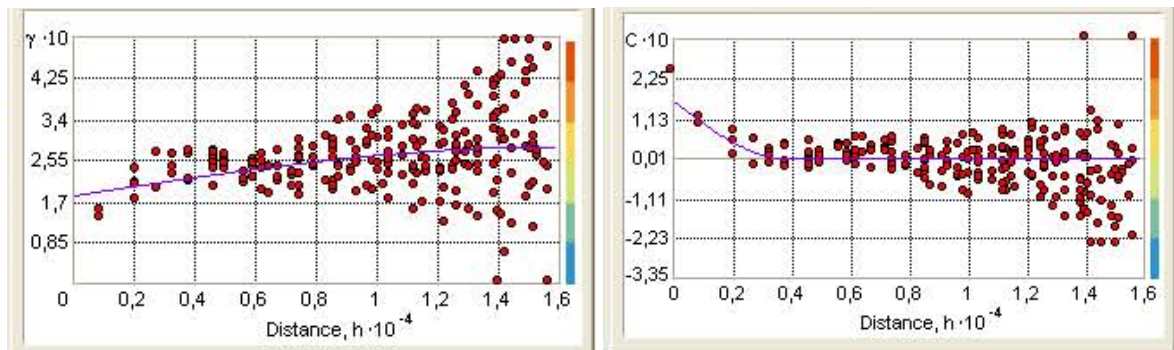


Figura 5.24 - Semivariograma (à esquerda) e variograma da covariância (direita) do modelo de interpolação da distribuição potencial de *Quercus robur* através do método *Ordinary Kriging*.

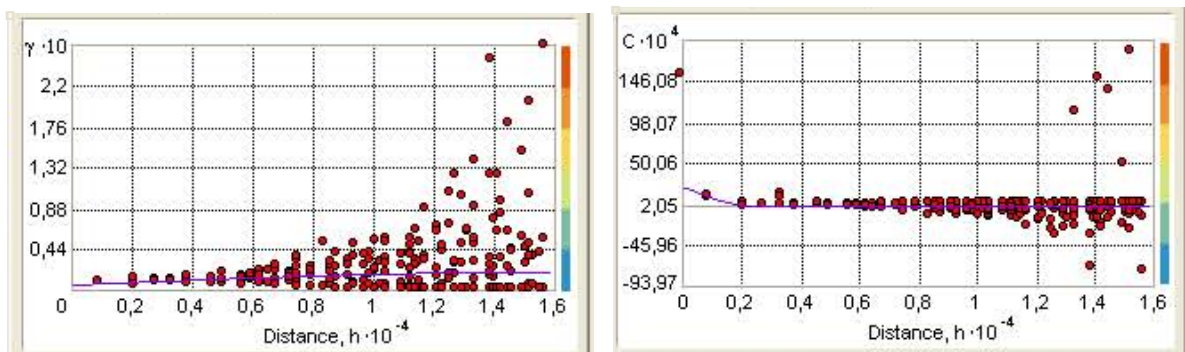


Figura 5.25 - Semivariograma (à esquerda) e variograma da covariância (direita) do modelo de interpolação da distribuição potencial de *Quercus suber* através do método *Ordinary Kriging*.

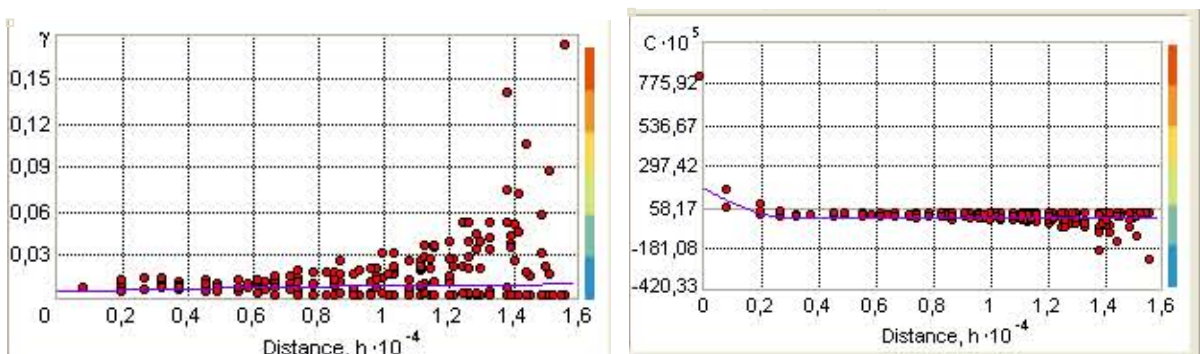


Figura 5.26 - Semivariograma (à esquerda) e variograma da covariância (direita) do modelo de interpolação da distribuição potencial de *Quercus rotundifolia* através do método *Ordinary Kriging*.

5.6. Validação dos Modelos Obtidos por Interpolação

Apresentam-se os resultados da validação dos modelos obtidos por interpolação (Tabelas 5.8 e 5.9). A validação foi efectuada com a amostra de teste (com 125 pontos), através da análise dos erros e comparação dos valores previstos através dos métodos IDW e *Ordinary Kriging* para a distribuição potencial de cada tipo de vegetação com os valores observados. Estes resultados são comparados com os erros da previsão efectuada pelo modelo através da amostra de treino, com 375 pontos.

Tabela 5.8 - Comparação entre métodos de interpolação (Validação Cruzada): Erros da previsão efectuada através dos métodos IDW e *Ordinary Kriging*

Espécie	IDW		<i>Ordinary Kriging</i>				
	Erro médio	Raiz quadrada do erro médio	Erro médio	Raiz quadrada do erro médio	Erro padrão médio	Erro médio standardizado	Raiz quadrada do erro médio standardizado
<i>Alnus glutinosa</i>	-0.003596	0.1308	-0.001321	0.1351	0.1101	-0.004541	1.18
<i>Salix alba</i>	-0.0001361	0.1576	0.0009193	0.153	0.1528	0.006104	1.001
<i>Castanea sativa</i>	-0.0008391	0.1422	-0.001286	0.1451	0.09792	-0.00807	1.559
<i>Quercus robur</i>	0.002477	0.3285	0.0001716	0.3286	0.3605	-0.0000567	0.9106
<i>Quercus suber</i>	-0.002611	0.124	-0.001053	0.1181	0.08495	-0.009643	1.355
<i>Quercus rotundifolia</i>	-0.001597	0.08642	-0.0003704	0.08587	0.08599	-0.003795	0.9876

Tabela 5.9 – Validação dos modelos obtidos: Erros da previsão efectuada através dos métodos IDW e *Ordinary Kriging* para a amostra de validação

Espécie	IDW		<i>Ordinary Kriging</i>				
	Erro médio	Raiz quadrada do erro médio	Erro médio	Raiz quadrada do erro médio	Erro padrão médio	Erro médio standardizado	Raiz quadrada do erro médio standardizado
<i>Alnus glutinosa</i>	0.005615	0.03195	-	-	-	-	-
<i>Salix alba</i>	0.01647	0.1183	0.02458	0.1048	0.1528	0.1603	0.6847
<i>Castanea sativa</i>	0.006357	0.1216	-0.0005	0.1349	0.09434	-0.00911	1.253
<i>Quercus robur</i>	0.04519	0.3467	0.04022	0.3657	0.363	0.1029	0.9985
<i>Quercus suber</i>	0.004113	0.08753	0.005462	0.08097	0.08503	0.06326	0.9434
<i>Quercus rotundifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-

Nota: Não foi possível validar os resultados para as espécies *Quercus rotundifolia* e *Alnus glutinosa*.

6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

6.1. Discussão dos Resultados da Análise Preliminar

6.1.1. Definição de zonas de regeneração

Espera-se que as áreas de protecção definidas (Figura 5.1) conduzam ao aumento da extensão das manchas de habitat existentes na área de estudo, o que permite aumentar a área de habitat disponível para a biodiversidade existente e permite a redução dos efeitos fronteira e da vulnerabilidade destes ecossistemas, especialmente quanto aos habitats associados às galerias ripícolas e aos habitats de pequenas dimensões. Algumas das zonas de protecção definidas encontram-se muito próximas, podendo até ser ligadas através de corredores ecológicos ou através do aumento da área de protecção definida. O facto de se ter estabelecido uma área de apenas 50 m em redor dos habitats de maior valor de conservação para o controlo e eliminação de espécies invasoras deve-se ao elevado custo destas intervenções, recomendando-se a sua aplicação em áreas mais pequenas, onde é especialmente relevante o seu controlo devido à proximidade de núcleos de biodiversidade e vulnerabilidade à invasão por espécies exóticas. No entanto deve-se ter em consideração que é necessário verificar, no terreno, quais os locais onde a ocorrência de espécies invasoras como a *Acacia dealbata* é mais problemática. Essa análise não foi efectuada neste estudo.

6.1.2. Distribuição da vegetação potencial com base nos requisitos ecológicos

Através da comparação das zonas de distribuição potencial das diferentes espécies, apresentadas nas Figuras 5.2, 5.3, 5.4, 5.5, 5.6 e 5.7, verifica-se que os factores limitantes parecem ser diferentes para diferentes tipos de vegetação potencial. Para as espécies *Q. robur* e *Q. suber* um factor limitante que parece diferenciar a sua distribuição na área de estudo é o pH do solo. O sobreiro (*Q. suber*) tem também limitações quanto à altimetria (distribui-se potencialmente até 900 m de altitude). A distribuição de *Q. rotundifolia* é bastante limitada pelo pH do solo, temperatura média anual e altimetria, podendo ocorrer até aos 700 m de altitude. A área de distribuição do castanheiro (*C. sativa*) também parece ser limitada pelo pH do solo, mas a sua área potencial é mais abrangente do que a ocupada pelo sobreiro e azinheira e não está limitada pela altimetria. No caso dos amieiros, foram ignoradas as limitações quanto à precipitação, pois estas formações vegetais são limitadas essencialmente pela humidade edáfica resultante da proximidade das linhas de água.

A ocupação do solo considerada para a definição da distribuição potencial foi igual para todas as espécies, considerando-se apenas as zonas ocupadas por florestas e meios naturais e seminaturais.

A litologia e o tipo de solo limitam a distribuição de praticamente todas as espécies, em parte por ter sido um dos factores utilizados na definição da distribuição potencial de cada espécie e por serem variáveis que apresentam uma certa variabilidade na área de estudo. O factor limitante da distribuição dos habitats naturais “Florestas-galerias de *Salix alba* e *Populus alba*” e “Amiais ripícolas” é o tipo de solo, mas neste caso os únicos factores considerados foram o tipo de solo e a ocupação do solo. A espécie com uma área de distribuição potencial mais abrangente é a espécie *Q. robur* (carvalho alvarinho), o que é consistente com a informação da literatura relativa à vegetação autóctone da área de estudo. Esta espécie não apresenta limitações na sua distribuição relativamente aos factores precipitação, temperatura e altimetria e ocupa grande parte da área de estudo relativamente aos factores que limitam a sua distribuição (tipo de solo, litologia e pH do solo).

No caso dos amiais (*A. glutinosa*) o tipo de solo e a altimetria são os principais factores limitantes. A distribuição potencial definida para os amiais ripícolas (*A. glutinosa*) teve como fundamento o facto de se encontrar na mesma área de distribuição do habitat natural “Galerias de *salix alba*” na área de estudo, com base na cartografia dos habitats naturais do SIC da Serra da Lousã (Figura 4.17 e Tabela 4.21). Dessa forma, observou-se quais os tipos de solo que se encontravam próximos das linhas de água, idênticos aos considerados para a definição da distribuição potencial de *Salix alba*. Verificou-se que a área de distribuição potencial calculada com base nestes requisitos está mais próxima da ocorrência real deste tipo de habitat na área de estudo, uma vez que os requisitos referidos na tabela da DGRF para a espécie *Alnus glutinosa* incluíam tipos de solos que se afastavam das linhas de água (como os solos litólicos húmicos), que não foram considerados para a definição das áreas de distribuição dos amiais ripícolas na área de estudo. Considerou-se que esta análise da distribuição potencial dos amiais ripícolas se aproximava mais da tendência de distribuição deste habitat natural na área de estudo do que a utilização dos requisitos para esta espécie referidos pela DGRF e se aproximava mais da descrição deste habitat constante das fichas de habitats do PSRN2000 (ALFA, 2004).

Quanto aos matagais arborescentes de loureiro (*Laurus nobilis*) e de azereiro (*Prunus lusitanica*), habitat prioritário, apesar de não se ter definido a sua distribuição potencial através da análise da Figura 4.17 e Tabela VIII.1 do anexo VIII verifica-se que ocorrem na mesma área de distribuição das espécies *S. alba* e *A. glutinosa*, podendo-se considerar que estas espécies, associadas aos habitats 5230*, 92A0, 91E0*, respectivamente, têm aproximadamente a mesma área de distribuição potencial. Estes habitats ocorrem na

proximidade das linhas de água e constituem áreas de elevado interesse de conservação na área de estudo. O habitat “Florestas de *Castanea sativa*” parece ocorrer na área de estudo em associação aos habitats “Carvalhais galaico portugueses de *Quercus robur* e *Quercus pyrenaica*” e “Florestas-galerias de *Salix alba* e *Populus alba*” (92AO). Também parece ocorrer em contacto com o habitat “Charnecas Húmidas” (4020*) e “Amiais ripícolas” (91E0*). Quanto à espécie *Q. suber*, esta ocorre em locais onde também está presente a espécie *Q. robur*.

Quanto às condições locais, comparando a distribuição potencial das diferentes espécies com as condições locais caracterizadas no capítulo 4, constata-se que as espécies *C. sativa* e *Q. suber* têm uma ocorrência potencial em áreas de ocupação do solo “Eucaliptos”, “Pinheiro bravo” e “Ocupação arbustiva”. Quanto à distribuição potencial de *Q. suber*, esta corresponde a áreas onde a litologia predominante são os xistos e grauvaques, ocorrendo também em zonas de cascalheiras de planalto, predominantemente em solos litólicos húmicos e em solos mediterrânicos, em áreas de valor ecológico variável e elevado, de risco de incêndio de baixo a elevado, mas predominantemente elevado, com temperatura média anual entre 7.5 e 12.5°C, com precipitação total anual entre 1400 e 1600 mm, pH entre 5.6 e 6.5, radiação global média e elevada e de declive maioritariamente moderado e acentuado. Ocorre nos locais de altimetria mais baixa na área de estudo, abaixo de 300 m de altitude, mas também em zonas mais elevadas até 900 m de altitude, não ocorrendo acima desta altitude, em zonas com um índice de humidade do solo correspondente ao solo seco e moderado em zonas localizadas na proximidade das linhas de água.

A distribuição de *C. sativa* é semelhante, com a variante de ocorrer apenas em locais com solos litólicos húmicos e solos litólicos não húmicos. Quanto à distribuição de *Q. rotundifolia*, esta limita-se às zonas mais baixas, até 700 m de altitude, mas verifica-se que a sua zona de ocorrência potencial na área de estudo situa-se entre 114 e 300 m de altitude, em zonas de declive muito suave a moderado, radiação global média-baixa e média e onde estão presentes solos litólicos não húmicos e solos argiluvados pouco insaturados, com pH entre 5.6 e 6.5, onde a humidade do solo corresponde a um solo seco e moderadamente seco, em áreas com ocupação do solo predominantemente agrícola heterogénea, em zonas onde a litologia presente corresponde a cascalheiras de planalto, de valor ecológico do solo reduzido e elevado e risco de incêndio baixo-moderado, de precipitação total anual entre 1200 e 1400 mm e temperatura média anual entre 10 e 12.5°C.

A distribuição potencial de *Q. robur* corresponde a áreas de ocupação predominantemente arbustiva mas também com alguma presença de pinheiro bravo e eucalipto, nas zonas de maior altitude até 1203 m, não tendo uma elevada distribuição potencial nas áreas abaixo dos 300 m. Ocorre potencialmente em zonas de declive acentuado e muito acentuado e de radiação global elevada, em zonas de risco de incêndio predominantemente elevado e muito

elevado, de pH mais ácido (entre 4.6 e 5.5), de precipitação mais elevada (entre 1400 e 1600 mm) e temperatura média anual mais baixa (entre 7.5 e 12.5°C). Ocorre potencialmente em áreas com valor ecológico variável, ocorrendo também em alguns locais com valor ecológico elevado, predominantemente em solos litólicos húmicos mas também em solos mediterrânicos pardos e solos litólicos não húmicos. Quanto à litologia, a sua área de distribuição corresponde a xistos e grauvaques, surgindo também em zonas com a presença de granitos.

As zonas urbanas e agrícolas foram à partida excluídas, não ocorrendo desta forma nenhuma vegetação potencial nestas áreas de acordo com as condições estabelecidas aquando da sua modelação.

Quanto à distribuição potencial de *S. alba* e de *A. glutinosa*, esta encontra-se próxima de áreas agrícolas heterogéneas e de espaços com ocupação urbana. A litologia predominante nas áreas potenciais destas espécies são as areias, cascalheiras e arenitos. O tipo de solo presente nestas áreas corresponde aos colúviosolos e alúviosolos e o valor ecológico é elevado e muito elevado. Quanto ao risco de incêndio florestal, este é baixo e baixo-moderado nas áreas potenciais definidas para estas espécies. O pH do solo predominante é de 4.6 a 5.5 mas também ocorrem nas áreas de pH entre 5.6 e 6.5. A precipitação total anual nas suas áreas de ocorrência potencial varia entre 1200 e 1600 mm e a temperatura média anual predominante nestas áreas corresponde ao intervalo de 10 a 12.5°C. A sua ocorrência potencial corresponde às zonas de radiação global baixa, média-baixa e média, em zonas de declive menos acentuado e de menor altitude (até cerca de 700 m) e de índice de humidade do solo elevado.

6.1.3. Comparação da distribuição actual da vegetação com a sua distribuição potencial

Considerou-se ser mais vantajoso para o objectivo deste trabalho comparar a distribuição da vegetação potencial com a carta de habitats naturais do que com a carta de ocupação do solo de 1990. Comparando a ocorrência actual dos diferentes habitats na área de estudo, ilustrados na carta de habitats naturais da Serra da Lousã do ICNB (Figura 4.17) com a distribuição potencial desses habitats obtida considerando os requisitos ecológicos da espécie considerada representativa desse habitat, verifica-se que não existe necessariamente uma correspondência entre a sua distribuição real na área de estudo e a sua distribuição potencial. A distribuição potencial da azinheira (*Q. rotundifolia*) e sobreiro (*Q. suber*) não coincide com a sua distribuição actual (distribuição dos habitats 9340 e 9330, respectivamente, na área de estudo). No entanto, tanto a sua distribuição potencial como actual não é representativa na área de estudo, ocupando apenas uma pequena área no

limite norte da área de estudo e, no caso do sobreiro, uma pequena área de distribuição potencial também no limite sul da área de estudo.

Quanto às espécies *S. alba* e *A. glutinosa*, existe uma elevada correspondência entre a distribuição potencial destas espécies e a sua ocupação actual na área de estudo, como se pode observar através da análise da ocupação dos habitats 92A0 e 91E0* na área de estudo (Figura 4.17). Verifica-se também que a distribuição potencial obtida para estas espécies se estende para o exterior dos limites do SIC Serra da Lousã e que, dentro desses limites, a sua distribuição potencial é mais limitada do que a distribuição actual dos habitats correspondentes na carta de habitats naturais.

No caso do carvalho alvarinho (*Q. robur*) a sua distribuição potencial é muito mais extensa do que a sua distribuição actual. Possíveis razões para esta ocorrência poderão ser a redução da sua área de distribuição devido à plantação de espécies com interesse comercial, como o eucalipto e pinheiro bravo e devido à competição por diferentes tipos de solo.

Quanto ao castanheiro (*C. sativa*), a sua distribuição potencial também não corresponde à sua distribuição actual na área de estudo, o que neste caso talvez se possa explicar com o facto de esta ser uma espécie naturalizada, cultivada para fins comerciais, não sendo uma espécie nativa desta região. Também se deve ter em consideração que na área de distribuição actual de cada habitat considerado também ocorrem outros habitats, podendo não corresponder à sua distribuição real.

6.2. Discussão dos Resultados da Análise Exploratória

6.2.1. ANOVA a um factor

Para a variável “exposição”, na Tabela 5.2 pode-se observar-se que, para um nível de significância de 0.05, ou seja, com uma probabilidade de erro de 5%, como $p = 0.247 > 0.05$ não se rejeita H_0 , a hipótese de as médias serem iguais. O valor obtido para a estatística de teste (F) foi 1.401. O mesmo se verifica para as restantes variáveis para o mesmo nível de significância (0.05): “altimetria” (F=0.003; valor $p=0.997 > 0.05$), “declive” (F=1.044; valor $p=0.352 > 0.05$), “radiação global” (F=0.264; valor $p=0.768 > 0.05$); “temperatura média anual” (F=0.110; valor $p=0.492 > 0.05$), “precipitação total anual” (F=1.238; valor $p=0.290 > 0.05$), “pH do solo” (F=0.710; valor $p=0.492 > 0.05$), “valor ecológico do solo” (F=0.391; valor $p=0.677 > 0.05$), “índice de humidade do solo” (F=0.020; valor $p=0.981 > 0.05$), “risco de incêndio florestal” (F=0.091; valor $p=0.913 > 0.05$), “litologia” (F=0.579; valor $p=0.561 > 0.05$), “tipo de solo” (F=0.493; valor $p=0.611 > 0.05$) e “ocupação do solo” (F=0.929; valor $p=0.395 > 0.05$).

Quanto à comparação das três amostras duas a duas, optou-se por não incluir o quadro de comparações múltiplas uma vez que, como o resultado do teste é a não rejeição da hipótese das médias serem iguais, este quadro não iria acrescentar informação. Constatou-se neste quadro, para todas as amostras que, segundo o teste de Tukey, para uma probabilidade de erro de 5% todas as médias das três amostras são iguais, uma vez que o valor p obtido é superior a 0.05 em todas as comparações entre amostras e para todas as variáveis analisadas, confirmando-se os resultados obtidos na Tabela 5.2.

6.2.2. Resultados da Análise em Componentes Principais Categórica (CATPCA)

De acordo com a regra do valor próprio (Eigenvalue) superior a 1 verifica-se através da análise da Tabela V.1 (anexo V) que é possível resumir as relações entre as variáveis explicativas das amostras 1, 2 e 3 em quatro componentes principais. Nesta tabela pode-se observar os valores próprios de cada variável, que reflectem os “pesos” de cada variável e a consistência interna de cada componente em cada amostra, avaliada através do α de Cronbach.

Utilizando como critério considerar como significativas para uma dada componente as variáveis que apresentam um valor próprio igual ou superior a 0.5, o modelo obtido para explicar a variância das condições locais, para cada amostra, pode ser escrito da seguinte forma:

Amostra 1
Componente 1 = 0.936*altimetria + 0.872*precipitação total anual - 0.701*declive - 0.802*litologia
Componente 2 = 0.745*valor ecológico do solo - 0.639*radiação global + 0.706*tipo de solo
Componente 3 = 0.550*radiação global
Componente 4 = 0.615*risco de incêndio florestal + 0.688*ocupação do solo
Amostra 2
Componente 1 = 0.919*altimetria + 0.818*precipitação total anual - 0.638*declive - 0.655*litologia
Componente 2 = -0.509*declive - 0.700*radiação global + -0.535*tipo de solo
Componente 3 = -0.546*exposição + 0.617*pH do solo
Componente 4 = 0.578*risco de incêndio florestal
Amostra 3
Componente 1 = 0.743*precipitação total anual - 0.709*declive -0.751*litologia
Componente 2 = 0.721*valor ecológico do solo + 0.675*tipo de solo
Componente 3 = 0.607*radiação global
Componente 4 = 0.695*risco de incêndio florestal

Verifica-se na tabela V.1 que a Componente 1 explica a maior parte da variância do modelo, tendo sido obtidos valores de α de Cronbach e valor próprio (Eigenvalue) de,

respectivamente, 0.760 e 3.351 para a amostra 1, de 0.778 e 3.551 para a amostra 2 e de 0.660 e de 2.559 para a amostra 3.

Quanto à Componente 2, esta também tem um poder explicativo significativo, obtendo-se valores de α de Cronbach e Eigenvalue de, respectivamente, 0.527 e 1.946 para a amostra 1, de 0.511 e 1.894 para a amostra 2 e de 0.498 e de 1.852 para a amostra 3.

As Componentes 3 e 4 são as menos explicativas da variância das condições locais para as três amostras, obtendo-se, para a Componente 3, valores de α de Cronbach e Eigenvalue de, respectivamente, 0.375 e 1.529 para a amostra 1, de 0.28 e 1.364 para a amostra 2 e de 0.397 e de 1.578 para a amostra 3. Para a Componente 4 obtiveram-se valores de α de Cronbach e Eigenvalue de, respectivamente, 0.169 e 1.185 para a amostra 1, de 0.179 e 1.198 para a amostra 2 e de 0.131 e de 1.138 para a amostra 3. O valor de α de Cronbach mais baixo para a componente 4 indica uma reduzida consistência interna e, conseqüentemente, um reduzido poder explicativo, o que se poderá dever ao facto de poucas variáveis explicarem essa componente. Apenas a variável “risco de incêndio florestal” parece ser significativa para essa componente, apresentando um valor próprio superior a 0.5 em todas as amostras (0.615 para a amostra 1, 0.578 para a amostra 2 e 0.695 para a amostra 3).

Constata-se também que a amostra 3 (Eigenvalue Total =7.127) explica uma menor variância total do que a amostra 1 (Eigenvalue Total =8.011) e 2 (Eigenvalue Total =8.007).

Quanto à correlação entre as variáveis, considerou-se que as variáveis que se encontram associadas a uma mesma componente estão relacionadas entre si. Desta forma, verifica-se que as variáveis significativas para a componente 1 - altimetria, precipitação total anual, declive e litologia - se encontram correlacionadas, apesar da variável altimetria não surgir como uma variável significativa na amostra 3. Para além destas variáveis, a variável temperatura média anual também apresenta valores próprios superiores a 0.4 para a componente 1 em todas as amostras, o que poderá indicar que, apesar de não ser uma variável significativa segundo o critério adoptado, estará correlacionada com as restantes variáveis da componente 1. Também se pode constatar que as variáveis tipo de solo, valor ecológico do solo e radiação global se encontram correlacionadas, apesar da variável valor ecológico do solo apresentar um valor próprio inferior a 0.5 no caso da amostra 2 assim como a radiação global na amostra 3. Estas variáveis encontram-se associadas à componente 2. A relação entre as variáveis é menos consistente na componente 3, verificando-se que as variáveis radiação global (nas amostras 1 e 3), pH do solo e exposição (amostra 2) surgem associadas a esta componente. O risco de incêndio florestal surge como única variável explicativa significativa para a componente 4.

Quanto à variável exposição, apesar de não ser uma variável significativa para nenhuma componente, surge mais frequentemente associada às componentes 2 e 3, podendo-se afirmar que poderá estar relacionada com as variáveis explicativas destas componentes. As variáveis índice de humidade do solo e ocupação do solo não apresentam um comportamento suficientemente consistente para se poder concluir acerca da sua relação com as restantes variáveis. Quanto à ocupação do solo este resultado era esperado, uma vez que esta variável depende de muitas condicionantes não consideradas, como variáveis sócio-económicas e demográficas. Quanto ao índice de humidade do solo, seria de esperar que este estivesse correlacionado com as variáveis declive, tipo de solo e valor ecológico do solo (sendo mais elevado para os solos do tipo aluviosolos e coluviosolos, que correspondem também aos solos de maior valor ecológico). No entanto, sendo o tipo de solo uma variável categórica, estas relações não são facilmente ilustradas através do método Análise em Componentes Principais. Tendo em consideração a metodologia de cálculo adoptada para a variável índice de humidade do solo também seria de esperar que estivesse correlacionada com o declive.

Na Figura 5.8 pode-se constatar que as variáveis altimetria, precipitação total e valor ecológico do solo são as variáveis mais explicativas da variância das condições locais no caso da amostra 1, mas no caso da amostra 2 as variáveis mais explicativas são apenas a altimetria e a precipitação total anual e na amostra 3 a altimetria surge como a variável menos explicativa, sendo as variáveis mais explicativas a precipitação total, a litologia e o declive no caso desta amostra. De forma geral verifica-se que, individualmente, a diferença entre a variância explicada por cada variável não é muito significativa, sendo mais relevante a forma como estas se relacionam entre si, como se verificou na Tabela V.1.

6.3. Discussão dos Resultados da Aplicação do Modelo de Regressão Linear Múltipla

Quanto às variáveis não transformadas, no modelo *Stepwise*, tanto o coeficiente de correlação (R) como o coeficiente de determinação (R^2) apresentam valores mais elevados no caso do modelo 4, mas o seu valor é baixo, indicando o valor do R^2 ajustado ($R^2_a = 0.258$) que apenas 25.8% da variabilidade total do modelo é explicada pelas variáveis independentes presentes no modelo de regressão linear ajustado (Tabela 5.5). As variáveis predictoras no modelo 4 são o pH do solo, a precipitação total anual, a temperatura média anual e o valor ecológico do solo.

Na Tabela VI.1 (anexo VI) encontra-se a ANOVA da regressão, onde se constata que para o modelo 4 o valor da estatística F tem o valor 44.442 com 4 e 495 graus de liberdade e $p = 0.000$. Nestas condições rejeita-se a hipótese H_0 em favor de H_1 , podendo-se concluir que o modelo é significativo.

O modelo final ajustado pode ser escrito da seguinte forma:

$$Quercus\ robur = 0.908 - 0.587 * pH + 0.002 * \text{precipitação total anual} - 0.039 * \text{temperatura média anual} + 0.052 * \text{valor ecológico do Solo}.$$

Através da análise gráfica dos resíduos (Figura VI.1, anexo VI) verifica-se que os pressupostos do modelo não se verificam. No gráfico de probabilidade normal verifica-se que alguns pontos se afastam da diagonal principal, o que indica que a distribuição dos resíduos poderá não ser normal. No 2º gráfico pode-se observar que os resíduos não se distribuem de forma aleatória em torno de zero.

Quanto ao diagnóstico da multicolinearidade (Tabela VI.3, anexo VI), os valores de VIF de cada variável são inferiores a 5 (VIF=1.080 para a variável pH do solo; VIF=1.127 para a variável precipitação total anual; VIF=1.142 para a variável temperatura média anual e VIF=1.107 para a variável valor ecológico do solo), o que não indica a ocorrência de problemas com a estimação dos coeficientes da regressão devido à presença de multicolinearidade, uma vez que o valor do VIF é menor do que 5 para todas as variáveis independentes. Quanto à tolerância, os seus valores encontram-se próximos de 1 (0.926 para o pH do solo, 0.887 para a precipitação total anual, 0.876 para a temperatura média anual e 0.904 para o valor ecológico do solo).

Quanto ao *Condition Index* (k'), valores deste índice superiores a 15 indicam a existência de um possível problema de multicolinearidade e valores de k' superiores a 30 indicam um sério problema de multicolinearidade entre as variáveis independentes. Verifica-se na Tabela VI.4 (anexo VI) que para 4 ou mais dimensões os valores próprios (correspondentes ao eigenvalue) são próximos de 0 e os valores obtidos para o *Condition Index* são superiores a 30 ($k'=38.05$ para a componente 4 e $k'=87.1$ para a componente 5), o que indica a ocorrência de problemas de multicolinearidade entre as variáveis uma vez que o valor deste índice é superior a 30.

Quanto aos resultados obtidos para as variáveis transformadas, através da transformação \sqrt{x} , correspondendo x a cada variável analisada, aplicando o método *Stepwise* obteve-se o melhor valor de $R^2_a=0.191$ para o modelo 5 e um valor para a estatística de *Durbin-Watson* de 2.144 (Tabela 5.5). O valor do VIF (Tabela VI.3, anexo VI) é inferior a 5 e a tolerância próxima de 1 para todas as variáveis, tendo sido obtidos os valores mais baixos para as variáveis precipitação total anual (0.340) e altimetria (0.278). O *Condition Index* (Tabela VI.4, anexo VI), apresenta um valor superior a 30 para as componentes 5 e 6 (69.665 para a componente 5 e 294.293 para a componente 6). Quanto à análise dos resíduos, os resultados foram semelhantes aos obtidos para as variáveis transformadas, o que sugere que os resíduos não têm uma distribuição normal.

6.4. Discussão dos Resultados da Aplicação de um Modelo de Regressão Logística

No caso do ajustamento do modelo com recurso às variáveis independentes não transformadas constata-se que $G^2(4) = 168.548$, com $p < 0.001$ nos modelos obtidos no passo 4 através dos métodos de selecção de variáveis do modelo *Forward Condicional* e Rácio de Verosimilhança, o que indica que existe pelo menos uma variável independente no modelo com poder preditivo sobre a variável dependente “Distribuição Potencial de *Quercus robur*” (Tabela VII.1, anexo VII). Em cada passo foi adicionada mais uma variável ao modelo, como se pode verificar nas tabelas seguintes, existindo no 4º passo quatro variáveis independentes que explicam a distribuição da variável dependente. No caso do ajustamento do modelo através do método *Forward Wald* para selecção das variáveis explicativas constata-se que ocorreu apenas um passo, correspondente ao passo 1 obtido nos métodos anteriores, o que indica que existe apenas uma variável explicativa segundo este método ($G^2(1) = 98.495$ com $p < 0.001$).

No caso do ajustamento do modelo utilizando as variáveis independentes transformadas observa-se, no passo 5, que $G^2(5) = 113.018$ com $p < 0.001$, rejeitando-se a hipótese de nenhuma das variáveis independentes estar relacionada com o *Logit* (π), o que permite concluir que existe pelo menos uma variável independente no modelo com poder preditivo sobre a variável dependente “Distribuição Potencial de *Quercus robur*”. Neste caso os resultados obtidos foram iguais para os três métodos de selecção de variáveis explicativas, o que poderá sugerir uma maior estabilidade do modelo no caso da transformação de variáveis efectuada (\sqrt{x}). Também se pode verificar que o valor de G^2 aumenta em cada novo passo do modelo, sendo maior no último passo efectuado (passo 5).

No caso das variáveis originais, não transformadas, verifica-se na Tabela 5.6 que não foi possível chegar a um valor final para a estatística $-2LL$, o que não permite chegar a nenhuma conclusão quanto à qualidade do ajustamento do modelo. No caso das variáveis transformadas já foi possível chegar a um valor final para essa estatística, obtendo-se o menor valor para o passo 5 ($-2LL = 569.725$; R^2 de Cox e Snell = 0.202; R^2 de Nagelkerke = 0.272), que corresponde ao modelo com 5 variáveis independentes explicativas. Constata-se que os valores de pseudo- R^2 obtidos (R^2 de Cox e Snell e R^2 de Nagelkerke) são muito baixos, o que indica que a qualidade do modelo ajustado não será adequada. Para além disso, o valor de $-2LL$ é muito elevado, o que também sugere que a qualidade do modelo poderá não ser adequada.

Quanto ao teste do ajustamento de Hosmer e Lemeshow (Tabela VII.2, anexo VII), rejeita-se a hipótese do modelo se ajustar aos dados se $p \leq 0.05$. Para que o modelo se ajuste aos dados é necessário que os valores observados sejam suficientemente próximos dos valores esperados. Constata-se que, no caso das variáveis não transformadas, no passo 3 obtém-

se $X^2_{HL}(3)=0.121$, $p = 0.989$, o que indica que os valores estimados pelo método são próximos dos valores observados e o modelo ajusta-se aos dados, mas no caso do passo 4 já se rejeita essa hipótese ($X^2_{HL}(5)=39.779$, $p = 0.000$), o que indica que o modelo obtido no passo 4 não se ajusta aos dados.

No caso das variáveis transformadas, no passo 3 e no passo 4 obteve-se, respectivamente, $X^2_{HL}(6)= 8.968$, $p = 0.175$ e $X^2_{HL}(8)=5.541$, $p = 0.699$, o que indica que os modelos obtidos nestes passos ajustam-se aos dados, mas no caso do passo 5 já se rejeita a hipótese H_0 ($X^2_{HL}(8)=16.302$, $p = 0.038$), o que indica que o modelo obtido no passo 5 não se ajusta aos dados para um nível de significância de 0.05.

Verifica-se na Tabela VII.3 (anexo VII) que, no caso dos modelos ajustados para as variáveis não transformadas, no modelo obtido nos passos 2 e 3, através dos métodos de selecção de variáveis Forward Condicional e Rácio de Verosimilhança o modelo apresenta uma especificidade de 47.2%, classificando correctamente 47.2% dos insucessos, correspondentes aos locais não adequados para o estabelecimento de *Q. robur*, e apresenta uma sensibilidade de 96.2%, classificando correctamente 96.2% dos sucessos, correspondentes aos locais adequados para o estabelecimento de *Q. robur*. A percentagem de casos correctamente classificados é de 75.2%.

Quanto aos modelos ajustados para as variáveis transformadas, o modelo obtido no passo 2 para todos os métodos de selecção de variáveis apresenta a maior percentagem de casos correctamente classificados (69.6%), mas apresenta uma especificidade de apenas 36%. Ocorre um decréscimo de casos correctamente classificados do passo 3 (68.6%) para o passo 5 (68.4%). O passo 5 apresenta também uma menor especificidade do que o passo 3. Neste contexto, e tendo em consideração os resultados obtidos na Tabela VII.2 para o Teste do ajustamento de Hosmer e Lemeshow verifica-se que os modelos 3 e 4 se ajustam melhor aos dados e o modelo 3, comparativamente ao modelo 4, apresenta uma maior especificidade e uma maior percentagem de casos correctamente classificados. Apesar de esta ser menor (68.6%) no caso das variáveis transformadas do que a percentagem obtida no caso das variáveis originais (75.2%), foi possível testar a qualidade do ajustamento do modelo, ao contrário dos modelos obtidos para as variáveis originais, apesar dos resultados obtidos indicarem que o ajustamento obtido não tem qualidade adequada. Desta forma, pode-se concluir que o melhor modelo obtido foi o modelo 3 (passo 3) para as variáveis transformadas, o que corresponde ao modelo com as variáveis explicativas “Precipitação total” ($X^2_{Wald}(1) = 42.317$, $p = 0.000$), “Valor Ecológico do Solo” ($X^2_{Wald}(1) = 11.001$, $p = 0.001$), e “Declive” ($X^2_{Wald}(1) = 16.426$, $p = 0.000$). Segundo o teste de *Wald*, apresentado na tabela VII.4 do anexo VII, todas as variáveis são significativas para um nível de significância de 0.05. $\text{Exp}(B)$ corresponde à exponencial dos coeficientes do modelo. As últimas colunas desta tabela apresentam o limite inferior e o limite superior para o intervalo

de confiança do rácio das chances para cada uma das variáveis independentes. Assim, obtiveram-se os seguintes intervalos de confiança a 95% para o rácio de chances, correspondentes ao $\text{Exp}(B)$, para cada variável:] 2.346; 4.895[para a variável “precipitação total anual”;] 1.384; 3.535[para a variável “valor ecológico do solo” e] 1.170; 1.571[para a variável “declive”. Como nenhum destes intervalos inclui o valor 1 na coluna de $\text{Exp}(B)$, o que indicaria que a variável independente não afectaria as chances, pode-se afirmar que, para um nível de significância $\alpha = 0.05$, a influência destas variáveis sob as chances de um determinado local na área de estudo ser adequado para o estabelecimento da espécie *Quercus robur* é estatisticamente significativa.

Existe uma elevada correlação (superior a 0.90) entre a constante e a variável “precipitação total anual”, no entanto as correlações bivariadas entre as variáveis do modelo considerado mais adequado (passo 3) não são elevadas, o que não sugere a ocorrência de problemas de multicolinearidade entre as variáveis explicativas do modelo (Tabela VII.5, anexo VII). Aliás, isso está de acordo com os resultados obtidos através da análise em componentes principais e as variáveis explicativas deste modelo correspondem a variáveis que explicam uma parte significativa da variância das condições locais na área de estudo, sendo variáveis significativas para as componentes 1 e 2.

Sendo assim, o modelo final que permite estimar a probabilidade (π) de um dado local na área de estudo ser adequado para o estabelecimento de *Q. robur* é o seguinte, de acordo com os resultados apresentados na tabela VII.4 (variáveis da equação do modelo) para o modelo obtido no passo 3. Como o modelo escolhido se refere às variáveis transformadas é necessário efectuar a transformação inversa de \sqrt{x} , ou seja x^2 :

$$\pi = \frac{1}{1 + e^{-(-48.135 + 1.221 \text{Precipitação total anual}^2 + 0.79 \text{Valor ecológico do solo}^2 + 0.304 \text{Declive}^2)}}$$

6.5. Discussão dos Resultados da Aplicação dos Métodos de Interpolação

6.5.1. Autocorrelação espacial

Através da Análise do Índice *Moran I* efectuada para a amostra 1 verifica-se que as variáveis explicativas das condições locais apresentam autocorrelação espacial (Tabela 5.7). O valor do Índice de Moran I obtido para todas as variáveis indica que estas exibem autocorrelação espacial, indicando que a aparente similaridade nos valores entre um ponto e os pontos vizinhos é maior do que seria de esperar por acaso (Índice Esperado). Este resultado verifica-se para todas as variáveis. Um valor elevado de *Z* num ponto indica que os pontos vizinhos têm valores similares. Verifica-se que o valor de *Z* é mais elevado para as variáveis precipitação total anual, temperatura média anual e altimetria, apesar de também ser elevado para as restantes variáveis.

6.5. 2. Comparação dos resultados obtidos através dos métodos de interpolação IDW e *Ordinary Kriging*

Através da comparação visual dos resultados da distribuição potencial obtida com base nos requisitos ecológicos (Figuras 5.2 a 5.7) com as superfícies interpoladas através dos métodos IDW (Figuras 5.9 a 5.14) e *Ordinary Kriging* (Figuras 5.15 a 5.20) os modelos obtidos através do método IDW parecem ajustar-se melhor à distribuição potencial das espécies analisadas. No caso das espécies *A. glutinosa* e *S. alba* através do método *Ordinary Kriging* alguns pequenos núcleos onde esta espécie está potencialmente presente surgem com valores próximos de zero, o que se poderá dever ao facto de algumas áreas de presença serem muito pequenas e vizinhas de pontos onde esta espécie é dada como ausente, não sendo representadas na superfície obtida através deste método. Já através do método IDW, praticamente todos os núcleos de presença desta espécie estão representados, embora com uma configuração diferente, menos linear. Quanto à espécie *Q. robur*, com uma maior distribuição potencial na área de estudo, estas diferenças não são tão notórias, verificando-se que a superfície de distribuição potencial para esta espécie prevista pelo método *Ordinary Kriging* é mais próxima da distribuição potencial definida através dos seus requisitos ecológicos, apesar de também para esta espécie se constatar que, visualmente, a previsão da distribuição potencial obtida através do método IDW parecer ser mais adequada.

No caso da espécie *Q. rotundifolia* o método de interpolação mais adequado parece ser o IDW. Não foi possível ajustar uma superfície adequada à sua distribuição potencial uma vez que os pontos aleatórios que serviram de base à interpolação continham poucos valores de presença, o que se poderá explicar com a sua pequena distribuição potencial na área de estudo. O método *Ordinary Kriging* não parece ser o mais ajustado para interpolar a distribuição potencial desta espécie, assim como no caso de todas as espécies que apresentam uma pequena distribuição potencial na área de estudo, sendo o método IDW aparentemente mais adequado nestes casos.

No caso da distribuição potencial de *Q. suber* a distribuição potencial obtida com base nos requisitos ecológicos não parece ter uma boa correspondência com as superfícies interpoladas através dos dois métodos de interpolação utilizados, não sendo representados com valor próximo de 1 nas superfícies interpoladas locais potencialmente adequados para o estabelecimento desta espécie.

Quanto ao castanheiro (*C. sativa*), ambos os métodos parecem ser adequados, apesar da distribuição potencial desta espécie obtida através dos dois métodos ter uma configuração espacial diferente da definida com base nos requisitos ecológicos desta espécie, mas também neste caso o método IDW parece ser o mais adequado.

Através da análise do semivariograma e do variograma da covariância para a distribuição potencial de cada espécie (Figuras 5.21 a 5.26) verifica-se que a variável que apresenta maior correlação espacial é a espécie *C. sativa*, verificando-se que, no semivariograma, pontos mais próximos (menor distância) apresentam uma menor variância (a curva a azul representa a função do semivariograma) e, no variograma da covariância, verifica-se que a covariância é maior para uma menor distância através da observação da função da covariância (a azul). Outra espécie que parece apresentar uma elevada autocorrelação espacial é a espécie *Q. robur*.

Para os restantes tipos de vegetação, apesar de apresentarem uma elevada autocorrelação, esta não é tão significativa. No caso da espécie *A. glutinosa* os pontos no semivariograma encontram-se muito dispersos, apresentando uma elevada variância mesmo para pontos mais próximos. A covariância entre pontos próximos também não é significativa, o que indica a ocorrência de uma menor correlação espacial entre os pontos da amostra.

Quanto à validação dos modelos obtidos, através da análise dos erros de previsão para a amostra de treino (Tabela 5.8, validação cruzada) verifica-se que os melhores modelos são, de forma geral, os obtidos pelo método *Ordinary Kriging*. Os melhores modelos foram obtidos para a espécie *S. alba*, apresentando o erro padrão médio (0.153) mais próximo da raiz quadrada do erro médio da previsão (0.1528) e a raiz quadrada do erro médio standardizado mais próximo de 1 (1.001) e para a espécie *Q. rotundifolia*, que apresenta uma raiz quadrada do erro médio de previsão mais pequeno (0.08642) para o modelo obtido pelo método IDW e (0.08587) para o modelo obtido pelo método *Ordinary Kriging*, apresentando também, para este último modelo, o erro padrão médio (0.08599), mais próximo da raiz quadrada do erro médio da previsão, (0.08587), e a raiz quadrada do erro médio standardizado próximo de 1 (0.9876). A espécie *Q. robur* apresenta o valor mais baixo para a média standardizada dos erros (-0.0000567) e a raiz quadrada do erro médio standardizado próximo de 1 (0.9106).

No caso dos resultados da validação, na tabela 5. 9, constata-se que os resultados obtidos são semelhantes aos obtidos por validação cruzada para a espécie *Q. robur*, no entanto para as outras espécies os resultados são diferentes, verificando-se que para espécies com uma menor distribuição potencial na área de estudo, como as espécies *S. alba* e *Q. rotundifolia*, os resultados obtidos através da validação já não indicam que o ajustamento dos modelos obtidos é adequado, em parte, provavelmente, devido ao menor tamanho da amostra (125 pontos), o que faz com que os pontos da amostra com valor 1 se encontrem mais dispersos e possam não ser seleccionados num processo de amostragem aleatório, especialmente para uma amostra pequena como a utilizada para validação. No caso da espécie *Q. rotundifolia*, assim como no caso da espécie *A. glutinosa*, não foi possível efectuar a validação, possivelmente por não existir variabilidade suficiente nos dados da

amostra de teste, que apresenta na sua totalidade valor zero (ausência da espécie). Não é assim surpreendente que o melhor modelo seja obtido para a espécie *Q. robur*, que apresenta, para além de uma elevada correlação espacial, uma maior distribuição na área de estudo, apresentando o erro padrão médio (0.363) mais próximo da raiz quadrada do erro médio de previsão (0.3657) e a raiz quadrada do erro médio standardizado mais próximo de 1 (0.9985).

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Tendo em consideração os resultados obtidos, discutidos no capítulo anterior, pretende-se sistematizar neste último capítulo as conclusões deste estudo e avaliar se os objectivos propostos para este trabalho foram atingidos. Um desses objectivos consiste na aplicação dos resultados obtidos no contexto da restauração ecológica de locais definidos na área de estudo com elevado interesse de conservação, sendo efectuadas algumas recomendações finais. Remete-se para trabalhos futuros a proposta de um plano de intervenção no âmbito de um projecto de restauração ecológica para a área de estudo. Elaborar uma proposta desse tipo requer uma análise mais aprofundada das condições locais através de estudos de campo que não foram realizados neste trabalho.

7.1. Principais conclusões e avaliação do cumprimento dos objectivos propostos

Quanto à primeira questão colocada para este trabalho, relacionada com o primeiro objectivo definido no capítulo 1, verificou-se que foi possível obter modelos preditivos da distribuição da vegetação potencial da área de estudo através da correspondência entre os requisitos ecológicos dessa vegetação e as condições locais da área de estudo. No entanto, a qualidade dos modelos obtida não foi igual para todas as espécies, sendo inferior no caso de espécies com uma menor distribuição potencial, como as espécies *S. alba*, *A. glutinosa*, *Q. rotundifolia* e *Q. suber*, considerando-se que neste caso a distribuição potencial obtida a partir da correspondência entre os requisitos ecológicos e as condições ambientais é mais adequada para o objectivo deste estudo do que os modelos obtidos através dos métodos de interpolação implementados face à configuração linear dos habitats aos quais estas espécies estão associadas.

No caso do carvalho alvarinho (*Q. robur*), assim como para o sobreiro (*Q. suber*) e azinheira (*Q. rotundifolia*) a vegetação potencial obtida com base nos requisitos ecológicos destas espécies está de acordo com a distribuição referida na literatura para a área de estudo, verificando-se uma maior ocorrência de áreas potencialmente adequadas para o estabelecimento de *Q. robur* do que para as restantes espécies.

A espécie *Q. rotundifolia* (azinheira) tem uma área de distribuição potencial muito restrita na área de estudo, o que se poderá explicar com o facto desta espécie se existirem espécies mais adaptadas às condições locais que se desenvolvem na Serra da Lousã (precipitação elevada, temperaturas amenas, altimetria elevada e declive acentuado) (espécies dominantes) limitando-se o seu estabelecimento a zonas de menor precipitação e temperaturas mais elevadas, especialmente em zonas de baixa altitude. A espécie *Q. suber* ocupa também uma área restrita. O pH do solo parece ser o parâmetro que melhor explica a

distribuição do sobreiro e do castanheiro, ocorrendo em áreas adjacentes à distribuição potencial do carvalho alvarinho (*Q. robur*), que se distribui nas áreas com pH do solo mais ácido. Um factor que poderá explicar o facto da sua distribuição actual ser maior do que a potencial poderá ser o facto de espécies como *Q. suber* e *C. sativa* terem interesse económico, sendo cultivadas.

Quanto à distribuição potencial de *S. alba* e de *A. glutinosa*, verifica-se que esta é bastante restrita a pontos específicos na área de estudo, perto das linhas de água e associados aos solos do tipo coluviosolos e aluviosolos, de elevado valor ecológico. Áreas onde actualmente existem estas espécies, associadas aos habitats naturais “Galerias de *Salix alba* e de *Populus Alba*” e “Amiais ripícolas” (habitat prioritário) correspondem a áreas de menor declive, próximas de zonas urbanas e agrícolas e na proximidade de linhas de água. O facto de se terem excluído as áreas definidas com ocupação urbana e agrícola poderá ter limitado a área de ocupação destas espécies. Estas espécies apresentam uma distribuição potencial mais restrita do que a sua distribuição real, como se constata por comparação com a cartografia dos habitats naturais do ICNB.

A espécie que apresenta uma maior área de distribuição é o carvalho alvarinho (*Q. robur*), sendo a espécie potencialmente mais adaptada às condições locais da área de estudo. A Serra da Lousã tem uma forte dominância de ocupação florestal proporcionada pela combinação de precipitação elevada com temperaturas amenas, não limitantes ao crescimento florestal. Estas condições são propícias ao desenvolvimento de *Q. robur*.

Quanto às diferentes abordagens utilizadas para a modelação da distribuição potencial da área de estudo, verificou-se que os métodos de interpolação, em especial o método *Ordinary Kriging*, parecem ser mais adequados para a modelação da distribuição da vegetação potencial da área de estudo do que os métodos estatísticos. Foi possível obter modelos preditivos da distribuição da vegetação potencial da Serra da Lousã, com base nas variáveis ambientais consideradas, sendo o melhor modelo o que foi obtido através do método *Ordinary Kriging* para prever a distribuição potencial da espécie *Q. robur*.

Em habitats muito lineares, como no caso de algumas zonas de distribuição potencial de *S. alba* e de *A. glutinosa*, onde ocorre um elevado efeito fronteira, algumas áreas de distribuição são excluídas nas áreas interpoladas uma vez que a quantidade de pontos amostrados com a presença destas espécies (valor 1) não são suficientes para estas áreas surgirem nas superfícies interpoladas, o que é particularmente evidente através da observação das superfícies interpoladas através do método *Ordinary Kriging* para estas espécies. Através da análise da variância dos valores previstos pelo modelo ajustado através do método *Ordinary Kriging* também se verifica-se que o modelo obtido para a espécie *Q. robur* é estatisticamente mais significativo do que os modelos obtidos para as restantes espécies.

Estes métodos de interpolação parecem ser boas alternativas ao ajustamento de modelos estatísticos clássicos, em particular quando se dispõe de dados espaciais. Verifica-se que o método *Ordinary Kriging*, por ser um interpolador aproximado, contrariamente ao IDW, que é um interpolador exacto, admite a incerteza nos dados, não respeitando totalmente os valores dos pontos da amostra utilizados para a interpolação mas respeitando a tendência da sua distribuição. Por esta razão apresenta erros de previsão menores, sendo estatisticamente mais significativo. Os modelos obtidos através deste método, em especial os que apresentam um menor erro de previsão, como o modelo obtido para a distribuição potencial de *Q. robur*, parecem cumprir o principal objectivo da utilização da componente de modelação neste trabalho, que consistia em obter uma superfície de previsão de ocorrência de cada tipo de vegetação potencial na área de estudo e não a simples definição da vegetação potencial obtida na análise preliminar que definia um determinado local apenas como potencialmente adequado (valor 1) e não adequado (valor zero) para o estabelecimento de cada tipo de vegetação potencial.

Face à incerteza e subjectividade associada à análise efectuada com base na correspondência entre os requisitos ecológicos de cada espécie e as condições locais, os resultados obtidos através dos métodos de interpolação, particularmente o método *Ordinary Kriging*, parecem ser mais adequados para representar a distribuição da vegetação potencial, permitindo avaliar o erro de previsão dos modelos obtidos.

Quanto à questão acerca da correlação entre as variáveis, verifica-se que algumas variáveis estão relacionadas entre si, não sendo independentes. Verifica-se a existência, como seria de esperar, de uma elevada autocorrelação entre as variáveis que definem as condições locais, como evidenciado pelo cálculo do Índice *Moran I*, e também devido a existência de multicolinearidade entre diversas variáveis, como evidenciado pelo teste de colinearidade às variáveis, aquando do ajustamento de um modelo de regressão linear múltipla e pela análise dos resultados obtidos através do método Análise em Componentes Principais. O facto de as variáveis explicativas utilizadas como variáveis independentes nos modelos de regressão linear múltipla e regressão logística exibirem autocorrelação espacial e serem multicolineares, estando relacionadas entre si, limitou a possibilidade de ajustar um modelo adequado através destes métodos estatísticos uma vez que um dos requisitos estatísticos de modelos baseados em métodos de regressão é o da independência das variáveis independentes.

Apesar de não se ter obtido um modelo final com qualidade suficiente para ser utilizado para previsão, estes métodos permitiram analisar quais são as variáveis mais explicativas da distribuição de *Q. robur*, a principal espécie correspondente à vegetação potencial presente na área de estudo, uma vez que as variáveis que surgem mais frequentemente nos modelos são provavelmente as que mais determinam a presença e abundância das espécies. Os

resultados obtidos indicam que as variáveis precipitação total anual, valor ecológico do solo e declive poderão ter um poder explicativo na distribuição desta espécie segundo os resultados obtidos através da aplicação do modelo estatístico de regressão logística.

Os resultados obtidos através da regressão linear múltipla são semelhantes, no entanto nesta análise a variável temperatura média anual é incluída como variável explicativa em substituição do declive. A inclusão do valor ecológico do solo como variável explicativa pode explicar-se através da relação entre esta variável e a variável tipo de solo, que constitui um dos factores limitantes mais importantes para a distribuição da vegetação potencial na área de estudo. A inclusão da variável declive poderá estar relacionada com o factor limitante altimetria e pode-se considerar que existe uma relação inversa entre a temperatura média anual e a precipitação total anual, constituindo ambas as variáveis factores limitantes para a distribuição de algumas das espécies analisadas.

É possível concluir, através dos resultados da Análise em Componentes Principais, que as variáveis que mais contribuem para a variabilidade local da área de estudo são a altimetria, precipitação total anual, declive, litologia, valor ecológico do solo e radiação global. As variáveis altimetria, precipitação total anual, declive e litologia parecem estar interrelacionadas, assim como, em certa medida, a temperatura média anual, o que corresponde ao resultado esperado.

A precipitação é uma variável relacionada com a altimetria, sendo geralmente mais elevada em locais a maior altitude, o que corresponde também a temperaturas geralmente mais baixas e a declives mais acentuados. Quanto à litologia, a formação das unidades litológicas, assim como a formação do solo, dependem das condições climáticas existentes num determinado local, estando relacionadas com as variáveis climáticas. O valor ecológico do solo, tendo sido calculado a partir do tipo de solo presente na área de estudo, está relacionado com esta variável.

Quanto ao índice de humidade do solo, este está relacionado com o declive e, conseqüentemente, com a altimetria, o que seria de esperar de acordo com a metodologia de cálculo utilizada para esta variável. Quanto à exposição, seria de esperar que esta estivesse relacionada com a altimetria, assim como o índice de humidade do solo, mas estas variáveis, assim como o pH do solo, não parecem contribuir de forma significativa para a variabilidade das condições locais. No entanto, verificou-se através da correspondência das condições locais na área de estudo com os requisitos ecológicos das diferentes espécies que o pH do solo, assim como a litologia, o tipo de solo e, no caso das espécies *Q. suber* e *Q. rotundifolia*, também a variável altimetria, constituem os principais factores limitantes da distribuição da vegetação potencial analisada para a área de estudo, sugerindo que as variáveis que mais contribuem para a variabilidade das condições locais não correspondem necessariamente às variáveis limitantes da distribuição potencial das

diferentes espécies na área de estudo. Desta forma, verifica-se que é possível prever a ocorrência da vegetação potencial analisada a partir das condições locais, sendo as variáveis referidas as que parecem ter um maior poder explicativo da distribuição da vegetação potencial na área de estudo.

Os resultados obtidos através da análise ANOVA a um factor indicam que não existem diferenças significativas entre as amostras analisadas, sendo a amostra utilizada para obter os diferentes modelos representativa das condições locais na área de estudo.

Concluindo, verifica-se que os métodos de interpolação, em especial o método *Ordinary Kriging*, permitem obter melhores resultados para este estudo do que os métodos estatísticos, sendo especialmente adequados para obter modelos de distribuição potencial de espécies quando a sua distribuição exhibe autocorrelação espacial, uma vez que foram consideradas variáveis explicativas que também exibem, por sua vez, autocorrelação espacial.

7.2. Aplicação dos resultados obtidos

Quanto à última questão, “Que acções de reabilitação florestal podem ser implementadas na área de estudo, tendo em consideração a vegetação potencial, e em que locais? Que medidas de gestão poderão ser adequadas?”, referem-se em seguida recomendações de gestão e propostas de estratégias de reabilitação para as áreas de protecção delimitadas, cumprindo-se desta forma o último objectivo proposto para este trabalho.

7.2.1. Tipo de vegetação potencial mais adequada para as zonas de regeneração delimitadas

Foi possível, através da análise da distribuição dos habitats naturais presentes na área de estudo, delimitar zonas de regeneração, predominantemente nos locais próximos das linhas de água e de menor declive correspondentes em grande parte aos habitats prioritários “Amiais ripícolas” (91E0*) e “Matagais arborescentes de *Laurus nobilis*” (5230*) e ao habitat “Florestas-galerias de *Salix alba* e *Populus alba*” (92A0). Também correspondem, de forma geral, a zonas com menores valores de radiação global, de exposição maioritariamente a Norte e Este e, de forma geral, às zonas mais baixas da área de estudo, abaixo dos 700 m de altitude, excepto numa das áreas definidas que se prolonga desde as zonas mais baixas para as zonas mais elevadas da área de estudo.

Também se pode constatar que a distribuição da vegetação potencial da área de estudo não corresponde necessariamente à distribuição da vegetação que aí ocorre actualmente, no entanto a sua comparação poderá ser útil, por exemplo, em intervenções de restauração florestal, em especial através da expansão de núcleos de vegetação nativa existentes na

área de estudo para locais onde poderá ser adequado o estabelecimento ou regeneração natural dessa vegetação com base na sua distribuição potencial.

A abordagem à restauração dos habitats naturais que consiste na definição de zonas de protecção que permitam reduzir a sua fragmentação e aumentar a sua extensão e, como consequência, aumentar a sua resiliência a pressões e ameaças presentes e futuras, como as alterações climáticas, expansão de espécies invasoras, incêndios florestais e herbivoria parece ser uma abordagem adequada para a área de estudo, que se insere predominantemente na Rede Natura 2000. Esta abordagem tem como objectivo a conservação dos valores naturais de forma integrada, sendo mais adequada, ao nível da paisagem, do que a abordagem à protecção de cada tipo de habitat ou de cada mancha de habitat individualmente.

Nas zonas de regeneração definidas, os modelos de vegetação potencial obtidos podem auxiliar na definição de áreas adequadas para a regeneração dos tipos de vegetação nativa já presentes nos locais.

Tendo em consideração os resultados obtidos, verifica-se, através da observação das Figuras 5.2 a 5.7, que existe alguma correspondência entre a distribuição dos locais mais adequados ao estabelecimento de *S. alba* e de *A. glutinosa* e as zonas de regeneração definidas, havendo um elevado potencial de expansão deste tipo de vegetação para o exterior dos limites do SIC da Serra da Lousã através da regeneração natural por se encontrarem próximos das zonas potencialmente adequadas ao desenvolvimento deste tipo de vegetação os habitats “Amiais ripícolas” (91E0*) e “Galerias de *Salix alba* e *Populus alba*” (92A0).

No caso da espécie *Q. robur* parece existir uma elevada correspondência entre os locais potencialmente adequados ao seu desenvolvimento e a localização das zonas de regeneração, sendo uma espécie de utilização potencialmente adequada para a expansão por regeneração natural dos núcleos de *Q. robur* existentes na área de estudo, associadas ao habitat 9230. Segundo o PROFPIN, a área de estudo, inserida na sub-região homogénea Lousã e Açor, tem uma elevada aptidão para o carvalho alvarinho (*Q. robur*), o que está de acordo com a área de distribuição potencial definida para esta espécie neste estudo, que representa, em conjunto com a espécie *Quercus pyrenaica*, as espécies dominantes da floresta potencial natural para a área de estudo, apresentando um elevado potencial em especial em zonas serranas, de maior altimetria. Esta será, desta forma, uma espécie a privilegiar em programas de reflorestação e protecção da vegetação nativa, assim como a vegetação ripícola, de elevado interesse como refúgio da biodiversidade.

Desta forma, quanto à distribuição de eucalipto e de pinheiro bravo, recomenda-se que esta se deve limitar a áreas de elevada aptidão para estas espécies produtivas, em especial na

periferia da Serra, em zonas baixas, mas afastadas dos núcleos de vegetação nativa, em especial os núcleos identificados com maior importância ao nível da conservação da biodiversidade e fora das zonas de protecção ou regeneração definidas.

Quanto às espécies *C. sativa*, *Q. suber* e *Q. rotundifolia*, apesar de ocorrerem zonas potencialmente adequadas ao estabelecimento destas espécies na vizinhança das zonas de regeneração ou protecção definidas, o seu potencial de expansão por regeneração natural na área de estudo parece ser menor do que no caso das espécies anteriormente referidas. No caso das espécies *Q. suber* e *Q. rotundifolia*, os resultados obtidos estão de acordo com as conclusões da aplicação do modelo de potencial produtivo referido no PROFPIN para a área de estudo, que refere que “Para as espécies do género *Quercus* sp. de folhas persistentes, esta região é desfavorável (sobreiro) ou mesmo marginal (azinheira)”.

7.2.2. Recomendações de estratégias de reabilitação das zonas delimitadas

Sendo a perspectiva deste trabalho a restauração florestal num contexto multifuncional e com um especial ênfase na protecção e expansão de habitats para a biodiversidade com base na regeneração natural e na melhoria da qualidade dos serviços ambientais fornecidos na área de estudo, os locais sugeridos como alvo da implementação de intervenções de restauração florestal baseiam-se em habitats já existentes e importantes sob o ponto de vista da conservação da biodiversidade.

Tendo como referência as ameaças existentes à conservação da biodiversidade foram sugeridas acções de restauro ecológico para a área de estudo. Foram consideradas as pressões e ameaças presentes na área de estudo identificadas no PSRN2000 e no PROFPIN (Tabela 7.1). Na tabela 7.2 são referidos os valores a proteger identificados no PROFPIN. Desta forma procura-se contribuir, através das acções de restauração e gestão recomendadas, para o cumprimento dos objectivos destes planos numa perspectiva de conservação da biodiversidade existente e uso florestal múltiplo, procurando conciliar os diferentes usos florestais aí existentes, de âmbito social, ecológico e económico.

Tabela 7.1 - Factores de ameaça e pressões sobre a área de estudo

Ameaças e Pressões sobre SIC Serra da Lousã segundo o Plano Sectorial da Rede Natura 2000	Ameaças e Pressões sobre a Sub-região homogénea Lousã e Açor segundo o PROFPIN
<ul style="list-style-type: none"> - Incêndios florestais; - Áreas florestais dominadas por eucalipto, o que conduz ao aumento do risco de incêndio devido ao carácter mono-específico e contínuo dos povoamentos; - Corte da vegetação ribeirinha, sem ser respeitada uma faixa de protecção às linhas de água; - Invasões de espécies exóticas invasoras, como as háquias, ailantos e sobretudo acácias (<i>Acacia dealbata</i>), cuja expansão é estimulada pelos incêndios florestais e a abertura de acessos na serra. - Implantação de infra-estruturas como estradas e parques eólicos e respectivos acessos. O aumento das acessibilidades na serra, inclusivamente em áreas de cumeada, permite o acesso a todo o tipo de veículos, aumentando a pressão turística e a perturbação da fauna presente, conduzindo também à degradação de habitats. - Passeios e provas motorizadas todo-o-terreno; - Empreendimentos hidroeléctricos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Actividades de recreio sem planos de gestão e ordenamento; - Ocorrência de actividades com impacte negativo, como as provas de todo-o-terreno. - Troços dos afluentes do rio Ceira muito degradados. - Elevado risco de erosão, por ser uma zona montanhosa, com declives acentuados. - Presença de espécies invasoras (<i>Acacia melanoxylon</i> e <i>Acacia dealbata</i>).

Tabela 7.2 - Identificação dos valores a conservar e a proteger a área de estudo (DGRF, 2006)

Valores a conservar e proteger na Sub-região homogénea Lousã e Açor segundo o PROFPIN	
Área de conservação de fauna e flora (Rede Natura 2000)	Conservação de <i>Chioglossa lusitanica</i> e manchas de <i>Prunus lusitanica</i> com <i>Ilex aquifolium</i> , de carácter reliquial.
Existência de actividades silvopastoril e apícola	Produção de queijo, requeijão e do mel da Lousã, com Denominação de Origem Protegida (DOP).
Elevado potencial para o recreio nos espaços florestais e elevado valor e enquadramento paisagístico	Existência de actividades de recreio e de turismo da natureza, rota das aldeias históricas, paisagens com elevado interesse como a Serra da Lousã.
Elevado potencial produtivo para o desenvolvimento de floresta de folhosas autóctone	Carvalho negral, carvalho alvarinho e castanheiro; apresenta também potencial para o sobreiro, de acordo com a vegetação climácica da unidade biogeográfica existente.
Potencial para a exploração de produtos não-lenhosos	Castanha, cogumelos e medronho.

A cartografia do ICNB permite visualizar quais as áreas mais fragmentadas, que correspondem aos habitats de configuração linear e de pequena dimensão. Estas áreas podem beneficiar da criação de zonas de protecção e corredores de ligação entre os habitats com base na vegetação potencial definida. A distribuição da vegetação potencial obtida também permite sugerir a possível expansão da vegetação nativa para áreas exteriores ao SIC Serra da Lousã, como continuidade paisagística dos habitats naturais, o

que também poderá ser útil se ocorrer uma posterior alteração dos limites do sítio classificado.

A definição de zonas de regeneração de 500 m em redor dos habitats naturais seleccionados permite ligar algumas manchas de habitat e aumentar a sua área interior em comparação com a periferia, reduzindo desta forma o efeito de fronteira. Por outro lado, verifica-se que a sobreposição de áreas de regeneração em redor dos habitats definidos confere uma protecção também dos habitats naturais existentes na sua vizinhança, verificando-se que estas áreas definidas conferem uma protecção adicional também de zonas não alvo das acções de restauração.

A regeneração natural é a forma mais eficaz e económica de restaurar áreas com um baixo grau de degradação, onde existe um banco de sementes adequado no solo e quando estão presentes na vizinhança manchas de vegetação nativa. No entanto, mesmo estes locais relativamente intactos devem ser monitorizados periodicamente para avaliar a necessidade de recorrer a técnicas de restauração activas (Holz *et al.*, 2005). Mesmo na Serra da Lousã, uma área classificada pertencente à Rede Natura 2000, a restauração florestal poderá ser necessária e benéfica para restabelecer os habitats naturais ou recriar corredores entre áreas florestais protegidas e desta forma construir uma rede de áreas protegidas mais resiliente e poderá ser necessário recorrer a técnicas de reabilitação activas em locais específicos onde o risco de erosão, risco de incêndio e a presença de espécies invasoras constituem factores de ameaça à ocorrência de regeneração natural.

Segundo Dudley³ (2005) um elemento chave na promoção da restauração é o zonamento apropriado das áreas protegidas, em particular se estas permitem alguma utilização ou exploração, para incluir áreas restritas para possibilitar a ocorrência dos processos de regeneração natural do ecossistema, que muitas vezes podem consistir em zonas de exclusão temporária.

Foram considerados os seguintes princípios na definição das acções de restauração recomendadas para as zonas de regeneração definidas:

- A prevenção da degradação dos ecossistemas florestais é geralmente mais barata do que a sua restauração, sendo muito importante a protecção das florestas naturais ainda existentes;
- Seleccionar áreas prioritárias que à partida merecem uma maior atenção, como locais sujeitos a erosão próximos das linhas de água, encostas declivosas instáveis ou áreas de valor de conservação em risco;
- Restaurar zonas em redor de áreas florestais existentes uma vez que estas florestas podem constituir zonas de protecção e ajudar a prevenir o aumento da degradação destas áreas;

- As áreas mais extensas são normalmente melhores do que as mais pequenas para se conseguir cumprir o objectivo de conservação da biodiversidade existente nas áreas de intervenção definidas, em especial em paisagens muito fragmentadas.

Tendo em consideração as limitações financeiras à implementação de projectos de restauração florestal são sugeridas duas opções diferentes (Tabela 7.3). Foram consideradas, na definição destas opções, as recomendações de Holz et al. (2005) e de Dudley³ (2005) acerca das diferentes técnicas que podem ser utilizadas para estimular a regeneração natural em áreas protegidas.

A opção 1 corresponde à solução menos dispendiosa e a opção 2 envolve técnicas de restauração mais dispendiosas ou a restauração de áreas mais extensas, implicando maiores custos. O orçamento disponível irá influenciar a opção mais adequada, mas em qualquer dos casos a abordagem ideal é depender o máximo possível dos processos de regeneração natural, utilizando outras técnicas apenas em locais definidos como áreas de elevado risco de erosão ou áreas onde é particularmente vantajoso proceder ao controlo e eliminação de plantas invasoras, como em áreas próximas de importantes núcleos de biodiversidade nativa. Devido ao seu maior custo, recomenda-se que sejam seleccionadas, localmente, zonas específicas que possam beneficiar destas intervenções.

Tabela 7.3 – Opções de restauração florestal para as zonas de regeneração delimitadas

Alguma floresta nativa residual existente	Não existe suficiente floresta nativa no local para depender dos processos de regeneração natural
<p>Opção 1: Depender principalmente dos processos de sucessão natural</p> <ul style="list-style-type: none"> - Proteger a floresta e gerir as espécies arbóreas para favorecer o estabelecimento de vegetação nativa: as áreas plantadas com uma elevada diversidade de espécies e as áreas florestais ainda existentes podem funcionar como “ilhas de diversidade”, fornecendo sementes à área de intervenção ao longo do processo de reabilitação; - Manter a regeneração natural da vegetação nativa, com elevado valor ecológico, excepto em situações onde seja necessário proceder a intervenções activas como a eliminação de espécies invasoras, controlo da erosão; - Proceder à remoção das causas da degradação da floresta, eliminando os factores de ameaça ou obstáculos à regeneração natural nas zonas de regeneração delimitadas; - Controlo e eliminação de espécies invasoras, especialmente <i>Acacia dealbata</i>, em locais estratégicos, correspondentes aos locais de maior interesse ao nível da conservação, como as galerias ripícolas. Com este objectivo foi definida uma zona de controlo de espécies invasoras de 50 m em redor dos habitats próximos das linhas de água; - Proteger as zonas definidas contra os incêndios florestais e herbivoria para facilitar o estabelecimento inicial da vegetação nativa por regeneração natural; - Controlo do acesso a determinados locais na área protegida para permitir a ocorrência de regeneração natural: em áreas protegidas, onde uma entidade controla a área protegida em toda a sua extensão, o zonamento pode ser utilizado, inclusive o zonamento temporário como as zonas de exclusão de visitantes ou de herbívoros para facilitar a regeneração natural ou aumentar a velocidade e sucesso da regeneração da floresta. As zonas de exclusão temporárias permitem a recuperação da floresta para esta ter tempo de se estabelecer inicialmente sem a pressão dos visitantes e uma vez que as sementes ou as plântulas estejam estabelecidas a zona de exclusão pode ser removida. 	<p>Opção 2: Acelerar o processo de reabilitação ecológica</p> <ul style="list-style-type: none"> - Adensamento da regeneração com plantações de espécies nativas de maior valor ecológico, adaptadas ao local, como a espécie <i>Quercus robur</i>; - Seleccionar zonas mais aptas às espécies florestais de uso comercial (pinheiro bravo e eucalipto), que correspondem às zonas de uso florestal menos aptas para a regeneração de floresta nativa, o que permite definir diferentes usos florestais, definindo zonas mais adequadas para o estabelecimento de monoculturas com interesse comercial, afastadas dos locais com maior valor de conservação; - Utilização de espécies colonizadoras ou de espécies capazes de facilitar o estabelecimento da vegetação nativa, fornecendo abrigo ou melhorando a fertilidade do solo e permitindo o subsequente estabelecimento das espécies pretendidas; - Estímulo da sucessão natural através da plantação directa de sementes; - Estabelecimento de plantações em locais estratégicos utilizando as espécies nativas mais adequadas para criar corredores ecológicos entre manchas de habitat existentes, que funcionem como elementos de ligação de manchas de habitat de floresta nativa para ligar habitats de floresta nativa fragmentados. - A compactação do solo que retarda o estabelecimento de árvores jovens pode ser eliminada através, por exemplo, do arejamento do solo. - Instalação de estruturas para facilitar a regeneração: onde a vegetação existente não constitui uma barreira significativa à regeneração natural, estruturas artificiais (por exemplo, paus ou arames) nos quais as aves podem pousar podem ser utilizadas para aumentar o número de sementes presentes e desta forma acelerar o processo de regeneração do local. - Gestão da dispersão: estimular a regeneração natural através do aumento do número de animais dispersores presentes no local (aves, mamíferos, por exemplo), o que pode ser conseguido através da redução da prática de actividades de caça e de redução de utilização de pesticidas, reintrodução de espécies e criação de corredores para a vida selvagem. - Acelerar a regeneração natural através da gestão da distribuição espacial das espécies na paisagem, como a presença de espécies de diferentes grupos ecológicos estrategicamente distribuídos na paisagem. - Poderá ser necessário recorrer a actividades de reabilitação activa para mitigar problemas relacionados com o impacto do turismo na área protegida (trilhos, campismo, actividades de lazer) e para restaurar áreas onde será necessário proceder à erradicação de espécies exóticas invasoras; - Controlo da erosão do solo, especialmente em áreas de maior declive, onde o risco de erosão é maior.

Após estas intervenções será necessário efectuar a monitorização das zonas restauradas:

- Acompanhamento da dinâmica da regeneração, com eventual controlo da vegetação que se estabelece nos diferentes estados da sucessão ecológica.
- Avaliação e monitorização da regeneração nos anos seguintes.

A restauração da qualidade da floresta pode muitas vezes ser conseguida simplesmente através da alteração da forma de gestão, ou através de restrições de acesso às áreas de intervenção, permitindo que o funcionamento ecológico da floresta volte a ocorrer naturalmente. No entanto, nos casos em que ocorreu uma redução do número de espécies presentes num local ou quando as pressões que aí permanecem alteram o funcionamento natural do ecossistema é necessária uma abordagem de restauração mais activa como a restauração da floresta nativa através da remoção de espécies invasoras, a recriação de microhabitats em florestas geridas, o restabelecimento de padrões de perturbação naturais ou a ligação de habitats florestais fragmentados (Dudley², 2005).

A opção 1 exige uma maior dependência dos processos de regeneração natural, sendo adequada para a área de estudo, excepto em locais sujeitos a ameaças específicas como o risco de erosão, elevado risco de incêndio florestal ou invasão por *Acacia dealbata*. Para além disso, a selecção das áreas de intervenção tem como objectivo a conservação de habitats prioritários existentes na área de estudo e pretende-se sugerir acções de restauração com base na regeneração natural. A área de estudo consiste numa paisagem onde ainda existe um coberto florestal extenso, apesar dos núcleos de vegetação nativa se encontrarem por vezes bastante fragmentados.

Sugere-se proteger as áreas florestais ainda existentes de pressões como a invasão por *Acacia dealbata* (começando pelos locais onde a invasão ainda está no início, onde esta ou outras espécies invasoras ainda não têm uma extensa distribuição) e depender dos processos de regeneração natural para ultrapassar a degradação existente. Quanto aos locais de utilização agrícola e plantações comerciais, deve-se limitar a sua localização aos locais de menor importância para a conservação e procurar obter ou manter uma boa conectividade entre os núcleos de vegetação nativa existentes. Os processos de regeneração natural irão conduzir à recuperação ao longo do tempo uma vez que os principais processos de ecossistema ainda estão presentes.

Deve-se, no entanto, ter em consideração que será necessário, nas áreas de regeneração definidas, proceder a estudos de campo mais detalhados à escala local para definir, dentro destas áreas, quais os locais onde ocorre, por exemplo, invasão por espécies exóticas e qual o grau de invasão, recomendando-se que, devido ao elevado custo do controlo de espécies invasoras e das técnicas de restauração activas de forma geral estas sejam aplicadas em pequenas áreas com maior valor de conservação e onde a extensão de área

invadida não seja ainda muito elevada. Estas constituem as primeiras áreas onde as acções de restauração devem ser aplicadas, podendo-se proceder posteriormente, consoante o orçamento ou financiamento disponível, à restauração de áreas mais extensas. Também se deve ter em atenção que mesmo as técnicas de restauração passivas podem ter um elevado custo associado uma vez que, devido à incerteza associada à direcção dos processos de regeneração e sucessão ecológica, a aplicação destas técnicas requer geralmente uma monitorização cuidadosa ao longo de vários anos. Mas mesmo com estas limitações, é geralmente mais apropriado começar pela aplicação, em áreas mais extensas, de técnicas de restauração passivas, estimulando a ocorrência de regeneração natural, em especial em áreas onde a degradação ainda não é muito elevada.

Foram definidas no PROFPIN metas para a composição dos espaços arborizados para os anos de 2025 e de 2045 (Tabela 7.4). Quanto à composição dos espaços arborizados, verifica-se que uma das metas é reduzir, até 2045, a área ocupada por pinheiro bravo e eucalipto e aumentar a área ocupada por carvalhos, especialmente o carvalho alvarinho (*Q. robur*) e também, mas em menor extensão, a área ocupada por castanheiros. Este plano também contempla a redução de área florestal sujeita a silvicultura intensiva e a redução de área queimada anualmente.

Tabela 7.4 - Composição dos espaços arborizados da sub-região homogénea da Lousã e Açor e metas definidas (DGRF, 2006)

	Estimativa actual	Meta para 2025	Meta para 2045
Espaços florestais na sub-região (%)	94	94	94
Espaços florestais arborizados na sub região (%)	50	55	60
Composição dos espaços arborizados (%)	Pinheiro-bravo: 60 Sobreiro: <1 Eucalipto: 20 Carvalhos: 4 Castanheiro: 6 Outras folhosas: 5 Outras resinosas: 5	Pinheiro-bravo: 55 Sobreiro: 2 Eucalipto: 15 Carvalho-alvarinho: 8 Carvalho-negral: 4 Castanheiro: 8 Outras folhosas: 4 Outras resinosas: 4	Pinheiro-bravo: 50 Sobreiro: 4 Eucalipto: 5 Carvalho-alvarinho: 16 Carvalho-negral: 5 Castanheiro: 12 Outras folhosas: 4 Outras resinosas: 4
Povoamentos sujeitos a silvicultura intensiva (%)	20	12	4
Área queimada anual (%)	2*	<1	<1

7.3. Limitações dos resultados obtidos

Em primeiro lugar, deve-se ter em consideração que os modelos de distribuição potencial da vegetação são ferramentas de apoio à decisão e devem ser utilizados com precaução. Deve-se ter em consideração que a existência de um elevado nível de adequação de um local para uma determinada comunidade vegetal não garante que essa comunidade está presente no local nem que essa comunidade se irá regenerar no local. Existem factores, não considerados nestes modelos, que precisam de ser considerados para prever o potencial de restauração destas comunidades e que poderão explicar a distribuição actual dos diferentes habitats naturais na área de estudo que não foram considerados na modelação. Os resultados obtidos referem-se a uma distribuição potencial, não correspondendo necessariamente à distribuição que ocorre efectivamente na área de estudo.

A principal limitação à abordagem utilizada com base nos requisitos ecológicos das diferentes espécies analisadas é o facto de a informação existente na literatura relativamente a esses requisitos variar de espécie para espécie, sendo mais completa para espécies com maior valor comercial como o sobreiro, azinheira e carvalho alvarinho e também o facto de esta análise envolver um certo grau de subjectividade e incerteza, em especial quanto à variável tipo de solo. Desta forma, o grau de incerteza associado a previsões relativamente a diferentes espécies é variável. A análise dos resultados obtidos através da correspondência entre os tipos de vegetação potencial e as condições locais actuais deve ser efectuada com cuidado devido à imprecisão, incerteza e necessidade de interpretação dos dados, sendo necessário ter em consideração as limitações associadas à informação cartográfica de base.

Foi necessário efectuar uma reclassificação do tipo de solo com base no tipo de solo dominante uma vez que, na cartografia de solos utilizada neste estudo, cada polígono podia ter até três tipos de solo diferentes. A análise da distribuição potencial do habitat prioritário amiais ripícolas também envolveu um elevado grau de subjectividade uma vez que a informação existente na literatura quanto aos seus requisitos ecológicos, tendo por base os requisitos ecológicos da espécie *Alnus glutinosa*, era incompleta e não se enquadrava na sua distribuição real na área de estudo.

Para além disso, foi utilizada, para caracterizar as condições locais, informação geográfica que se encontra em diferentes escalas espaciais, tendo níveis de detalhe diferentes.

Outro factor a considerar é o facto de a cartografia dos valores naturais do ICNB não delimitar habitats individuais. Nesta cartografia habitats distintos foram cartografados numa mesma mancha, não individualizados à escala do levantamento efectuado, estando representadas combinações de diferentes tipos de habitats, o que dificulta a sua comparação com a distribuição da vegetação potencial definida, mas por outro lado facilitou

a análise dos contactos seriais entre os diferentes habitats, permitindo a formulação de uma estratégia de restauração ecológica integrada para os diferentes habitats presentes numa mesma área.

Existem também incertezas e erros associados aos resultados dos modelos obtidos: erros associados aos dados de base; erros de previsão dos modelos obtidos por interpolação; impactes de pressões externas ao modelo, como a herbivoria, não previstas no modelo, que se baseia apenas nas condições locais, e de outras variáveis não consideradas neste estudo.

Também existem limitações na utilização dos resultados obtidos através dos métodos estatísticos uma vez que não foram obtidos modelos com qualidade adequada. Apesar de se apresentar um modelo de regressão logística que permite explicar a distribuição potencial de *Quercus robur* na área de estudo, deve-se ter em consideração que o modelo obtido não tem qualidade adequada para ser utilizado para fins de previsão. Deve-se ter também em consideração que não foi efectuado, no âmbito deste trabalho, nenhum estudo de campo que permita confirmar, no local, quais as ameaças e valores naturais efectivamente presentes nas zonas de regeneração delimitadas, assim como a avaliação da qualidade e do potencial de regeneração natural dessa área, tendo sido utilizada principalmente informação cartográfica. Um modelo preditivo por si só é insuficiente, sendo necessário testá-lo com base nas comunidades vegetais efectivamente presentes no território (Neto *et al.*, 2008).

Outros factores que deverão ser considerados localmente são o risco de erosão e a presença de espécies invasoras como factores de ameaça, assim como a degradação dos cursos de água. No entanto, não foram realizados neste trabalho estudos de campo que permitissem avaliar, nos locais seleccionados, a existência destas pressões.

7.4. Desenvolvimentos futuros

Como possível desenvolvimento futuro deste trabalho, os modelos obtidos podem ser melhorados através da inclusão de outras variáveis e consideração de factores relevantes, como usos do solo e direitos de propriedade que podem restringir a implementação de projectos de restauração da vegetação nativa (zonas de caça, zonas agrícolas, zonas de plantações florestais comerciais, zonas de conservação de outros habitats e zonas urbanas). De forma geral, as áreas alvo de intervenções de restauração florestal são percebidas como áreas não produtivas. Para além disso, um estudo de campo como forma de validar e confirmar os modelos obtidos também será importante e seria o passo seguinte como continuação deste trabalho.

Necessidades futuras quanto ao planeamento de projectos de restauração ecológica em áreas protegidas incluem uma integração mais sistemática da restauração em redes de áreas protegidas, através da criação de zonas de protecção e de corredores ecológicos. Será também necessário um maior investimento na restauração de áreas protegidas, onde o principal objectivo tem sido até agora a conservação e não, de forma geral, a sua restauração quer em qualidade quer em extensão.

O desenvolvimento de estratégias para reduzir os custos associados a estes projectos e aumentar os incentivos à estimulação da regeneração natural é também muito importante como forma de aumentar a qualidade e extensão dos habitats disponíveis para a biodiversidade. Neste âmbito é importante estudar a possibilidade de aplicação de instrumentos financeiros e o aumento da capacidade produtiva da área restaurada, compensar os proprietários pelos custos de oportunidade e implementar sistemas de pagamento pelos serviços dos ecossistemas (PES) e de incentivos fiscais (Holz et al., 2005).

Para obter o financiamento, público ou privado, para um projecto de restauração ecológica é necessário torná-lo economicamente atractivo, o que requer a estimação e reconhecimento do valor de conservação das florestas e do papel da restauração florestal no aumento do seu valor económico. Desta forma é possível comparar mais realisticamente a perda destes valores com outras ocupações possíveis para o local e a sua manutenção ou melhoria através da restauração ecológica. Também é necessário proceder, no futuro, à atribuição adequada de preços aos produtos e serviços florestais. Uma forma de o fazer é vender os serviços ambientais da floresta, como o sequestro de carbono, protecção das linhas de água e protecção da biodiversidade para financiar projectos de restauração florestal. Este mecanismo assegura que quem fornece os serviços ambientais é pago por quem utiliza esses serviços (Schuyt, 2005).

Será necessário estudar a possibilidade de implementação de sistemas de pagamento pelos serviços dos ecossistemas como alternativa aos mercados de carbono, pois apesar de constituírem um importante meio de canalização de fundos para a restauração e conservação florestal, são muitas vezes criticados porque reduzem a pressão aos governos para tomarem medidas de redução das emissões de combustíveis fósseis, podendo simplesmente comprar emissões se ultrapassarem os limites estabelecidos pelo protocolo de Quioto. Para além disso, os opositores destes mercados temem que para aumentar o sequestro de carbono nas áreas florestais se implementem plantações de monoculturas em grande escala que não têm associados benefícios socioeconómicos ou ecológicos, levantando a questão de que tipo de florestas e usos do solo devem ser apoiados em projectos de mitigação das alterações climáticas (Orrego, 2005).

Será necessário analisar também, a possibilidade de implementação de estratégias que podem aumentar o financiamento público de projectos de restauração em grande escala, como por exemplo, estratégias para melhorar as políticas de financiamento do sector florestal, para criar incentivos, subsídios e eliminar políticas de incentivo perversas, como alguns subsídios da União Europeia, por exemplo, na Política Agrícola Comum. Também é possível criar um fundo florestal para financiar actividades de restauração específicas e utilizar taxas sobre os beneficiários dos serviços dos ecossistemas florestais para financiar projectos de restauração e manutenção desses serviços (Schuyt, 2005).

Para o desenvolvimento de acções de restauração de ecossistemas baseadas na regeneração natural das florestas é também necessário aumentar o conhecimento disponível relativamente à ecologia das espécies, particularmente das espécies nativas, uma vez que actualmente se verifica que é maior o conhecimento acerca dos requisitos de espécies com interesse comercial comparativamente à vegetação nativa. Também será importante aumentar o conhecimento disponível acerca da dinâmica de sucessão ecológica uma vez que a restauração florestal envolve a manipulação dos processos de sucessão natural, sendo necessário conhecer os factores associados à regeneração natural do sistema e dos mecanismos através dos quais estes funcionam.

A restauração florestal em grande escala tem de responder a necessidades múltiplas muitas vezes competitivas (necessidades ao nível económico, social e ecológico) e, como consequência, frequentemente os objectivos de conservação da floresta ao nível ecológico estão em conflito com os objectivos sociais e económicos, sendo necessário investigar a possibilidade de implementação de modelos multifuncionais de gestão florestal, de forma integrada ao nível da paisagem, e definir diferentes tipos de floresta, desde a floresta natural nativa a plantações de uso comercial, constituindo paisagens multifuncionais (Dudley *et al.*, 2005).

No âmbito do planeamento e futura implementação de um projecto de restauração florestal na área de estudo deste trabalho, também deve ser considerada a necessidade de envolver as populações no processo de decisão. Compreender a natureza das pressões existentes no local e ter em consideração as necessidades das comunidades locais no planeamento da restauração florestal aumenta as suas probabilidades de sucesso. Muitas vezes quem beneficia com estas intervenções não é a população local mas sim utilizadores de serviços ambientais noutros locais, tendo de ser considerada a distribuição dos custos e benefícios associados à restauração destes ecossistemas (Hobley, 2005).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar, C., Costa, J. C., Capelo, J. (2003). *XXXIV: Aditamentos à vegetação de Portugal continental. Silva Lusitana.*, Vol.11 (nº.1), 101-111.
- Albuquerque, J.P.M. (1954). *Carta ecológica de Portugal à escala 1:1.000.000*. Ministério da Economia, Direcção Geral dos Serviços Agrícolas, Repartição de Estudos, Informação e Propaganda. Lisboa, 58 pp.
- Albuquerque, J.P.M. (1982). *Carta Ecológica - Fito-edafo-climática (Carta III.4) à escala 1:1.000.000*. Estação Agronómica Nacional. Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa. [Online]. Atlas do Ambiente Digital, URL: <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>; 12/03/2010.
- Albuquerque J. (1984). *Regiões Naturais - Caracterização eco-fisionómica (Carta III.5) à escala 1:1.000.000*. Estação Agronómica Nacional, URL: Atlas do Ambiente Digital. <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>; 12/03/2010.
- ALFA (1998). *Carta Biogeográfica de Portugal publicada à escala 1:1.000.000*. URL: <http://www.igeo.pt/servicos/cdi/biblioteca/PublicacoesIGP/esig2001/papers/esig103.pdf>; 12/03/2010.
- ALFA (2004). Tipos de Habitats Naturais e Semi-Naturais do Anexo I da Directiva 92/43/CEE (Portugal continental), in: *Fichas de Caracterização Ecológica e de Gestão para o Plano Sectorial da Rede Natura 2000*. Relatório. Lisboa.
- ANEFA (2009). *Projecto ProNatura: Mapa de plantações*. URL: <http://www.projectopronatura.pt/>; 12/09/2010.
- ANEFA (2010). *Nota de Imprensa: Uma Floresta que vale milhões*. URL: http://www.anefa.pt/site/pdf/floresta_pasta_madeira_5Jul2010.pdf; 12/09/2010.
- Biringer, J.; Hansen, L. (2005). *Restoring Forest Landscapes in the Face of Climate Change*. in: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 3-8.
- Costa, J. C.; Aguiar, C.; Capelo, J. H.; Lousã, M. & Neto, C. (1998). *Biogeografia de Portugal Continental*. Quercetea, vol. 0, Estação Florestal Nacional, Lisboa, pp. 5-56.
- Centro de Estudos sobre Cidades e Vilas Sustentáveis (2005). *Corredores Verdes e Estrutura Ecológica: Bases Territoriais para um Futuro Sustentável*. Elaborado para a Câmara Municipal do Barreiro DCEA, FCT-UNL, URL: <http://got.dcea.fct.unl.pt/files/collections/pt/3/Corredores%20Verdes%20e%20Estrutura%20Ecol%F3gica%20-%20Parte%201.pdf>; 17/09/2010.

Cunha, M. (2007). *Visita de estudo ao Centro de Operações e Técnicas Florestais e Serra da Lousã*. URL: http://193.137.39.3/pessoas/mccunha/Silvicultura/Aulas/apontamentos/expl_florestal/Serra%20da%20Lous%C3%A3_silvi.pdf; 20/05/2010.

Cunha, J.; Rego, F. (2005). *Composição e Estrutura da Paisagem: Sua Relação com a Riqueza dos Anfíbios e Répteis que Ocorrem em Portugal Continental*. *Silva Lusitana*, 13(1), Lisboa, pp. 35-50.

DGRF (2001). *Plano regional de ordenamento florestal do Pinhal Interior Norte: Estudos Preliminares*. URL: <http://www.afn.min-agricultura.pt/portal/gestao-florestal/ppf/profs/prof-do-pinhhal-interior-norte>; 7/04/2010.

DGRF (2006). *Plano Regional de Ordenamento Florestal do Pinhal Interior Norte*. URL: <http://www.afn.min-agricultura.pt/portal/gestao-florestal/ppf/profs/prof-do-pinhhal-interior-norte>; 7/04/2010.

DGRF (2009). *Caracterização edafo-climática das diferentes espécies florestais: Descrição das regiões de proveniência*. URL: <http://www.afn.min-agricultura.pt/portal/producao/regioes-de-proveniencia>; 12/03/2010.

DNGF (2010). *5º Inventário Florestal Nacional: Apresentação do Relatório Final*. AFN, Lisboa.

Dolman, P.M.; Fuller, R.J. (2003). The processes of species colonization in wooded landscapes: a review of principles, *in*: Humphrey, J., Newton, A., Latham, J., Gray, H., Kirby, K., Poulson, E., Quine, C. (ed). *The Restoration of Wooded Landscapes. Proceedings of a conference held at Heriot Watt University, Edinburgh, 14–15 September 2000*. Forestry Commission, pp. 47-58.

Dudley, N.; Mansourian, S.; Vallauri, D. (2005). Forest Landscape Restoration in Context, *in*: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 3-8.

Dudley, N.¹. (2005). Impact of Forest Loss and Degradation on Biodiversity, *in*: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 17-21.

Dudley, N.² (2005). Restoring Quality in Existing Native Forest Landscapes, *in*: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 185-191.

- Dudley, N.³ (2005). Restoration of Protected Area Values, *in*: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 208-212.
- ESRI (2001). ArcGIS Geostatistical Analyst: Statistical Tools for Data Exploration, Modeling and Advanced Surface Generation. An Esri White Paper, URL: <http://www.esri.com/library/whitepapers/pdfs/geostat.pdf>; 20/09/2010.
- ESRI (2010). *Digital Terrain Model, 30m, Portugal (WGS84)*. URL: http://195.23.241.221/arcgis/rest/services/arcgis_online/MDT30m_PT_WGS84/MapServer; 15/04/2010.
- Ferreira, PG; Azevedo A; Rego F (2005). *Carta da Tipologia Florestal de Portugal Continental*. *Silva Lusitana*, 13 (1): pp. 1 – 34, URL: <http://www.scielo.oces.mctes.pt/pdf/slu/v13n1/v13n1a01.pdf>; 15/04/2010.
- Franco, J.A. (1994). *Zonas Fitogeográficas Predominantes (Carta III.6) à escala 1:1.000.000*. Instituto do Ambiente. Atlas do Ambiente Digital; URL: <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>; 12/03/2010.
- Franco, JMPA (2000). *Nota explicativa III.6. da Carta das Zonas Fitogeográficas Predominantes do Atlas do Ambiente*. URL: http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp?zona=continente&grupo=&tema=c_fitogeo; 7/04/2010.
- Freitas, F.C. (1979). *Acidez e Alcalinidade dos solos (Carta III.2) à escala 1:1 000 000*. Estação Agronómica Nacional. Atlas do Ambiente Digital, URL: <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>; 12/03/2010.
- GDADR (sem data). *Nota Explicativa da Carta dos Solos de Portugal e da Carta de Capacidade de Uso do Solo*. URL: <http://www.dgadr.pt/ar/cartografia/notaexplisolo.htm>; 7/04/2010.
- Hobley, M. (2005). The Impacts of Degradation and Forest Loss on Human Well-Being and Its Social and Political Relevance for Restoration, *in*: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 22-30.
- Holz, S.; Placci, G. (2005). Stimulating Natural Regeneration, *in*: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 250-256.
- ICNB (2006). Plano Sectorial da Rede Natura 2000: Caracterização dos habitats florestais, URL: http://www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao_valores_naturais/habitats/; 12/03/2010.

- ICNB (2006). *Cartografia dos valores naturais do Sítio de Interesse Comunitário da Serra da Lousã à escala 1:100.000*. Comunicação Pessoal.
- IDRHa (1994). *Carta dos Solos de Portugal - Cartas Complementares (esboços)*. Escala 1:25.000. Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica.
- IGP (2010). *Carta de Risco de Incêndio Nacional 2010 à escala 1:25.000*. URL: <http://scrif.igeo.pt/cartografiacrif/2007/crif07.htm>; 12/03/2010.
- IGP (2009). *Carta Administrativa Oficial de Portugal. Limites Administrativos Oficiais ao nível da Freguesia, Município, Distrito/Ilha, País, NUT I, NUT II e NUT III à escala 1:25 000*. URL: http://www.igeo.pt/produtos/cadastro/caop/versao2009_0.htm; 12/03/2010.
- IGP (1990). *Carta de Ocupação do Solo – COS90 à escala 1:25.000*. URL: <http://www.igeo.pt/produtos/CEGIG/COS.htm>; 12/03/2010.
- Lamb, B. (2005). Identifying Site-Level Options, *in*: ITTO/IUCN (ed). *Restoring Forest Landscapes: An Introduction to the art and science of forest landscape restoration*. ITTO Technical Series N°23, pp. 71-80.
- Maginnis S.; Jackson W. (2005). What is FLR and how does it differ from current approaches?, *in*: ITTO/IUCN (ed). *Restoring Forest Landscapes: An Introduction to the art and science of forest landscape restoration*. ITTO Technical Series N°23. pp.15-26.
- Mansourian, S; Lamb, D; Gilmour, D. (2005). Overview of Technical Approaches to Restoring Tree Cover at the Site Level, *in*: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 241-249.
- Maroco J (2007). *Análise Estatística com utilização do SPSS*. 3ª edição, Edições Sílabo, Lisboa.
- Mesquita, S. (2005). *Modelação Bioclimática de Portugal Continental*. Dissertação para obtenção de Grau de Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa. 129pp.
- Moral, R.; Walker, L.; Bakker, J. (2007). Insights Gained from Succession for the Restoration of Landscape Structure and Function, *in*: Walker, L., Walker, J., Hobbs, R (ed). *Linking Restoration and Ecological Succession*, Springer, New York, pp. 19-44.
- Neto, C.; Pereira, E.; Reis, R.; Costa, J.; Capelo, J.; Henriques, C. (2008). *Carta da Vegetação Natural Potencial de Caldas da Rainha*. Finisterra, XLIII, 86: pp. 31-51, URL: http://www.ceg.ul.pt/finisterra/numeros/2008-86/86_02.pdf; 20/09/2010.
- Newton, A.; Kapos, V. (2003). Restoration of wooded landscapes: placing UK initiatives in a global context, *in*: Humphrey, J., Newton, A., Latham, J., Gray, H., Kirby, K., Poulsom, E.,

- Quine, C. (ed). *The Restoration of Wooded Landscapes. Proceedings of a conference held at Heriot Watt University, Edinburgh, 14–15 September 2000*. Forestry Commission, pp.7-19.
- Nunes, M. (1997). *Árvores Notáveis (Carta V.3) à escala 1:1.000.000. Estação Agronómica Nacional*. Atlas do Ambiente Digital, URL: <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>; 12/03/2010.
- Orrego, J. (2005). Carbon Knowledge Projects and Forest Landscape Restoration, in: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 171-175.
- Paiva, J. (1988). *O Coberto Vegetal da Serra da Lousã in Jornadas de Cultura e Turismo de 16-17 de Julho de 1988*. URL: <http://jornal.quercus.pt/scid/subquercus/defaultarticleViewOne.asp?categorySiteID=377&articleSiteID=1683>; 7/04/2010.
- Parks Canada and the Canadian Parks Council (2008). *Principles and Guidelines for Ecological Restoration in Canada's Protected Natural Areas*. National Parks Directorate, Parks Canada Agency. Gatineau, Quebec. URL: <http://www.pc.gc.ca/eng/docs/pc/guide/resteco/index.aspx>; 3/07/2010.
- Pedro, J.G. (1989). *Nota explicativa Atlas do Ambiente: Carta da distribuição de carvalhos e castanheiro*. Direcção Geral dos Recursos Naturais. Lisboa. URL: http://www.iambiente.pt/website/estatico/pdf/II_03.pdf; 10/06/2010.
- Raimundo (2004). *Condicionantes ambientais na distribuição de anfíbios e répteis em Portugal Continental*. Dissertação apresentada para a obtenção do Grau de Mestre em Gestão e Política Ambiental, Universidade de Évora, 83pp.
- Ray, D.; Clare, J.; Purdy, K. (2003). Applying an Ecological Site Classification to woodland design at various spatial scales, in: Humphrey, J., Newton, A., Latham, J., Gray, H., Kirby, K., Poulson, E., Quine, C. (ed). *The Restoration of Wooded Landscapes. Proceedings of a conference held at Heriot Watt University, Edinburgh, 14–15 September 2000*. Forestry Commission, pp.7-19.
- Ribeiro, M.; Antunes, J. (sem data). *O Azereiro (Prunus lusitanica L.): Flora da Serra da Lousã*. URL: <http://www.cm-castanheiradepera.pt/images/upload/fauflorea/flora.pdf>; 7/04/2010.
- Sabogal, C. (2005). Site-Level Restoration Strategies for Degraded Primary Forest, in: ITTO/IUCN (ed). *Restoring Forest Landscapes: An Introduction to the art and science of forest landscape restoration*. ITTO Technical Series N°23. pp.81-90.
- Schuyt, K. (2005). Opportunities for Long-Term Financing of Forest Restoration in Landscapes, in: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (ed) in Cooperation with WWF

International. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*, Springer, New York, pp. 161-165.

Segurado, P. (2000). *Modelação da Distribuição e da Abundância Local do Cágado-Mediterrânico (*Mauremys leprosa*) e do cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis*) em Portugal*. Tese de Mestrado em Gestão de Recursos Naturais. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. 113pp.

SER & IUCN Commission on Ecosystem Management (2004). *Ecological Restoration, a means of conserving biodiversity and sustainable livelihoods*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, USA & IUCN, Gland, Switzerland.

SER (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tucson: Society for Ecological Restoration International. URL: <http://www.ser.org/pdf/primer3.pdf>; 18/06/2010.

SER (2008). *Ecological Restoration as a Tool for Reversing Ecosystem Fragmentation*. Policy Position Statement.

Serviço Meteorológico Nacional (1974). *Temperatura - Temperatura média diária do ar (Carta 1.2) à escala 1:1.000.000*. Atlas do Ambiente Digital, URL: <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>; 12/03/2010.

Serviço Meteorológico Nacional (1974). *Precipitação - Quantidade Total (Carta 1.4.1) à escala 1:1.000.000*. Atlas do Ambiente Digital, URL: <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>; 12/03/2010.

Soares da Silva, A. M. (1982). *Carta Litológica (Carta 1.13). Escala 1:1.000.000*. Estação Agronómica Nacional. Atlas do Ambiente Digital, URL: <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>; 12/03/2010.

Soares da Silva, A. M. (1983). *Nota Explicativa 1.13 da Carta Litológica de Portugal*. Atlas do Ambiente. Comissão Nacional do Ambiente. Lisboa. URL: http://www.iambiente.pt/website/estatico/pdf/l_13.pdf; 12/03/2010.

Sousa, Edgar (1997). *Classificação de solos*. Departamento de Ciências do Ambiente, ISA.

Towers, W; Hester, A.; Malcolm, A. (2003). Modelling the potential distribution of woodland at the landscape scale in Scotland, *in*: Humphrey, J., Newton, A., Latham, J., Gray, H., Kirby, K., Poulson, E., Quine, C. (ed). *The Restoration of Wooded Landscapes. Proceedings of a conference held at Heriot Watt University, Edinburgh, 14–15 September 2000*. Forestry Commission, pp. 47-58.

Towers, W.; Hall, J.; Hester, A.; Malcolm, A.; Stone, D. (2004). *The Potential for Native Woodland in Scotland: the native woodland model*. Scottish Natural Heritage, Perth, 56pp.

Walker, L., Walker, J., Moral, R. (2007). Forging a New Alliance Between Succession and Restoration, *in*: Walker, L., Walker, J., Hobbs, R (ed). *Linking Restoration and Ecological Succession*, Springer, New York, pp. 1-12.

Zonete, M. (2009). *Avaliação do uso de técnicas de interpolação para estimativa de volume em florestas clonais de Eucalyptus sp.* Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 86pp.

ANEXOS

Anexo I: Tipo de solos na área de estudo

Tabela I.1 – Descrição dos tipos de solos presentes na área de estudo (adaptado de Carvalho, 1965; Sousa, 1997; DGADR, sem data)

Subordem	Grupo ou subgrupo	Família (código) presente na carta de solos
<p>Ordem: Solos Incipientes - Solos não evoluídos sem horizontes genéticos claramente diferenciados, praticamente reduzidos ao material originário. O horizonte superficial é frequentemente um A(p) podendo haver um A ou Ap de espessura reduzida, caso em que existe pequena acumulação de matéria orgânica. A ausência de horizontes genéticos é fundamentalmente devida a escassez de tempo para o seu desenvolvimento ocorrer.</p>		
Litossolos	Litossolos dos Climas de Regime Xérico	Et Litossolos dos Climas de Regime Xérico de outros arenitos
		Ex Litossolos dos Climas de Regime Xérico
Aluviossolos	Aluviossolos modernos aluviossolos que recebem, em geral de tempos a tempos adições de sedimentos aluvionais	A, A(p) Solos Incipientes - Aluviossolos Modernos, Não Calcários, de textura mediana
		Al(h) Aluviossolos modernos não calcários (desprovidos de carbonatos) de textura ligeira
	Aluviossolos antigos aluviossolos elevados que já não recebem, em regra, adições de sedimentos aluvionais. Constituem, em geral, terraços fluviais. Quase sempre apresentam o lençol freático a maior profundidade do que os Aluviossolos Modernos.	Atl Aluviossolos Antigos Não Calcários (sem carbonatos no perfil) de textura ligeira.
		At(p) Aluviossolos Antigos Não Calcários (sem carbonatos no perfil) de textura mediana.
Solos de Baixas ou Coluviossolos	Solos de Baixas Não Calcários (sem carbonatos no perfil)	Sb Solos de Baixas de textura mediana, sem carbonatos
		Sbl Solos de Baixas de textura ligeira, sem carbonatos
		Sbu Solos de Baixas, Não Calcários, Húmicos, de textura mediana
<p>Ordem: Solos litólicos Solos litólicos são solos pouco evoluídos, de perfil AC ou ABC com horizonte B câmbico, formados, em geral, a partir de rochas não calcárias. Podem, em alguns casos, ser derivados de rochas calcárias, mas encontram-se completamente descarbonatados até ao horizonte C. Quando argilosos não apresentam em todo o seu perfil as características próprias dos Barros.</p>		
Solos litólicos húmicos (Cambissolos) (Solos com horizonte A úmbrico)	Solos litólicos húmicos Normais (com horizonte B câmbico)	Mnn Solos litólicos húmicos normais de gnaisses ou rochas afins.
		Mnga Solos Litólicos, Húmicos, Câmbicos, Normais, de microgranitos ou rochas cristalofílicas afins
		Mnr Solos Litólicos, Húmicos, Câmbicos, Normais, de materiais arenáceos pouco consolidados
		Mnqx Solos litólicos húmicos de material coluviado derivado de quartzitos e xistos não básicos.

		Mnsn Solos litólicos húmicos normais de material coluviado de solos derivados de gnaisses ou rochas afins.
		Mnsx Solos Litólicos, Húmicos, Câmbicos, Normais, de material coluviado de solos derivados de xistos ou grauvaques
		Mnx Solos litólicos húmicos normais de xistos ou grauvaques
	Solos litólicos Húmicos Para-Litossolos ou Rankers (solos sem horizonte B câmbico)	Qx(p) Solos litólicos húmicos Para-Litossolos de xistos ou grauvaques
		Qn Solos litólicos húmicos Para-Litossolos de gnaisses ou rochas afins
Solos litólicos não húmicos (Sem horizonte A úmbrico)	Solos Litólicos não Húmicos Pouco Insaturados Normais (com grau de saturação com bases superior a 50% pelo menos nos 50 cm superiores do perfil e derivados de rochas não calcárias)	Par, Par(p) Solos Litólicos Não Húmicos pouco insaturados, normais, de materiais arenáceos pouco consolidados
		Pga Solos Litólicos Não Húmicos pouco insaturados, normais, de microgranitos ou rochas cristalofílicas afins
		Ppn Solos Litólicos, Não Húmicos, Pouco Insaturados, Normais, de gnaisses ou rochas afins
		PI Solos Litólicos, Não Húmicos, Pouco Insaturados, Normais, pardos, de materiais arenáceos pouco consolidados (de textura franco-arenosa a franca)
		VI(p) Solos Litólicos, Não Húmicos, Pouco Insaturados, Normais, de materiais arenáceos pouco consolidados (de textura franco-arenosa a franca)
		Vt, Vt(p) Solos Litólicos Não Húmicos pouco insaturados, normais (derivados de rochas não calcárias), de arenitos grosseiros
		Spn(a) Solos Litólicos, Não Húmicos, Pouco Insaturados, Normais, de material coluviado derivado de gnaisses ou rochas afins
Ordem: Solos argiluvitados pouco insaturados são solos evoluídos de perfil ABC com horizonte B árgico, em que o grau de saturação com bases do horizonte B é superior a 35% e que aumenta, ou pelo menos não diminui, com a profundidade e nos horizontes subjacentes.		
Solos Mediterrânicos Pardos (de cores pardacentas nos horizontes A e B que se desenvolvem em climas com características mediterrâneas (regime xérico)	Solos Mediterrânicos Pardos de Materiais não calcários, normais (formados a partir de rochas não calcárias)	Px (p), Px(d,p), Px(a,p) Solos Mediterrânicos Vermelhos ou amarelos de materiais não calcários, normais de xistos ou grauvaques
		Spx Solos Argiluvitados Pouco Insaturados - Solos Mediterrâneos, Pardos, de Materiais Não Calcários, Normais, de material coluviado de solos derivados de xistos ou grauvaques
Solos Mediterrânicos Vermelhos ou	Solos Mediterrânicos Vermelhos ou amarelos de materiais não	Pvx Solos Mediterrânicos Vermelhos ou amarelos de materiais não calcários, normais de material

amarelos (cores avermelhadas ou amareladas nos horizontes A ou B ou em ambos, que se desenvolvem em climas com características mediterâneas (regime xérico)	calcários, normais.	coluviado de solos derivados de xistos.
		Vgn Solos Mediterrânicos Vermelhos ou amarelos de materiais não calcários, normais de gnaisses ou rochas afins.
		Svx Solos Mediterrâneos, Vermelhos ou Amarelos, de Materiais Não Calcários, Normais, de material coluviado dos solos da Família Vx
		Vx Solos Mediterrânicos Vermelhos ou amarelos de materiais não calcários, normais de xistos ou grauvaques
Ordem: Solos podzolizados (solos evoluídos de perfil ABC com horizonte B espódico)		
Podzóis não hidromórficos (em geral com horizonte eluvial E nítido, de cor clara e sem apresentarem sintomas de hidromorfismo)	Podzóis não hidromórficos com Surraipa (em que aparece surraipa dura e/ou branda, contínua ou descontínua)	Ppr Podzóis não Hidromórficos com Surraipa com horizonte E incipiente, de materiais arenáceos pouco consolidados.
Afloramentos rochosos e Área Social Associados a muitos dos solos descritos aparecem às vezes afloramentos rochosos de composição litológica diversa.		
Arx - Afloramento Rochoso de xistos ou grauvaques		
Art - Afloramentos Rochosos de arenitos		
Arq - Afloramentos Rochosos de quartzitos ou rochas afins		
Área Social - Área urbanizada		

Foi necessário efectuar uma correspondência entre dois sistemas de classificação de solos uma vez que a informação acerca dos requisitos ecológicos para as espécies florestais em análise incluíam informação acerca do tipo de solos tendo por base a classificação da FAO/UNESCO, enquanto que a as classes de solos presentes na Carta de Solos para a área de estudo encontra-se na Classificação Portuguesa, ao nível da família.

Tabela I.2 – Correspondência entre a classificação de solos Portuguesa e a classificação de tipo de solos da FAO/UNESCO

Classificação Portuguesa	Classificação da FAO/UNESCO
Solos Incipientes:	Solos Incipientes:
Litossolos	Leptossolos Líticos
Regossolos	Regossolos
Aluviossolos	Fluviossolos
Coluviossolos	Fluviossolos
Solos Litólicos:	Cambissolos:
Solos Litólicos Húmicos	Cambissolos húmicos
Solos Litólicos não Húmicos	Cambissolos éutricos
Solos Calcários	Cambissolos cálcicos
Barros	Vertissolos
Solos Mólicos	Molissolos
Solos Argiluvitados Pouco Insaturados	Luvissolos
Solos Podzolizados	Podzois
Solos Halomórficos	Planossolos
Solos Orgânicos Hidromórficos	Histosolos

Tabela I.3 - Atribuição de um código numérico a cada grupo ou subgrupo de solos com base no tipo de solo dominante na área de estudo

COD1	VALUE	Grupo ou subgrupo	Ordem
Et	1	Litossolos de clima xérico	Solos Incipientes
Ex	1	Litossolos de clima xérico	Solos Incipientes
Ex(p)	1	Litossolos de clima xérico	Solos Incipientes
A	2	Aluviossolos Modernos	Solos Incipientes
A(p)	2	Aluviossolos Modernos	Solos Incipientes
Al(h)	2	Aluviossolos Modernos	Solos Incipientes
Atl	3	Aluviossolos Antigos	Solos Incipientes
Atl(p)	3	Aluviossolos Antigos	Solos Incipientes
At	3	Aluviossolos Antigos	Solos Incipientes
At(a,p)	3	Aluviossolos Antigos	Solos Incipientes
At(p)	3	Aluviossolos Antigos	Solos Incipientes
Sb	4	Solos de Baixas ou Coluviossolos não calcários	Solos Incipientes
Sb(a)	4	Solos de Baixas ou Coluviossolos não calcários	Solos Incipientes
Sb(p)	4	Solos de Baixas ou Coluviossolos não calcários	Solos Incipientes
Sbl(p)	4	Solos de Baixas ou Coluviossolos não calcários	Solos Incipientes
Sbl	4	Solos de Baixas ou Coluviossolos não calcários	Solos Incipientes
Sbu	4	Solos de Baixas ou Coluviossolos não calcários	Solos Incipientes
Mnn	5	Solos litólicos húmicos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Mnga(p)	5	Solos litólicos húmicos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Mnqx	5	Solos litólicos húmicos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Mnqx(d,p)	5	Solos litólicos húmicos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Mnsn	5	Solos litólicos húmicos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Mnsx(p)	5	Solos litólicos húmicos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Mnx	5	Solos litólicos húmicos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Mnx(a)	5	Solos litólicos húmicos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Mnx(p)	5	Solos litólicos húmicos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Qx(p)	6	Rankers ou paralitossolos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Qn	6	Rankers ou paralitossolos	Solos Litólicos (Cambissolos)
Par	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Par(p)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Pga	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Pga(a)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Ppn	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Ppn(a)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Ppn(p)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Pl(a)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Pl(a,p)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Pl(p)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
VI	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
VI(a)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
VI(p)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Vt	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Vt(a)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)

Vt(d)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Vt(p)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Spn(a)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Spn(a,p)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Spn(p)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Px(a)	7	Solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais	Solos Litólicos (Cambissolos)
Px(p)	8	Solos Mediterrânicos Pardos não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Px(d,p)	8	Solos Mediterrânicos Pardos não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Px(a,p)	8	Solos Mediterrânicos Pardos não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Spx(a)	8	Solos Mediterrânicos Pardos não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Spx(a,p)	8	Solos Mediterrânicos Pardos não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Spx(p)	8	Solos Mediterrânicos Pardos não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Pvx	9	Solos Mediterrânicos vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Pvx(a,p)	9	Solos Mediterrânicos vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Vgn	9	Solos Mediterrânicos vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Svx	9	Solos Mediterrânicos vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Svx(a)	9	Solos Mediterrânicos vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Svx(a,p)	9	Solos Mediterrânicos vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Svx(p)	9	Solos Mediterrânicos vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Vx	9	Solos Mediterrânicos vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Vx(d,p)	9	Solos Mediterrânicos vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais	Solos Argiluvitados pouco insaturados
Ppr	10	Solos Podzolizados com surraipa	Solos Podzolizados
Arx	11	Afloramentos Rochosos	Afloramentos Rochosos
Art	11	Afloramentos Rochosos	Afloramentos Rochosos
Arq	11	Afloramentos Rochosos	Afloramentos Rochosos
A.Soc.	12	Área Social	Área Social

Anexo II – Litologia

Tabela II.1 - Descrição das unidades litológicas presentes na área de estudo

Formações	Unidades Litológicas	Descrição das Unidades Litológicas
Formações sedimentares	Areias e cascalheiras (Plistocénico)	Solos constituídos por areias e cascalheiras, juntamente com alguma argila. Constituem depósitos de praias antigas e de terraços fluviais.
	Areias, calhaus rolados, arenitos pouco consolidados e argilas (Plio-Plistocénico)	Constituem vestígios de praias quaternárias, que ocorrem ao longo do litoral e que apresentam como litologia dominante as areias e calhaus rolados.
	Cascalheiras de planalto, arcoses da Beira Baixa, arenitos grosseiros a conglomeráticos e de grão fino, calcários (Paleogénico-Miocénico indiferenciados)	Constituem complexos detríticos, por vezes consolidados e normalmente estão representados por grés e conglomerados com cimento argilo-ferruginoso, raras vezes margoso.
	Arenitos e arenitos arcósicos (Cretácico):	Constituem, no litoral depósitos marinhos a que se sucedem camadas flúvio-marinhas que originaram arenitos. Simultaneamente com a formação destes sedimentos no litoral originaram-se na Serra do Buçaco e em Mirando do Corvo arenitos arcósicos de fácies continental, conhecidos por “grés do Buçaco”.
Formações sedimentares e metamórficas	Xistos e grauvaques (Silúrico e Ordovícico)	A litologia abrange predominantemente xistos finos, xistos ampelitosos, grauvaques, ftanitos e liditos. Um dos afloramentos mais importantes a nível nacional ocorre na serra da Lousã.
	Xistos, grauvaques (complexo xisto-grauváquico)	Este complexo ocupa uma área extensa em Portugal. A litologia dominante é constituída por xistos argilosos, micáceos e grauvaques de tons variados, em séries alternantes.
Rochas eruptivas plutónicas	Granitos e rochas afins	Abundantes em Portugal, grande parte dos granitos localizam-se a norte do Tejo. Nas Beiras existem grandes extensões de granito porfiróide de grão grosseiro a médio.

Anexo III- Caracterização dos habitats naturais presentes na Serra da Lousã

A tabela III.1 sistematiza a caracterização dos habitats florestais presentes na Serra da Lousã tendo por base a sua respectiva descrição presente nas fichas correspondentes aos habitats naturais da Rede Natura 2000. O código do habitat natural diz respeito ao código atribuído ao habitat natural no plano referido e constante da cartografia dos habitats naturais do Sítio da Rede Natura 2000 Serra da Lousã. A primeira coluna refere-se ao código do habitat natural.

Tabela III.1 - Caracterização dos habitats florestais presentes na Serra da Lousã e caracterização fitossociológica (Adaptado de ALFA,2004)

Código	Designação do habitat	Designação portuguesa	Correspondência fitossociológica	Descrição e Importância da sua conservação	Tipo de solos e clima
9230	Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i>	Carvalhais de <i>Quercus robur</i> e/ou <i>Q. pyrenaica</i> .	<i>Quercion pyrenaicae</i> (<i>Quercus-Fagetea</i>).	Mesobosques caducifólios climáticos dominados por <i>Quercus robur</i> e/ou <i>Q. pyrenaica</i> , pontualmente por <i>Betula celtiberica</i> . Mesobosques acidófilos dominados por <i>Quercus robur</i> e/ou <i>Q. pyrenaica</i> , pontualmente por <i>Betula celtiberica</i> . Árvores dominantes dos bosques maduros com crescimento lento, lenho denso e tolerantes à sombra.	Os carvalhais são interpretados como climáces climatófilos em toda a sua área de distribuição. Colonizam solos oligotróficos (pontualmente mesotróficos) – do tipo cambissolo, umbrissolo ou regossolo – derivados de litologias ácidas (raramente rochas básicas) em fisiografias planas a moderadamente declivosas.
9330	Florestas de <i>Quercus suber</i>	Bosques de sobreiro.	Aliança <i>Quercion broteroi</i> , p.p. Aliança <i>Quercus rotundifolia e-Oleion sylvestris</i> , p.p.	Bosques de copado cerrado, dominados por <i>Quercus suber</i> , por vezes co-dominados por outras árvores; com estratos lianóide, arbustivo latifoliado/espinhoso e herbáceo vivaz ombrófilo bem desenvolvidos e com intervenção humana reduzida ou nula sob coberto. Comunidades florestais predominantemente perenifólias, de copado denso e cerrado, dominadas pelo sobreiro (<i>Quercus suber</i>), com sinúcias lianóide, arbustiva latifoliada/espinhosa, herbácea vivaz ombrófila e por vezes muscinal e epifítica bem desenvolvidas.	Constituem um micro-clima florestal sombrio e produzem folhada que origina horizontes orgânicos do tipo <i>mull</i> florestal. Os sobreirais podem surgir praticamente em qualquer tipo de substrato silicioso, compacto ou friável (e.g. areias pleistocénicas). A sua presença em calcários é pouco frequente, mas pode ocorrer, por exemplo em depósitos de vertente muito descarbonatados, em estações de precipitação elevada. Em termos climáticos, podem ocorrer em macroclima temperado (termotemperado e mesotemperado) ou mediterrânico (termomediterrânico e mesomediterrânico), em andares ômbrios de sub-húmido a hiperhúmido.
9260	Florestas de <i>Castanea sativa</i>	Castinçais abandonados e soutos antigos.	Sem correspondência fitossociológica.	Castinçais (produção de varas) abandonados e soutos (produção de castanha) antigos. Formações dominadas por <i>Castanea sativa</i> , quer para produção de varas, quer para produção de castanha com árvores velhas. Sendo culturas, são cultivadas nas seguintes séries de vegetação: séries dos bosques de <i>Quercus robur</i> ; séries dos bosques de <i>Quercus pyrenaica</i> ; séries dos bosques de <i>Quercus suber</i> (muito pontual).	Andares supramediterrânico e supratemperado podendo atingir os andares mesomediterrânico (pontualmente) e mesotemperado. Ombroclima sub-húmido a húmido. Solos ácidos de textura diversa.
9340	Florestas de <i>Quercus ilex</i> e <i>Quercus rotundifolia</i>	Bosques de <i>Quercus rotundifolia</i> .	Alianças <i>Quercion broteroi</i> p.p. e <i>Quercus rotundifolia e-Oleion</i>	Bosques dominados por <i>Quercus rotundifolia</i> , por vezes co-dominados por outras árvores. Comunidades florestais predominantemente perenifólias, de coberto	Estes bosques constituem um micro-clima florestal sombrio e produzem folhada que origina horizontes orgânicos do tipo <i>mull</i> florestal. Os azinhais ocorrem em substratos siliciosos (excepto

			<i>sylvestris</i> p.p. (classe <i>Quercetea</i> <i>ilicis</i>).	florestal denso, dominado pela espécie <i>Quercus rotundifolia</i> .	areias) e calcários. Podem ocorrer nos andares termomediterrânico, mesomediterrânico e supramediterrânico, em andares ômbricos de seco a húmido.
92A0	Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i>	Galerias ribeirinhas mediterrânicas dominadas por choupos e/ou salgueiros.	<i>Salici purpureae-Populetea nigrae</i> p.p.	Bosques ou matagais (salgueirais arbustivos) maioritariamente ripícolas, densos, caducifólios, de ótimo mediterrânico. Espécies dominantes pertencentes às famílias das Salicáceas (géneros <i>Salix</i> e <i>Populus</i>) e Betuláceas (género <i>Alnus</i>).	Preferência por solos de reação ácida derivados de material aluvionar (fluvissolos) ou coluvionar (regossolos). Andares termo a supramediterrânico, e ombroclima seco a húmido, pontualmente mesotemperado.
91E0*	Florestas aluviais de <i>Alnus glutinosa</i> e <i>Fraxinus excelsior</i>	Bosques ripícolas ou paludosos de amieiros, salgueiros ou bidoeiros, subtipo amiais ripícolas.	<i>Osmundo-Alnion</i> p.p.max. (classe <i>Salici purpureae-Populetea nigrae</i>).	Bosques de amieiros de margens de cursos de água permanentes (galerias ripícolas). Ausentes dos cursos de água temporários ou de regime torrencial. Estrato arbóreo: <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Fraxinus angustifolia</i> , <i>Laurus nobilis</i> , <i>Salix atrocinerea</i> ; Prestam serviços ecológicos como o sequestro de CO ₂ , a retenção do solo e a regulação do ciclo de nutrientes.	Ótimo de desenvolvimento em solos siliciosos. Estendem-se pelos andares termo a mesotemperado e termo, meso e supramediterrânico. Têm o seu ótimo de desenvolvimento nos troços médios de rios pouco torrenciais, com águas oligotróficas e mesotróficas e solos siliciosos.
4020*	Charnechas húmidas atlânticas temperadas de <i>Erica ciliaris</i> e <i>Erica tetralix</i>	Urzaiz-tojais mesohigrófilos e higrófilos	<i>Daboecion cantabrica</i> e p.p., <i>Ericenion umbellatae</i> p.p.min. e <i>Genistion micrantho-anglicae</i> (classe <i>Calluno-Ulicetea</i>)	Formações arbustivas mesohigrófilas e higrófilas dominadas por urzes (<i>Erica ciliaris</i> , <i>E. tetralix</i> , <i>Calluna vulgaris</i>), tojos (geralmente <i>Ulex minor</i>) e espécies higrófilas do género <i>Genista</i> (<i>G. ancistrocarpa</i> , <i>G. anglica</i> , <i>G. berberidea</i> , <i>G. micrantha</i>). Habitat importante como refúgio de biodiversidade e contribui para a regulação do ciclo da água.	Colonizam tipicamente solos permanentemente húmidos que sofrem um período de encharcamento variável durante a estação das chuvas, situados em áreas depressionárias de planalto ou fundos de vale.
4030	Charnechas secas europeias	Matos baixos de ericáceas e/ou tojos, mesófilos ou xerófilos, de substratos duros.	<i>Calluno-Ulicetea</i> p.p.max., <i>Ulicicistion</i> p.p.min. (classe <i>Cisto-Lavanduletea</i>)	Matos baixos, de elevado grau de cobertura. Espécies mais frequentes pertencentes às famílias das ericáceas (géneros <i>Daboecia</i> , <i>Erica</i> e <i>Calluna</i>), cistáceas (géneros <i>Halimium</i> , <i>Helianthemum</i> , <i>Tuberaria</i> e, pontualmente, <i>Cistus</i>), leguminosas (géneros <i>Genista</i> , <i>Stauracanthus</i> , <i>Pterospartum</i> e <i>Ulex</i>). Refúgio de biodiversidade.	Solos derivados de rochas ácidas (pontualmente derivados calcários em territórios muito chuvosos), oligotróficos, ácidos, delgados (leptossolos), com um horizonte A muito escuro de espessura variável. Macroclima temperado ou mediterrânico com características oceânicas; andares termoclimáticos inferiores ao orotemperado (em Portugal); ombroclima pelo menos subhúmido com um ótimo fitossociológico sob um ombroclima húmido a ultra-hiperhúmido.
5230*	Matagais arborescentes de <i>Laurus nobilis</i>	Matos altos de lauróides	<i>Arbuto unedonis-Laurion nobilis</i> (classe <i>Quercetea ilicis</i>)	Matagais reliquiaes, ricos em espécies lauróides, dominados por <i>Prunus lusitanica</i> subsp. <i>Lusitanica</i> , <i>Laurus nobilis</i> , <i>Rhododendron ponticum</i> subs. <i>Baeticum</i> , <i>Myrica faya</i> e/ou <i>Arbutus unedo</i> . Grau de cobertura do estrato	Exigem solos profundos de preferência derivados de rochas ácidas, mas podem ocorrer em substratos calcários mais ou menos descarbonatados. Macroclima temperado ou mediterrânico; andares termoclimáticos meso a

dominante próximo dos 100%. O interior destes matagais é muito sombrio, tem uma elevada humidade relativa e as variações da temperatura (anual e diária) são pequenas. Organizam-se em orlas constituindo mosaicos seriais, consoante o território biogeográfico com bosques climatófilos de <i>Quercus robur</i> (habitat 9230), de <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>Broteroi</i> (habitat 9240), de <i>Quercus suber</i> (habitat 9330) ou com as etapas de substituição destes bosques, ou em solos hidricamente compensados com amiais (habitat 91E0*), freixiais (habitat 91B0) ou com as comunidades de substituição destes bosques.	supratemperado (maioritariamente submediterrânicos) e termo a mesomediterrânico; ombroclima sub-húmido a húmido. Em Portugal continental tendem a ocorrer em biótopos pouco susceptíveis à geadas, de elevada oceanidade e onde se verifique uma atenuação do stress hídrico estival através de precipitações orográficas (vertentes setentrionais de relevos expostos à nortada húmida proveniente do Atlântico), por compensação edáfica (concavidades topográficas) ou através de uma redução da insolação e por consequência da evapotranspiração (encostas viradas a Norte e vales frequentemente sujeitos a nevoeiros).
--	---

Anexo IV- Correspondência entre as condições locais e o tipo de vegetação potencial

Tabela IV.1 - Correspondência das condições locais com o tipo de vegetação potencial tendo por base a caracterização edafo-climática das espécies florestais (adaptado de DGF, 2009; ALFA (2004))

Tipo de solo	Rocha mãe	Altimetria (m)	Temperatura média anual (°C)	pH	Precipitação média anual (mm)	Ocupação do solo	Espécie/habitat associado
Cambissolos eutrícos, cálcicos e húmicos Litossolos eutrícos. Rankers e luvisolos, solos oligotróficos do tipo cambissolo, umbrissolo ou regossolo – derivados de litologias ácidas (raramente rochas básicas).	Granitos e rochas afins; Xistos grauvaques. Grandes bolsas de conglomérados arenitos calcários e margas	50-1800	7.5-16	4.6-5.5	700- 2800	Florestas e meios naturais e seminaturais	<i>Quercus robur</i> (carvalho alvarinho)/ Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i>
Podzóis órticos; Luvisolos; Litossolos eutrícos e Cambissolos	Arenitos calcários, areias, calhaus rolados, arenitos pouco consolidados, argilas. Conglomerados e Xistos, grauvaques.	0-900	7.5-17.5	5.6-6.5	400-1400	Florestas e meios naturais e seminaturais	<i>Quercus suber</i> (sobreiro) / Florestas de <i>Quercus suber</i>
Maioritariamente cambissolos Húmicos e litossolos eutrícos	Xistos e grauvaques; Granitos e rochas afins	50-1400	7.5-16	5.6-6.5	400-2000	Florestas e meios naturais e seminaturais	<i>Castanea sativa</i> (castanheiro)/ Florestas de <i>Castanea sativa</i>
Cambissolos eutrícos, Cambissolos crómicos calcários e Luvisolos Os azinhais ocorrem em substratos siliciosos (excepto areias) e calcários.	Calcários, calcários dolomíticos, calcários margosos, margas, conglomerados, arenitos, calcários	50-700	12.5 - 17.5	5.6-6.5	600-1600	Florestas e meios naturais e seminaturais	<i>Quercus rotundifolia</i> (azinheira)/ Florestas de <i>Quercus ilex</i> e <i>Quercus rotundifolia</i>
Litossolos eutrícos e Cambissolos húmicos	Rochas eruptivas plutónicas e formações sedimentares emetamórficas	50-1000	7.5- >17	4.6-6.5	400 - 1000	Florestas e meios naturais e seminaturais	<i>Alnus glutinosa</i> / amiais ripícolas
Exigem solos profundos de preferência derivados de rochas ácidas, mas podem ocorrer em substratos calcários mais ou menos descarbonatados.	Em Portugal continental tendem a ocorrer em biótopos pouco susceptíveis à geada, de elevada oceanidade e onde se verifique uma atenuação do stress hídrico estival através de precipitações orográficas (vertentes setentrionais de relevos expostos à nortada húmida proveniente do Atlântico) ou através de uma redução da insolação e por consequência da evapotranspiração (encostas viradas a Norte e vales frequentemente sujeitos a nevoeiros). Em facés viradas a Norte e junto a margens de cursos de águas. Macroclima temperado ou mediterrânico; andares termoclimáticos meso a supratemperado (maioritariamente submediterrânicos) e termo a mesomediterrânico; ombroclima sub-húmido a húmido.					Florestas e meios naturais e seminaturais	Matagais arborescentes de <i>Laurus nobilis</i> / azereirais
Preferência por solos de reacção ácida derivados de material aluvionar (fluvissolos) ou coluvionar (regossolos).	Andares termo a supramediterrânico, e ombroclima seco a húmido, pontualmente mesotemperado.					Florestas e meios naturais e seminaturais	Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i>

Anexo V: Resultados da Análise em Componentes Principais

Tabela V.1 - Componentes Principais das três amostras, α de Cronbach e variância explicada (Eigenvalue) para cada componente principal

Variável	Componentes Principais da Amostra 1				Componentes Principais da Amostra 2				Componentes Principais da Amostra 3			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Exposição	-0.105	0.488	-0.474	-0.122	-0.201	-0.493	-0.546	-0.328	-0.182	0.177	-0.476	-0.262
Altimetria	0.936	-0.007	0.172	-0.030	0.919	-0.096	0.128	-0.149	0.031	0.005	-0.163	-0.262
pH do solo	-0.267	0.087	0.323	-0.372	-0.345	-0.106	0.617	-0.178	-0.256	0.426	0.409	-0.014
Precipitação Total Anual	0.872	-0.074	0.277	-0.031	0.818	-0.005	0.202	-0.204	0.743	-0.003	0.438	-0.074
Temperatura Média Anual	-0.433	0.328	0.168	0.185	-0.441	-0.283	0.130	0.463	-0.460	0.440	-0.105	0.322
Valor Ecológico do solo	0.006	0.745	0.487	0.017	-0.496	-0.418	0.380	-0.188	0.267	0.721	0.262	-0.030
Índice de Humidade do Solo	-0.353	-0.038	0.417	-0.089	-0.412	0.375	0.035	-0.205	-0.366	0.057	0.314	-0.058
Risco de Incêndio Florestal	0.358	-0.080	-0.009	0.615	0.479	-0.207	-0.069	0.578	0.363	-0.155	-0.121	0.695
Declive	0.701	0.278	-0.381	-0.076	0.638	-0.509	-0.086	-0.006	0.709	0.212	-0.415	-0.170
Radiação Global	-0.124	-0.639	0.550	0.158	0.208	0.700	0.393	0.169	-0.313	-0.432	0.607	0.182
Litologia	-0.802	-0.198	-0.295	0.057	-0.655	0.281	-0.371	0.066	-0.751	-0.252	-0.398	0.035
Tipo de solo	-0.195	0.706	0.302	0.318	-0.358	-0.535	0.308	0.387	-0.121	0.675	-0.153	0.456
Ocupação do solo	-0.069	-0.043	-0.168	0.688	0.178	0.279	-0.260	0.431	0.423	-0.384	-0.224	0.363
α de Cronbach	0.760	0.527	0.375	0.169	0.778	0.511	0.289	0.179	0.660	0.498	0.397	0.131
Variância Total (Eigenvalue)	3.351	1.946	1.529	1.185	3.551	1.894	1.364	1.198	2.559	1.852	1.578	1.138

Anexo VI – Resultados da aplicação do modelo de regressão linear múltipla

Tabela VI.1 – Análise ANOVA a um factor ao modelo de regressão para as variáveis originais e transformadas

	Modelo	Variância	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	<i>p</i>
Variável original	1	Regressão	19.397	1	19.397	93.772	0.000
		Residual	103.011	498	0.207		
		Total	122.408	499			
	2	Regressão	30.737	2	15.368	83.320	0.000
		Residual	91.671	497	0.184		
		Total	122.408	499			
	3	Regressão	31.592	3	10.531	57.514	0.000
		Residual	90.816	496	0.183		
		Total	122.408	499			
	4	Regressão	32.333	4	8.083	44.422	0.000
		Residual	90.075	495	0.182		
		Total	122.408	499			
Variável transformada	1	Regressão	16.762	1	16.762	79.013	0.000
		Residual	105.646	498	0.212		
		Total	122.408	499			
	2	Regressão	19.952	2	9.976	48.393	0.000
		Residual	102.456	497	0.206		
		Total	122.408	499			
	3	Regressão	22,212	3	7.404	36.652	0.000
		Residual	100,196	496	0.202		
		Total	122,408	499			
	4	Regressão	23.599	4	5.900	29.556	0.000
		Residual	98.809	495	0.200		
		Total	122.408	499			
	5	Regressão	24.430	5	4.886	24.635	0.000
		Residual	97.978	494	0.198		
		Total	122.408	499			

Tabela VI.2 – Coeficientes do modelo obtido para as variáveis não transformadas

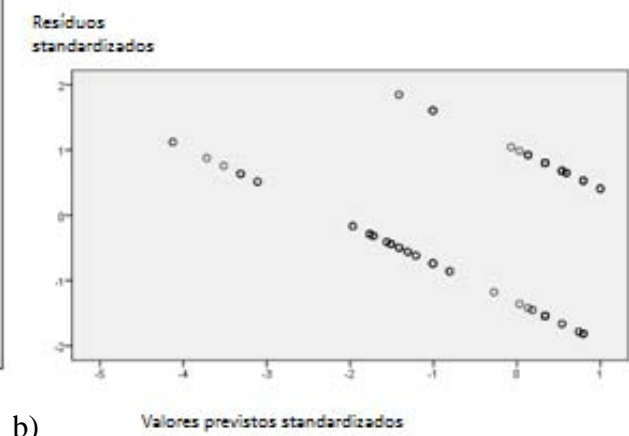
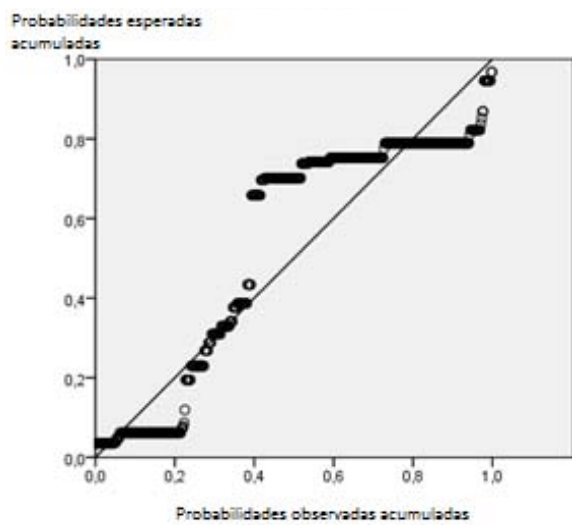
	Modelo	Coeficientes não standardizados		Coeficientes standardizados		
		B	Erro padrão	Beta	t	p
1	(Constante)	3.839	0.338		11.358	0.000
	pH do solo	-0.640	0.066	-0.398	-9.684	0.000
2	(Constante)	0.275	0.555		0.496	0.620
	pH do solo	-0.552	0.063	-0.343	-80.704	0.000
	Precipitação total	0.002	0.000	0.309	7.841	0.000
3	(Constante)	0.909	0.626		1.451	0.147
	pH do solo	-0.560	0.063	-0.349	-8.856	0.000
	Precipitação total	0.002	0.000	0.284	6.919	0.000
	Temperatura media anual	-0.032	0.015	-0.087	-2.161	0.031
4	(Constante)	0.908	0.624		1.455	0.146
	pH do solo	-0.587	0.064	-0.365	-9.108	0.000
	Precipitação total	0.002	0.000	0.287	7.023	0.000
	Temperatura media anual	-0.039	0.015	-0.105	-2.550	0.011
	Valor ecológico do solo	0.052	0.026	0.082	2.019	0.044

Tabela VI.3 - Teste à colinearidade entre as variáveis não transformadas

	Modelo	Estatísticas de colinearidade	
		Tolerância	VIF
1	pH do solo	1.000	1.000
2	pH do solo	0.969	1.032
	Precipitação total	0.969	1.032
3	pH do solo	0.965	1.037
	Precipitação total	0.889	1.125
	Temperatura média	0.918	1.090
4	pH do solo	0.926	1.080
	Precipitação total	0.887	1.127
	Temperatura média	0.876	1.142
	Valor Ecológico do Solo	0.904	1.107

Tabela VI.4 – Diagnóstico de colinearidade às variáveis não transformadas

Modelo	Dimensão	Eigenvalue	Condition Index
1	1	1.998	1.000
	2	0.002	33.203
2	1	2.996	1.000
	2	0.004	28.915
	3	0.001	61.688
3	1	3.982	1.000
	2	0.014	16.906
	3	0.004	33.507
	4	0.001	78.203
4	1	4.939	1.000
	2	0.044	10.634
	3	0.014	18.990
	4	0.003	38.048
	5	0.001	87.103



a)

b)

Figura VI.1 – Análise dos resíduos para as variáveis não transformadas. a) gráfico de probabilidade normal (averiguação dos pressupostos da distribuição normal dos erros); b) análise gráfica dos resíduos.

Tabela VI.5 – Coeficientes do modelo obtido para as variáveis transformadas

Modelo		Coeficientes não standardizados		Coeficientes standardizados		
		B	Erro padrão	Beta	t	p
1	(Constante)	-8.988	1.076	-	-8.356	0.000
	Precipitação total	0.254	0.029	0.370	8.889	0.000
2	(Constante)	-7.724	1.108	-	-6.971	0.000
	Precipitação total	0.214	0.030	0.312	7.140	0.000
	Declive	0.055	0.014	0.172	3.934	0.000
3	(Constante)	-8.866	1.149	-	-7.718	0.000
	Precipitação total	0.239	0.031	0.348	7.812	0.000
	Declive	0.057	0.014	0.178	4.122	0.000
	Valor Ecológico do solo	0.146	0.044	0.141	3.345	0.001
4	(Constante)	-5.725	1.650	-	-3.470	0.001
	Precipitação total	0.143	0.047	0.208	3.005	0.003
	Declive	0.048	0.014	0.151	3.411	0.001
	Valor Ecológico do solo	0.182	0.045	0.177	4.008	0.000
	Altimetria	0.020	0.007	0.196	2.636	0.009
5	(Constante)	-6.597	1.699	-	-3.883	0.000
	Precipitação	0.140	0.047	0.204	2.959	0.003
	Declive	0.069	0.017	0.216	3.973	0.000
	Valor Ecológico do solo	0.199	0.046	0.193	4.325	0.000
	Altimetria	0.016	0.008	0.161	2.108	0.036
	Radiação Global	0.001	0.000	0.105	2.047	0.041

Tabela VI.6 - Teste à colinearidade entre as variáveis transformadas

Modelo	Variáveis	Estatísticas de colinearidade	
		Tolerância	VIF
1	Precipitação total	1.000	1.000
2	Precipitação total	0.884	1.131
	Declive	0.884	1.131
3	Precipitação total	0.831	1.203
	Declive	0.882	1.133
	Valor Ecológico	0.923	1.083
4	Precipitação total	0.341	2.937
	Declive	0.834	1.200
	Valor Ecológico	0.837	1.194
	Altimetria	0.294	3.405
5	Precipitação Total	0.340	2.939
	Declive	0.549	1.820
	Valor Ecológico do solo	0.810	1.235
	Altimetria	0.278	3.592
	Radiação Global	0.620	1.612

Tabela VI.7 – Diagnóstico de Colinearidade às variáveis transformadas

Modelo	Dimensão	Diagnóstico de Colinearidade	
		Eigenvalue	Condition Index
1	1	2.000	1.000
	2	0.000	104.434
2	1	2.928	1.000
	2	0.072	6.391
	3	0.000	133.189
3	1	3.820	1.000
	2	0.129	5.440
	3	0.051	8.670
	4	0.000	158.046
4	1	4.779	1.000
	2	0.143	5.774
	3	0.061	8.822
	4	0.016	17.204
	5	6.734 ⁻⁵	266.389
5	1	5.765	1.000
	2	0.143	6.340
	3	0.072	8.945
	4	0.018	17.788
	5	0.001	69.665
	6	6.656 ⁻⁵	294.293

Anexo VII – Resultados da aplicação do modelo de regressão logística

Tabela VII.1 - Teste aos coeficientes do modelo

Passo	Método Forward Condicional			Método Rácio de Verosimilhança			Método Forward Wald			
	G ²	g.l.	p	G ²	g.l.	p	G ²	g.l.	p	
Variável original	1	98.495	1	0.000	98.495	1	0.000	98.495	1	0.000
	2	157.856	2	0.000	157.856	2	0.000	-	-	-
	3	162.710	3	0.000	162.710	3	0.000	-	-	-
	4	168.548	4	0.000	168.548	4	0.000	-	-	-
Variável transformada	1	71.907	1	0.000	71.907	1	0.000	71.907	1	0.000
	2	88.021	2	0.000	88.021	2	0.000	88.021	2	0.000
	3	99.941	3	0.000	99.941	3	0.000	99.941	3	0.000
	4	109.066	4	0.000	109.066	4	0.000	109.066	4	0.000
	5	113.018	5	0.000	113.018	5	0.000	113.018	5	0.000

Nota: G² corresponde à estatística de teste à significância do modelo; g.l. corresponde aos graus de liberdade, ou seja, ao número de variáveis independentes no modelo.

Tabela VII.2 – Teste do ajustamento de Hosmer e Lemeshow

Passo	Método Forward Condicional			Método Rácio de Verosimilhança			Método Forward Wald			
	X^2_{HL}	g.l.	p	X^2_{HL}	g.l.	p	X^2_{HL}	g.l.	p	
Variável original	1	0.000	0	-	0.000	0	-	0.000	0	-
	2	0.000	1	1.000	0.000	1	1.000	-	-	-
	3	0.121	3	0.989	0.121	3	0.989	-	-	-
	4	39.779	5	0.000	39.779	5	0.000	-	-	-
Variável transformada	1	0.000	0	-	0.000	0	-	0.000	0	-
	2	10.253	5	0.068	10.253	5	0.068	10.253	5	0.068
	3	8.968	6	0.175	8.968	6	0.175	8.968	6	0.175
	4	5.541	8	0.699	5.541	8	0.699	5.541	8	0.699
	5	16.302	8	0.038	16.302	8	0.038	16.302	8	0.038

Nota: X^2_{HL} corresponde à estatística do teste de ajustamento do Hosmer e Lemeshow

Tabela VII.3 – Tabela de classificação

Passo	Valores Observados	Método Forward Condicional			Método Rácio de Verosimilhança			Método Forward Wald			
		Previstos			Previstos			Previstos			
		0	1	% Correcta	0	1	% Correcta	0	1	% Correcta	
Variável original	1	0	53	161	24.8	53	161	24.8	53	161	24.8
		1	0	286	100	0	286	100.0	0	286	100.0
		Percentagem total			67.8			67.8			67.8
	2	0	101	113	47.2	101	113	47.2	-	-	-
		1	11	275	96.2	11	275	96.2	-	-	-
		Percentagem total			75.2			75.2			
	3	0	101	113	47.2	101	113	47.2	-	-	-
		1	11	275	96.2	11	275	96.2	-	-	-
		Percentagem total			75.2			75.2			
	4	0	102	112	47.7	102	112	47.7	-	-	-
		1	12	274	95.8	12	274	95.8	-	-	-
		Percentagem total			75.2			75.2			
Variável transformada	1	0	66	148	30.8	66	148	30.8	66	148	30.8
		1	11	275	96.2	11	275	96.2	11	275	96.2
		Percentagem total			68.2			68.2			68.2
	2	0	77	137	36.0	77	137	36.0	77	137	36.0
		1	15	271	94.8	15	271	94.8	15	271	94.8
		Percentagem total			69.6			69.6			69.6
	3	0	95	119	44.4	95	119	44.4	95	119	44.4
		1	38	248	86.7	38	248	86.7	38	248	86.7
		Percentagem total			68.6			68.6			68.6
	4	0	90	124	42.1	90	124	42.1	90	124	42.1
		1	35	251	87.8	35	251	87.8	35	251	87.8
		Percentagem total			68.2			68.2			68.2
	5	0	94	120	43.9	94	120	43.9	94	120	43.9
		1	38	248	86.7	38	248	86.7	38	248	86.7
		Percentagem total			68.4			68.4			68.4

Nota: codificação da variável dependente. 0 - Local não adequado para o estabelecimento da espécie *Quercus robur*; 1 - Local adequado para o estabelecimento da espécie *Quercus robur*.

Tabela VII.4 - Variáveis da equação do modelo escolhido: modelo com as variáveis transformadas

Passos do modelo	Variáveis presentes em cada passo do modelo	95% C.I. for EXP(B)							
		B	Erro padrão	Wald	g.l.	Valor p	Exp(B)	Limite inferior	Limite superior
Passo 1	Precipitação total	1.206	0.171	49.929	1	0.000	3.339	2.390	4.665
	Constante	-45.195	6.454	49.037	1	0.000	0.000	-	-
Passo 2	Precipitação total	1.050	0.176	35.757	1	0.000	2.857	2.025	4.030
	Declive	0.285	0.074	15.009	1	0.000	1.330	1.151	1.537
	Constante	-40.584	6.597	37.847	1	0.000	0.000	-	-
Passo 3	Precipitação total	1.221	0.188	42.317	1	0.000	3.389	2.346	4.895
	Valor Ecológico do solo	0.794	0.239	11.001	1	0.001	2.212	1.384	3.535
	Declive	0.304	0.075	16.426	1	0.000	1.356	1.170	1.571
	Constante	-48.135	7.172	45.048	1	0.000	0.000	-	-
Passo 4	Altimetria	0.116	0.039	8.874	1	0.003	1.123	1.040	1.212
	Precipitação total	0.731	0.248	8.711	1	0.003	2.078	1.278	3.376
	Valor Ecológico do solo	1.068	0.262	16.692	1	0.000	2.911	1.743	4.860
	Declive	0.268	0.076	12.485	1	0.000	1.307	1.127	1.516
	Constante	-32.696	8.835	13.695	1	0.000	0.000	-	-
Passo 5	Altimetria	0.098	0.040	6.071	1	0.014	1.103	1.020	1.193
	Precipitação total	0.724	0.248	8.526	1	0.004	2.064	1.269	3.356
	Valor Ecológico do solo	1.158	0.267	18.768	1	0.000	3.184	1.886	5.378
	Declive	0.370	0.093	15.943	1	0.000	1.448	1.208	1.737
	Radiação Global	0.004	0.002	3.901	1	0.048	1.004	1.000	1.008
	Constante	-37.362	9.181	16.559	1	0.000	0.000	-	-

Tabela VII.5 - Matriz de correlações para o modelo escolhido

Passos do modelo	Variáveis	Constante	Precipitação total	Declive	Valor Ecológico do solo	Altimetria	Radiação global
1	Constante	1.000	-1.000				
	Precipitação total	-1.000	1.000				
2	Constante	1.000	-0.999	0.105			
	Precipitação total	-0.999	1.000	-0.154			
	Declive	0.105	-0.154	1.000			
3	Constante	1.000	-0.998	0.062	-0.373		
	Precipitação total	-0.998	1.000	-0.115	0.330		
	Valor Ecológico do solo	-0.373	0.330	0.101	1.000		
	Declive	0.062	-0.115	1.000	0.101		
4	Constante	1.000	-0.994	-0.057	-0.096	0.545	
	Altimetria	0.545	-0.626	-0.128	0.375	1.000	
	Precipitação total	-,994	1.000	0.028	0.015	-0.626	
	Valor Ecológico do solo	-,096	,015	,059	1.000	0.375	
	Declive	-0.057	0.028	1.000	0.059	-0.128	
5	Constante	1.000	-0.956	-0.201	-0.143	0.573	-0.268
	Altimetria	0.573	-0.613	-0.224	0.317	1.000	-0.211
	Precipitação total	-0.956	1.000	0.018	0.015	-0.613	-0.006
	Valor Ecológico do solo	-0.143	0.015	0.156	1.000	0.317	0.188
	Declive	-0.201	0.018	1.000	0.156	-0.224	0.590
	Radiação global	-0.268	-0.006	0.590	0.188	-0.211	1.000

Anexo VIII - Habitats naturais presentes na área de estudo

Tabela VIII.1 – Habitats naturais presentes na área de estudo (ICNB, 2006) *: habitats prioritários

Valor atribuído	Código do Habitat	Designação do Habitat	Área ocupada (ha)
1	4030	Charnechas secas europeias	14289
2	92A0 + 91E0* + 6430	Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i> + Florestas aluviais de <i>Alnus glutinosa</i> e <i>Fraxinus excelsior</i> +Comunidades de ervas altas higrófilas das orlas basais e dos pisos montano a alpino	999
3	9230 + 9330	Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i> + Florestas de <i>Quercus suber</i>	72
4	4030 + 8230 + 4020* + 8220 + 92A0	Charnechas secas europeias + Rochas siliciosas com vegetação pioneira da <i>Sedo-Scleranthions</i> ou da <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i> + Charnechas húmidas atlânticas temperadas de <i>Erica ciliaris</i> e <i>Erica tetralix</i> + Vertentes rochosas siliciosas com vegetação casmofítica + Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i>	19524
5	9260 + 9230 + 9330 + 4030 + 92A0	Florestas de <i>Castanea sativa</i> + Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i> + Florestas de <i>Quercus suber</i> + Charnechas secas europeias + Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i>	828
6	4030 + 92A0	Charnechas secas europeias + Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i>	3630
7	9260 + 9230 + 92A0 + 4030 + 4020*	Florestas de <i>Castanea sativa</i> + Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i> + Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i> + Charnechas secas europeias + Charnechas húmidas atlânticas temperadas de <i>Erica ciliaris</i> e <i>Erica tetralix</i>	3177
8	9260 + 9230	Florestas de <i>Castanea sativa</i> + Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i>	1260
9	8230 + 8220 + 8130 + 4020*	Rochas siliciosas com vegetação pioneira da <i>Sedo-Scleranthions</i> ou da <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i> + Vertentes rochosas siliciosas com vegetação casmofítica + Depósitos mediterrânicos ocidentais e termófilos + Charnechas húmidas atlânticas temperadas de <i>Erica ciliaris</i> e <i>Erica tetralix</i>	57
10	9260 + 9230 + 4030 + 4020* + 8230	Florestas de <i>Castanea sativa</i> + Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i> + Charnechas secas europeias + Charnechas húmidas atlânticas temperadas de <i>Erica ciliaris</i> e <i>Erica tetralix</i> + Rochas siliciosas com vegetação pioneira da <i>Sedo-Scleranthions</i> ou da <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i>	1071
11	4030 + 9340 + 9230 + 8220 + 8230 + 8130	Charnechas secas europeias+ Florestas de <i>Quercus ilex</i> e <i>Quercus rotundifolia</i> + Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i> + Vertentes rochosas siliciosas com vegetação casmofítica + Rochas siliciosas com vegetação pioneira da <i>Sedo-Scleranthions</i> ou da <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i> + Depósitos mediterrânicos ocidentais e termófilos	351
12	9260 + 9230 + 92A0 + 4030	Florestas de <i>Castanea sativa</i> + Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i> + Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i> + Charnechas secas europeias	555
13	4030 + 9340	Charnechas secas europeias+ Florestas de <i>Quercus ilex</i> e <i>Quercus rotundifolia</i>	372
14	9260 + 9230 + 4030	Florestas de <i>Castanea sativa</i> + Carvalhais galaico portugueses de <i>Quercus robur</i> e <i>Quercus pyrenaica</i> + Charnechas secas europeias	3225
15	92A0	Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i>	201
16	92A0 + 5230* + 91E0*	Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i> + Matagais arborescentes de <i>Laurus nobilis</i> + Florestas aluviais de <i>Alnus glutinosa</i> e <i>Fraxinus excelsior</i> subtipo amiais ripícolas	150
17	3260 + 92A0 + 9260	Cursos de água dos pisos basal a montano com vegetação da <i>Ranunculion fluitantis</i> e da <i>Callitricho-Batrachion</i> + Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i> + Florestas de <i>Castanea sativa</i>	249
18	5230* + 92A0 + 3250 + 91E0*	Matagais arborescentes de <i>Laurus nobilis</i> + Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i> + Florestas aluviais de <i>Alnus glutinosa</i> e <i>Fraxinus excelsior</i>	21
19	5230* + 91E0*	Matagais arborescentes de <i>Laurus nobilis</i> + Florestas aluviais de <i>Alnus glutinosa</i> e <i>Fraxinus excelsior</i>	48
20	92A0 + 91E0* + 9260	Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i> + Florestas aluviais de <i>Alnus glutinosa</i> e <i>Fraxinus excelsior</i> + Florestas de <i>Castanea sativa</i>	99
21	4030 + 4020* + 8230	Charnechas secas europeias + Charnechas húmidas atlânticas temperadas de <i>Erica ciliaris</i> e <i>Erica tetralix</i> + Rochas siliciosas com vegetação pioneira da <i>Sedo-Scleranthions</i> ou da <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i>	3723
22	4030 + 4020* + 8230 + 9260 + 92A0	Charnechas secas europeias + Charnechas húmidas atlânticas temperadas de <i>Erica ciliaris</i> e <i>Erica tetralix</i> + Rochas siliciosas com vegetação pioneira da <i>Sedo-Scleranthions</i> ou da <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i> + Florestas de <i>Castanea sativa</i> + Florestas-galerias de <i>Salix alba</i> e <i>Populus alba</i>	17559