Projecto FORSEE

Uma rede europeia de zonas piloto para a avaliação de critérios e indicadores de gestão florestal sustentável

Relatório Regional Final

Portugal Centro

Parte 2: Material e Métodos

Coordenador Regional: Margarida Tomé

Abril 2007

FORSEE Projecto nº20 *www.iefc.net*

Projecto cofinanciado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*

PARTE 2 : MATERIAL E MÉTODOS

1 Inventário Florestal 7

2 Critério 1 9

2.1 Indicador 1.1 9
2.1.1 Recolha de dados 9
2.1.2 Processamento de dados 9
2.1.3 Conclusão 10
2.2 Indicador 1.2 11
2.2.1 Recolha de dados 11
2.2.2 Processamento de dados 12
2.2.3 Conclusão 13
2.3 Indicador 1.4.1 13
2.3.1 Recolha de dados 13
2.3.2 Processamento de dados 14
2.3.3 Conclusão 15
2.4 Indicador 1.4.2 17
2.4.1 Recolha de dados 17
2.4.2 Processamento de dados 17
2.4.3 Conclusão 18
2.5 Indicador 1.4.3 18
2.5.1 Recolha de dados 18
2.5.2 Processamento de dados 19
2.5.3 Conclusão 19
2.6 Indicador 1.4.4 20
2.6.1 Recolha de dados 20
2.6.2 Processamento de dados 20
2.6.3 Conclusão 21
2.7 Indicador 1.4.5 22
2.7.1 Recolha de dados 22
2.7.2 Processamento de dados 22
2.7.3 Conclusão 23

3 Critério 2 24

3.1 Recolha de dados 24
3.2 Processamento de dados 24
3.3 Conclusão 25

4 Critério 3 27

4.1 Indicador 3.2 27
4.1.1 Recolha de dados 27
4.1.2 Conclusão 27
4.2 Indicador 3.5 29
4.2.1 Recolha de dados 29
4.2.2 Conclusão 29
4.3 Indicadores 3.6 and 3.7 30
4.3.1 Recolha de dados 30
4.3.2 Processamento de dados 30
4.3.3 Conclusão 31

5 Critério 4 32

5.1 Indicador 4.1 32
5.2 Indicador 4.2 37
5.3 Indicador 4.3 38
5.4 Indicador 4.4 39

5.5 Indicador 4.5 40
5.6 Indicador 4.7 43
5.7 Diversidade das plantas vasculares 48
5.7.1 Processamento de dados 49
5.7.1.1 Riqueza de espécies (S) 50
Índice de Margalef (1958): 50
Índice de Menhinick (1964): 50
Índice de Simpson: 50
Índice de McIntosh: 50
5.7.1.2 Índices de equidade 51
Índice de Shannon-Wiener: 51
Índice de Pielou J´: 51
Índice de HIEL: 51
Índice de Alatalo F: 52
Índice de Molinari G: 52
Indice de Whittaker: 52
5.7.2 Conclusões 52
5.8 Diversidade Animal 58
5.8.1 Field methods for Birds 59
5.8.2 Data processing for birds 59
5.8.2.1 Birds Diversity descriptors 61
5.8.2.2 Bird species as land-use and habitat complexity indicators 63
5.8.2.3 Birds as biodiversity indicators 64
5.8.3 Bird diversity conclusions 66
5.8.4 Problems and Costs for birds 67
5.8.5 Field methods for Spiders and Carabids 68
5.8.6 Data processing for carabids 68
5.8.6.1 Carabid Diversity descriptors 68
5.8.6.2 Carabid species as land-use and habitat complexity indicators 71
5.8.6.3 Carabids as biodiversity indicators 71
5.8.7 Conclusion for carabids diversity 74
5.8.8 Data processing for Spider 75
5.8.8.1 Spider Diversity descriptors 75
5.8.8.2 Spider species as land-use and habitat complexity indicators 78
5.8.8.3 Spiders as biodiversity indicators 78
5.8.8.4 Conclusions for Spider Diversity 79
5.8.9 Problems and Costs for Spiders and Carabids 80
6 Critério 5 82
6.1 Indicador 5.1.1 82
6.2 Indicador 5.1.2 83
6.3 Indicador 5.1.3 85
6.4 Indicador 5.3.2 85
6.5 Indicador 5.3.4 89
7 Critério 6 91
7.1 Recolha de dados 91
7.2 Processamento de dados 91
7.3 Conclusão 95
8 Referências bibliográficas 97

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Correspondência entre as classes de ocupação do solo segundo as definições da FAO e do Inventário Florestal Nacional 10
Tabela 2 – Ocupação do solo de 1990 segundo as diferentes classificações 10
Tabela 3 – Ocupação do solo de 1995 segundo as diferentes classificações 10
Tabela 4 – Ocupação do solo de 2005 segundo as diferentes classificações 10
Tabela 5 – Evolução da ocupação do solo por tipo de povoamento entre 1990 e 2005 11
Tabela 6 – Equações utilizadas para cada espécie e correspondente agragação 12
Tabela 7 – Volume total de madeira por hectare e por tipo de povoamento 12
Tabela 8 – Volume total de madeira por tipo de povoamento 13
Tabela 9 – Biomassa acima do solo e biomassa total para o eucalipto e pinheiro bravo por hectare por tipo de povoamento 14
Tabela 10 – Biomassa acima do solo para folhosas, resinosas e considerando todas as espécies existente nos povoamentos por hectare por tipo de povoamento 15
Tabela 11 – Biomassa abaixo do solo e biomassa total para o eucalipto e pinheiro bravo por tipo de povoamento 16
Tabela 12 – Biomassa acima do solo por tipo de povoamento 16
Tabela 13 – Biomassa acima do solo e correspondente carbono armazenado por tipo de povoamento 16
Tabela 14 – Médias dos parâmetros das análises de solo realizadas à profundidade de 0-30 cm, por tipo de povoamento 17
Tabela 15 – Teor de carbono armazenado no solo por tipo de povoamento 18
Tabela 16 – Biomassa de madeira morta em pé (*snags*) e no solo (*logs*) ao nível do hectare por tipo de povoamento 19
Tabela 17 – Biomassa total de madeira morta e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento 20
Tabela 18 – Biomassa na folhada no solo e teor de carbono armazenado ao nível do hectare por tipo de povoamento 21
Tabela 19 – Biomassa total na folhada e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento 21
Tabela 20 – Percentagem carbono armazenado e factor de conversão de volume em biomassa por espécie 22
Tabela 21 – Biomassa no sub-coberto e correspondente teor de carbono armazenado ao nível do hectare por tipo de povoamento 23
Tabela 22 - Biomassa total no sub-coberto e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento 23
Tabela 23 – Volume total e valor de madeira cortada por espécie em 2005 28
Tabela 24 – Volume total e valor de madeira cortada por espécie e por tipo de produto final em 2005 28
Tabela 25 – Volume total e valor de madeira cortada para o pinheiro bravo na área pública da Lousã em 2005 28
Tabela 26 – Volume total e valor de madeira cortada para o pinheiro bravo na área pública da Lousã em 2006 28
Tabela 27 – Área pública na Lousã e proporção do tipo de povoamento 29
Tabela 28 – Acessibilidade por tipo de estrada classificada 31
Tabela 29 – Explorabilidade por classe de acessibilidade 31
Tabela 30 – Indicadores e verificadores da biodiversidade 32
Tabela 31 – Classificação utilizada no Inventário Florestal Nacional 33
Tabela 32 – Tipos de povoamentos florestais segundo a Classificação da EUNIS 34
Tabela 33 – Classificação dos usos do solo na zona piloto 35
Tabela 34 – Composição dos povoamentos florestais 36
Tabela 35 – Estrutura dos povoamentos florestais 37
Tabela 36 – Naturalidade dos povoamentos no Concelho da Lousã 39
Tabela 37 – Área de ocupação de espécies introduzidas 40
Tabela 38 – Resultados médios dos *snags* inventariados 42
Tabela 39 – Resultados médios dos *logs* inventariados 43

Tabela 40 – Valores próprios e variância explicada pelos eixos da PCA 44
Tabela 41 - Contribuição das métricas para a composição dos três primeiros eixos da PCA 45
Tabela 42 – Escala para Determinação da Abundância de Espécies 49
Tabela 43 – Riqueza de espécies nos tipos de povoamentos florestais. 53
Tabela 44 – Sampling sites used for describe, birds, spiders and carabids diversity at different habitats at Lousã municipality 59
Tabela 45 – Number of sampled points per EUNIS land-use type 60
Tabela 46 – Frequency of occurrence and abundance of the most frequent ten bird species. 61
Tabela 47– Bird indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: I-land-use level (EUNIS code); II- habitat complexity within land-use level (low:0 and high: 1). 64
Tabela 48– Pearson correlation coefficients between birds and other indicator groups 64
Tabela 49– Pearson correlation coefficients between bird species richness and other indicator measures. **p<0.01; ***p<0.001. 65
Tabela 50 – Carabid indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: I-land-use level (EUNIS code); II- habitat complexity within land-use level (low:0 and high: 1). 71
Tabela 51 – Pearson correlation coefficients between Carabids and other indicator groups. *-p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001. 72
Tabela 52– Pearson correlation coefficients between Carabid species richness and other indicator measures. **p<0.01; ***p<0.001; Pet.brev. - *Petrophylus brevipennis*; Rha.mel. - *Rhabdocarabus melancolicus*. 72
Tabela 53– Spider indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: 78
Tabela 54 – Valor do factor K por tipo de solo 84
Tabela 55 – Valor do factor LS em função da classe de declive 84
Tabela 56 – Valor do factor C em função do coberto vegetal 84
Tabela 57 – Classe de declive 89
Tabela 58 – Classe de topografia 89
Tabela 59 – Classe de pedregosidade 89
Tabela 60 – Classe de erosão 90
Tabela 61 – Classe por nível e tipo de compactação 90
Tabela 62 - Índice de Gini para a propriedade florestal privada 91
Tabela 63 - Índice de Gini para a propriedade florestal privada 92
Tabela 64 - Volume e valor da madeira cortada na floresta pública da Lousã 92
Tabela 65– Volume e valor da madeira cortada na floresta privada da Lousã 93
Tabela 66 – Despesas Municipal na floresta no concelho da Lousã 94
Tabela 67 – Repartição de empresários em nome individual e das Sociedades, Volume de Negócios das Sociedades, segundo os códigos da CAE –Rev.2.1 no concelho da Lousã 94
Tabela 68 – Proporção dos diferentes povoamentos existentes e da rede viária nas áreas públicas florestais 94
Tabela 69 – Mais-valias associadas às áreas públicas florestais 95
Tabela 70 – Frequência de uso das áreas públicas na floresta da Lousã 95

Í

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Número de árvores com problemas sanitários ocorridos na parcela de inventário por espécie e tipo de povoamento 25
Figura 2 – Tipo de danos identificado em eucalipto na parcela de inventário, por tipo de povoamento 26
Figura 3 – Tipo de danos identificado em pinheiro bravo na parcela de inventário, por tipo de povoamento 26
Figura 4 – Área ardida por ano de floresta e matos na zona piloto – Lousã 26
Figura 5 - Esquema de marcação dos transeptos 41
Figura 6 – Área total e número de manchas por tipo de povoamento florestal 45
Figura 7 – Forma dos povoamentos florestais no Concelho da Lousã, Portugal. 46
Figura 8 – Distância média ao vizinho mais próximo nos povoamentos florestais no Concelho da Lousã, Portugal. 46
Figura 9 – Área de interior total (TCA) e área média das manchas com área de interior 47
Figura 10 – Método da Área Mínima. Fonte: Protocolo Projecto Forsee, 2005. 49
Figura 11 – Diversidade nos estratos dos tipos florestais 54
Figura 12 –Riqueza específica nos tipos florestais 54
Figura 13 – Abundância e dominância nos tipos florestais 55
Figura 14 – Diversidade nos tipos florestais segundo o índice de Shannon-Wiener 55
Figura 15 – Equidade dos tipos florestais nos estratos arbóreo (t), arbustivo (s) 56
Figura 16 – Beta diversidade nos tipos florestais do Concelho da Lousã 57
Figura 17 – Sampling poins across the different land-use types (according to the National Forest inventory) at Lousã municipality. 58
Figura 18 – Average bird abundance in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test. 62
Figura 19 – Average bird species richness (S) in the different land-use types. (a), (b) and (c) indicate different groups after a Newman-Keuls test. 62
Figura 20 – Average bird species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a test. 63
Figura 21 – Relation between bird species richness and total bird abundance. 65
Figura 22 – Relation between *Parus major* abundance (number of pairs) and bird species richness. 66
Figura 23 – Average Carabid abundance in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test. 69
Figura 24 – Average Carabid species richness (S) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test. 70
Figura 25 – Average Carabid species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test. 70
Figura 26 – Relation between Carabid abundance (Log) and species richness (Log) considering all land-use units. 73
Figura 27 – Relation between the joint abundance of Petrophylus brevipennis and Rhabdocarabus melancolicus with Carabid species richness for the Broadleaf (G1) land-use type. 73
Figura 28 – Average Spider abundance in the different land-use types. 76
Figura 29 – Average Spider species richness (S) in the different land-use types. 76
Figura 30 – Average Spider species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types. 77
Figura 31 – Average Spider species richness (S) in the different land-use types according to the complexity of the understory vegetation. Low complexity (blank bars); high complexity (shaded bars). 77
Figura 32 – Relation between Spider family richness and species richness. 79
Figura 33 – Esquemas da parcela de solos para localização dos pontos de amostragem de solos e manta morta/folhada 86
Figura 34 – Recolha de amostras de solos 86
Figura 35 – Curva de Lorenz para a propriedade privada e pública. 92

1 Inventário Florestal

No Centro de Portugal foi seleccionada como zona estudo a região do Pinhal Interior Norte (PIN) com uma superfície de 261 656 ha, abrangendo o sistema montanhoso central entre a Serra da Lousã e a Serra do Açor. É caracterizada por uma floresta constituída por povoamentos de pinheiro bravo, plantações de eucalipto, povoamentos mistos, compostos por folhosas e resinosas diversas, e áreas de incultos (Matos e pastagens), que resultam tanto pela passagem de incêndios florestais como pelo abandono de terras agrícolas.

Um dos municípios desta região – o Concelho da Lousã, com uma área de 13 841 ha, foi onde decorreu a avaliação dos indicadores de sustentabilidade. Designada no projecto por zona piloto, procedeu-se nesta área à recolha de dados relativos a: caracterização dos povoamentos, caracterização do tipo de solo, avaliação de volumes e biomassas, avaliação do estado sanitário dos povoamentos e da sua biodiversidade, nomeadamente quanto a vegetação, aves, carabídeos e aracnídeos

Na fase de planeamento do inventário florestal na zona piloto – Lousã, realizou-se o cálculo da grandeza da amostra utilizando os dados do inventário florestal nacional (IFN, 2001), para a região do Pinhal Interior Norte (PIN). Com 123 pontos da grelha IFN aplicada (2 km x 2 km), verifica-se que os povoamentos de pinheiro bravo e eucalipto são os que possuem um maior número de observações por constituírem grande parte da floresta da região. Para estes povoamentos foi calculado o erro percentual para a variável do povoamento volume total (m^3ha^{-1}), recorrendo a amostragem estratificada, e varia entre 20%-25%. De seguida, fixando o erro de amostragem em 10% calculou-se a grandeza da amostra e por amostragem sistemática optou-se por utilizar uma malha quadrada para cada tipo de povoamento existente. Sobre a ocupação do solo de 1995 da zona piloto, no caso do pinheiro bravo e do eucalipto aplicou-se uma grelha quadrada de 1000 m de lado, correspondendo a um ponto por cada 100 ha, enquanto que nos povoamentos mistos a grelha aplicada foi mais apertada, com 500 m de lado, o que corresponde a um ponto para cada 25 ha. Foi seleccionado um total de 135 pontos, 28 em povoamentos mistos e 28 localizados em áreas de Incultos onde não foi possível realizar o dispositivo FORSEE.

Deste conjunto de pontos foram seleccionados 54, que correspondem a 9 pontos por cada um dos 6 tipos de povoamento diferenciados, onde foram realizados os procedimentos relativos à recolha de amostras de solos, de folhada, de sub-coberto e referida amostragem da biodiversidade.

Dados as características da região, como a fisiografia (declives e afloramentos rochosos), a densidade elevada da vegetação em subcoberto, e em outros casos falta de acessibilidade a pé ao ponto, em alguns dos pontos de amostragem previamente seleccionados não foi possível realizar o dispositivo, nem os procedimentos descritos no protocolo FORSEE. Em resumo de um total de 135 pontos, estes localizaram da seguinte forma:

- 97 em floresta, 6 em povoamentos jovens e 15 em zonas de corte raso e/ou ardidas,
- 17 em incultos, mais precisamente matos,
- 10 em locais inacessíveis, por se encontrarem em zonas de linha de água, em que a conjugação da vegetação com o declive acentuado não permitia aceder,
- 11 em locais classificados como improdutivos e outros usos (agrícolas e/ou sociais).

Em relação aos 54 pontos seleccionados para realizar o estudo complementar de biodiversidade:

- 42 em floresta, 34 em povoamentos e 8 em zonas de corte raso e/ou ardidas,
- 4 em incultos (matos),
- 2 em locais inacessíveis,
- 6 em locais classificados como improdutivos e outros usos (agrícolas e/ou sociais).

2 Critério 1

Sónia Faias, Margarida Tomé, Paulo Morais

Os indicadores do critério 1, Manutenção e aumento apropriado dos recursos florestais e o seu contributo para os ciclos globais de carbono, foram seleccionados pelo grupo de peritos a partir do documento sobre os critérios pan-europeus (MCPFE, 2002) e do relatório intergovernamental sobre alterações climáticas (IPCC, 2000).

Neste critério, a principal finalidade foi propor uma nova metodologia para monitorizar, à escala regional, o carbono armazenado nos principais tipos de floresta, nomeadamente para fazer face ao protocolo de Quioto.

2.1 Indicador 1.1

Este indicador – Superfície florestal, é definido pela área de floresta, incluindo as outras áreas arborizadas, classificada por tipo de povoamento e respectiva proporção na área total.

A tarefa estabelecida para este indicador foi a de comparar áreas calculadas com as classes definidas no Inventário Florestal Nacional (IFN, 2001) e as classes definidas pela FAO (FRA, 2005), ao nível da zona piloto – Lousã. Como tarefa complementar, foi proposto pelo estudo específico analisar a evolução da ocupação do solo, também ao nível da zona piloto, para os anos de 1990, 1995 e 2005.

2.1.1 Recolha de dados

Para atingir os resultados propostos foi necessário adquirir informação geográfica sobre a ocupação do solo de 1990 e de 1995, disponibilizada pela CELPA, parceiro do projecto, e a ocupação do solo de 2005 que ficou concluída no final do projecto e foi cedida pela DGRF para fins de investigação.

2.1.2 Processamento de dados

A ocupação de uso de solo de 1990 teve por base a fotointerpretação que considerou 0.2 ha de área mínima e 15 m de largura média para a floresta em faixas. Ao contrário, a fotointerpretação de 1995 e 2005 considerou uma área mínima de 0.5 ha e largura média de 20 m, de acordo com as definições da FAO. No decurso deste projecto apenas a ocupação de 1995 foi reverificada considerando a classificação da FAO e do IFN. Na tabela 1 verifica-se que as classes da FAO fazem correspondência com classes do IFN agregadas.

Tabela 1 – Correspondência entre as classes de ocupação do solo segundo as definições da FAO e do Inventário Florestal Nacional

FAO (FRA 2005)	**IFN Portugal**
Floresta (F)	Floresta (FL)
Outras áreas arborizadas (OWL)	Incultos (IC)
Outros usos (OL)	Agricultura (AG)
	Social (SC)
	Improdutivos (IP)
Águas interiores (IW)	Águas interiores (HH)

2.1.3 Conclusão

O interesse da avaliação deste indicador assenta nas diferentes classificações utilizadas para calcular a superfície florestal. Nas tabelas 2, 3 e 4, observa-se que não existe diferença na área calculada para ambas as classificações para os anos consideradas na análise. A única diferença entre ambas as classificações é o nível de desagregação das classes, porque os limites nas definições das classes são os mesmos.

Tabela 2 – Ocupação do solo de 1990 segundo as diferentes classificações

CLASSES FAO (FRA 2005)	**Area 1990 (ha)**	**Classes IFN Portugal**	**Area 1990 (ha)**
Floresta (F)	8435	**Floresta (FL)**	8435
Outras áreas arborizadas (OWL)	2457	**Incultos (IC)**	2457
Outros Usos (OL)	2949	**Agrícola (AG)**	2564
		Outros Usos	385
Total	**13841**	**Total**	**13841**

Fonte: CELPA

Tabela 3 – Ocupação do solo de 1995 segundo as diferentes classificações

CLASSES FAO (FRA 2005)	**Area 1995 (ha)**	**Classes IFN Portugal**	**Area 1995 (ha)**
Floresta (F)	7875	**Floresta (FL)**	7875
Outras áreas arborizadas (OWL)	3547	**Incultos (IC)**	3547
Outros Usos (OL)	2419	**Agrícola (AG)**	2025
		Outros Usos	394
Total	**13841**	**Total**	**13841**

Fonte: CELPA

Tabela 4 – Ocupação do solo de 2005 segundo as diferentes classificações

CLASSES FAO (FRA 2005)	**Area 2005 (ha)**	**Classes IFN Portugal**	**Area 2005 (ha)**
Floresta (F)	8600	**Floresta (FL)**	8600
Outras áreas arborizadas (OWL)	2483	**Incultos (IC)**	2483
Outros Usos (OL)	2758	**Agrícola (AG)**	2131
		Outros Usos	627
Total	**13841**	**Total**	**13841**

Fonte: IFN5 (DGRF)

Na tabela 5 apresenta-se a evolução da ocupação do solo entre 1990, 1995 e 2005, onde se verifica uma transferência de área entre os diferentes tipo de povoamento. Em 1995, a redução da área de floresta e o aumento da área de incultos, que incluem matos e pastagens, é justificado pelo importante impacto dos incêndios florestais no uso do solo. Por este motivo, a área ardida deve de ser considerada neste tipo de análise.

Tabela 5 – Evolução da ocupação do solo por tipo de povoamento entre 1990 e 2005

Tipo de Povoamento (IFN PORTUGAL)	Area 1990 (ha)	Area 1995 (ha)	Area 2005 (ha)
Pinheiro bravo puro	3178	2475	3962
Pinheiro bravo dominante	2335	2754	1304
Eucalipto puro	1105	1561	1630
Eucalipto dominante	72	190	702
Outras folhosas puro	1076	511	376
Outras resinosas puro	189	224	25
Mistos	479	160	602
Total	**8435**	**7875**	**8600**

2.2 Indicador 1.2

O indicador 1.2 – Volume em pé, é definido pelo volume total das árvores vivas (m^3) existente na área de floresta e outras áreas arborizadas classificado por tipo de povoamento. A tarefa proposta foi a de comparar o volume total de madeira e o volume mercantil existente de acordo com a classificação da FAO (FRA2005) e a classificação do Inventário Florestal Nacional (IFN, 2001).

2.2.1 Recolha de dados

Para obter os dados necessários para este indicador foi realizado um inventário florestal na zona piloto – Lousã, numa área total de 13 841 ha. O delineamento do inventário foi por amostragem sistemática, pela sobreposição de uma quadrícula de 1 km de lado, o que corresponde a uma parcela de amostragem para uma área de 100 ha. Foram seleccionados 135 dispositivos, no entanto, 28 dos dispositivos localizavam-se em áreas de Incultos (Matos e pastagens), segundo a ocupação do solo de 1995.

Os procedimentos realizados em cada dispositivo foram determinados pelo protocolo FORSEE (Faias *et al*, 2005) discutido por diferentes peritos do projecto FORSEE. Cada região fez ajustamentos deste protocolo respeitando os procedimentos do próprio inventário florestal e condicionalismos da região. O inventário decorreu no Inverno entre os meses de Outubro de 2005 e Janeiro de 2006.

2.2.2 Processamento de dados

O volume total foi calculado ao nível da árvore, incluindo a casca e o cepo, utilizando as equações disponíveis por espécie, apresentadas no anexo 1. Uma vez que nem todas as espécies florestais têm equações disponíveis, em algumas espécies foram utilizadas as equações das espécies mais similares, de acordo com a tabela 6. Por exemplo no caso da *Acacia* spp por ser uma espécie de crescimento rápido aplicou-se as equações da espécie *Eucalyptus globulus*. A partir do volume total ao nível da parcela foi calculado o volume médio ao nível do hectare por tipo de povoamento, apresentado na tabela 7. Os resultados encontram-se diferenciados para as principais espécies, pinheiro bravo e eucalipto, e agregados para as folhosas diversas e para as outras coníferas.

Tabela 6 – Equações utilizadas para cada espécie e correspondente agragação

Desginação da espécie florestal	**Equações utilizadas**	**Tipo**
Eucalyptus globulus	*Eucalyptus globulus*	Eucalipto (Eg)
Pinus pinaster , Outros Pinus	*Pinus pinaster*	Pinheiro bravo (Pb)
Castanea sativa	*Castanea sativa*	Folhosas diversas (Fx)
Acacia spp	*Eucalyptus globulus*	Folhosas diversas (Fx)
Quercus robur, Quercus pyrenaica	*Quercus pyrenaica*	Folhosas diversas (Fx)
Quercus suber	*Quercus suber*	Folhosas diversas (Fx)
Outras folhosas	*Castanea sativa*	Folhosas diversas (Fx)
Outros pinheiros	*Pinus pinaster*	Outras coníferas (Rx)
Outras resinosas	*Pinus pinaster*	Outras coníferas (Rx)

Tabela 7 – Volume total de madeira por hectare e por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Volume Total** *Pinus pinaster* **(m^3ha^{-1})**	**Volume Total** *Eucalyptus globulus* **(m^3ha^{-1})**	**Volume Total** Folhosas diversas **(m^3ha^{-1})**	**Volume Total** Outras coníferas **(m^3ha^{-1})**	**Volume Total** Todas espécies **(m^3ha^{-1})**
Pinheiro bravo puro	132	0	0	0	132
Pinheiro bravo dominante	105	35	10	66	196
Eucalipto puro	0	30	0	0	30
Eucalipto dominante	40	56	29	0	136
Outras folhosas puro	0	0	90	0	90
Mistos	115	0	26	44	185

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

2.2.3 Conclusão

Os resultados são apresentados na tabela 8 separando as principais espécies existentes nos povoamentos da Lousã, o Pinheiro bravo e o Eucalipto, das outras espécies de folhosas e de resinosas. O volume total foi calculado em m^3, por tipo de povoamento para o concelho da Lousã, considerando as áreas de ocupação do solo obtidas pela fotointerpretação de 2005.

Na floresta da Lousã existe um volume total de $1052x10^3$ m^3 de madeira, o que equivale a um volume médio de cerca de 125 m^3 por hectare. Por abrangerem a maior área de floresta na Lousã, os povoamentos de Pinheiro bravo têm um maior volume, seguindo-se as plantações de eucalipto.

Tabela 8 – Volume total de madeira por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Volume Total** *Pinus pinaster* **(m^3)**	**Volume Total** *Eucalyptus globulus* **(m^3)**	**Volume Total** Folhosas diversas **(m^3)**	**Volume Total** Outras coníferas **(m^3)**	**Volume Total** Todas espécies **(m^3)**
Pinheiro bravo puro	524840	0	0	0	524840
Pinheiro bravo dominante	136332	20789	12633	85735	255489
Eucalipto puro	0	49116	0	0	49116
Eucalipto dominante	35417	39663	20062	0	95142
Outras folhosas puro	0	0	33899	0	33899
Mistos	71920	0	16143	27691	115754
Total	**768509**	**109568**	**82738**	**113426**	**1074241**

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

2.3 Indicador 1.4.1

O indicador 1.4.1 é definido pelo carbono armazenado na biomassa acima do solo, copa (folhas e ramos) e tronco (lenho e casca), e na biomassa abaixo do solo, raízes.

2.3.1 Recolha de dados

Para obter os dados necessários para este indicador foi realizado um inventário florestal na zona piloto – Lousã, numa área total de 13 841 ha. O delineamento do inventário foi por amostragem sistemática, pela sobreposição de uma quadrícula de 1 km de lado, o que corresponde a uma parcela de amostragem para uma área de 100 ha. Foram seleccionados 135 dispositivos, no entanto, 28 dos dispositivos localizavam-se em áreas de Incultos (Matos e pastagens), segundo a ocupação do solo de 1995.

Os procedimentos realizados em cada dispositivo foram determinados pelo protocolo FORSEE (Faias *et al*, 2005).) discutido por diferentes peritos do projecto FORSEE. Cada região fez ajustamentos deste protocolo respeitando os procedimentos do próprio inventário florestal e condicionalismos da região. O inventário decorreu no Inverno entre os meses de Outubro de 2005 e Janeiro de 2006.

2.3.2 Processamento de dados

A biomassa é calculada ao nível da árvore, acima do solo (tronco e copa) e abaixo do solo (raízes) utilizando as equações disponíveis por espécie, listadas no anexo 1. À semelhança das equações de volume, em algumas espécies foram utilizadas as equações das espécies mais similares, de acordo com a tabela 6. Para a espécie *Quercus pyrenaica* foram utilizadas as equações ao nível do povoamento, pois não existia disponível a variável diâmetro da copa necessária para aplicar as equações ao nível da árvore. Para estimar a biomassa abaixo do solo (raízes), apenas existem disponíveis equações ao nível da árvore para o pinheiro bravo e ao nível do povoamento para o eucalipto.

Para converter a biomassa da árvore em carbono armazenado, foi utilizado o factor de conversão de 0.5, independentemente da espécie.

A partir da biomassa calculada para a parcela foi calculado a biomassa média ao nível do hectare por tipo de povoamento. Nas tabelas 9 e 10 os resultados encontram-se diferenciados para as principais espécies, pinheiro bravo e eucalipto, e agregados para as folhosas diversas e para as outras coníferas.

Tabela 9 – Biomassa acima do solo e biomassa total para o eucalipto e pinheiro bravo por hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa acima do solo** *Pinus pinaster* **(Mg ha^{-1})**	**Biomassa acima do solo** *Eucalyptus globulus* **(Mg ha^{-1})**	**Biomassa total** *Pinus pinaster* **(Mg ha^{-1})**	**Biomassa total** *Eucalyptus globulus* **(Mg C ha^{-1})**
Pinheiro bravo puro	77	0	85	0
Pinheiro bravo dominante	62	18	67	10
Eucalipto puro	0	18	0	22
Eucalipto dominante	21	31	8	31
Outras folhosas puro	0	0	0	0
Mistos	72	0	74	0

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Tabela 10 – Biomassa acima do solo para folhosas, resinosas e considerando todas as espécies existente nos povoamentos por hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa acima do solo** Folhosas diversas **(Mg ha^{-1})**	**Biomassa acima do solo** Outras coníferas **(Mg ha^{-1})**	**Biomassa acima do solo** Todas as espécies **(Mg ha^{-1})**	**Carbono armazenado** **(Mg C ha^{-1})**
Pinheiro bravo puro	0	0	77	38
Pinheiro bravo dominante	8	38	117	59
Eucalipto puro	0	0	18	9
Eucalipto dominante	18	0	76	38
Outras folhosas puro	70	0	70	35
Mistos	21	28	121	60

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

2.3.3 Conclusão

Os resultados obtidos são apresentados para as principais espécies e agregando todas as espécies, por tipo de povoamento e consideram as áreas de ocupação do solo de 2005.

Na tabela 11 apresentam-se os valores de biomassa acima do solo para as diferentes espécies presentes nos diversos povoamentos, destacando-se o pinheiro bravo por ser a maior área de povoamento na Lousã.

A biomassa total da árvore, definida pela soma da biomassas acima do solo (tronco e copa) e abaixo do solo (raízes), é calculada apenas para o Eucalipto e para o Pinheiro bravo. Através da tabela 12 verifica-se que a biomassa de raízes no Pinheiro bravo representa cerca de 9% da biomassa total da árvore, enquanto que no Eucalipto esta proporção é aproximadamente 20%.

Os valores de biomassa da árvore e correspondente carbono armazenado apresentados na tabela 13 são relativos à soma da biomassa acima do solo (tronco e copa) para todas as espécies florestais existentes. O carbono armazenado na biomassa acima do solo existente nos povoamentos da Lousã é de aproximadamente 37 Mg carbono por ha. Comparando o carbono armazenado na biomassa total nos povoamentos de pinheiro bravo e de eucalipto estes são de 36 Mg carbono por ha e 13 Mg carbono por ha, respectivamente.

Tabela 11 – Biomassa abaixo do solo e biomassa total para o eucalipto e pinheiro bravo por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa abaixo do solo** *Pinus pinaster* **(Mg)**	**Biomassa abaixo do solo** *Eucalyptus globulus* **(Mg)**	**Biomassa total** *Pinus pinaster* **(Mg)**	**Biomassa total** *Eucalyptus globulus* **(Mg)**
Pinheiro bravo puro	32014	0	335249	0
Pinheiro bravo dominante	6026	2715	86971	13633
Eucalipto puro	0	7109	0	35693
Eucalipto dominante	3263	5446	21881	27345
Outras folhosas puro	0	0	0	0
Mistos	1673	0	46544	0
Total	**42976**	**15270**	**490645**	**76671**

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Tabela 12 – Biomassa acima do solo por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa acima do solo** *Pinus pinaster* **(Mg)**	**Biomassa acima do solo** *Eucalyptus globulus* **(Mg)**	**Biomassa acima do solo** Folhosas diversas **(Mg)**	**Biomassa acima do solo** Outras coníferas **(Mg)**
Pinheiro bravo puro	303235	0	0	0
Pinheiro bravo dominante	80946	10918	10721	50129
Eucalipto puro	0	28584	0	0
Eucalipto dominante	18617	21899	12804	0
Outras folhosas puro	0	0	26482	0
Mistos	44871	0	12987	17721
Total	**447670**	**61401**	**62993**	**67851**

Tabela 13 – Biomassa acima do solo e correspondente carbono armazenado por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa acima do solo** Todas as espécies **(Mg)**	**Carbono armazenado** **(Mg C)**
Pinheiro bravo puro	303235	151618
Pinheiro bravo dominante	152713	76357
Eucalipto puro	28584	14292
Eucalipto dominante	53320	26660
Outras folhosas puro	26482	13241
Mistos	75579	37789
Total	**639914**	**319957**

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

2.4 Indicador 1.4.2

Este indicador refere-se ao teor de carbono armazenado no solo.

2.4.1 Recolha de dados

As amostras de solo foram recolhidas em 4 pontos da parcela, distanciados 3 m do centro na direcção dos 4 pontos cardeais, a dois níveis de profundidade: 0-30 cm e 0-60 cm. Na maior parte dos pontos, houve dificuldade em atingir a profundidade de 60 cm, devido à reduzida espessura do solo, e também a níveis de pedregosidade elevadas. A determinação do teor de carbono, em percentagem (%), foi realizada nas amostras retiradas no primeiro nível de profundidade (0-30 cm), pela aplicação do método de Tinsley modificado. A determinação da densidade aparente foi realizada para o segundo nível de profundidade (0-60 cm), pelo método de "cadinho de Gooch".

2.4.2 Processamento de dados

Os valores de carbono armazenado foram calculados ao nível das parcelas e posteriormente foram feitas as médias por tipo de povoamento. A partir dos valores de densidade aparente e percentagem de terra fina (TF %) foi calculada a massa de terra fina, ao nível do hectare para a profundidade de 0-30 cm. Multiplicando pela percentagem de carbono (C total %), obtido na análise, foi estimada a quantidade de carbono armazenado em toneladas por hectare. Os resultados são apresentados na tabela 14, para os povoamentos puros e dominantes das principais espécies e povoamentos mistos.

Tabela 14 – Médias dos parâmetros das análises de solo realizadas à profundidade de 0-30 cm, por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Pinus pinaster puro	Pinus pinaster dominante	Eucalyptus globulus puro	Eucalyptus globulus dominante	Mistos
Profundidade (m)	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
numero de parcelas	10	8	5	2	12
pH (H2O)	4,66	4,75	4,92	4,90	4,82
M.O. (%)	12,00	7,61	3,92	2,02	13,47
N total (%)	0,35	0,23	0,12	0,17	0,49
C total (%)	6,96	4,41	2,27	3,13	7,81
C/N	19,76	19,40	18,71	18,13	15,94
TF (%)	42,99	42,13	50,82	42,41	49,57
Densidade aparente	1,07	1,13	1,22	1,14	1,00
MTF	1378,7	1421,9	1857,0	1450,4	1483,0

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

2.4.3 Conclusão

De acordo com os resultados na tabela 15, considerando as áreas de ocupação do solo de 2005, e comparando os diferentes tipos de povoamentos, é notório que os povoamentos mistos, compostos na sua maioria por folhosas, armazenam uma maior proporção de carbono. Nas plantações de eucalipto o solo apenas armazena quase metade desse valor. Em média, os povoamentos na Lousã armazenam no solo aproximadamente, 70 Mg de carbono por hectare.

Tabela 15 – Teor de carbono armazenado no solo por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Carbono no solo (Mg C ha^{-1})**	**Carbono Total (Mg C)**
Pinheiro bravo puro	96	380091
Pinheiro bravo dominante	63	81821
Eucalipto puro	42	68759
Eucalipto dominante	45	702
Mistos	110	68970

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

2.5 Indicador 1.4.3

Este indicador refere-se ao teor de carbono armazenado na biomassa de madeira morta existente em pé (*snags*) e no solo (*logs*).

2.5.1 Recolha de dados

A amostragem de madeira morta no solo (logs) seguiu o método descrito por Van Wagner (1982). Num transecto de 100 m, composto por duas linhas de 50 m, perpendiculares entre si, que ligavam os centros das 4 parcelas do dispositivo FORSEE (Faias *et al*, 2005), foram medidos os diâmetros dos toros com comprimento superior a 1 m que intersectavam a linha. Dentro da parcela de inventário, nas árvores mortas em pé (*snags*) foi medido o diâmetro à altura do peito e a altura total. Em ambos os casos foi anotado o estado de decomposição e considerou-se o diâmetro limite de 50 mm no eucalipto e 75 mm nas outras espécies.

2.5.2 Processamento de dados

A biomassa de madeira morta no solo (*logs*) foi estimada de acordo como método descrito por Van Wagner (1982), tendo sido realizadas medições em dois transectos perpendiculares de 50 m. Salienta-se que não se encontrou uma quantidade elevada de madeira morta, visto que esta é geralmente retirada para redução de combustível (fogos florestais). A madeira morta em pé (*snags*) foi medida nas parcelas de inventário e o volume foi estimado pela utilização de equações de volume disponíveis para as espécies vivas.

Em ambos os casos foi considerado o limite de diâmetro de 50 mm para o eucalipto e de 75 mm nas outras espécies, e foi aplicado um factor de conversão de volume em biomassa independente da espécie e do grau de decomposição, no valor de 0,33. Para estimar o teor de carbono armazenado foi aplicado o mesmo factor para a madeira viva, o valor 0,5.

Na tabela 16 são apresentados os valores de biomassa de madeira morta em conjunto e separadamente, ao nível do hectare, por tipo de povoamento e considerando a área de ardidos.

Tabela 16 – Biomassa de madeira morta em pé (*snags*) e no solo (*logs*) ao nível do hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa** Snags **(Mg ha^{-1})**	**Biomassa** Logs **(Mg ha^{-1})**	**Biomassa total** Madeira morta **(Mg ha^{-1})**	**Carbono** Madeira morta **(Mg C ha^{-1})**
Pinheiro bravo puro	0,8	4,7	5,6	2,8
Pinheiro bravo dominante	0,3	0,3	0,5	0,3
Eucalipto puro	0,2	0,4	0,6	0,3
Eucalipto dominante	0,1	0,3	0,4	0,2
Outras folhosas puros	0,6	0,8	1,5	0,7
Mistos	0,3	7,1	7,3	3,7
Ardidos	1,0	0,9	1,9	0,9
Total				

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

2.5.3 Conclusão

Neste indicador é relevante separar a biomassa de madeira morta no solo (*logs*) da madeira em pé (*snags*) e da madeira ardida. Na tabela 17, considerando as áreas de ocupação do solo de 2005, observa-se que a floresta da Lousã contém, em biomassa madeira morta, cerca de 2 Mg de carbono per ha e constata-se que a 4% dessa biomassa é consequência dos incêndios florestais.

Tabela 17 – Biomassa total de madeira morta e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa** Snags **(Mg)**	**Biomassa** Logs **(Mg)**	**Biomassa total** Madeira morta **(Mg)**	**Carbono** Madeira morta **(Mg C)**
Pinheiro bravo puro	3251	18740	21991	10995
Pinheiro bravo dominante	343	326	669	334
Eucalipto puro	275	714	989	495
Eucalipto dominante	62	198	260	130
Outras folhosas puros	233	316	550	275
Mistos	181	4421	4602	2301
Ardidos	698	626	1324	662
Total	**5043**	**25341**	**30385**	**15192**

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

2.6 Indicador 1.4.4

Este indicador refere-se ao teor de carbono armazenado na folhada do solo.

2.6.1 Recolha de dados

Relativamente a este indicador foram recolhidas amostras de folhada numa área quadrada de 1 m de lado junto da parcela de inventário. Foi registada a espessura da folhada em cada lado do quadrado e calculada a sua média. As amostras retiradas foram pesadas em fresco, e pesadas após secagem em estufa, e posteriormente determinado o seu teor de carbono em laboratório.

2.6.2 Processamento de dados

Foram processados os dados de um total de 50 parcelas, 6 das quais eram localizadas em áreas de matos e as restantes em povoamentos puros, dominantes e mistos. A biomassa de folhada foi calculada a partir do peso seco obtido da amostra, por parcela. Foi calculado por tipo de povoamento um valor médio de carbono, com os dados obtidos da análise da amostra de folhada, multiplicado pelo valor de biomassa da parcela. Na tabela 18 apresentam-se os valores médios por hectare de biomassa e correspondente carbono armazenado.

Tabela 18 – Biomassa na folhada no solo e teor de carbono armazenado ao nível do hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa** na folhada **(Mg ha^{-1})**	**Carbono** na folhada **(Mg C ha^{-1})**
Pinheiro bravo puro	10,9	5,4
Pinheiro bravo dominante	6,7	3,3
Eucalipto puro	7,5	3,4
Eucalipto dominante	3,3	1,6
Outras folhosas puro	15,3	6,9
Mistos	13,5	5,3
Matos	8,0	3,8
Total		

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

2.6.3 Conclusão

Nos resultados apresentados na tabela 19, considerando as áreas de ocupação do solo de 2005, verifica-se que os povoamentos da Lousã e as áreas de matos armazenam na folhada no solo, aproximadamente 0.5 Mg carbono por ha, estando a maior proporção retida nos povoamentos de pinheiro bravo, quando comparando com outros povoamentos.

Tabela 19 – Biomassa total na folhada e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa** na folhada **(Mg)**	**Carbono** na folhada **(Mg C)**
Pinheiro bravo puro	43086	21223
Pinheiro bravo dominante	8716	4311
Eucalipto puro	12249	5470
Eucalipto dominante	2344	1151
Outras folhosas puro	5755	2590
Mistos	8479	3311
Matos	19887	9490
Total	**80629**	**38054**

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

2.7 Indicador 1.4.5

Este indicador refere-se ao teor de carbono armazenado sub-coberto.

2.7.1 Recolha de dados

Dentro das parcelas de inventário foi registada a proporção das espécies arbustivas mais abundantes no sub-coberto e medida a respectiva altura média. Para obter valores de densidade aparente e teor de carbono foram colhidas amostras da vegetação arbustiva em pequenas parcelas quadradas com 1 m de lado, junto de 37 das parcelas de inventário.

2.7.2 Processamento de dados

Com as amostras recolhidas calculou-se para as principais espécies arbustivas factores de conversão de fitovolume em fitomassa e fitomassa em teor de carbono, apresentados na tabela 20. Com os dados registados em 80 parcelas de inventário calculou-se o fitovolume e a fitomassa, e pela aplicação dos referidos factores obtiveram-se valores médios de biomassa de sub-coberto e correspondente teor de carbono, ao nível do hectare, por tipo de povoamento, apresentados na tabela 21.

Tabela 20 – Percentagem carbono armazenado e factor de conversão de volume em biomassa por espécie

Designação	**%C**	**k**
Outras folhosas	48,5	0,61
Quercus suber	48,84	0,47
Arbutus unedo	48,5	0,98
Erica spp	50,6	0,69
Pinus pinaster	48,5	0,66
Acacia spp	47,98	0,55
Pterospartum tridentatum	50,64	1,73
Calluna spp	50,38	2,21
Ulex spp	48,91	1,48
Pteridium aquilinum	45,01	0,28
Quercus lusitanica	48,68	0,81
Rubus spp	46,5	0,48
Herbáceas/Gramíneas	40,98	1,90
Cistus spp	46,68	1,78
Hera spp	40,98	0,44
Lithodora	40,98	2,93
Genista	50,64	0,72
Crataegus	40,98	0,28
Cardo	40,98	0,33

%C = percentagem de Carbono

k = factor de conversão de volume em biomass (kg/m3)

Tabela 21 – Biomassa no sub-coberto e correspondente teor de carbono armazenado ao nível do hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa** subcoberto **(Mg ha^{-1})**	**Carbono** subcoberto **(Mg C ha^{-1})**
Pinheiro bravo puro	12,3	6,0
Pinheiro bravo dominante	15,8	7,5
Eucalipto puro	9,8	4,8
Eucalipto dominante	11,2	5,6
Outras folhosas puro	9,6	4,4
Mistos	20,1	9,9
Matos	27,7	13,6
Total		

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

2.7.3 Conclusão

Pelos valores apresentados na tabela 22, considerando as áreas de ocupação do solo de 2005, constata-se que os povoamentos de pinheiro bravo armazenam a maior proporção de biomassa no sub-coberto. Os povoamentos da Lousã armazenam no subcoberto, aproximadamente 3 Mg de carbono por ha e as áreas de matos cerca de 8 Mg de carbono por ha.

Os resultados são apresentados por tipo de povoamento.

Tabela 22 - Biomassa total no sub-coberto e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	**Biomassa** subcoberto **(Mg)**	**Carbono** subcoberto **(Mg C)**
Pinheiro bravo puro	48632	23887
Pinheiro bravo dominante	20662	9833
Eucalipto puro	16001	7783
Eucalipto dominante	7838	3898
Outras folhosas puro	3612	1650
Mistos	12615	6192
Matos	68675	33665
Total	**109361**	**53243**

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

3 Critério 2

Sónia Faias, Paulo Morais

Neste critério apenas foi testado o indicador 2.4, relativo ao registo de danos provocados por agentes bióticos e abióticos na floresta.

3.1 Recolha de dados

O dispositivo proposto pelo projecto, era composto por uma parcela de inventário e 3 parcelas satélites dispostas em cruz, para registo de dados relativos a sintomas e agentes de pragas e doenças. Em muitos casos não foi possível a aplicação deste delineamento devido a declives acentuados, densidade da vegetação arbustiva elevada, e heterogeneidade da paisagem.

Esta recolha de informação foi feita em simultâneo com o inventário, e constatou-se que o período de amostragem não coincidiu com o período favorável de visibilidade de sintomas e agentes de pragas e/ou doenças. O inventário foi realizado no Inverno, entre Novembro de 2005 e Janeiro de 2006, período favorável para observação de ninhos de processionária. No entanto, devido a ocorrência de fortes chuvadas, temperaturas baixas e até queda de neve, o número de observações deste sinal foi reduzido. Foi também possível avaliar o agente abiótico, fogo, pela existência de parcelas de inventário em áreas ardidas no Verão anterior à realização do inventário.

3.2 Processamento de dados

Inicialmente, foi pretendido avaliar se o dispositivo descrito no manual de procedimentos do projecto, que consistia na avaliação de sanidade florestal em mais 3 parcelas, satélites da parcela de inventário, trazia melhores resultados. No entanto as restrições devidas à fisiografia/topografia da paisagem e à elevada quantidade de sub-coberto nesta região, não permitiram realizar este dispositivo num número considerável de locais de amostragem.

A recolha de dados de sanidade florestal foi realizada entre Dezembro de 2005 e Janeiro de 2006, em simultâneo com os outros procedimentos do inventário florestal, por uma equipa não constituída por peritos em pragas e/ou doenças. Este período revelou não ser o mais favorável para a observação de sintomas e/ou agentes das principais pragas e doenças do tipo de povoamentos existentes, pois foi uma estação com ocorrência de temperaturas baixas e de aguaceiros. Assim, foram considerados os dados obtidos apenas ao nível da parcela de inventário, pois o número de dados registados nas parcelas satélites foi insuficiente para realizar uma análise.

3.3 Conclusão

A floresta da Lousã é constituída essencialmente por povoamentos de Pinheiro bravo e Eucalipto, por conseguinte é dentro destes povoamentos que foi registado um maior número de danos resultantes de agentes bióticos, como apresenta a figura 1.

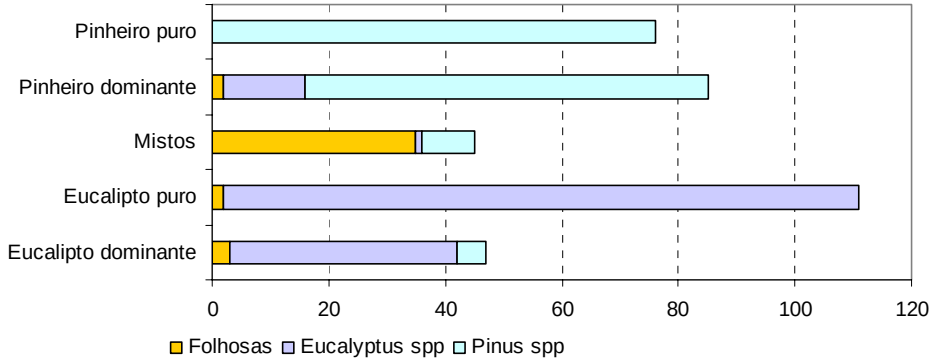


Figura 1 – Número de árvores com problemas sanitários ocorridos na parcela de inventário por espécie e tipo de povoamento

Nas figuras 2 e 3 apresentam-se os tipos de danos registados nas plantações de eucalipto e povoamentos de pinheiro, respectivamente.

Em povoamentos de resinosas é frequente encontrar ninhos de processionária (*Thaumetopoea pityocampa*) e respectivos sintomas de desfoliação. Nestes povoamentos é também frequente encontrar as árvores mais velhas com feridas por resinagem.

Em povoamentos de eucalipto observam-se sinais de folhas roídas por desfoliadores como *Gonipterus scutellatus*, e folhas aparentemente verdes, mas com diversos pontos coloridos. Ao nível do tronco observam-se em alguns povoamentos árvores com sintomas de cancro.

Nos povoamentos em geral é habitual encontrar deformações ao nível do tronco, como curvatura basal, bifurcação do tronco, existência de ramos grossos e inclinação do tronco.

Em Portugal o fogo florestal é um significante agente abiótico. A fisiografia desta região, conjugada com a estrutura dos povoamentos com elevada densidade no sub-coberto, resulta numa vulnerabilidade destes, existindo anos em que as condições climatéricas intensificam a sua propagação pela área florestal da região. Na figura 4 observa-se, para a Lousã, a relação entre a área de floresta, estimada nos últimos inventários florestais, e a área ardida por ano de floresta e matos.

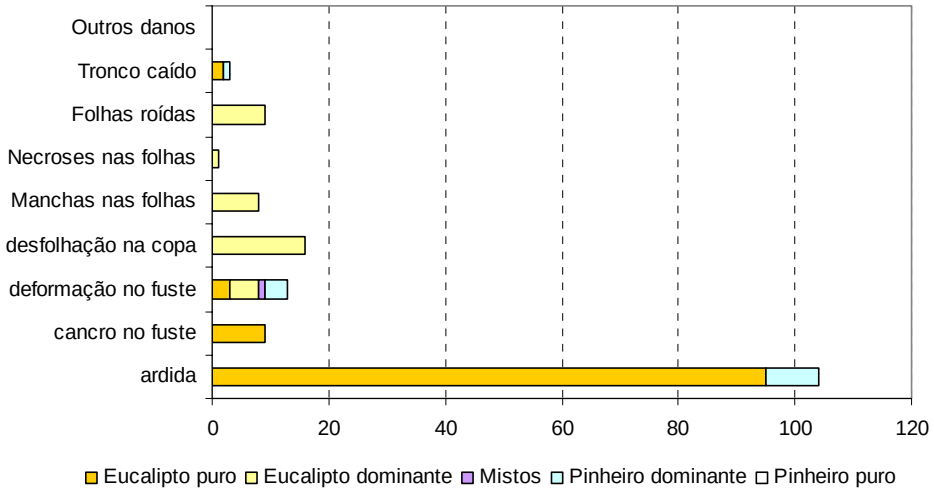


Figura 2 – Tipo de danos identificado em eucalipto na parcela de inventário, por tipo de povoamento

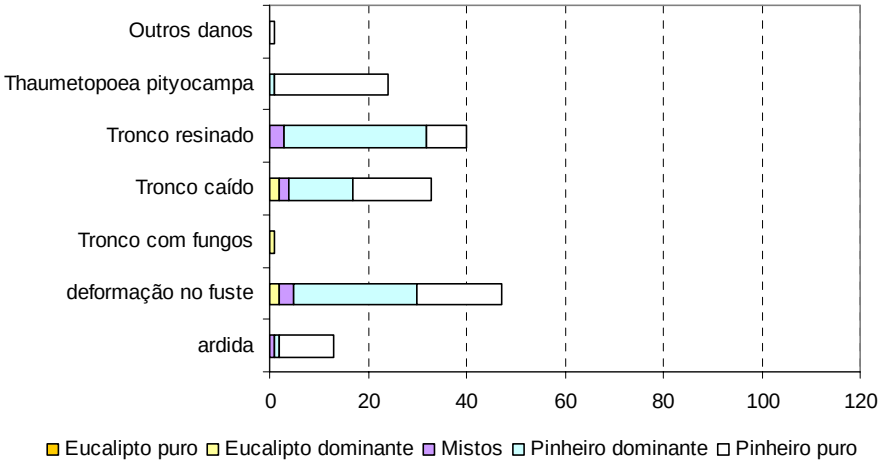


Figura 3 – Tipo de danos identificado em pinheiro bravo na parcela de inventário, por tipo de povoamento

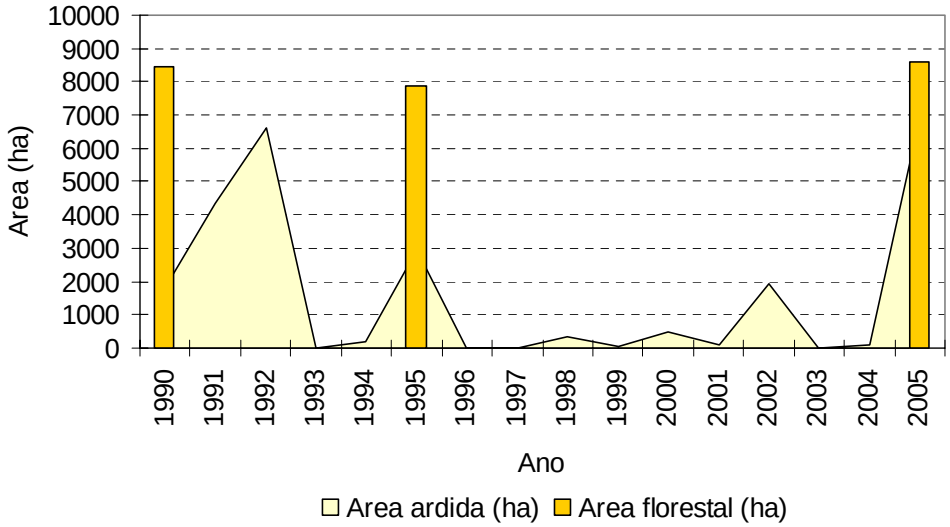


Figura 4 – Área ardida por ano de floresta e matos na zona piloto – Lousã

4 Critério 3

Sónia Faias, Paulo Morais

4.1 Indicador 3.2

Este indicador é definido pelo valor de madeira cortado. Inclui toda a madeira retirada da floresta, com e sem casca independente do formato em que é cortada, cujo valor contribui directamente para o rendimento do proprietário florestal. Não se inclui nesta definição a madeira cortada para consumo do próprio.

4.1.1 Recolha de dados

A informação de madeira cortada disponível na região só existe para as principais espécies florestais, pinheiro bravo e eucalipto e apenas foi possível recolher esta informação para 2005 e 2006, proveniente de duas fontes, a associação florestal da Lousã – Aflopinhal e a administração florestal – Núcleo Florestal do Centro (DGRF[1]).

4.1.2 Conclusão

Este indicador é obtido pela razão entre o rendimento total para um determinado período e a área total de floresta da região. Foi considerado o período entre 1990 e 2005 e dado que a informação coligida foi incompleta, à escala da região, não foi possível calcular esta razão.

Os dados da tabela 23, mostram os volumes por m^3 de madeira de pinheiro bravo e de eucalipto, cortada no ano de 2005, e o seu correspondente valor total, considerando o valor unitário pago aos proprietários florestais. Com os resultados da tabela 24 verifica-se que toda a madeira de eucalipto cortada juntamente com 30% da madeira de pinho vai para trituração. Portanto a grande parte da madeira de pinho vai para serração, incluindo a madeira ardida. Também pela análise de ambas as tabelas, conclui-se que a madeira de pinheiro bravo é mais valiosa que a de eucalipto, muito embora a madeira de pinho ardida apresente um valor inferior.

Através dos dados fornecidos pela administração local, apresentados nas tabelas 25 e 26, verifica-se que a exploração florestal praticada na floresta pública da Lousã está direccionada para o pinheiro bravo, tendo o volume total cortado em 2005 e 2006 sido semelhante, com uma ligeira descida em 2006.

[1] Direcção Geral de Recursos Florestais

Tabela 23 – Volume total e valor de madeira cortada por espécie em 2005

Ano 2005	Volume Total (m^3 cc)	Valor Total (€)
Pinheiro bravo	1880	54805
Pinheiro bravo ardido	872	23320
Eucalipto	2054	40985

Fonte: Aflopinhal

Tabela 24 – Volume total e valor de madeira cortada por espécie e por tipo de produto final em 2005

Ano 2005	Serração	Trituração	Serração	Trituração
	Volume Total (m^3 cc)	Volume Total (m^3 cc)	Valor unitário (€/m^3)	Valor unitário (€/m^3)
Pinheiro bravo	1356	524	32,69	20,00
Pinheiro bravo ardido	565	307	27,69	25,00
Eucalipto		2054		19,95

Fonte: Aflopinhal

Tabela 25 – Volume total e valor de madeira cortada para o pinheiro bravo na área pública da Lousã em 2005

Ano 2005	nr. árvores cortadas	Volume Total (m^3 cc)	Valor Total (€)	Volume árvore (m^3 cc)
Pinheiro bravo	31119	5900	53500	0.19

Fonte: Nucleo florestal do Centro

Tabela 26 – Volume total e valor de madeira cortada para o pinheiro bravo na área pública da Lousã em 2006

Ano 2006	nr. árvores cortadas	Volume Total (m^3 cc)	Valor Total (€)	Volume árvore (m^3 cc)
Pinheiro bravo	24630	5530	59550	0.22

Fonte: Nucleo florestal do Centro

4.2 Indicador 3.5

Este indicador é relativo à área de floresta sob planos de gestão florestal.

4.2.1 Recolha de dados

A zona piloto – Lousã, tal como a região do Pinhal Interior Norte onde se insere é caracterizada pela pequena dimensão da propriedade florestal privada e o maior proprietário florestal é o Estado.

A informação coligida das matas nacionais e perímetros florestais foi cedida pela administração florestal central (DGRF[2]), e a informação relativa aos "casais", cuja descrição é muito especifica deste local, foi disponibilizada pela associação florestal local – Aflopinhal.

4.2.2 Conclusão

Apenas as Matas Nacionais, os baldios e casais da Lousã, e a pequena área de povoamentos geridos pelas empresas de celulose se encontram sob planos de gestão florestal. Recentemente, todo o território nacional se encontra sob um novo processo de estabelecimento de zonas de intervenção florestal (ZIF[3]).

Como plano de gestão florestal isolado apenas foi recolhida informação de um processo de certificação da área denominada "Perímetro Florestal da Lousã", iniciado pela associação florestal da Lousã – Aflopinhal, juntamente com alguns parceiros.

Aproximadamente 40% da floresta na Lousã é propriedade pública, considerando no seu conjunto as matas nacionais, os baldios e os casais. Embora estas áreas estejam sob planos de gestão estes nem sempre são cumpridos por falta de recursos. Na tabela 27, verifica-se que a maior área delimitada é o "Perímetro florestal da Lousã" e que a floresta pública é composta na sua maioria por povoamentos de resinosas.

Tabela 27 – Área pública na Lousã e proporção do tipo de povoamento

Designação	**Area (ha)**	**Povoamento de resinosas**	**Povoamento de folhosas**
Cabeça Gorda*	21.92	28%	0%
COTF*	17.06	71%	6%
Perímetro Florestal de Gois*	130.59	20%	17%
Perímetro Florestal de Lousã*	1516.43	44%	24%
Mata do Braçal*	168.80	77%	1%
Mata do Sobral*	548.40	48%	42%
Casais**	1352.97		
Total	**3756.17**		

Fonte: *Direcção Geral de recursos Florestais, **Aflopinhal

[2] Direcção Geral de Recursos Florestais
[3] decreto-lei 127/2005.

4.3 Indicadores 3.6 and 3.7

O indicador 3.6 – Acessibilidade, é dado pela rede de estradas, diferenciadas quanto ao seu tipo, que permitem o acesso aos povoamentos florestais.

O indicador 3.7 relativo à área de explorabilidade, que é dada por um distância definida, baseada na rede de estradas florestais permanentes e dependente do declive.

4.3.1 Recolha de dados

Estes indicadores são descritos em simultâneo, pois ambos foram processados com informação adquirida, de altimetria (2000) e rede de estradas e caminhos (2005). Esta informação foi sobreposta na informação geográfica mais actual disponível sobre o tipo de ocupação do solo (1995). A rede de estradas utilizava a seguinte diferenciação quanto ao seu tipo:

> ***Públicas*** *– classificadas pela administração, excluindo estradas interditas à utilização por tractores (p.e. autoestradas)*
>
> ***Permanentes*** *– construídas para dar acesso à floresta*
>
> ***Temporárias*** *– construídas apenas para um determinado período (abates);*
>
> ***Quebra-fogos ou Aceiros***
>
> ***Caso especial*** *– via ferroviária*

4.3.2 Processamento de dados

A acessibilidade permite conhecer a área de floresta fornecida por uma rede de estradas. Para processar esta informação foi utilizada uma ferramenta do sistema de informação geográfica "ArcGis v.9.1", para calcular o comprimento total por tipo de estrada. A densidade viária foi calculada por tipo de estrada utilizando a área de floresta obtida pela ocupação do solo de 1995. A unidade de medida considerada foi metros de estrada por hectare.

Para o cálculo da área de explorabilidade em estradas florestais permanentes e de acordo com a fisiografia da nossa região foram consideradas 3 classes de acessibilidade,

> ***Classe 1*** *– com acessibilidade para uma distância até 200 m e independente do declive.*
>
> ***Classe 2*** *– com acessibilidade para uma distância superior a 200 m, para declives inferiores a 60%*
>
> ***Classe 3*** *– com menor acessibilidade para uma distância superior a 200 m, para declives superiores a 60%*

4.3.3 Conclusão

Pela análise da tabela 28 verifica-se a existência de uma densidade viária que ultrapassa os 95 m por ha. De acordo com o Planeamento Regional de Ordenamento florestal do Pinhal Interior Norte (PROF, 2005), a Lousã é das áreas com maior densidade viária da região. Mesmo em locais com declives acentuados, como se observa na tabela 29, a rede viária dispersa permite a existência de exploração florestal apesar dos seus condicionalismos.

Tabela 28 – Acessibilidade por tipo de estrada classificada

Tipo estrada	**Acessibilidade**	**Comprimento total (km)**	**Percentagem (%)**	**Densidade (m ha^{-1})**
Estradas públicas	Estradas nacionais	29.5	4%	3.7
	Estradas municipais	68.7	9%	8.7
	Veredas	74.0	10%	9.4
Estradas florestais permamentes	Estradas florestais	561.2	74%	71.3
Outras	Aceiros	14.8	2%	1.9
	Caminho-ferro	7.1	1%	0.9
	TOTAL	**755.3**	**100%**	**95.9**

Tabela 29 – Explorabilidade por classe de acessibilidade

Tipo	**Classe**	**Distância** (m)	**Declive** (%)	**Area** (ha)
acessiveis	1	0-200		7683.3
	2	200-1000	<60	78.1
inacessiveis	3	200-1000	>60	87.6

5 Critério 4

Raul Salas, Beatriz Fidalgo, Paulo Morais, José Gaspar

O Concelho da Lousã foi seleccionado como área piloto para testar indicadores do critério 4 relativo à conservação e melhoramento da biodiversidade nos ecossistemas florestais. Por um lado, devido à existência de uma actividade florestal significativa e, por outro lado, por ser também uma área representativa da região Centro de Portugal, onde o sector florestal é importante. Este Concelho possui mais de 7 mil hectares com ocupação florestal, apresentando quer o regime de propriedade privada, quer o regime de propriedade pública, tendo portanto povoamentos geridos com silvicultura intensiva (p.e. *Eucalyptus globulus*) e povoamentos com espécies com interesse de conservação, nomeadamente folhosas autóctones.

Uma das primeiras tarefas dos grupos de especialistas foi analisar as listas existentes dos indicadores de gestão sustentável, seleccionados através do processo interministerial de Viena. No âmbito do critério "Conservação e melhoramento da biodiversidade nos ecossistemas florestais", o comité técnico 4 do projecto FORSEE propôs e melhorou os protocolos para a avaliação destes indicadores, sendo retidos os indicadores e verificadores que se apresentam na tabela 30.

Tabela 30 – Indicadores e verificadores da biodiversidade

Escala	**Indicadores**	
Povoamento	Composição	Identificar e contar o número de espécies
	Tipo de regeneração	Regulares ou irregulares
	Naturalidade	Semi-natural vs. Plantações
	Espécies introduzidas	Presença de espécies exóticas ou aclimatadas
	Madeira morta	Volume da madeira morta
Paisagem	Padrões da paisagem	Heterogeneidade, fragmentação e conectividade

5.1 Indicador 4.1

Este indicador é definido pela composição de espécies arbóreas.

Diversos autores apontam como indicadores básicos da biodiversidade a riqueza e a abundância de espécies presentes nos povoamentos, nos ecossistemas ou na paisagem (Krebs, 1989; Moreno, 2001).

Este indicador pretende caracterizar os povoamentos sob o ponto de vista da sua composição. Para isso na zona piloto da Serra da Lousã foi realizada a fotointerpretação do voo CNIG de 1995 que permite determinar o tipo do uso do solo, os tipos de povoamentos florestais e a respectiva percentagem de coberto de cada tipo florestal.

A área mínima usada na fotointerpretação foi de 0.5 ha, foram utilizados duas classificações: a classificação utilizada no Inventário Florestal Nacional de Portugal e a classificação da EUNIS. A classificação do IFN porque é a chave mais utilizada em Portugal e permite a identificação dos tipos de floresta mais frequentes em Portugal, e a chave de classificação da EUNIS, para que os resultados pudessem ser partilhados entre parceiros do mesmo projecto.

A ocupação do solo, segundo a classificação do IFN (tabela 31), diz respeito à caracterização da ocupação principal e secundária do solo sob uma determinada utilização, sendo definido, no caso dos povoamentos florestais, pela identificaçã das espécies destas ocupações principal e secundária, que se repetirão no caso de uma ocupação única. A ocupação do solo de natureza florestal será caracterizada com base nas espécies presentes sendo diferenciadas as espécies ou grupos de espécies apresentados na tabela 31.

Tabela 31 – Classificação utilizada no Inventário Florestal Nacional

Quanto à utilização do solo (Nível I)	Agrícola (AG) Florestal (FL) Incultos (IC) Áreas degradadas (DR) Improdutivo (IP) Social (SC) Águas (HH)
Ocupação do solo de natureza agrícola	Cultura de sequeiro (Ca) Cultura de regadio (Rg) Olival (Ol) Vinha (Vi) Pomar (Po) Prados ou pastagens permanentes (Pp)
Ocupação do solo de natureza florestal	Pinheiro bravo (Pb) Outras resinosas (Rd) Eucalipto (Ec) Outras Folhosas (Fd)
Ocupação do solo de outra natureza (incultos)	Cobertura vegetal de porte arbustivo baixo ou subarbustivo (Ma) Pastagens naturais pobres (Pa) Área agrícola abandonada (Aa)

Consultando a classificação da EUNIS, definiu-se que os povoamentos sob estudo correspondem às classes EUNIS apresentada na tabela 32.

Tabela 32 – Tipos de povoamentos florestais segundo a Classificação da EUNIS

Código	**Descrição do tipo florestal**
E1.5	Mediterranean-montane grassland
E1.A	Mediterranean dry acid and neutral open grassland
E7	Sparsely wooded grassland
F4.24	Ibero-Atlantic (Erica-Ulex-Cistus) heaths
G1	Mixed deciduous woodland
G1.7D9	Gallo-Iberian *Castanea sativa* forests
G2.81	Eucalyptus plantations
G2.91	*Olea europaea* groves
G3.71	Iberian *Pinus pinaster* ssp *atlantica* forest
G4	Mixed deciduous and coniferous woodland
G4.F	Mixed forestry plantations
H3.61	Bare weathered rock and outcrop habitats
I1.13	Medium-scale intensive unmixed crops
I1.3	Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agriculture methods
I1.53	Fallow un-inundated fields with annual and perennial weed communities
J1.5	Diffused construction of cities, villages and towns

Assim a aplicação dos dois tipos de estratificação na zona piloto deu origem à equivalência dos estratos apresentados na tabela 33.

A verificação de campo da fotointerpretação foi realizada na altura da execução do inventário florestal o que permitiu rectificar ou validar a fotointerpretação.

A informação foi tratada utilizando o programa ARCGIS versão 9.1.

Considerando ambas as classificações e a área de ocupação de cada tipo de povoamento florestal, fica clara a dominância dos povoamentos de *Pinus pinaster* e de *Eucalyptus globulus*, em povoamentos puros e mistos (tabela 34).

Tabela 33 – Classificação dos usos do solo na zona piloto

Classificação IFN			**Classificação EUNIS**
Nível I	Nível II	Nível III	
AG	CA	00	I1.3
		FD	
		OL	
		PB	
	OL	00	G2.91
		CA	
		RG	
	VI	00	I1.13
		FD	
	RG	00	
		FD	
	PO	00	G2.91
	PP	00	E1.5
		FD	
		PB	
FL	PB	00	G3.71
		EC	G4.F
		FD	G4
	EC	00	G2.81
		PB	G4.F
	FD	00	G1 G1.7D9
		PB	G4
	RD	00	G3.F22
		FD	G4
SC	00	00	J1.5
HH	00	00	
DR	00	00	H3.61
IP	00	00	
IC	AA	00	I1.53
		EC	
		FD	
		PB	
	FD	00	E7
		MA	
	MA	00	F4.24
		EC	
		FD	
		PB	
	PA	00	E1.A

Tabela 34 – Composição dos povoamentos florestais

Classificação EUNIS	Classificação IFN	Composição	AREA (ha)	%
Povoamento puro de *Pinus pinaster* **(G3.71)**	PBOO	Puro	2490,04	31,6%
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com *Eucalyptus globulus* **(G4.F)**	PBEC	Misto com eucalipto	2455,71	31,2%
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com folhosas diversas **(G4)**	PBFD	Misto com folhosas diversas	657,62	8,4%
		Total Pinheiro	**5603,37**	**71,2%**
Plantações de *Eucalyptus globulus* **(G2.81)**	ECOO	Puro	1627,24	20,7%
		Total Eucalipto	**1627,24**	**20,7%**
Povoamentos de folhosas diversas **(G1)**	FDOO	Puro	107,99	1,4%
	FDFD	Misto	306,38	3,9%
		Total Folhosas	**414,36**	**5,3%**
Povoamentos de resinosas diversas **(G3)**	RDOO	Puro	224,02	2,8%
		Total Resinosas	**224,02**	**2,8%**
		Total	**7869,00**	**100%**

Como já foi referido, o estrato arbóreo é composto na sua maioria por *Pinus pinaster* puro ou *Pinus pinaster* dominante com *Eucalyptus globulus* ou folhosas diversas (5603.37 ha).

A *Eucalyptus globulus* aparece em segundo lugar com uma área de 1627.24 ha em povoamentos puros, representando aproximadamente 21% da área florestal total. Os povoamentos mistos de folhosas diversas apresentam uma área de 414,3 ha, localizados essencialmente no perímetro florestal, estando portanto sob administração pública. A área de folhosas diversas, encontra-se distribuída por um grande número de manchas (52 polígonos) de área muito reduzida. Tendo em conta a área de ocupação as espécies florestais aparecem ordenadas (grau decrescente de importância) da seguinte forma: *Pinus pinaster, Eucalyptus globulus, Castanea sativa, Quercus robur, Quercus suber, Arbutus unedo, Pinus nigra, Pinus sylvestris, Chamaecyparis lawsoniana, Pinus pinea, Quercus pyrenaica, Betula pubescens, Cupressus lusitanica*. Foi notória a existência da espécie invasora Acacia sp em 11 povoamentos estudados. No ponto 4.10 será apresentada a análise da riqueza de espécies no estrato arbóreo estimada com os índices de biodiversidade seleccionados. Para tal utilizaram-se os dados recolhidos no inventário florestal praticado e que foi explicado anteriormente no capítulo relativo ao critério 1. Este inventário forneceu também os dados necessários para testar os indicadores que a seguir são descritos.

5.2 Indicador 4.2

O objectivo deste indicador, relativo à regeneração, é determinar a superfície em regeneração com povoamentos regulares e irregulares. Os povoamentos regulares podem ser regenerados por via natural ou artificial (plantações). É claro que sob o ponto de vista da biodiversidade a regeneração natural possui vantagens e aspectos relevantes na biologia evolutiva dos povoamentos florestais, mantendo uma permanente troca de informação genética, traduzindo-se isto numa maior diversidade genética no interior dos povoamentos. Em contrapartida, perante um cenário de silvicultura intensiva, recorrer a espécies exóticas ou nativas de rápido crescimento vai normalmente acompanhado da instalação dos povoamentos por plantações, produzindo assim, povoamentos regulares com um material genético geralmente mais restrito. A riqueza de espécies nos povoamentos dependerá da estrutura e da composição, ou seja, do método seleccionado para a sua criação.

Segundo Paiva (2002) os povoamentos regulares na Serra da Lousã foram na sua totalidade criados por regeneração artificial. Contudo hoje apresentam com relativa frequência regeneração natural.

Na tabela 35, é apresentado o tipo de regeneração observado nos povoamentos na zona piloto estimado com base nas parcelas visitadas no campo.

Tabela 35 – Estrutura dos povoamentos florestais

			AREA (ha)	
Classificação EUNIS	**Classificação IFN**	**Composição**	Regular	Irregular
Povoamento puro de *Pinus pinaster* **(G3.71)**	PBOO	Puro	2490,04	
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com *Eucalyptus globulus* **(G4.F)**	PBEC	Misto com eucalipto		2455,71
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com folhosas diversas **(G4)**	PBFD	Misto com folhosas diversas		657,62
Plantações de *Eucalyptus globulus* **(G2.81)**	ECOO	Puro	1627,24	
Povoamentos de folhosas diversas **(G1)**	FDOO	Puro	107,99	
	FDFD	Misto		306,38
Povoamentos de resinosas diversas **(G3)**	RDOO	Puro	224,02	
	Total (%)		56,54%	43,46%

A tabela 35 mostra que aproximadamente o 44% dos povoamentos, apresentam regeneração natural, este valor refere-se em particular aos povoamentos irregulares, mas também é verdade que dentro dos povoamentos de pinheiro bravo, existem povoamentos regulares que foram regenerados naturalmente.

É de salientar que no caso dos povoamentos mistos de *Pinus pinaster* e de *Eucalyptus globulus* a regeneração natural observada em geral pode ser atribuída ao baixo grau de intervenção ou mesmo ausência de intervenções, permitindo assim o aparecimento de outras espécies que originalmente não tinham sido estabelecidas no povoamento. A mistura de espécies mais frequente é de *Pinus pinaster* com *Eucalyptus globulus* que atinge 31,2% da área florestal. Nestes casos a regeneração natural não representa obrigatoriamente uma vantagem sob o ponto de vista da avaliação deste indicador da biodiversidade (regeneração). Por outro lado, notou-se a regeneração de folhosas diversas num grande número de manchas ou povoamentos.

5.3 Indicador 4.3

Este indicador relativo ao grau de naturalidade num povoamento florestal depende da intensidade das intervenções humanas e da presença ou actuação dos agentes naturais de perturbação (fogo, ventos, etc.). Dado o temperamento das espécies presentes, é de esperar que no caso de espécies não tolerantes as estruturas regulares sejam mais frequentes, com tendência a encontrar um número mais reduzido de classes diamétricas e de andares verticais. Como já foi referido a estrutura final dependerá da intensidade das intervenções silvícolas e dos próprios mecanismos de auto-regulação da densidade da espécie, gerada pela concorrência intraespecífica. Por outro lado, nas espécies tolerantes será possível manter um maior número de classes diamétricas e portanto de andares dentro dos povoamentos. Além da estrutura, a existência de povoamentos mistos proporcionará melhores condições para o estabelecimento de um maior número de espécies floristicas e faunisticas. Em suma, os povoamentos com estruturas irregulares e mistos podem considerar-se como aqueles que potencialmente vão possuir uma maior biodiversidade devido à diversidade de habitats que podem oferecer devido à sua estrutura e composição.

Contudo, qualquer que seja o tipo de povoamento em questão, o grau de naturalidade estará dependente do tipo de origem que teve e do nível de intervenção a que é submetido sendo o grau de naturalidade tanto menor quanto mais intensa for a intervenção humana e consoante a forma com que foi regenerado (Tabela 36).

Tabela 36 – Naturalidade dos povoamentos no Concelho da Lousã

		AREA (ha)		
Classificação EUNIS	**Classificação IFN**	sem distúrbios	semi-natural	plantações
Povoamento puro de *Pinus pinaster* **(G3.71)**	PBOO		2490,04	
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com *Eucalyptus globulus* **(G4.F)**	PBEC			2455,71
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com folhosas diversas **(G4)**	PBFD			657,62
Plantações de *Eucalyptus globulus* **(G2.81)**	ECOO			1627,24
Povoamentos de folhosas diversas **(G1)**	FDOO		107,99	
	FDFD			306,38
Povoamentos de resinosas diversas **(G3)**	RDOO		224,02	
	Total (%)	0,00	35,86	64,14

Como acontece em vastas zonas da Europa ocidental, na zona piloto não há povoamentos florestais naturais, distribuindo-se portanto entre os semi-naturais e os artificiais. Devidas as extensas áreas plantadas/semeadas com *Pinus pinaster* no passado, observamos hoje que a maior proporção de povoamentos semi-naturais corresponde a povoamentos desta espécie que actualmente se regeneram naturalmente. Apenas 4% dos povoamentos semi-naturais correspondem a folhosas nativas, cujos povoamentos tiveram no passado uma distribuição natural maior na área de estudo. Por outro lado, é evidente que há uma maior proporção de povoamentos artificiais na Serra da Lousã (64%), povoamentos que foram criados com o intuito de produção lenhosa mas em que o baixo nível de intervenção levou ao aparecimento acidental de povoamentos mistos de pinheiro bravo e eucalipto. Já alguns povoamentos mistos de folhosas e resinosas diversas foram plantações criadas intencionalmente como povoamentos mistos.

5.4 Indicador 4.4

O indicador relativo à introdução de espécies responde a diferentes objectivos de utilização. Na área piloto, foram introduzidas espécies de resinosas tais como *Pseudotsuga menziessi, Pinus nigra, Chamaecyparis lawsoniana*, etc., todas elas com o claro objectivo inicial de produção lenhosa. Contudo, como actualmente cresceu a procura de outros bens e serviços por parte da sociedade, alguns povoamentos criados com estas espécies está hoje a ser gerida com outros objectivos (áreas públicas).

Entre as folhosas destaca-se a introdução massiva da *E. globulus* para a produção lenhosa intensiva, e das acácias: *Acacia dealbata* e *Acacia longifolia*, que foram inicialmente introduzidas para a protecção dos solos, mas que hoje são espécies invasoras num

processo de expansão difícil de controlar e ameaçando a colonização de vastas áreas do território. Relativamente à *Eucalyptus globulus,* como já foi referido, ocupa uma área significativa, explorada em regime de talhadia para produção intensiva de material lenhoso para pasta de papel.

O Pinheiro bravo pode ser considerada como uma espécie semi-natural já que a sua área de distribuição natural se encontra precisamente em Portugal. Segundo Margulis (1982) podíamos considerar que o pinheiro bravo já é de facto uma espécie naturalizada devido a que mostra uma grande capacidade de reprodução e portanto de dispersão. Já no caso do eucalipto, e apesar de ter também capacidade de reprodução, nota-se menos a sua influência devido aos ciclos curtos da rotação a que esta espécie é submetida no regime da talhadia (tabela 37).

Talvez o facto mais relevante sob o ponto de vista da biodiversidade seja mesmo a baixa percentagem de ocupação das espécies de folhosas tanto em povoamentos originados por regeneração natural ou artificial.

Tabela 37 – Área de ocupação de espécies introduzidas

		AREA (ha)	
Classificação EUNIS	**Classificação IFN**	dominado	dominante
Povoamento puro de *Pinus pinaster* **(G3.71)**	PBOO		2490,04
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com *Eucalyptus globulus* **(G4.F)**	PBEC		2455,71
	PBFD		
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com folhosas diversas **(G4)**			657,62
Plantações de *Eucalyptus globulus* **(G2.81)**	ECOO		1627,24
Povoamentos de folhosas diversas **(G1)**	FDOO	107,99	
	FDFD	306,38	
Povoamentos de resinosas diversas **(G3)**	RDOO		224,02
	Total (%)	5,27	94,73

5.5 Indicador 4.5

Este indicador é relativo à presença de madeira morta na floresta que proporciona alimento e refúgio a uma grande proporção de organismos. A destruição, a fragmentação e a degradação das florestas promoveu o desaparecimento ou a redução radical da abundância de certos organismos. Certo é que existe uma grande variedade de organismos que dependem, durante uma parte do seu ciclo vital, das árvores mortas ou moribundas. Estes

seres formam uma importante parte da biodiversidade florestal, dado que desempenham um papel insubstituível no funcionamento dos ecossistemas florestais (Humphrey et al., 2002).

Uma das directivas gerais pan-europeias para a aplicação à escala operacional da gestão sustentável das florestas recomenda a manutenção da madeira morta, constituída por árvores mortas em pé (*snags*) ou no solo (*logs*). Estes devem ser mantidos em termos da sua quantidade e distribuição, para salvaguardar a biodiversidade, tendo em conta os ecossistemas circundantes.

Por outro lado, a decomposição da madeira constitui uma parte importante no ciclo do carbono nos ecossistemas, assunto que é tratado em detalhe no estudo correspondente do critério 1: Recursos florestais e a sua contribuição para os ciclos do carbono.

A metodologia deste indicador já foi descrita no Critério 1 deste relatório. Não somente o volume de madeira morta é importante mas também o facto de se tratar de madeira morta no solo (logs) ou de madeira morta em pé (snags).

Assim, a madeira morta no solo (*logs*) foi medida em dois transeptos de 50 m de comprimentos (figura 5). São árvores mortas, no chão ou suspensas por um dos extremos formando um ângulo com o solo inferior a 45º, cujo diâmetro é superior a 75 mm (50 mm no caso da *Eucalyptus globulus*) e comprimento superior a 1 m.

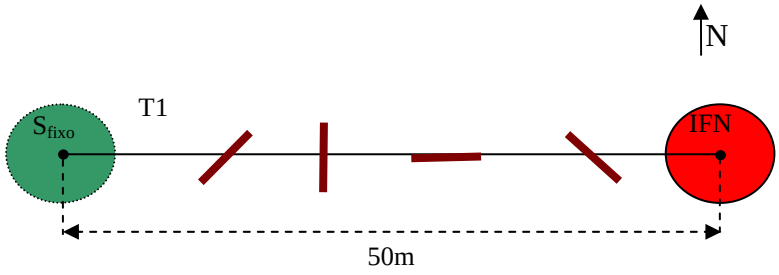


Figura 5 - Esquema de marcação dos transeptos

A madeira morta em pé (*snags*) foi avaliada na parcela IFN e na parcela de raio fixo, que apresenta uma superfície equivalente à parcela de inventário (500 m^2). São árvores mortas, que permanecem em pé e cujo diâmetro é maior ou igual a 75 mm (50 mm no caso da *Eucalyptus globulus*).

Na análise deste indicador, foi feito um agrupamento dos *logs* e *snags* por estrato arbóreo e classe de decomposição. Quantificou-se o seu número, o diâmetro médio (cm) e o volume médio (m^3 ha^{-1}). No caso dos *snags* foi medida ainda a sua altura total. As tabelas 38 e 39 mostram os resultados relativos à madeira morta.

Tabela 38 – Resultados médios dos *snags* inventariados

		Classes de decomposição				
Eunis classification	**snags**	1	2	3	4	5
Plantações de *Eucalyptus globulus* **(G2.81)**	n.º snags	20		1		
	diâmetro (cm)	6,3		5,2		
	altura (m)	10,1		10,2		
	volume (m^3 ha^{-1})	3,4		0,2		
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com *Eucalyptus globulus* **(G4.F)**	n.º snags	20	2			
	diâmetro (cm)	11,9	13,3			
	altura (m)	11,3	9,2			
	volume (m^3 ha^{-1})	3,2	1,7			
Povoamento puro de *Pinus pinaster* **(G3.71)**	n.º snags	49	12	2		4
	diâmetro (cm)	13,9	11,5	13,0		13,3
	altura (m)	10,8	7,8	10,3		2,4
	volume (m^3 ha^{-1})	8,1	5,5	1,4		2,1
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com folhosas diversas **(G 4)**	n.º snags	3	5	2		
	diâmetro (cm)	14,8	8,0	10,4		
	altura (m)	10,1	10,0	9,0		
	volume (m^3 ha^{-1})	2,5	1,3	1,0		
Povoamentos de folhosas diversas **(G1)**	n.º snags	33	4			
	diâmetro (cm)	18,5	20,6			
	altura (m)	10,0	7,2			
	volume (m^3 ha^{-1})	9,5	4,1			

Foi registado um número bastante significativo de árvores mortas de *Pinus pinaster* de pequena ou média dimensão. Em contrapartida no caso das folhosas diversas encontramos um número significativo de árvores com diâmetro superior a 30 cm e algumas árvores de pequena dimensão. Estes dois tipos de floresta foram os de maior relevância no que diz respeito à madeira morta.

A classe de decomposição 1 e 2 são as classes mais importantes nas folhosas diversas apresentando o número mais elevado de *snags* e *logs*. Na *Pinus pinaster* as cinco classes apresentam um número de *snags* e *logs* muito elevado, sendo significativo o elevado número de indivíduos na classe de decomposição 5.

Tabela 39 – Resultados médios dos *logs* inventariados

Eunis classification	**Logs**	**Classes de decomposição** 1	2	3	4	5
	n.º logs		1	15	4	
	diâmetro (cm)		8,3	8,4	6,0	
Plantações de *Eucalyptus globulus* **(G2.81)**	volume (m^3 ha^{-1})		0,9	2,5	1,1	
	n.º logs	2	5	33	1	
Povoamento de *Pinus pinaster* misto com	diâmetro (cm)	11,8	7,0	7,0	11,6	
Eucalyptus globulus **(G4.F)**	volume (m^3 ha^{-1})	1,8	0,8	4,4	1,7	
	n.º logs	13	8	8	5	22
Povoamento puro de *Pinus pinaster*	diâmetro (cm)	16,0	23,6	11,3	10,8	15,7
(G3.71)	volume (m^3 ha^{-1})	12,0	64,2	2,1	3,6	74,6
	n.º logs	5	1	1	2	1
Povoamento misto de *Pinus pinaster* com	diâmetro (cm)	7,8	10,2	13,7	11,4	7,1
folhosas diversas **(G4)**	volume (m^3 ha^{-1})	2,8	1,3	2,3	3,5	0,6
	n.º logs	4	19	6	1	4
	diâmetro (cm)	32,1	15,0	10,5	7,3	7,9
Povoamentos de folhosas diversas **(G1)**	volume (m^3 ha^{-1})	54,5	12,8	4,9	0,7	0,8

As folhosas diversas, por apresentarem árvores mortas de maior dimensão, têm um valor mais elevado, conforme os critérios que se têm discutido como indicadores de biodiversidade. Sob o ponto de vista do número de árvores mortas é a *Pinus pinaster* quem dá um maior contributo para este indicador.

5.6 Indicador 4.7

Este indicador é relativo à caracterização da paisagem.

Foi desenvolvida uma análise quantitativa da estrutura da paisagem, caracterizando o padrão espacial do coberto florestal, através de métricas capazes de expressar a composição, heterogeneidade, fragmentação e conectividade da paisagem, factores que se sabe influenciarem a riqueza de espécies e a biodiversidade em termos genéricos, como o prova a extensa bibliografia produzida sobre o assunto nos últimos anos (Jeanneret et al., 2003; Laganke et al., 2005, McAlpine e Eyre, 2002).

A existência de um grande número de métricas e o elevado grau de correlação que existe entre elas, fez com que grande parte do trabalho efectuado no âmbito deste projecto se concentrasse na selecção de um número pequeno de métricas que pudesse ser utilizado para caracterizar e monitorizar as mudanças que se operam no coberto florestal ao longo do tempo e que afectam a biodiversidade.

Da literatura consultada foi possível extrair um conjunto de linhas orientadoras para seleccionar um grupo de métricas relevantes para o objecto de estudo. Esta selecção pode ser baseada em conhecimento especializado ou em experiências de trabalho passado ou então em métodos estatísticos (ver De Clercq, 2006 entre outros**)**. Como não existia nenhum conhecimento ou experiência de trabalho neste âmbito na área de estudo ou em paisagens com características semelhantes optou-se pela segunda abordagem. A maioria das abordagens baseadas nos métodos estatísticos utiliza a análise de componentes principais (PCA), como técnica de redução da redundância apresentada nas métricas da paisagem (Honnay, 2003; Lausch 2002).

Assim começou por se calcular um vasto conjunto de métricas utilizando o programa de domínio público FRAGSTATS 3.0 (McGarigal e Marks, 1995) seguindo os procedimentos descritos em Riitters et al. (1995). As métricas foram calculadas para todas as classes de uso, considerando dentro da ocupação florestal as manchas definidas pela ocupação principal (um total de nove classes). Para tal utilizaram-se os mapas produzidos pela foto interpretação já acima referidos. Na conversão para o sistema raster utilizou-se uma célula de 100 m^2.

Em seguida calcularam-se os coeficientes de correlação de Spearman para todos os pares de métricas. Nos pares de métricas que apresentaram coeficiente superior a 0.75, uma das métricas foi eliminada da análise posterior (Griffith et. al., 2000). Todas as outras métricas foram mantidas dado o carácter exploratório da análise. No final, um conjunto de 24 métricas foi submetida à PCA.

A análise de componentes principais foi feita utilizando uma rotação “vari-max” para permitir uma melhor interpretação dos dados, tal como é recomendado por Simmering et. al. (2006), e Griffith et al. (2000) entre outros. Na tabela 40 mostra-se a percentagem da variância explicada pelos eixos da PCA.

Tabela 40 – Valores próprios e variância explicada pelos eixos da PCA

Eixo	Valor próprio	% de variância explicada	% de variância acumulada
1	3,589299	0,4487	0,4487
2	1,542053	0,1928	0,6414
3	1,095997	0,1370	**0,7784**
4	0,825329	0,1032	0,8816
5	0,712133	0,0890	0,9706
6	0,219753	0,0275	0,9981
7	0,015434	0,0019	1,0000
8	0,000001	1,0000	

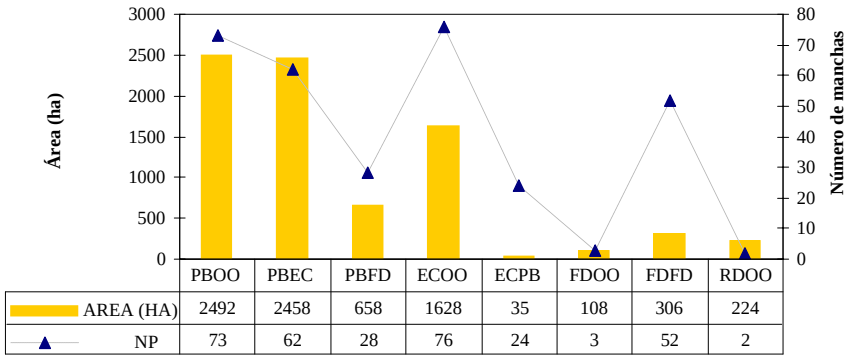
Da sua análise se conclui que os três primeiros eixos explicam cerca de 78% da variância encontrada, ou seja uma percentagem muito significativa, facto que levou a que fossem retidos estes três eixos para posterior análise.

Em seguida seleccionou-se um conjunto de oito métricas, aquelas que apresentam uma contribuição superior a 0.40 para os três primeiros eixos e que se apresentam na Tabela 41.

Tabela 41 - Contribuição das métricas para a composição dos três primeiros eixos da PCA

		Eixos principais	
Metrica	**Prin1**	**Prin2**	**Prin3**
Tipo de povoamento	0,10	0,37	**-0,64**
Area (ha)	**0,48**	0,18	0,04
Indice de forma (shape)	**0,49**	-0,20	-0,06
Complexidade da forma (Fractal)	0,38	**-0,45**	-0,14
Area de Interior (TCA)	**0,48**	0,18	0,04
Area média de interior (CORE)	0,19	-0,18	**0,63**
Densidade de áreas de interior	0,27	**0,59**	0,19
Média da distância à mancha mais próxima (NNN)	-0,18	**0,41**	0,37

Composição: Para cada tipo de coberto foi calculada a área e número de manchas. Assim pode dizer-se que a zona piloto é essencialmente constituída por áreas com *Pinus pinaster* puro e misto (5603 ha) e por *Eucalyptus globulus* (1627 ha) em povoamentos puros. As folhosas diversas têm apenas 414 ha e as resinosas diversas têm 224 ha. A *Eucalyptus globulus* apresenta uma área muito fragmentada, uma vez que exibe um maior número de manchas por unidade de área (Figura 6).



	PBOO	PBEC	PBFD	ECOO	ECPB	FDOO	FDFD	RDOO
AREA (HA)	2492	2458	658	1628	35	108	306	224
NP	73	62	28	76	24	3	52	2

Figura 6 – Área total e número de manchas por tipo de povoamento florestal no Concelho da Lousã, Portugal.

Forma das manchas**.** A análise da forma, particularmente a dimensão fractal mostra que os

povoamentos de *E. globulus* possuem as formas mais regulares e menos complexas, facto ligado à sua origem artificial e portanto a um maior grau de intervenção humana na sua origem (Figura 7). Este mesmo padrão, embora menos evidente foi observado nos povoamentos regulares de *P. pinaster* e nos povoamentos de resinosas diversas. Em contrapartida, nos povoamentos de folhosas diversas estes valores foram os mais elevados, mostrando assim a maior complexidade da forma destes povoamentos, e o menor grau de intervenção humana nestas manchas (figura 7).

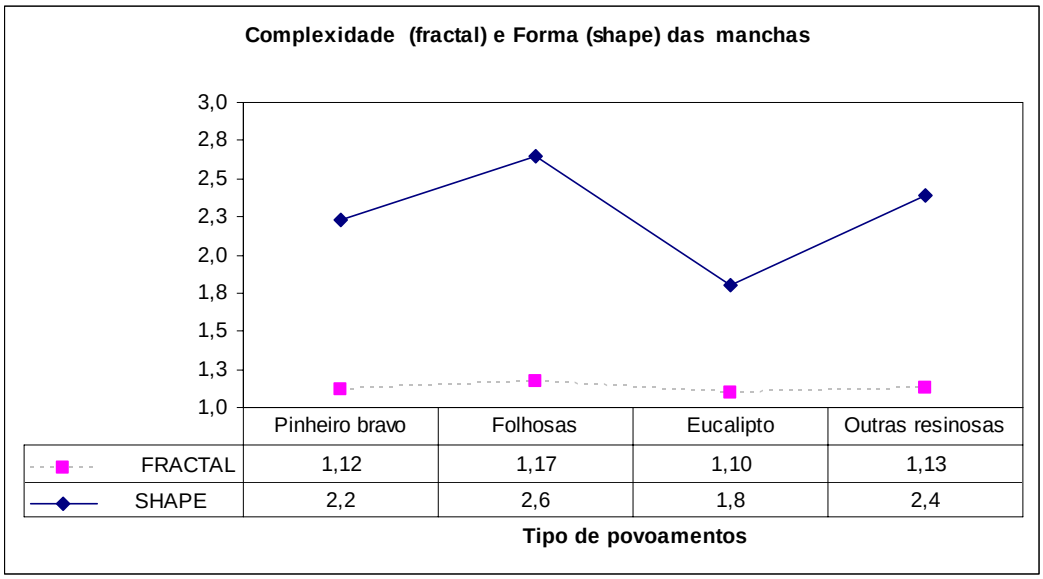


Figura 7 – Forma dos povoamentos florestais no Concelho da Lousã, Portugal.

Fragmentação e Conectividade A distância média ao vizinho mais próximo (ENN_MN) mostra que em todas as classes a distância entre manchas de características semelhantes é bastante pequena mostrando que manchas do mesmo tipo se localizam sempre próximas umas das outras (Figura 8).

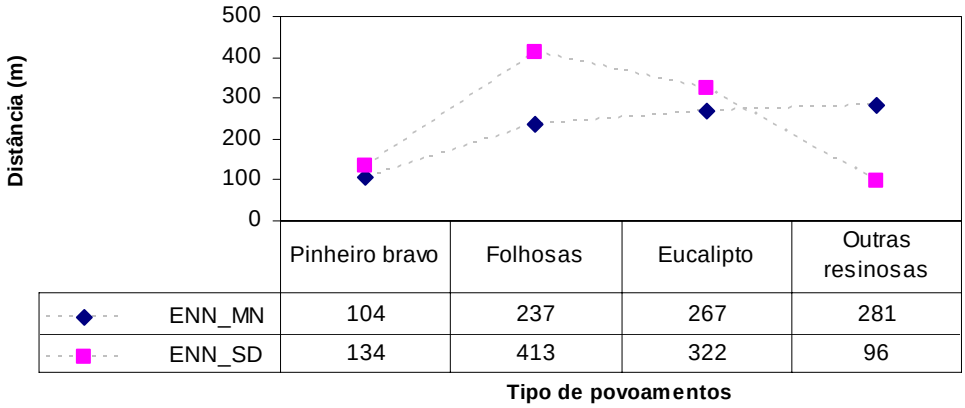


Figura 8 – Distância média ao vizinho mais próximo nos povoamentos florestais no Concelho da Lousã, Portugal.

De facto assim é com os povoamentos de pinheiro bravo, dada a sua grande área de

ocupação a formarem extensas áreas mais ou menos contínuas, logo seguidos do eucalipto. Já as folhosas diversas e as resinosas, concentram-se em determinadas localizações (linhas de água no primeiro caso e perímetro florestal no segundo). A análise do desvio padrão desta distância (ENN_SD) mostra um padrão relativamente diferente entre os diferentes tipos, ou seja, com os povoamentos de folhosas diversas a exibirem um desvio padrão francamente superior ao das outras classes. Esta observação em conjunto com a existência de uma pequena área de distribuição e um grande número de manchas, denuncia a fragmentação que afecta este tipo florestal.

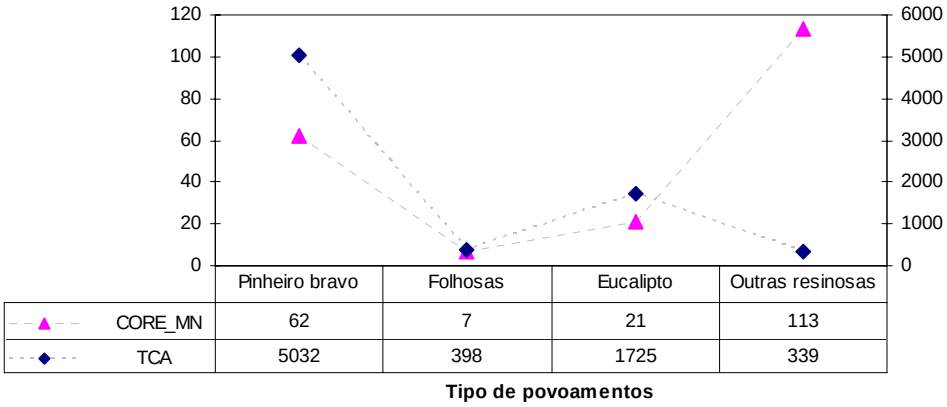


Figura 9 – Área de interior total (TCA) e área média das manchas com área de interior

As métricas relativas á área de interior (Figura 9) confirmam de facto a existência de poucas áreas de interior da reduzida dimensão das manchas com áreas de interior (7 ha) no caso das folhosas diversas.

De salientar também que no caso do eucalipto a média das dimensões das manchas com áreas de interior embora superior às das manchas de folhosas são consideravelmente inferiores às do pinheiro bravo e das outras resinosas contrariando a ideia mais ou menos generalizada de que as plantações ocupam grandes áreas contínuas. De facto, neste tipo de paisagem, onde a propriedade privada é de pequenas dimensões as plantações surgem em manchas de dimensões mais reduzidas.

5.7 Diversidade das plantas vasculares

Raul Salas, Beatriz Fidalgo, Paulo Morais, José Gaspar

Este indicador 4.10a, relativo à diversidade das plantas vasculares é um verificador seleccionado pelo grupo de peritos.

Para fins da avaliação da biodiversidade do subcoberto, foram seleccionadas aleatoriamente 54 parcelas dentro das 135 parcelas escolhidas para efectuar o inventário florestal neste projecto. A distribuição da amostra não foi proporcional à área dos estratos, mas sim de forma a garantir a amostragem dos diversos estratos presentes. Com este método foram amostrados todos povoamentos em qualquer estágio de desenvolvimento e em qualquer grau de complexidade estrutural. No capítulo relativo ao critério 1, foi explicado que as áreas com espécies de interesse de conservação foram inventariadas com uma grelha mais pequena (0,5 x 0,5 km) devido à sua reduzida área de povoamentos. O centro da parcela possui pontos correspondentes a pontos da grelha do Inventário Florestal.

Para a avaliação da biodiversidade, utilizou-se o método da área mínima, constituído por uma parcela denominada A_0 cuja forma inicial foi quadrada. A delimitação da parcela A_0 foi feita a partir do centro da parcela da através da medição de 0.71 m na direcção NE (ângulo de 45º em relação ao Norte), com o auxílio de uma fita métrica. As parcelas quadradas seguintes, cujos lados foram marcados segundo as direcções N-S e E-W, são executadas com a ajuda de uma fita métrica e de uma bússola, para garantir um ângulo de 90º entre cada lado adjacente. Depois de marcar o primeiro lado, marcaram-se os dois lados que lhe são perpendiculares e, finalmente, verificou-se o comprimento do quarto lado, caracterizando assim o chamado método da área mínima, representado na figura 4.5.

Esta operação repetia-se sempre que se aumentava a área da parcela, por exemplo de 1 m por 2 m para 2 m por 2 m. No quadrado inicial de 1m por 1m foi identificado e contabilizado o número de espécies herbáceas. Caso se encontrem novas espécies, aumenta-se a área para um quadrado com 2 m de lado. Sempre que eram encontradas espécies novas, a dimensão das parcelas aumentava para o dobro até se deixar de encontrar espécies novas. A área final dependia do tipo de vegetação de cada mancha, obtendo a área mínima especificamente para cada uma delas (figura 10).

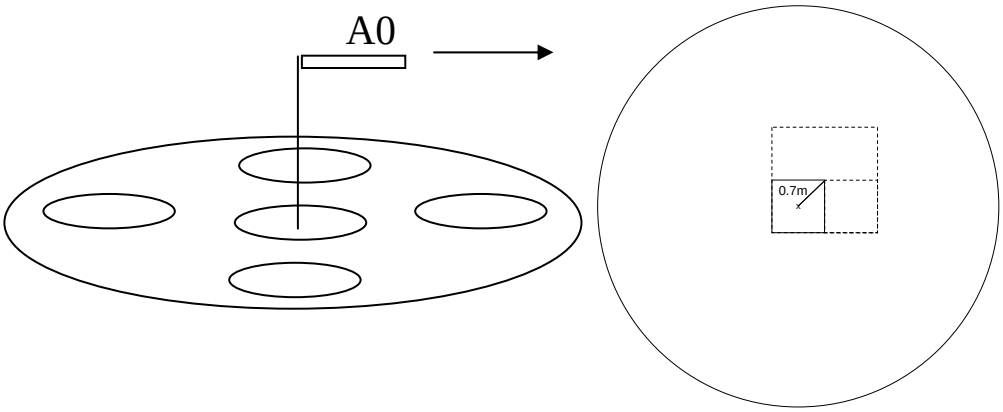


Figura 10 – Método da Área Mínima. Fonte: Protocolo Projecto Forsee, 2005.

Nestas parcelas foi registado o número de espécies e o respectivo grau de coberto (abundância), segundo a escala comum, caracterizada na Tabela 42.

Tabela 42 – Escala para Determinação da Abundância de Espécies

GRAU DE COBERTURTA	**ESCALA COMUM**
Coberto 90-100%	10
Coberto 75-90%	9
Coberto 50-75%	8
Coberto 35-50%	7
Coberto 25-35%	6
Abundância, coberto aprox. 20%	5
Abundância, coberto aprox. 5%	4
Disperso, pequena cobertura	3
Muito disperso, pequena cobertura	2
Escasso, pequena cobertura	1

Fonte: Protocolo Projecto Forsee, 2005.

5.7.1 Processamento de dados

Para avaliar a biodiversidade dentro das comunidades existentes, utilizamos métodos baseados na quantificação do número de espécies (riqueza específica) e métodos baseados na sua abundância - ALFA BIODIVERSIDADE.

Os índices utilizados para a avaliação da biodiversidade no Concelho da Lousã foram apresentados por Krebs (1989), Pitkanen (1998) e Moreno (2001).

5.7.1.1 Riqueza de espécies (S)

Estes índices estimam unicamente o número total de espécies na comunidade.

Índice de Margalef (1958):

O índice de Margalef demonstra a riqueza específica e refere-se ao número total de indivíduos.

$$R_1 = \frac{(S-1)}{\ln N}$$

Onde:

S = número total de espécies

N = número total de indivíduos

Índice de Menhinick (1964):

Este índice baseia-se na relação entre o número de espécies e o número total de indivíduos observados, que aumenta consoante aumenta o tamanho da parcela.

$$R_2 = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Onde:

S = número de espécies

N = número total de indivíduos

Índice de Simpson:

Este índice mostra a probabilidade que dois indivíduos escolhidos ao acaso de uma amostragem sejam da mesma espécie.

$$1\text{-}D = \sum p_i^2$$

Onde:

D = índice de Simpson

p_i = proporção de espécies numa comunidade (pi= ni/n)

Índice de McIntosh:

Este índice de dominância resulta independentemente do valor de N.

$$D = \frac{N - U}{N - \sqrt{N}}$$

Onde:

$U = \sqrt{\Sigma n_i^2}$ (i=1,2,3,...., S)

5.7.1.2 Índices de equidade

Índice de Shannon-Wiener:

Este índice mostra a diversidade de espécies e é afectado por espécies raras.

$H' = \Sigma_{i=1}^{s}(p_i)(\log_2 p_i)$

Onde:

S = número de espécies

p_i = abundância proporcional da espécie i

Índice de Pielou J´:

Este índice mede a proporção da diversidade observada em relação à máxima diversidade esperada.

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Onde:

$H'_{max} = \ln (S)$

Índice de HIEL:

E um índice de equidade e expressa a diversidade numa escala uniforme.

$$E' = \frac{N2}{N1}$$

Onde:

N1=número de espécies abundantes = $e^{H`}$

N2= número de espécies muito abundantes = $1/\lambda$

λ = Índice de Simpson

Índice de Alatalo F:

$$F = \frac{N2 - 1}{N1 - 1}$$

Onde:

N1=número de espécies abundantes = $e^{H`}$

N2= número de espécies muito abundantes = $1/\lambda$

λ = Índice de Simpson

Índice de Molinari G:

$G = [(\arcsin F)/90^{o}]F$, quando F> $\sqrt{0.5}$ ou

$G = F^{3}$, nas outras situações

Onde:

F= Índice de Alatalo F

Beta Biodiversidade

Indice de Whittaker:

Nesse índice se estima a biodiversidade que é observada entre os povoamentos analisados neste Concelho.

$$B_{w} = \frac{S}{\alpha - 1}$$

Onde:

S = número de espécies presentes no povoamento

α = número médio de espécies presentes em todos os povoamentos

5.7.2 Conclusões

A riqueza de espécies no estrato arbóreo foi maior nos povoamentos semi-naturais, nomeadamente os povoamentos constituídos por folhosas diversas autóctones (Fd). A seguir foram os povoamentos de resinosas diversas (Rd) que são povoamentos mistos regenerados artificialmente (várias espécies foram utilizadas nessas plantações). Finalmente temos os povoamentos de *Pinus pinaster* (pinheiro bravo) e de *Eucalyptus globulus* que, apesar de ter alguns povoamentos mistos com todas as espécies observadas

no terreno, contam com um número considerável de povoamentos puros e por isso em media são estes povoamentos com uma mais baixa diversidade (tabela 43).

Tabela 43 – Riqueza de espécies nos tipos de povoamentos florestais.

	Tipo de Povoamentos				Total
Espécies	**Pinheiro bravo**	**Folhosas diversas**	**Eucalipto**	**Resinosas diversas**	
Eucalyptus sp.	1	1	1	1	4
Pinus pinaster	1	1	1	1	4
Castanea sativa	1	1		1	3
Quercus robur	1	1		1	3
Quercus suber	1	1	1		3
Arbutus unedo	1	1	1		3
Acácia	1	1	1		3
Pinus nigra		1		1	2
Betula pubescens		1			1
Quercus pyrenaica		1			1
Outras Folhosas		1			1
Cupressus lusitanica		1			1
Pinus pinea	1				1
Pinus sylvestris				1	1
Chamaecyparis lawsoniana				1	1
Outra resinosa				1	1
No esp. Total	**8**	**12**	**5**	**8**	

Presentes em todos os tipos de povoamentos

Presentes apenas nos povoamentos das folhosas diversas

Presentes apenas nos povoamentos das resinosas diversas

O estrato herbáceo apresentou uma maior riqueza de espécies nos povoamentos de folhosas diversas, a seguir foram os povoamentos de pinheiro bravo, de eucaliptos e nos incultos. Nos povoamentos de resinosas diversas foram utilizadas muitas espécies tolerantes e em geral estes povoamentos têm altas densidades, o qual não permite a entrada da luz do sol ao nível do solo e, portanto, poucas espécies foram registadas nesse estrato. Relativamente ao estrato arbustivo destacam-se o maior número de espécies registadas nos povoamentos de pinheiro bravo, de eucaliptos e nos incultos, tendo menos espécies nos povoamentos de folhosas e de resinosas diversas (figura 11).

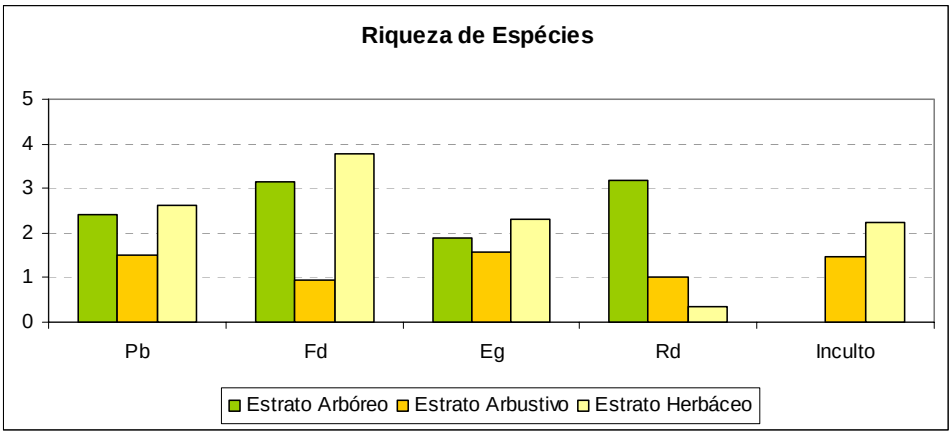


Figura 11 – Diversidade nos estratos dos tipos florestais

Como já foi referido anteriormente, em relação à riqueza de espécies, os índices de riqueza específica de Margalef (R1) e de Menhinick (R2) reiteram que no estrato herbáceo (h) os povoamentos de folhosas diversas apresentam maior biodiversidade, tal como os incultos e os povoamentos de pinheiro bravo. Valores inferiores destes índices foram registados nos povoamentos de eucaliptos e de resinosas diversas. Relativamente ao estrato arbustivo (s) nota-se novamente um número mais elevado de espécies nos incultos, nos povoamentos de pinheiro bravo e de eucaliptos, enquanto que nos povoamentos de folhosas e resinosas diversas foram registados os mais baixos valores nestes índices. Finalmente no estrato arbóreo, confirma-se com estes índices que os povoamentos mistos de folhosas e resinosas diversas em média apresentam um maior numero de espécies (figura 12).

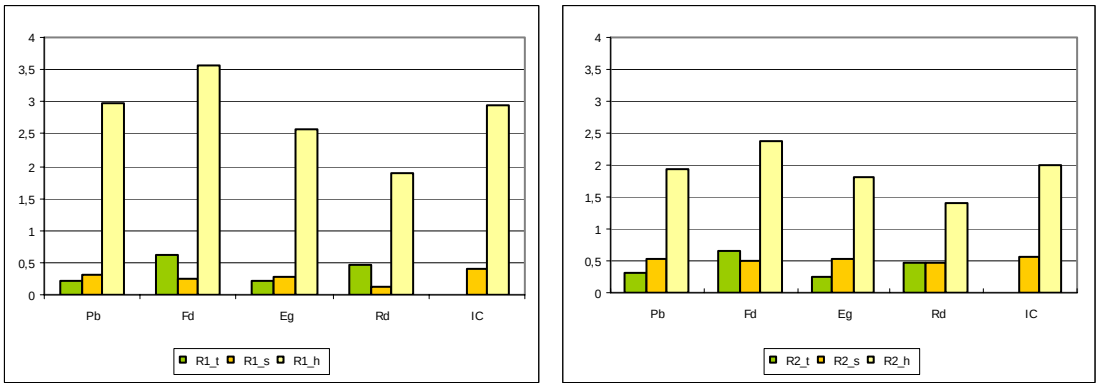


Figura 12 –Riqueza específica nos tipos florestais

Os índices de abundância e dominância de Simpsom e de McIntosh apresentam tendências muito parecidas, mostrando em relação ao estrato herbáceo (h) que nos povoamentos de folhosas diversas, nos incultos e nos povoamentos de pinheiro bravo foram observados os valores mais elevados destes índices. No estrato arbustivo (s) foi nos incultos onde foram observados os valores mais altos de diversidade, seguidos pelos povoamentos de pinheiro bravo, folhosas diversas e de eucaliptos. Os valores mais baixos de diversidade foram registados nos povoamentos de resinosas diversas. Em contrapartida, dado que os povoamentos de resinosas e de folhosas diversas foram criados por plantação e com várias espécies, os índices de Simpsom e de McIntosh foram os mais elevados no estrato arbóreo (t) (figura 13).

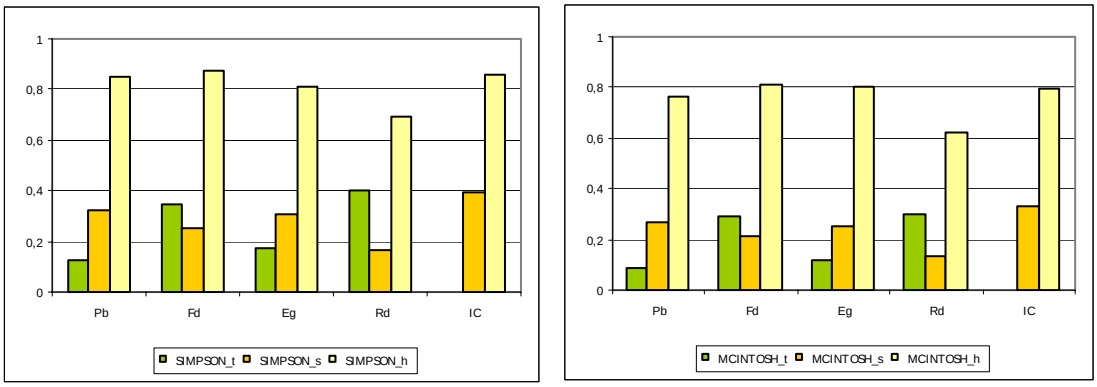


Figura 13 – Abundância e dominância nos tipos florestais

O índice de equidade de Shannon-Wiener mostra de maneira semelhante o comportamento já descrito nos índices de Simpsom e de McIntosh. Assim, os valores mais elevados foram registados no estrato herbáceo (h), em particular nos povoamentos de folhosas diversas, incultos e nos de pinheiro bravo. No estrato arbustivo (s) os valores mais elevados foram observados nos incultos e, igualmente, no estrato arbóreo (t), nos povoamentos de folhosas e resinosas diversas foram observados os valores mais elevados de diversidade (figura 14).

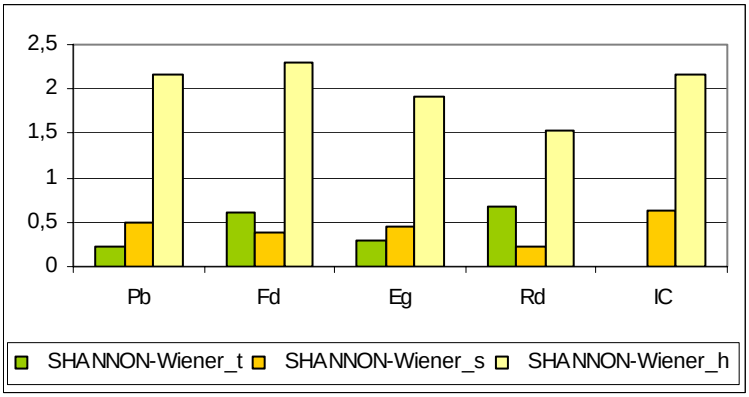


Figura 14 – Diversidade nos tipos florestais segundo o índice de Shannon-Wiener

Os índices de equidade mostram em todos os casos que no estrato arbóreo (t) os povoamentos de folhosas e de resinosas diversas apresentam uma melhor equidade, entendendo com isto que nestes povoamentos não há apenas um maior número de espécies, mas também um maior número de indivíduos nas espécies presentes, sendo portanto, a dominância menos marcada tal como acontece nos povoamentos de pinheiro bravo e de eucalipto. Em contrapartida, nos estratos arbustivos (s) e herbáceo (h) existe uma dominância marcada de algumas espécies dentro dos povoamentos de eucalipto, de pinheiro bravo e nos incultos. Esta marcada dominância de espécies não foi tão evidente nos povoamentos de folhosas e de resinosas diversas (figura 15).

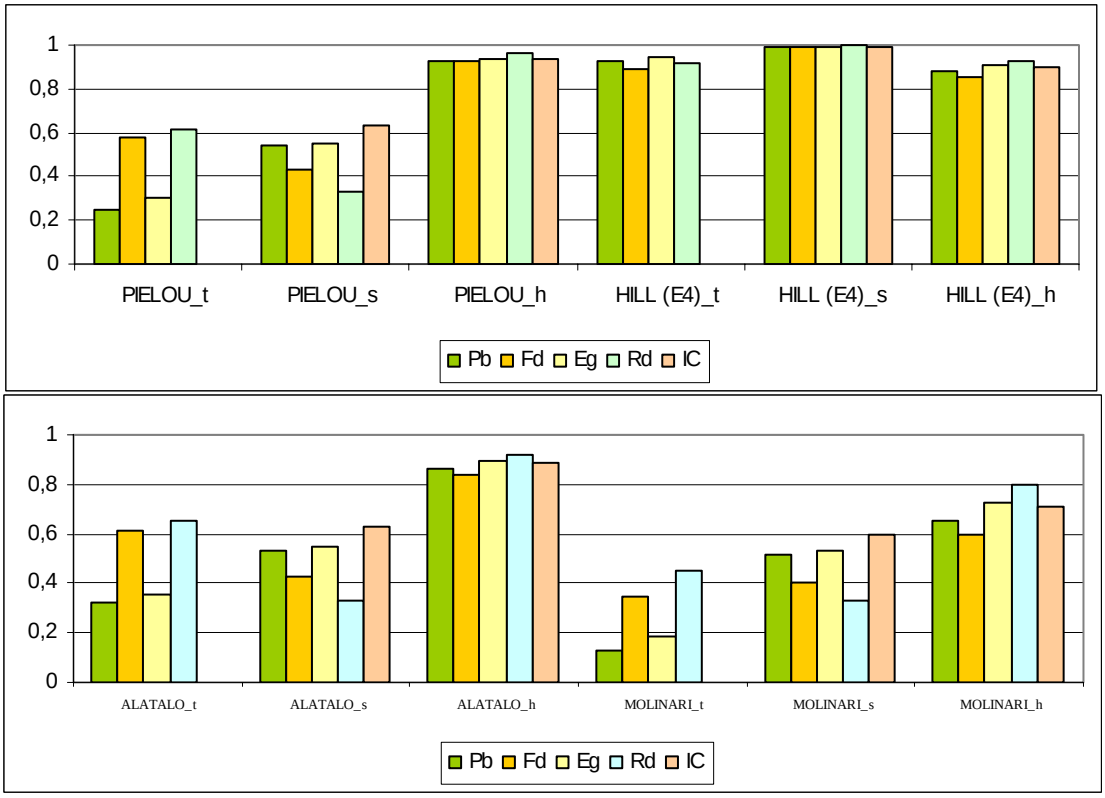


Figura 15 – Equidade dos tipos florestais nos estratos arbóreo (t), arbustivo (s) e herbáceo (h).

O índice de Whittaker confirma os resultados obtidos com os alfa-indicadores de diversidade. Os povoamentos de folhosas diversas apresentam em suma maior diversidade no estrato arbóreo e herbáceo. São também evidentes os valores elevados de biodiversidade, no estrato arbustivo e estrato herbáceo, nos incultos. Finalmente, nos povoamentos de resinosas diversas e de eucaliptos foram registados os valores mais baixos de diversidade no estrato herbáceo e do estrato arbóreo. No pinheiro bravo ocupa, em geral ,uma posição intermédia (figura 16).

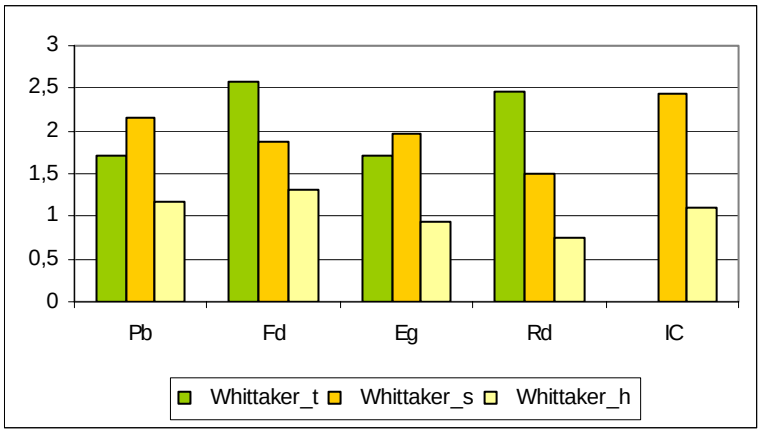


Figura 16 – Beta diversidade nos tipos florestais do Concelho da Lousã

5.8 Diversidade Animal

Susana Dias, Rui Morgado, J.P. Sousa, S. Mendes, R. Silva, A. Serrano

Birds and epigeal invertebrates (spiders and carabids) were sampled using the previously defined sampling point network that was produced for this project using data from the National Forest Inventory**.** Exceptions were made when: (a) the sampling point was too close to the patch boundary, (b) the sampling point was inaccessible (*e.g*. steep slope) and (c) the land-use on the sampling point had changed. In the first situation the sampling point was "moved" to the interior of the patch, to minimise edge-effects, and this way assuring that all birds detected were in fact using that patch. In the other two situations, whenever possible, a new sampling point was selected in the nearest patch with the same land-use type on a 1000m radius.

A total of 49 sites, representing 6 land-use types grouped in five EUNIS Habitats (4 forest classes and a Shrub class), were sampled (Figure 17 and Table 44) across the forested areas of Lousã municipality. Due to inaccessibility constrains (high slope, no permission to put the traps) the insect sampling was limited to 37 of those sites.

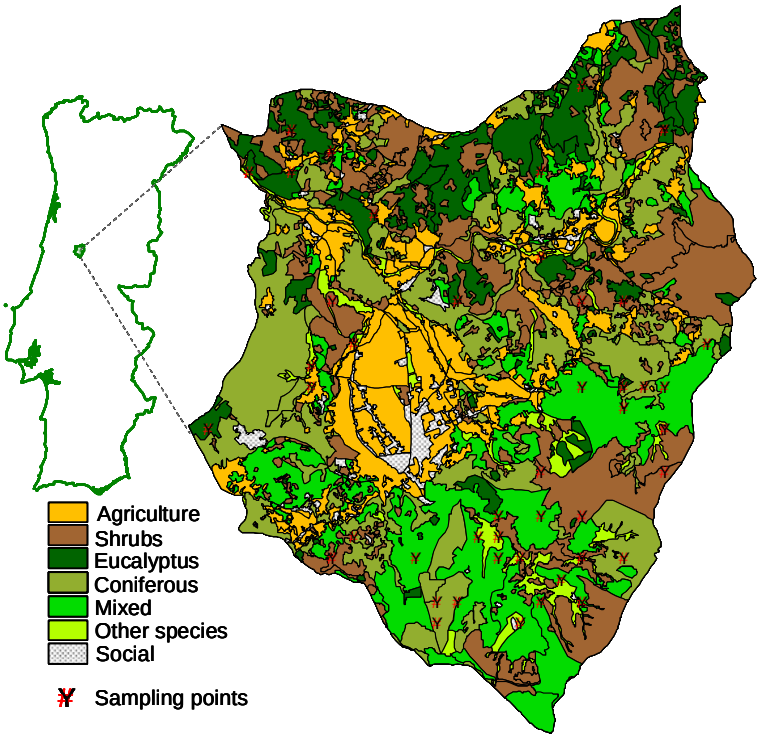


Figura 17 – Sampling poins across the different land-use types (according to the National Forest inventory) at Lousã municipality.

Soil fauna was sampled using four pitfall traps per area, during 2005, over four sampling times: May, June, July and September. At each sampling period, the traps were kept in field for three weeks (Table 1). A total of 31.029 individuals were collected in the traps. 6.269 of those were Coleoptera that were separated into 45 different families. The total number of Carabids was 1.072 individual species.

Tabela 44 – Sampling sites used for describe, birds, spiders and carabids diversity at different habitats at Lousã municipality

Class	EUNIS code	Stand description	Sampling Sites	
			Birds	Invertebrates
Sbs	F4.24	Shrubs and scrubs formations, < 2m high	7	5
Bdl	G1	Broadleaved deciduous, semi-natural	17	13
Eg	G2.81	Eucalyptus plantations	9	6
Pp	G3	Mainly maritime pine, semi-natural and plantations	8	6
Mx	G4	Mixed stands of conifers and broadleaved	8	7

5.8.1 Field methods for Birds

The bird censuses were carried out in the Spring of 2005 using 10-minute point-counts with no distance limit except patch boundary (Bibby *et al.* 1992). Each one of the 49 points was visited twice – in the first part of the breeding season (24th to 29th of April) and in the later part (29th of May to the 3rd of June) – and the higher values of bird richness (expressed as the number of species per plot) and abundance (expressed as the number of pairs per plot) of the two visits were used. All counts were carried out in the first 4 hours after sunrise and in the last 2 before sunset, when song activity is higher.

5.8.2 Data processing for birds

For quantifying bird abundance a value of 1 was addressed to each singing male, whereas a value of 0.5 was addressed to non-singing birds (*cf*. Muller 1997). Birds of prey, large sized corvids, swifts and swallows were excluded from the analyses as they clearly use the landscape at a different spatial scale and the method used is inadequate to estimate densities in these groups.

The indicator 4.10(c) birds have a group of characteristics that makes them very suitable to be used as environmental indicators: they are abundant, occupy a wide range of habitats and niches, their ecology is well documented, and they are relatively easily counted (Furness *et al.* 1993). Moreover, birds are sensitive to many kinds of environmental disturbance and can

be used to monitor potentially harmful changes in the environment. Bird populations are now monitored systematically in many European countries, and they are widely regarded as valuable for conservation assessment, especially in identifying temporal trends in environmental conditions that may have wider implications for biodiversity (Greenwood 1999). In this study, in the scope of the FORSEE project, we investigated the possibility of using this group as a biodiversity indicator of forest sustainable management.

Birds were sampled in a total of 49 sampling points, representing 5 different land-use types (Table 45). Bird censuses were carried out twice in each sampling point during the Spring of 2005 using 10-minute point-counts with no distance limit except patch boundary (Bibby *et al.* 1992).

Tabela 45 – Number of sampled points per EUNIS land-use type

Class	EUNIS code	Sampling sites	Stand description
Sbs	F4.24	7	Shrubs and scrubs formations, < 2m high
Bdl	G1	17	Broadleaved deciduous, semi-natural
Eg	G2.81	9	Eucalyptus plantations
Pp	G3	8	Mainly maritime pine, semi-natural and plantations
Mx	G4	8	Mixed stands of conifers and broadleaved

A total of 43 bird species were recorded during the point-count sampling, but only 34 were considered for analysis. Wren *Troglodytes troglodytes*, Robin *Erithacus rubecula*, and Blackcap *Sylvia atricapilla* were the most frequent species occurring in 82%, 78% and 65% of the counts, respectively. These 3 species were also dominant in terms of abundance representing *ca.* 44% of total birds detected (Table 46, see full list of species in the Data Chapter). The mean number of species and individual birds observed per point was 8.2 (SD=3.25; range=1-15) and 10.7 (SD=4.3; range 1-20), respectively.

Tabela 46 – Frequency of occurrence and abundance of the most frequent ten bird species.

Species	% Occurrence	% Abundance
Troglodytes troglodytes	81.63	18.07
Erithacus rubecula	77.55	14.52
Sylvia atricapilla	65.31	11.53
Fringilla coelebs	57.14	7.32
Turdus merula	44.90	3.99
Certhia brachydactyla	38.78	4.66
Regulus ignicapillus	36.73	4.10
Parus ater	36.73	5.43
Parus major	34.69	3.99
Carduelis chloris	34.69	3.33

5.8.2.1 Birds Diversity descriptors

Based on collected data, several biodiversity descriptors were calculated for each one of the five defined land-use types: abundance (Figure 18), species richness (S - Figure 19) and species diversity (Shannon-Wiener H' – Figure 20).

The 3 descriptors varied significantly and with a similar pattern across the 5 land-use types considered. Overall, there was a tendency for *Eucalyptus* stands (G2.81) to be the poorest land-use type for birds, whereas broadleaf stands (G1) were on the opposite end of the spectrum, showing the higher average values of bird abundance, richness and diversity.

Despite the high variability within each land-use type, it was possible to isolate groups of land-use types showing significant differences in the pattern of variation of a given descriptor. For instance, bird abundance was significantly higher in broadleaf (G1), conifers (*Pinus pinaster)* (G3) and mixed units (G4) in relation to Eucalyptus plantations (G2.81) and shrub areas (F4.24) (Figure 18). Bird richness and diversity varied in a similar way, but here *Eucalyptus* stands (G2.81) showed significantly lower values than any other land-use type, including shrub areas (F4.24) (Figure 19 e 20).

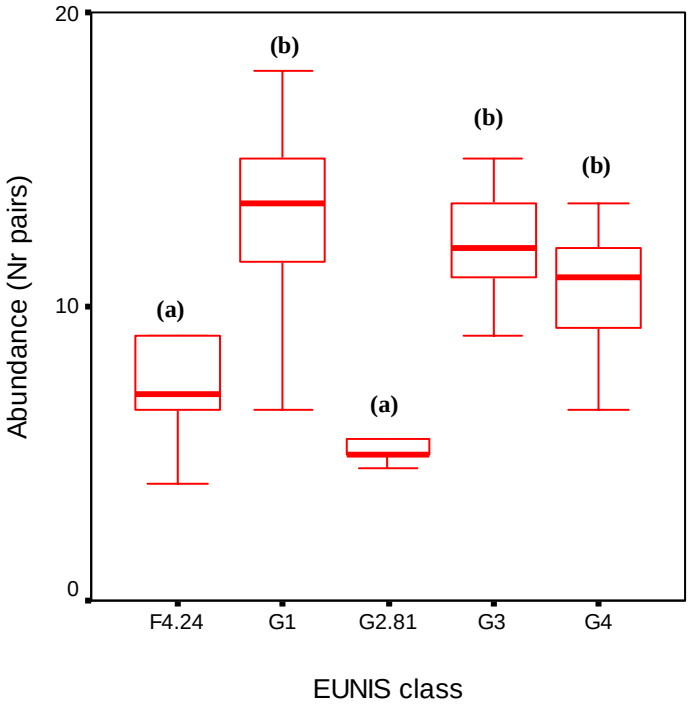


Figura 18 – Average bird abundance in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

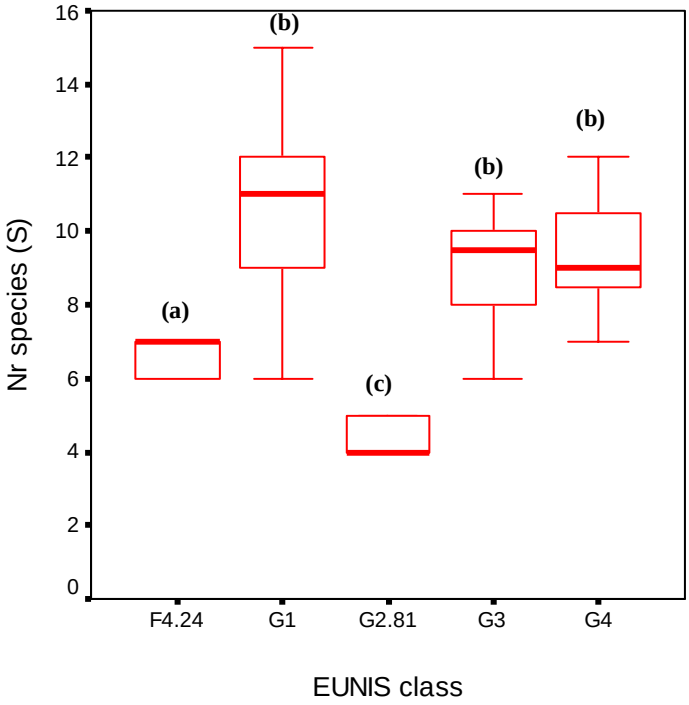


Figura 19 – Average bird species richness (S) in the different land-use types. (a), (b) and (c) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

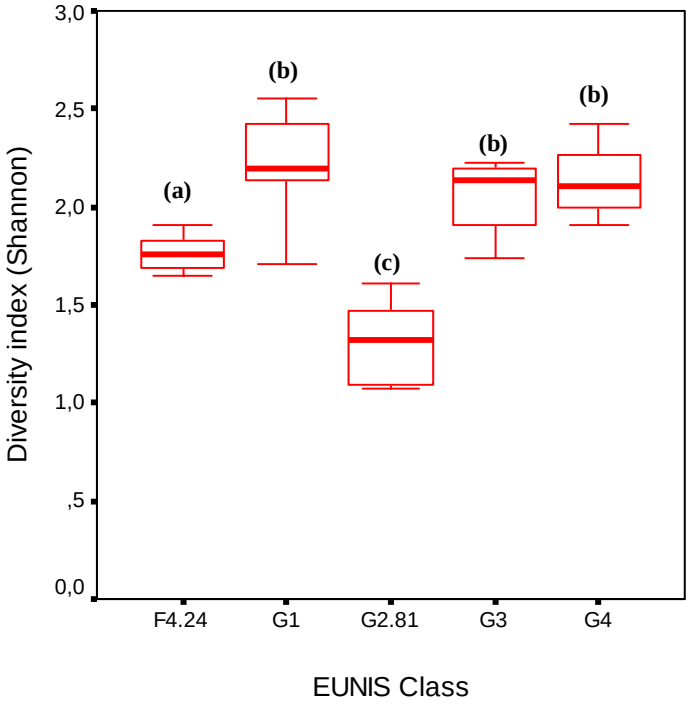


Figura 20 – Average bird species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a test.

5.8.2.2 Bird species as land-use and habitat complexity indicators

The software IndVal was used to find indicator species for different land-use types (level I analysis) and, when possible, for habitat complexity within each land-use type (level II analysis). Habitat complexity was related to the structural complexity of understorey vegetation (a measure related to forest management options) and was coded into two classes: low (code 0) and high (code 1) complexity.

The first-level INDVAL analysis identified a total of 10 bird species as indicators of four different land-use types - *Eucalyptus* stands were the only land-use type lacking an indicator species (Table III). The second–level INDVAL analysis only identified 3 species as indicators of 2 different groups – one species (*Certhia brachydactyla*) indicated conifers with high understorey complexity, and two other species (*Sylvia atricapilla*; *Parus major*) indicated broadleaf stands with a simple understorey (Table 47).

Further analysis are being conducted, namely on the relation with other available site environmental variables and landscape variables, in order to understand and explain the observed patterns. Land-use effects on species composition is also being analysed.

Tabela 47– Bird indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: I- land-use level (EUNIS code); II- habitat complexity within land-use level (low:0 and high: 1).

Level of analysis	Indicator species	Use for which the species is an indicator
I	*Fringilla coelebs*	G4
	Troglodytes troglodytes	G3
	Certhia brachydactyla	
	Parus cristatus	
	Parus ater	
	Sylvia atricapilla	G1
	Parus major	
	Regulus ignicapillus	
	Prunella modularis	F4.24
	Sylvia undata	
II	*Certhia brachydactyla*	G3 - 1
	Sylvia atricapilla	G1 - 0
	Parus major	

5.8.2.3 Birds as biodiversity indicators

The information collected on this group was compared with the other three indicators in order to check if Birds could act as surrogate group for other groups in future monitoring programmes. The Pearson correlation coefficients between bird biodiversity descriptors and the other indicator groups only points out significant correlations with carabids (Table 48). However, despite being significant, these values should be interpreted carefully and more data is necessary to validate for instance the use of bird species richness as a surrogate of carabids species richness.

Tabela 48– Pearson correlation coefficients between birds and other indicator groups *-p<0.05;**p<0.01; ***p<0.001.

	Carabids Nº ind	S	H'	Spiders Nº ind	S	H'	Plants S
Bird Nº	0.58 ***	0.64 ***	0.49 **	-0.07	-0.19	-0.19	-0.09
Bird S	0.46 **	0.58 ***	0.51 **	-0.04	0.00	-0.03	0.08
Bird H'	0.39 *	0.44 **	0.36*	-0.16	-0.03	-0.03	0.05

Being the bird richness a potential indicator to be incorporated in an indicator toolbox for monitoring purposes, it would be interesting to check if another abundance/diversity measure (*sensu lato*) could be used as a surrogate of this indicator.

Correlation between bird species richness and other measures were calculated (including the most abundant and widespread species), and the most significant relationships are presented in Table 49.

Tabela 49– Pearson correlation coefficients between bird species richness and other indicator measures. **p<0.01; ***p<0.001.

	Bird **Nº ind**	***Regulus ignicapillus*** **Nº ind**	***Sylvia atricapilla*** **Nº ind**	***Fringilla coelebs*** **Nº ind**	***Parus major*** **Nº ind**
Bird S'	0.91 ***	0.53 **	0.55 **	0.59 **	0.60 **

Bird species richness was strongly correlated with total bird abundance (Table 49, Figure 21). Four bird species abundance also showed good correlation values, revealing their possible use as surrogates of this indicator (Table 49, Figure 22).

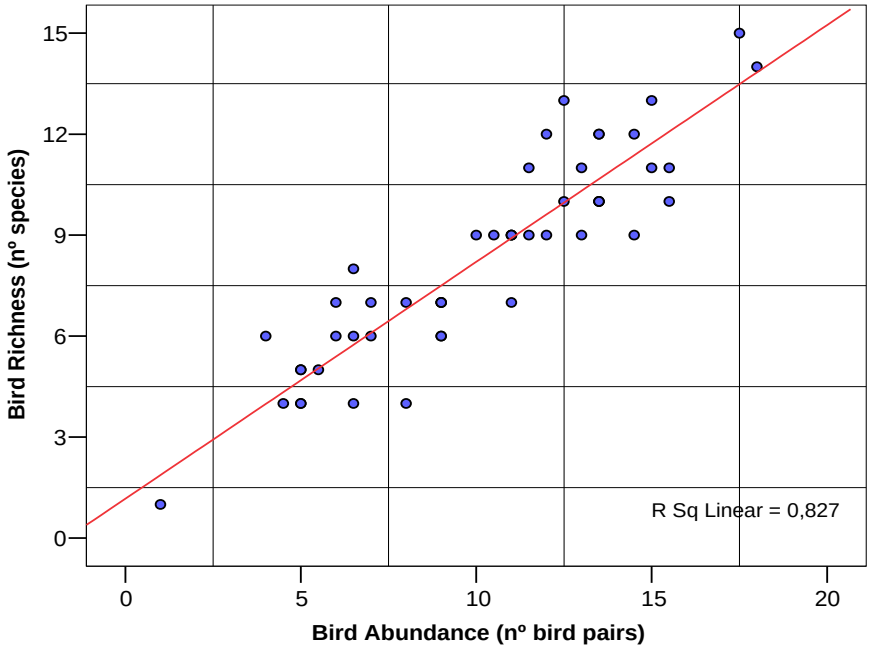


Figura 21 – Relation between bird species richness and total bird abundance.

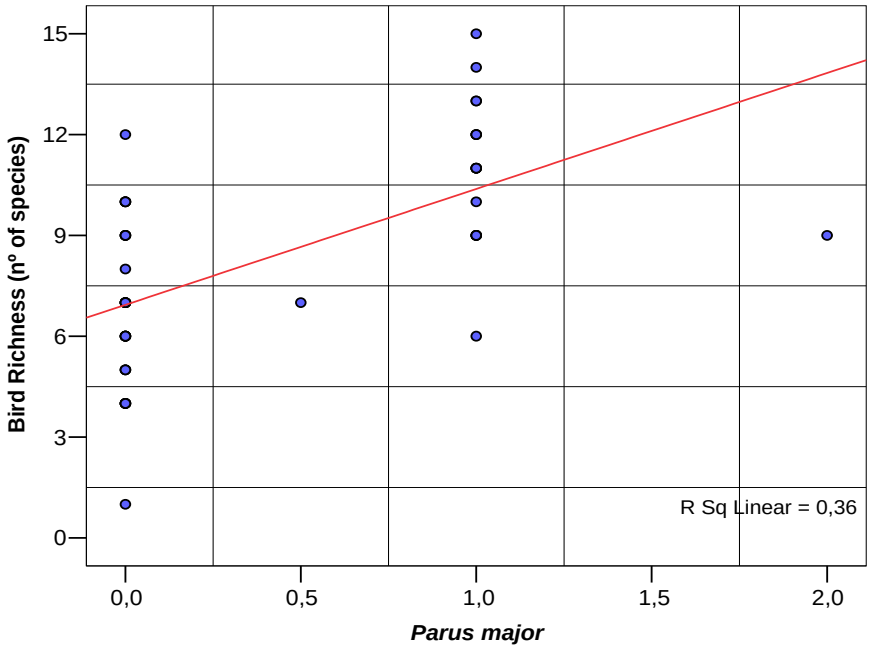


Figura 22 – Relation between *Parus major* abundance (number of pairs) and bird species richness.

5.8.3 Bird diversity conclusions

Bird diversity descriptors reacted to changes in the land-use type, with stands of autochthonous broadleaf tree species (e.g. chestnut *Castanea sativa* or common oak *Quercus robur* stands) in particular, but also of coniferous and mixed broadleaf-coniferous presenting significant higher values of abundance and species richness than the exotic *Eucalyptus* plantations. These results are in agreement with those obtained elsewhere, including studies conducted at wider spatial scales (e.g. Dias *et al.* 2001), and confirm the sensitivity of this group to the first option of forest management (what type of land-use to adopt for a particular site) and also confirm their use as verifiers of naturalness. The positive response of birds to the broadleaf stands is particularly interesting, as these stands were mostly small isolated patches inside the Eucalyptus/Maritime pine forest matrix, what shows its importance for birds in this region.

Indicator species were found for the all land-use types except for *Eucalyptus*. The first level INDVAL analysis, using the EUNIS land-use types as groups, had a very reasonable sample size (*ca.* 10 cases per group), which allowed achieving fairly consistent results, in agreement to what was expected from the ecology of those species (*e.g*. *P.ater* and *P.cristatus* as indicators of coniferous; or *P.modularis* and *S.undata* as indicators of shrublands; Cramp 1992; Cramp & Perrins 1993). In contrast, the second-level INDVAL analysis, using 2 sub-samples of each EUNIS land-use as groups, had a lower sample size (*ca.* 5 cases per

group) which revealed to be insufficient (see "*Problems in data analyses"*), as the obtained results lacked ecological support.

Bird species richness seems to be a poor surrogate of the richness of other indicator groups analysed in the project - the only significant inter-group correlation was obtained between bird and carabid richness suggesting the possibility of using one of them as a surrogate of the other; however we believe that more data would be necessary to validate this hypothesis as contrasting results have been observed elsewhere (*e.g.* Watt *et al.* 2003). In contrast, our data strongly supports the use of total bird abundance - which is an easier descriptor to collect in field relatively to bird richness - as a surrogate of bird richness (r pearson=0.91; $p<0.001$). From the four species that also presented important correlations with bird species richness we believe that *Sylvia atricapilla* and *Fringilla coelebs* constitute the best surrogate candidates as these two species are more abundant (see Table II) and easy to identify in the field than the other two (*Parus major* and *Regulus ignicapillus*).

5.8.4 Problems and Costs for birds

The Forest Inventory used to select the different sample locations was not up-to-date and some land-uses were different than what it was predicted. Therefore, in the field adjustments had to be made to sample the right land-use type. However there was not a clear methodology to cope with this problem what resulted in different teams collecting data not exactly on the same sites, decreasing this way the initial sample size, as sites that were sampled by two teams (e.g. vegetation and birds) in different sites had to be excluded from part of the analysis. This way, future studies with similar design should have this type of constraints in mind and pre-defined an uniform methodology to face them.

The results obtained regarding the use of bird species as indicators of habitat quality should be interpreted carefully. The major driver influencing the observed changes in species richness and diversity was the type of forest cover existing at each site (i.e., the land-use type). To better infer about the potential use of bird diversity descriptors and/or the presence/abundance of particular species as indicators (or verifiers) of certain habitat quality parameters derived from management options, a larger number of sites within each category would be necessary in future research or demonstration projects (e.g., the number of sites with low and high understorey complexity within each land-use type).

5.8.5 Field methods for Spiders and Carabids

Ground-dwelling invertebrates were sampled using the pitfall trap method. The sampling protocol consisted of 4 pitfall traps (plastic cups; 75 mm diameter) placed at least 5m apart in a cross design. The trapping fluid used was propylene glycol and each trap was covered by a plastic led (about 30 mm above ground) to prevent capture of small vertebrates and to reduce trap interference from other wildlife or humans. Table 1 shows the number of plot sampled in each land-use category. A total of 148 pitfall traps were operated on 37 sites during 12 weeks in 2005. The traps were serviced at 3 weeks intervals beginning in late April (starting date: 27-30 April) and ending in early October (last collection: 1-3 October). From early July until mid September no sample was allowed in that area due to a severe fire season.

The material from each trap was preserved in glycerinate alcohol. Some of the traps were damage due to human or animal interference. The invertebrates collected on pitfalls were identified to suborder or family level and abundance recorded. The carabids and spiders were identified up to species or morphospecies.

5.8.6 Data processing for carabids

Regarding Invertebrates, data for each sampling period was pooled for further analysis. The number of each *taxa* was weighted by trap night. Richness (S), abundance (N) and alpha diversity (Shannon Index) were compared between EUNIS classes using one-way ANOVA. The association between groups was post-hoc identified with Newman-Keuls Test (SPSS 15.0). Data was log transformed to reduce residues and approximate to normality.

Two levels of stand typology was used: first level – dominant “tree” type; second level – complexity of under-storey (according to richness of strata and percentage of each strata up to 2 m high). The species indicator value for two levels of stand typology was explored with INDVAL 2.0 (as a measure of specificity and fidelity).

Linear regression (R Pearson) and correlations were used to investigate the relationships between the diversity parameters of different taxa.

5.8.6.1 Carabid Diversity descriptors

The indicator 4.10(b1) the carabid beetles were chosen as an indicator group in this study because they are widely-distributed and abundant (Thiele 1977), are both taxonomically and ecologically diverse (Ribera et al. 2001, Cole et al. 2002), and they are sensitive to landscape structural heterogeneity and land use (Dennis et al. 1997, 2002, Davies and Margules 1998, Ribera et al. 2001, Brose 2003). Furthermore, despite the species turnover

between habitats or regions, the response of carabid communities to disturbance appear to be consistent (Ribera et al. 2001, Niemela¨ et al. 2002), enhancing the relevance of the indicator potential of this group.

Based on collected data, several biodiversity descriptors were calculated for each one of the five defined land-use types: abundance (Fig. 23), species richness (S - Fig. 24) and species diversity (Shannon-Wiener H' – Fig.25).

Despite the high variability between the units within each land-use type, Carabid abundance was significantly higher in the Broadleaf (G1) and conifers (*Pinus pinaster)* (G3) units (Fig. 23). In opposition, shrub areas (F4.24) and the exotic Eucalyptus plantations (G2.81) presented very low abundance values. Mixed stands (G4), although presenting an higher average abundance than these last two land-use units, no significant differences were found with between them due to the high intra treatment variability.

Species richness values (Fig. 24) followed a similar pattern among the different land-use types. However, again due to the great variation within each land-use type, only the Broadleaf stands (G1) were clearly separated from the others, presenting a significantly higher richness value. The same response was observed in the species diversity values (Fig. 25).

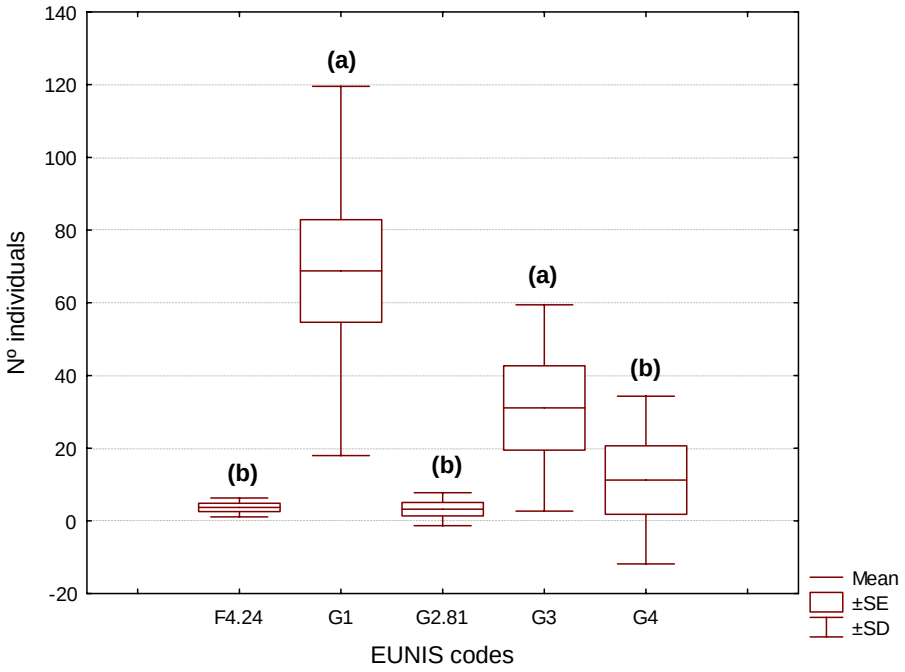


Figura 23 – Average Carabid abundance in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

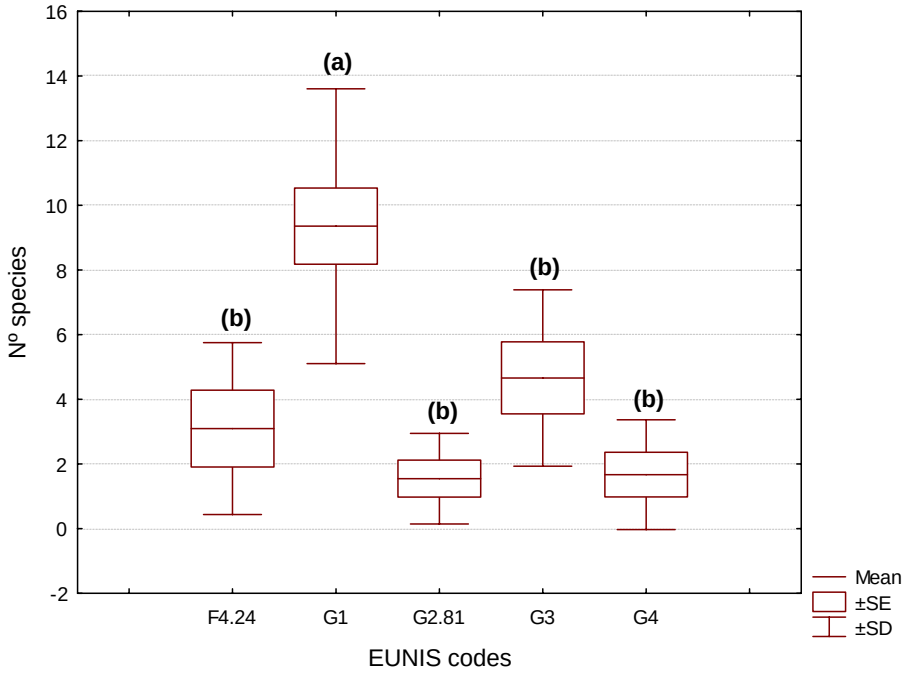


Figura 24 – Average Carabid species richness (S) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

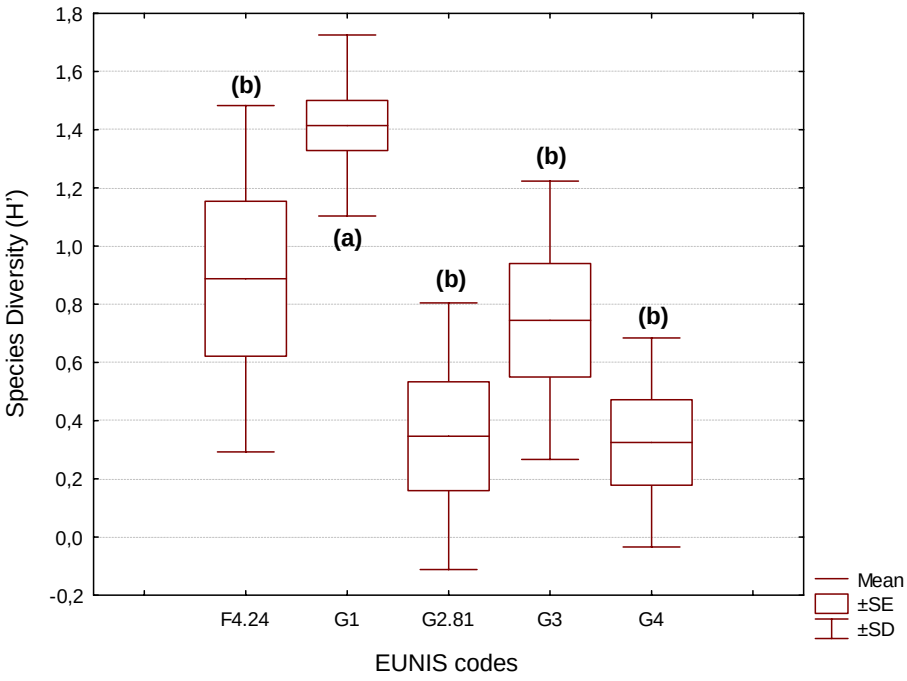


Figura 25 – Average Carabid species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

5.8.6.2 Carabid species as land-use and habitat complexity indicators

The software IndVal was used to find indicator species for different land-use types (level I analysis) and, when possible, for habitat complexity within each land-use type (level II analysis). Habitat complexity was related to the structural complexity of understorey vegetation (a measure related to forest management options that) and was coded into two classes: low (code 0) and high (code 1) complexity.

Only two land-use types were found to have indicator species, namely those dominated by either broadleaf (G1) or coniferous (G3) trees (Tab. 50). G1 land-use type, by being the most diverse and presenting an higher abundance, was the one that presented an higher number of indicator species.

One of these species (*Petrophylus brevipennis*) also indicates a good structure of the understorey vegetation (G1-1). In opposition, the species *Trechus quadristriatus* was found be indicator of a low understorey complexity (G1-0).

Tabela 50 – Carabid indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: I-land-use level (EUNIS code); II- habitat complexity within land-use level (low:0 and high: 1).

Level of analysis	Indicator species	Use for which the species is an indicator
I	*Chlaeniellus nitidulus*	G3
	Oreocarabus amblipennis	G1
	Petrophylus brevipennis	
	Poecilus sp.	
	Rhabdocarabus melancolicus	
II	*Petrophylus brevipennis*	G1-1
	Trechus quadristriatus	G1-0

5.8.6.3 Carabids as biodiversity indicators

The information collected on this group was compared with the other three indicators in order to check if Carabids could act as surrogate group for other groups in future monitoring programmes. The Pearson correlation coefficients between Carabid biodiversity descriptors and the other indicator groups only points out significant correlations with Birds (Tab. 51).

However, despite being significant, these values should be interpreted carefully and more data is necessary validate the use of Carabid species richness as a surrogate of Birds species richness.

Tabela 51 – Pearson correlation coefficients between Carabids and other indicator groups. *-p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001.

	Spiders			Birds			Plants
	Nº ind	S	H'	Nº ind	S	H'	S
Carabid Nº	0.17	-0.08	-0.18	0.58 ***	0.46 **	0.39 *	-0.22
Carabid S	0.21	-0.01	-0.08	0.64 ***	0.58 ***	0.44 **	0.01
Carabid H'	0.35 *	0.23	0.16	0.49 **	0.51 **	0.36 *	0.22

Being the Carabid richness a potential indicator to be incorporated in an indicator toolbox for monitoring purposes, it would be interesting to check if another abundance/diversity measure (*sensu lato*) could be used as a surrogate of this indicator.

Correlation between Carabid species richness and other measures were calculated (including the most abundant and widespread species), and those that were significant are presented (Tab. 52).

Tabela 52– Pearson correlation coefficients between Carabid species richness and other indicator measures. **p<0.01; ***p<0.001; Pet.brev. - *Petrophylus brevipennis*; Rha.mel. - *Rhabdocarabus melancolicus*.

	Coleoptera		Carabids	*Pet.brev. + Rha.mel.*
	Nº ind	S	Nº ind	Nº ind
Carabid S	0.68 ***	0.48 **	0.90 ***	0.87 ***

From those, the abundance of Carabids presented the higher positive correlation value (Tab. 52, Fig. 26), when considering all the land-use types studied. When considering the Broadleaf areas only (G1), the joint abundance of the two most abundant indicator species (*Petrophylus brevipennis* and *Rhabdocarabus melancolicus*) also presented a high and strongly significant correlation with Carabid richness on this land-use type (Tab. 52, Fig. 27).

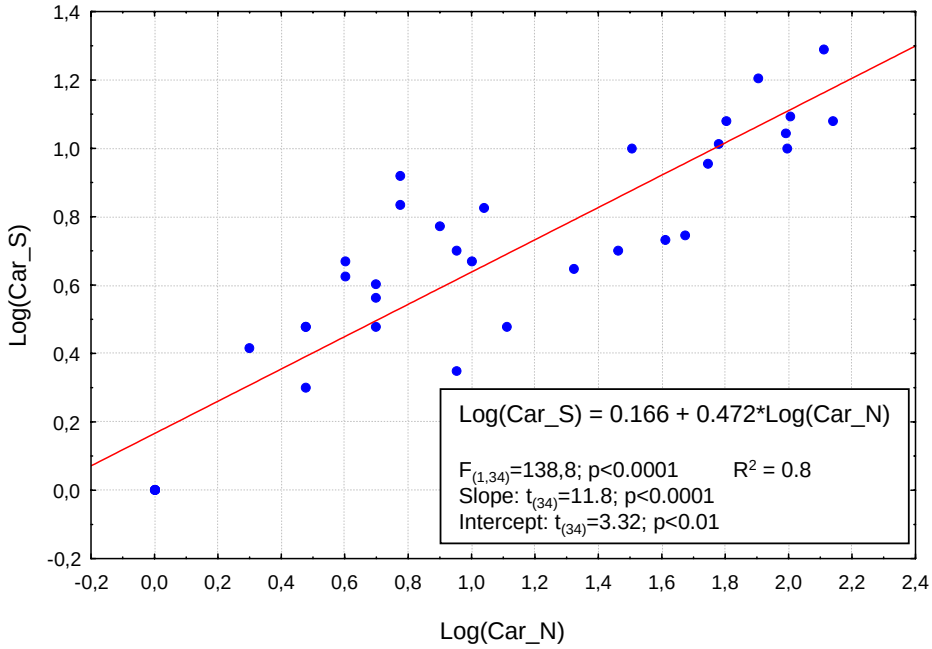


Figura 26 – Relation between Carabid abundance (Log) and species richness (Log) considering all land-use units.

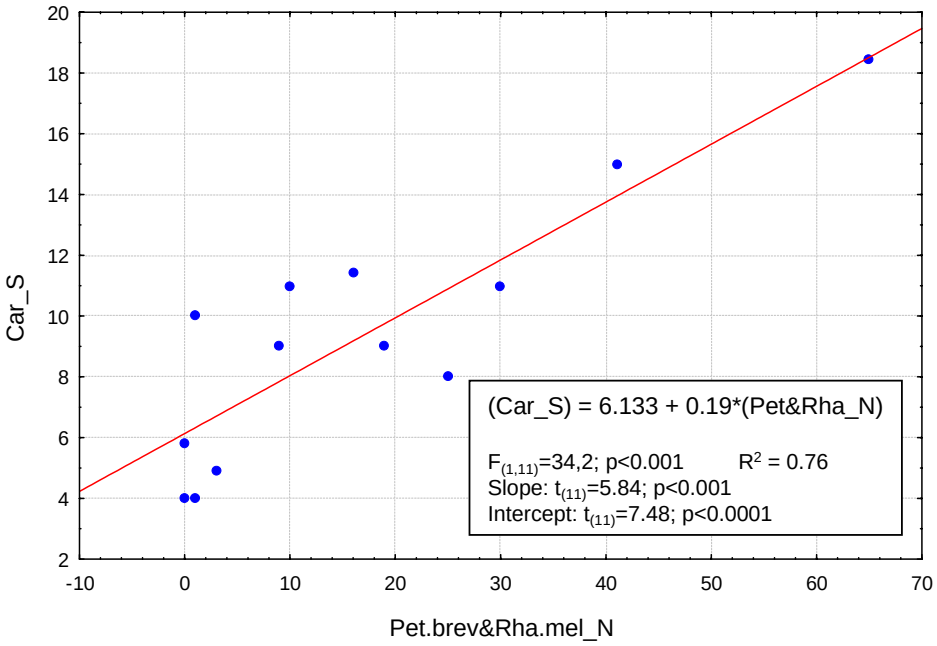


Figura 27 – Relation between the joint abundance of Petrophylus brevipennis and Rhabdocarabus melancolicus with Carabid species richness for the Broadleaf (G1) land-use type.

5.8.7 Conclusion for carabids diversity

Carabid diversity descriptors reacted to changes in the land-use type, with units dominated by autochthonous tree species (broadleaf and pine) presenting higher abundance and species richness than exotic eucalypt plantations or shrub areas. These results confirm the sensitivity of this group to the first option of forest management (what type of land-use to adopt for a particular site) and also confirm their use as verifiers of naturalness.

Collected information seems to indicate that a higher species richness is connected to a higher habitat complexity, namely on the structure of the under-storey vegetation. Moreover, two species (*Petrophylus brevipennis* and *Trechus quadristriatus*) were found to indicate, within broadleaf sites, a high and a low habitat complexity, respectively. Assuming that this feature could be a result of forest management, the results seem to indicate the sensitivity of this group to these management options. However, these findings should be interpreted carefully and more information is needed to validate them. A joint analysis, incorporating the results from other countries participating in the project, is advised.

Indicator species were found for the forest sites dominated by broadleaf or pine trees. Further analysis relating the abundance and the dispersal patterns of these species with habitat quality features are needed to understand their indicator value. Similarly, the inclusion of more information from other sites could be of great help.

Carabid species richness seems to be a poor surrogate of the richness of other indicator groups analysed in the project. Being carabids a good candidate indicator at soil level (epigeal fauna), monitoring costs could be further reduced by using surrogate measures of Carabid richness; in this context, abundance of carabids and abundance of particular indicator species (just for broadleaf areas) have good prospects to act as surrogates of carabid richness.

For monitoring purposes, one filed campaign, performed in April-May (early-mid Spring) seems to be sufficient to obtain enough information to be able to evaluate the status of carabid richness at the site.

5.8.8 Data processing for Spider

The indicator 4.10(b2), the potential of spiders as ecological indicators has already been investigated and its use recommended (*e.g.* Churchill 1997; Bromham *et al.* 1999, Pearce & Venier 2006). Spiders are important ecologically not only because of their role in regulating decomposer populations but also by constituting an important resource for larger forest predators such as amphibians, small mammals and birds (Clarke & Grant 1968). Furthermore, they are economical and logistically feasible to survey, and seem to respond consistently to habitat disturbance as they are strongly associated with habitat structure and/or associated microclimatic factors (*e.g.* site moisture, temperature, pH; Samu 1999), which may be altered by anthropogenic activities.

5.8.8.1 Spider Diversity descriptors

Based on collected data, several biodiversity descriptors were calculated for each one of the five defined land-use types: abundance (Fig. 28), species richness (S - Fig. 29) and species diversity (Shannon-Wiener H' – Fig.30).

The three descriptors present a high variability within each land-use type, originating an absence of significant differences between the different land-uses in any of the comparisons done. Despite this high variation, it is possible to observe a higher average abundance, species richness and species diversity in the land-use units dominated by shrubs (F4.24) when compared to the forested areas.

The close association with the presence of well structured shrub vegetation can also be seen within the other land-use units. Dividing the sites of each land-use type in two groups, according to the complexity of the understory vegetation, it is possible to see that species richness is higher on those areas where the shrub layer is well structured (Fig. 31). However, when analysing data after this division, the pattern described earlier can no longer be seen. This point to the observation that this indicator group, in terms of species richness, seems to react more to the structure of understory vegetation rather to the type of land-use at a particular site (at least within the boundaries of the studied sites).

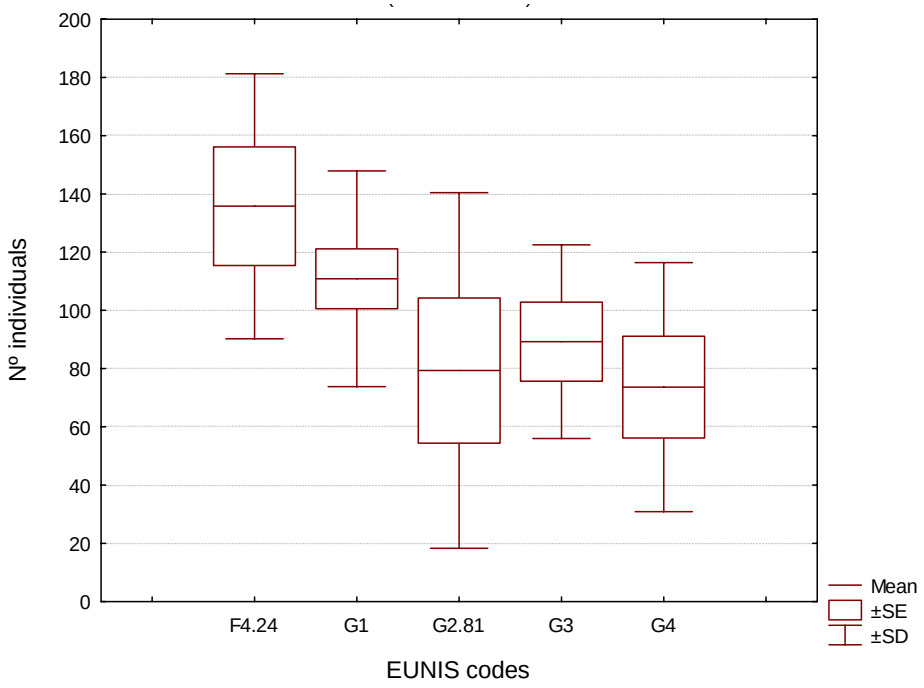


Figura 28 – Average Spider abundance in the different land-use types.

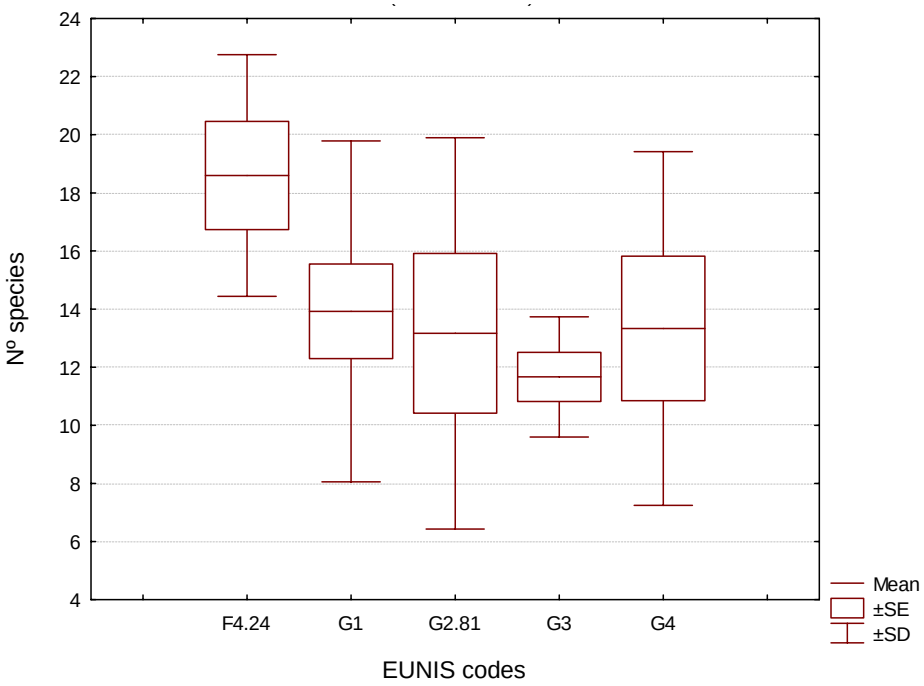


Figura 29 – Average Spider species richness (S) in the different land-use types.

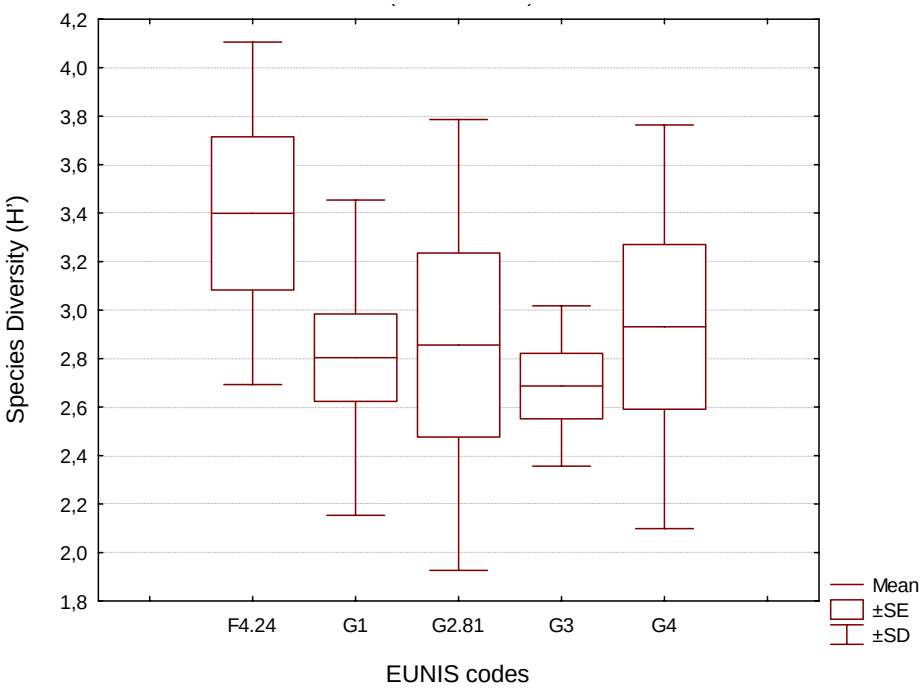


Figura 30 – Average Spider species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types.

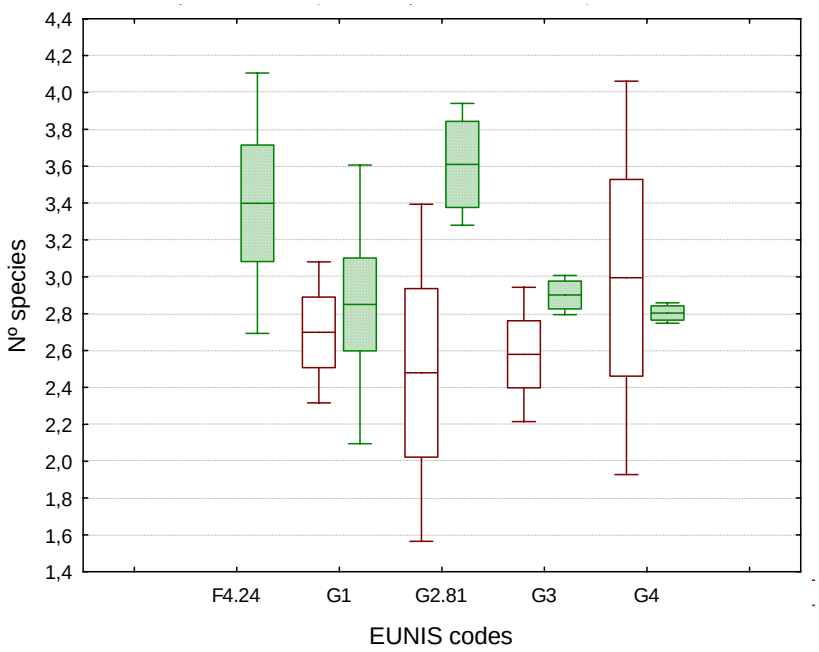


Figura 31 – Average Spider species richness (S) in the different land-use types according to the complexity of the understory vegetation. Low complexity (blank bars); high complexity (shaded bars).

5.8.8.2 Spider species as land-use and habitat complexity indicators

The software IndVal was used to find indicator species for different land-use types (level I analysis) and, when possible, for habitat complexity within each land-use type (level II analysis). Habitat complexity was related to the structure of understorey vegetation (a measure related to forest management options) and was coded into two classes: low (code 0) and high (code 1) complexity.

At the level I analysis, four out of the five land-use units presented indicator species (Tab. 53). Half of them are indicators of shrub dominated areas (F4.24), with the other three land-use types presenting only one (G2 and G4) and three species (G3).

On the level II analysis, two indicator species were found, both indicating areas with low habitat complexity.

A more detailed analysis to interpret the ecological meaning of these indicator values have to be performed, taking into account other habitat features, namely measures of habitat quality.

Tabela 53– Spider indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: I-land-use level; II- habitat complexity within land-use level.

Level of analysis	Indicator species	Use for which the species is an indicator
I	*Harpactea X1*	G2
	Xysticus erraticus	G3
	Malthonica lusitanica	
	Atypus affinis	
	Drassodes villosus	F4.24
	Xerolycosa nemoralis	
	Aelurillus V-insignitus	
	Euophrys semiglabrata	
	Gnaphosidae X6	
	Lycosidae X2	G4
II	*Tegenaria inermis*	G1-0
	Xysticus erraticus	G3-0

5.8.8.3 Spiders as biodiversity indicators

The information collected on this group was compared with the other three indicators in order to check if Spiders could act as surrogate group for other groups in future monitoring programmes. The Pearson correlation coefficients between Spider biodiversity descriptors and the other indicator groups did not showed any significant relationship in none of the comparisons made.

Being the Spider species richness a potential indicator to be incorporated in an indicator toolbox for monitoring purposes, it would be interesting to check if another abundance/diversity measure (*sensu lato*) could be used as a surrogate of this indicator.

In this context high and significant correlation was found between richness values at species and family levels (r = 0.83; p<0.0001), indicating that quantifying the taxonomic diversity at family level can act as a reliable surrogate for species richness (see also Fig. 32).

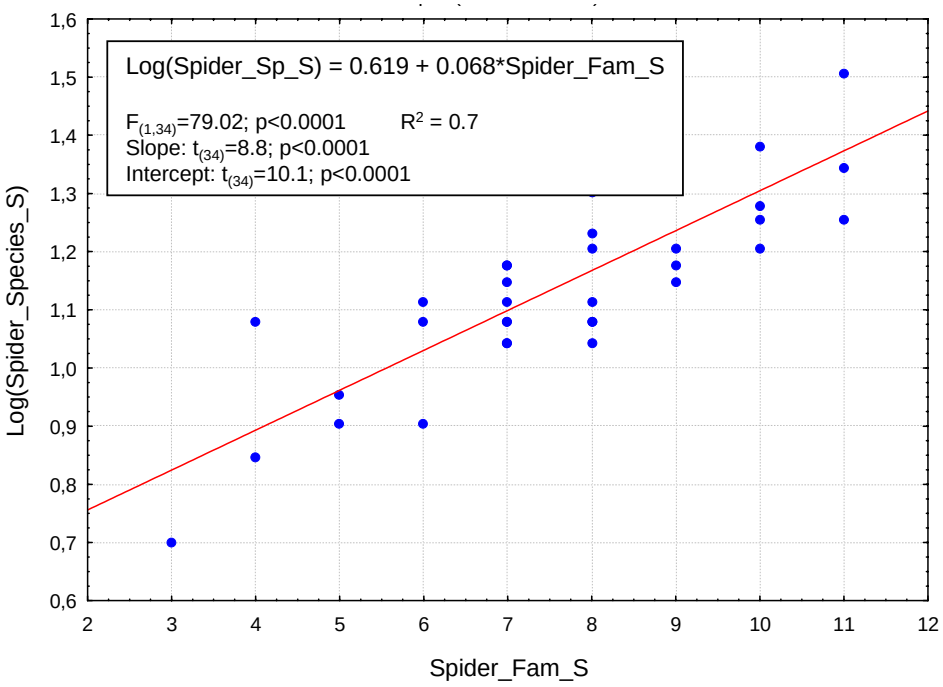


Figura 32 – Relation between Spider family richness and species richness.

Further analysis are being conducted, namely on the relation with other available site environmental variables and landscape variables, in order to understand and explain the observed patterns. Land-use effects on species composition is also being analysed.

5.8.8.4 Conclusions for Spider Diversity

Spider diversity descriptors reacted to changes in the habitat complexity (mainly the structure of the underground vegetation) more than to the different land-use at each site. This indicates that spider diversity could be a potential indicator of forest management in future monitoring programmes. However this relationship needs further confirmation with more data, since the unbalance design (e.g., biased number of sites with low and high habitat complexity within each land-use unit) does not allow it.

Several indicator species were found for several land-use units. Further analysis relating the abundance and the dispersal patterns of these species with habitat quality features are needed to understand their indicator value. Similarly, the inclusion of more information from other sites could be of great help.

Spider species richness seems to be a poor surrogate of the richness of other indicator groups analysed in the project. Being spiders a good candidate indicator at soil level (epigeal fauna sensitive to management induced changes in understory vegetation structure), monitoring costs could be further reduced by using surrogate measures of species richness; in this context, family richness have good prospects to act as a surrogate of species richness.

For monitoring purposes, one filed campaign, performed in April-May (early-mid Spring) seems to be sufficient to obtain enough information to be able to evaluate the status of spider richness at the site.

5.8.9 Problems and Costs for Spiders and Carabids

We suffered the loss of 13.8% of the traps in the field due to chance events (e.g., animal activity, wild fire). This problem could be overcome by placing a higher amount of traps per site (e.g., 2 or 3 more). These would be “replacement” traps, whose material would be analysed only if one or several of the major four were disappeared.

The results obtained regarding the use of Carabid species as indicators of habitat quality should be interpreted carefully. The major driver influencing the observed changes in species richness and diversity was the type of forest cover existing at each site (i.e., the land-use type), more than the habitat configuration (e.g., the structure of the stand and the complexity of the understorey vegetation).

To better infer about the potential use of Carabid and Spider diversity descriptors and/or the presence/abundance of particular species as indicators (or verifiers) of certain habitat quality parameters derived from management options, a larger number of sites within each category would be necessary in future research or demonstration projects (e.g., the number of sites with low and high understorey complexity within each land-use type). The costs of increasing the number of sites could be balanced by decreasing the number of sampling periods from 4 to 1 or 2 (see next point).

However, in this project, a gain in information regarding these questions could be achieved by a joint analysis of the data embracing all the sampled sites at the different countries, or at least those within the same biogeographical region.

The total cost involving sampling, sorting and identifying the material collected in the pitfall traps is estimated in 12.500 €. The work included: (1) 4 field campaigns (37 units * 4 pitfall traps/campaign, a total of 592 pitfall traps); (2) Sorting all specimens at order level; (3) Sorting and identifying all Spiders and Coleoptera at family level; (4) Sorting and identifying all Carabidae at species or morpho-species level. The cost per pitfall trap was estimated in 21 €.

Based on the collected data Spiders, the cumulative evolution of the number of species identified showed that 76.5% of the identified species were collected in the first campaign (May) and that 82.4% could be collected only by the second campaign (June). Both campaigns together contributed to the identification of 91% of the species, indicating that the field campaigns during early summer and early fall contributed only for less than 10% of the species.

Based on the collected data Carabids, the cumulative evolution of the number of species identified showed that 44.5% of the identified species were collected in the first campaign (May) and that 72.7% could be collected only by the second campaign (June). Both campaigns together contributed to the identification of 85% of the species, indicating that the field campaigns during early summer and early fall contributed only for about 15% of the species.

Based on this information, total costs could be reduced to half or 1/3 of the value, depending on the number of campaigns to be done during spring (two vs. one). In case only one campaign has to be done, the costs per trap may increase mainly due to the fact that more time is needed for identification at species or morpho-species level. Using the same sampling period for spiders and carabids will reduce by half the estimated costs involving field wok and sorting of all the epigeal fauna

6 Critério 5

Paulo Morais, Fernando Páscoa, Beatriz Fidalgo, Cristina Cameira, Carmo Magalhães

6.1 Indicador 5.1.1

Este indicador é definido pela percentagem e comprimento dos cursos de água com uma faixa ripária apropriada.

As zonas ripícolas funcionam como filtros específicos, habitats para determinadas espécies, para além dos efeitos ambientais e biológicos positivos sobre os terrenos envolventes. Para além das suas funções globais comuns, representam um papel primordial no controle do escoamento hídrico, dos sedimentos, intercepção de nutrientes, redução do processo erosivo, aumento da biodiversidade e valorização estética da paisagem.

A largura e a composição são parâmetros muito importantes nas zonas ripícolas,. Em Portugal Centro foi aplicada a legislação nacional, Decreto-Lei 468/71 (Domínio Público Hídrico) para definir o buffer adequado.

Para a avaliação deste indicador foi seguido o seguinte procedimento, com o recurso a um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

1. Caracterização da rede de drenagem quanto ao tipo (permanente ou temporária) e selecção apenas dos cursos de água permanentes.
2. Medição do comprimento da rede de drenagem.
3. Criação de um buffer de 20 m em redor dos cursos de água.
4. Caracterização dos diferentes tipos de vegetação, com a ajuda da fotografia aérea de1995, distinguindo as seguintes classes de uso do solo:
    - Agrícola
    - Incultos
    - Social
    - Improdutivos
    - *Pinus pinaster* puro
    - *Pinus pinaster* dominante
    - *Eucalyptus globulus* puro
    - Misto de folhosas
5. Intercepção do buffers dos cursos de água com as classes de uso do solo.
6. Cálculo da área do buffer por classe de uso do solo.

Considerou-se que uma mata ripária apropriada é formada por espécies ripícolas (*Salix*, *Populus*, *Fraxinus*, *Alnus*, etc.,…) com uma largura de 20 m. Esta mata tem como missão principal evitar a exportação de nutrientes (especialmente azoto), de sedimentos e de

elementos químicos para os ecossistemas aquáticos.

6.2 Indicador 5.1.2

Este indicador é definido pelo risco de erosão do solo.

A equação Universal da Perda do Solo (USLE) apresentada em 1965 por Walter H. Wischmeier e Dwight D. Smith, é um modelo de erosão utilizado para calcular um valor médio da perda do solo (A), correspondente a um longo período de tempo.

Foi desenvolvida no National Runoff And Soil Loss Data Center (fundado em 1954 pela Agricultural Research Service Admnistration) em cooperação com a Purdue University. É uma equação formulada empiricamente a partir de cerca de 10 000 medições realizadas nas mais variadas condições de solos e chuvas.
A Equação Universal de Perda de Solo distingue-se das suas antecessoras pelo termo Universal. Apesar de não ser inteiramente correcto, uma das principais características desta equação é ser aplicável em todos os locais. Além disto, o seu cálculo é relativamente simples graças ao tabelamento das várias variáveis intervenientes.
A USLE utiliza o princípio da sobreposição dos efeitos e fornece o peso de material seco erodido por unidade de superfície de solo:
A = R K LS C P,

em que A é a erosão do solo (ton ha -1 ano-1); R é o índice de erosividade pela chuva; K é o índice de erodibilidade do solo; LS é o índice topográfico; C é o factor cultural; P é o factor relativo a práticas culturais de conservação.

Para estimar a erosão potencial do solo foi utilizado um Sistema de Informação Geográfica (SIG) onde se aplicou a seguinte equação da USLE, para a qual foi necessário estimar previamente as suas diferentes componentes e adaptá-las à área piloto, Lousã.
Para a estimação da erosividade pela chuva, factor R, foi aplicada a regressão estabelecida pelo ICONA (1986) para o País Basco entre este factor R e a máxima precipitação média mensal (PPTmax), com a seguinte expressão:

$$R = 1.5651 \cdot PPT_{max} - 36.004$$

Para o cálculo das precipitações médias mensais foram utilizadas séries de 30 anos (1970 a 1999), recolhidas em 4 estações udométricas próximas da zona piloto, cuja tabela de dados se encontra na parte 3 deste relatório.

Com a ajuda do SIG foi feita uma interpolação da erosividade da chuva através do método da Ponderação do Inverso das Distâncias (IDW).

Para o cálculo erodibilidade do solo, factor K, foram utilizados valores tabelados para Portugal (Tabela 54) para os diferentes tipos de solo existentes na zona piloto (Pimenta, s/ data). Foram utilizadas as unidades de solo da carta dos solos do Atlas do Ambiente à escala 1/ 1 000 000 (IGEO).

Tabela 54 – Valor do factor K por tipo de solo

Classificação da FAO (Escala 1: 1000000)	Código	Valor de erodibilidade (K)
Fluvissolos	Je	0.19
Cambissolos Húmicos	Bh	0.32
Cambissolos eutricos	Be	0.31

Para o cálculo do índice topográfico, factor LS, foi utilizado a seguinte tabela 55, que transforma as classes de declive percentual no valor do factor LS. A percentagem de declive da área piloto foi obtida através do DTM (Digital Terrain Model), referente à área piloto com o emprego do SIG.

Tabela 55 – Valor do factor LS em função da classe de declive

Declive (%)	Factor LS
0-3	0.3
3-12	1.5
12-18	3.4
18-24	5.6
24-30	8.7
30-60	14.6
60-70	20.2
70-100	25.2

Forsee, C5 workgroup

Para a cobertura vegetal, factor C**,** foram utilizados os valores tabelados para Portugal (Pimenta, s/ data) para os diferentes usos existentes na ocupação do solo de 1995, definidos na tabela 56.

Tabela 56 – Valor do factor C em função do coberto vegetal

Factor C	Coberto vegetal
0.02	Pastagens
0.10	Olival
0.05	Pomar
0.20	Culturas de regadio
0.05	Vinha
0.05	Pinheiro bravo
0.20	Eucalipto
0.10	Folhosas
0.05	Resinosas
0.05	Pastagens naturais pobres
0.02	Inculto
0.10	Espaços florestais degradados
0.01	Ocupação urbana

No índice relativo a práticas de conservação e preparação do solo, factor P, utilizou-se o valor 1, o que significa que não foi considerado neste caso o efeito de eventuais práticas de preparação e conservação do solo.

6.3 Indicador 5.1.3

Este indicador é definido pela densidade das estradas/caminhos-de-ferro nas áreas ripárias. Devido ao processo erosivo, os caminhos situados à volta dos cursos de água são, em muitas circunstâncias, a principal origem de sedimentos nos cursos de água, podendo conduzir à alteração dos respectivos cursos de água e/ou levar à degradação do solo.

A importância deste indicador é analisar a densidade dos tipos de via próximos das áreas ripárias.

Neste indicador foi novamente utilizado um Sistema de Informação Geográfica na delimitação de áreas ripícolas, sua intercepção pela rede viária e cálculo dos comprimentos interceptados. O procedimento utilizado pode ser resumido nos seguintes 6 pontos:

1. Criação de um mapa de cursos de água;
2. Medição da rede de drenagem com a ajuda da cartografia digital;
3. Determinação das zonas com as seguintes larguras (buffer): 10, 25, 50 e 100 metros em redor de todos os cursos de água;
4. Carregar no SIG o mapa desenvolvido para a rede viária identificada;
5. Para cada buffer verificar o comprimento de cada tipo de via, que o intercepta;
6. Determinar o comprimento dos diversos tipos de vias.

6.4 Indicador 5.3.2

Este indicador é definido pelo estado nutricional dos povoamentos florestais.
Nas parcelas previamente seleccionadas, foram recolhidas 4 amostras de solo a duas profundidades: 0-30 cm e 30-60 cm. Para se obter uma amostra representativa da parcela para análise química, realizou-se um compósito de cada profundidade. Com a finalidade de nos anos seguintes se retirar um novo conjunto de 4 amostras em locais diferentes dos anteriores, foi sobreposta à parcela IFN, em gabinete, uma malha quadrada com 18 m de lado, subdividida em 6x6 quadrados com 3 m de lado, e o centro da grelha coincidinde com o centro da parcela de inventário, como mostra a figura 33. Os 4 pontos seleccionados em 2005 localizam-se na direcção dos 4 pontos cardeais a 3 m do centro.

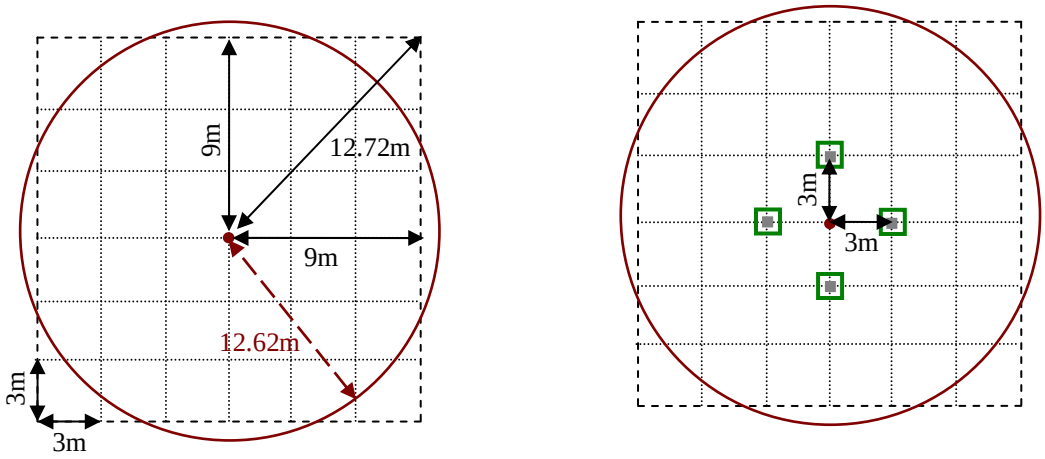


Figura 33 – Esquemas da parcela de solos para localização dos pontos de amostragem de solos e manta morta/folhada

Antes de retirar a amostra de solo foi retirada a camada orgânica até que estivesse visível à superfície o primeiro horizonte mineral (Figura 34). A amostra não pode ser retirada perto de árvores, a uma distância inferior a 1.5 m delas, para evitar a presença de raízes.

Caso não tenha sido possível recolher a amostra no ponto seleccionado pela presença de rocha-mãe, deve-se anotar a profundidade total do perfil. No caso da presença de um obstáculo (cepo, rocha, etc.), a amostra pode ser retirada num raio de 0.5 m, tomando como centro o obstáculo.

Figura 34 – Recolha de amostras de solos

As amostras recolhidas foram previamente secas em estufa a uma temperatura de 35-37 ºC e passadas por um crivo em aço inoxidável de malha de 2 mm. As determinações analíticas foram efectuadas na fracção terra fina (partículas de diâmetro <2 mm); foram realizadas as seguintes análises físicas e químicas:

- Análise granulométrica – Determinam-se os lotes de areia, limo e argila por densimetria, utilizando um densímetro de Bouyoucos. A dispersão efectua-se com uma solução de hexametafosfato de sódio e carbonato de cálcio;
- Humidade – Determinada por secagem em estufa a 105 ºC até peso constante, segundo a norma ISO 11465;
- Retenção de humidade a diferentes valores de pF – Determinadas pelo método da membrana e da placa de pressão;
- Densidade aparente – Determinada pelo método do cadinho de Gooch;
- Carbono orgânico e matéria orgânica – O carbono orgânico é determinado por colorimetria, com base no método de Tinsley modificado. O teor de matéria orgânica é calculado multiplicando o teor de carbono orgânico pelo factor 1,724, admitindo que a matéria orgânica contém aproximadamente 58% de carbono;
- Azoto total – Determinado por combustão seca utilizando um analisador elementar LECO CNS;
- Azoto rnineral (Nmin) – Extracção com água na proporção solo:água 1:5 (m/v) e doseamento por volumetria após destilação por arrastamento de vapor de água;
- Azoto amoniacal (NH4) – Extracção com água na proporção solo:água 1:5 (m/v) e doseamento por volumetria após destilação por arrastamento de vapor de água;
- Azoto nítrico (NO3) – Extracção com uma solução de sulfato de cobre e doseamento por método electroquímico com um eléctrodo selectivo de ião nitrato;
- pH(H2O) - Determinado potenciometricamente numa suspensão solo:água na proporção 1:2,5 (v/v);
- Condutividade eléctrica – Determinada por condutivimetria no extracto aquoso 1:2 (v/v);
- Cloretos – Determinados pelo método de Mohr. Extracção com água na proporção solo:água 1:5 (m/v) e doseamento por titulação com uma solução de nitrato de prata 0,025 M;
- Carbonatos totais – Doseamento num calcímetro de Scheibler do volume de dióxido de carbono libertado após destruição dos carbonatos com ácido clorídrico;
- Calcário activo – Extracção com uma solução de oxalato de amónio em excesso e doseamento por volumetria em meio ácido e a quente;
- Fósforo e o potássio extraíveis – Determinados pelo método de Egner-Riehm modificado, utilizando como extractante uma solução de lactato de amónio 0,1 N e ácido

acético 0,4 N com pH compreendido entre 3,65 e 3,5, sendo doseados num espectrofotómetro de emissão de plasma (ICP-OES radial simultâneo);

- Cálcio e magnésio extraíveis – Extracção simultânea com uma solução de acetato de amónio 1M a pH 7,0, sendo doseados por espectrofotometria de absorção atómica;
- Bases de troca e acidez de troca – Extracção com uma solução de acetato de amónio 1 M a pH 7,0. O cálcio e o magnésio são doseados por espectrofotometria de absorção atómica, o potássio e o sódio por fotometria de chama e a acidez de troca por titulação do extracto com hidróxido de sódio 0,1 M;
- Capacidade de troca catiónica (CTC) e grau de saturação de bases (CSB) – O valor da
- CTC ó obtido pela soma das bases de troca (SBT) e da acidez de troca. O GSB é calculado pela expressão GSB: (SBT/CTC) x I 00;
- Alumínio de troca – Extracção com uma solução de cloreto de potássio 1 N, sendo doseado por espectrofotometria de absorção atómica;
- Ferro, manganês, zinco e cobre extraíveis – Extracção simultânea com uma solução de acetato de amónio, ácido acético e EDTA ajustada a pH 4,65 (solução de Lakanen), sendo doseados por espectrofotometria de absorção atómica.
- Boro extraível – Extraído com água fervente e doseado num espectrofotómetro de emissão de plasma (ICP-OES radial simultâneo).
- Sódio solúvel em água – Extracção com água na proporção 1:5 (n/v) e doseamento por fotometria de chama;
- Cádmio, cálcio, chumbo, cobre, crómio, ferro, magnésio, manganês, níquel, potássio e zinco totais - Extracção simultânea com água régia segundo a Norma ISO 11466. Doseamento num espectrofotómetro de emissão de plasma (ICP-OES radial simultâneo);
- O azoto e o enxofre são determinados em analisador elementar LECO NS 2000 (o azoto detectado por condutividade térmica e o enxofre numa célula de infravermelhos) e os restantes nutrientes são determinados numa solução clorídrica das cinzas do material vegetal obtidas a (500±20) ºC, utilizando um espectrofotómetro de emissão de plasma (ICP-OES radial simultâneo).

Posteriormente foram calculadas as médias dos valores das análises obtidos por tipo de povoamento puro e dominante das principais espécies, pinheiro bravo e eucalipto e para povoamentos mistos.

6.5 Indicador 5.3.4

Este indicador é definido pela rápida visualização das perturbações do solo.

Durante a caracterização geral da parcela foi especificado por parcela de amostragem a existência de perturbações no solo. Realizou-se uma análise qualitativa do local onde se analisaram as seguintes variáveis: declive, topografia, pedregosidade, erosão e compactação.

O declive na parcela de amostragem foi determinado através do *hipsómetro Vertex*. Na análise foi considerado agregado em 5 classes, descritas na tabela 57.

Tabela 57 – Classe de declive

0	não indicado		
1	plano	0 -10	Graus
2	baixo	11-20	Graus
3	médio	20-30	Graus
4	alto	> 30	Graus

Quanto à topografia indicou-se o relevo do terreno onde se situa a parcela do IFN, considerando 9 classes, descritas na tabela 58.

Tabela 58 – Classe de topografia

0	não indicado
2	cumeada
3	encosta superior
4	meia encosta
5	encosta inferior
6	vale
8	planície

O grau de pedregosidade, foi assinalado de acordo com a tabela 59.

Tabela 59 – Classe de pedregosidade

0	não indicada
1	baixa
2	média
3	alta

O nível de erosão e o nível de compactação da parcela do IFN em relação à superfície total da parcela, assim como o tipo de compactação, foram especificados segundo as tabelas 60 e 61.

Tabela 60 – Classe de erosão

0	não indicada
1	baixa
2	média
3	alta

Tabela 61 – Classe por nível e tipo de compactação

Classe	Nível de Compactação	Tipo de compactação
0	não indicada	não verificada
1	baixa	maquinaria
2	média	rede viária
3	alta	lavouras
4		Outras

7 Critério 6

Sara Morão, Pedro Ochôa

7.1 Recolha de dados

Além de duas deslocações à Lousã para recolha de informação junto das entidades locais (DGABL, Aflopinhal, LousãMel, Gabinete de Turismo do município da Lousã), toda a informação foi requerida e recolhida por telefone e internet, por consulta remota.

7.2 Processamento de dados

Para o indicador 6.01 fez-se o cálculo do Índice de Gini para a propriedade florestal privada e para a propriedade florestal pública, como se pode observar nas tabelas 62 e 63. No gráfico da figura 35, encontra-se a respectiva representação da curva de Lorenz.

Tabela 62 - Índice de Gini para a propriedade florestal privada

Classes de Dimensão (ha)	% number	% area	hol-dings	forest area	cumulated holdings	cumulated area	% cumulated holdings	% cumulated area	(Xk - Xk-1)	(Yk + Yk-1)	X*Y
[0,1[	12	0	0,12	0	0,12	0	12	0	0,12	0	0
[1,2[	26	2	0,26	0,02	0,38	0,02	38	2	0,26	0,02	0,0052
[2,3[	21	2	0,21	0,02	0,59	0,04	59	4	0,21	0,06	0,0126
[3,4[	10	2	0,1	0,02	0,69	0,06	69	6	0,1	0,1	0,01
[4,5[	6	1	0,06	0,01	0,75	0,07	75	7	0,06	0,13	0,0078
[5,10[	10	3	0,1	0,03	0,85	0,1	85	10	0,1	0,17	0,017
[10,20[	4	2	0,04	0,02	0,89	0,12	89	12	0,04	0,22	0,0088
[20,50[	6	9	0,06	0,09	0,95	0,21	95	21	0,06	0,33	0,0198
[50,100[	2	9	0,02	0,09	0,97	0,3	97	30	0,02	0,51	0,0102
[100,200[	2	12	0,02	0,12	0,99	0,42	99	42	0,02	0,72	0,0144
[200,500[	1	13	0,01	0,13	1	0,55	100	55	0,01	0,97	0,0097
³ 500	1	44	0,01	0,44	1,01	0,99	101	99	0,01	1,54	0,0154
			para cálculo do Coeficiente de Gini								0,1309
										G =	0,8691

Tabela 63 - Índice de Gini para a propriedade florestal privada

Classes de Dimensão (ha)	% number	% area	hol-dings	forest area	cumulated holdings	cumulated area	% cumulated holdings	% cumulated area	(Xk - Xk-1)	(Yk + Yk-1)	X*Y
[0,1[	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[1,2[	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[2,3[	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[3,4[	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[4,5[	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[5,10[	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[10,20[	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[20,50[	33	2	0,33	0,02	0,33	0,02	33	2	0,33	0,02	0,0066
[50,100[	0	0	0	0	0,33	0,02	33	2	0,00	0,04	0,0000
[100,200[	33	12	0,33	0,12	0,66	0,14	66	14	0,33	0,16	0,0528
[200,500[	0	0	0	0	0,66	0,14	66	14	0,00	0,28	0,0000
³ 500	33	86	0,33	0,86	0,99	1,00	99	100	0,33	1,14	0,3762
					para cálculo do Coeficiente de Gini						0,4356
										G =	0,5644

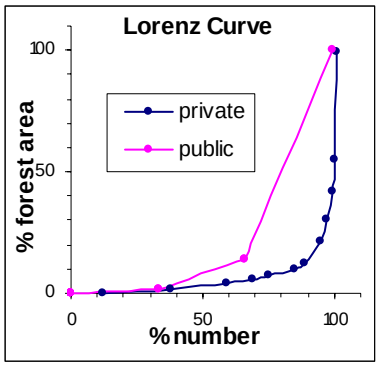


Figura 35 – Curva de Lorenz para a propriedade privada e pública

No indicador 6.03 fez-se o cálculo da receita bruta multiplicando o volume de material lenhoso pelo preço unitário a que foi vendido. No indicador 6.03 fez-se o cálculo do preço unitário da venda de pinheiro bravo dividindo o rendimento obtido com a venda do material lenhoso pelo volume total.

Tabela 64 - Volume e valor da madeira cortada na floresta pública da Lousã

Pinheiro bravo	ano 2005	ano 2006
Árvores abatidas	31.119	26.430
volume (m3)	5.900	5.530
preço total (€)	53.500	59.550
€/m3	9,07 €	10,77 €

Fonte: Direcção Regional da Agricultura Beira Litoral, 2006

Tabela 65– Volume e valor da madeira cortada na floresta privada da Lousã

Espécie		Quantidade	Unidades	€	Destino		Obs.	Receita Bruta
Pinheiro bravo	Eucalipto		m3 c/c		Serração	Trituração		
x		113	x	35	x			3.955,00 €
	x	121	x	17,5		x		2.117,50 €
x		66	x	20		x		1.320,00 €
x		77	x	35	x			2.695,00 €
	x	179	x	17,5		x		3.132,50 €
x		90	x	20		x		1.800,00 €
x		93	x	20		x		1.860,00 €
	x	55	x	17,5		x		962,50 €
x		181	x	35	x			6.335,00 €
	x	130	x	17,5		x		2.275,00 €
x		122	x	35	x			4.270,00 €
	x	200	x	17,5		x		3.500,00 €
x		105	x	35	x			3.675,00 €
	x	100	x	17,5		x		1.750,00 €
	x	115	x	17,5		x		2.012,50 €
x		102	x	30	x			3.060,00 €
	x	155	x	17,5		x		2.712,50 €
x		70	x	20		x		1.400,00 €
	x	200	x	17,5		x		3.500,00 €
	x	160	x	17,5		x		2.800,00 €
x		95	x	35	x			3.325,00 €
x		100	x	20		x		2.000,00 €
	x	95	x	17,5		x		1.662,50 €
x		105	x	20		x		2.100,00 €
	x	110	x	17,5		x		1.925,00 €
x		135	x	35	x			4.725,00 €
x		98	x	25		x	Área ardida	2.450,00 €
	x	215	x	30		x		6.450,00 €
x		119	x	30	x		Área ardida	3.570,00 €
	x	77	x	25		x		1.925,00 €
	x	142	x	30		x		4.260,00 €
x		98	x	25	x		Área ardida	2.450,00 €
x		185	x	30	x		Área ardida	5.550,00 €
x		198	x	27,5	x			5.445,00 €
x		142	x	30	x			4.260,00 €
x		86	x	30	x			2.580,00 €
x		91	x	25		x	Área ardida	2.275,00 €
x		118	x	25		x	Área ardida	2.950,00 €
x		163	x	25	x		Área ardida	4.075,00 €
								119.110,00 €

Fonte: SICOP, Aflopinhal, 2006

No indicador 6.04 fez-se o cálculo da despesa anual pública por hectare de floresta:

Tabela 66 – Despesas Municipal na floresta no concelho da Lousã

Ano	Despesa Municipal na floresta	€/ha
2003	desconhecido	
2004	438.655,03 €	55,71
2005	274.907,00 €	34,91
2006	244.429,53 €	31,04

Fonte: Aflopinhal, 2006

No indicador 6.05 fez-se o tratamento dos dados estatísticos solicitados ao INE, relativamente ao número de empresas e sociedades do sector florestal existentes na zona-piloto, somando os valores das categorias de actividade económica disponibilizadas (01251, 02011, 02012, 20101, 20302, 20512, 21120, 21220, 29320, 36110, 36141, 51531, 52485, 52486):

Tabela 67 – Repartição de empresários em nome individual e das Sociedades, Volume de Negócios das Sociedades, segundo os códigos da CAE –Rev.2.1 no concelho da Lousã

CAE-Rev.2.1 (4 categorias)	Empresários em nome individual	Sociedades		
		Nº.	Volume de Emprego (N.º)	Volume de Negócios (€)
Total geral	39	21	259	25.808.854

Fonte: Instituto Nacional de Estatística – Portugal, 2007

No indicador 6.10 fez-se um cálculo para quantificar o acesso às áreas públicas florestais, baseando-se no tipo de povoamento e na rede viária existente, na tabela 68, fez-se uma quantificação das mais-valias associadas às áreas públicas florestais, na tabela 69 e um inquérito sobre frequência de uso, na tabela 70.

Tabela 68 – Proporção dos diferentes povoamentos existentes e da rede viária nas áreas públicas florestais

Área Pública	Área (ha)	Pov Resinosas	Pov Folhosas	Acácias/ Eucalipto	Matos/ ardido		rede viária
Cabeça Gorda	21,92	28%	0%	0%	65%	-37%	7%
COTF	17,06	71%	6%	1%	0%	76%	8%
Góis	130,59	20%	17%	0%	58%	-21%	5%
Lousã	1516,43	44%	24%	8%	12%	48%	11%
Mbracal	168,80	77%	1%	10%	4%	64%	7%
Msobral	548,40	48%	42%	5%	0%	85%	5%

Tabela 69 – Mais-valias associadas às áreas públicas florestais

Área Pública	Acesso	Povoamento	parques	igrejas	miradouro	percursos	TOTAL
Cabeça Gorda	0,07	0	0	0	0	0	0,07
COTF	0,08	1	0	0	1	0	2,08
Góis	0,05	0	0	0	1	0	1,05
Lousã	0,11	1	1	0	1	1	4,11
Mbracal	0,07	1	1	0	0	0	2,07
Msobral	0,05	1	0	0	0	0	1,05

Tabela 70 – Frequência de uso das áreas públicas na floresta da Lousã

Áreas públicas florestais e áreas lenhosas de recreio Concelho da Lousã, 2005 (ha)		Intensidade de Uso		
		frequente	ocasional	raro
Baldio de Cabeça Gorda	21,9		X	
COTF - Centro de Operações e Técnicas Florestais	17,1		X	
Perímetro de Góis	128,6		X	
Serra da Lousã	1476,1	X		
Baldio da Mata do Braçal	168,8		X	
Baldio da Mata do Sobral	548,4		X	
Casais	1352,97	X		

Fonte: Aflopinhal, 2006

7.3 Conclusão

O desenvolvimento de indicadores, agrupados em critérios, de gestão florestal sustentável (GFS) é uma das condições considerada essencial para avaliar a gestão florestal, quer se trate da propriedade individual, "grupal" ou regional. Vários problemas se têm levantado, quer na selecção, quer na concretização do processo de monitorização da GFS com base nesses indicadores. Na verdade, para além da informação relevante que os indicadores de GFS podem prestar à entidade responsável pela gestão, ela é também importante na demonstração de uma "boa" gestão, respeitadora de "boas práticas", perante o público em geral, os clientes, os decisores políticos, as organizações não-governamentais, os empregados e suas organizações, e quaisquer outras entidades ou grupos interessados nos resultados da GFS. Este atributo é particularmente importante quando se consideram indicadores de GFS ao nível regional, uma vez que está em causa a gestão de uma situação resultante da integração de várias realidades cuja coexistência e interacção condiciona os resultados da aplicação dos indicadores. A importância desta abordagem aumenta também quando se consideram processos de certificação de GFS ao nível regional. Com efeito, ao nível regional, o uso de indicadores como processo de acompanhamento da gestão florestal é tendencialmente mais importante do que o de indicadores de desempenho (com base em objectivos e metas, fixados *a priori*).

Algumas questões são apontadas ao uso de indicadores de GFS, em geral: os factores e processos de gestão subjacentes aos indicadores estão em geral “ocultos”, o que torna difícil perceber o real significado dos valores e das variações no indicador; muitos indicadores são seleccionados de acordo com a informação disponível, tanto mais quanto maior fôr a urgência da implementação; finalmente, é difícil definir os valores desejados e a evolução desejável desses indicadores, numa perspectiva de desempenho (Brang et al., 2002).

Os problemas apontados no parágrafo anterior são particularmente sensíveis quando se considera o nível regional. No caso em estudo, recorreu-se à informação disponível, sendo esta, em muitos casos extremamente limitada, tornando-se assim no maior problema encontrado. A conclusão que deriva desta constatação é a necessidade de recolha e organização ao nível regional da informação considerada relevante (neste caso, os critérios do processo pan-europeu). Esta tarefa deveria ser desenvolvida por uma entidade de cariz regional ou, em alternativa, por uma entidade responsável pelo processo regional (por exemplo, de certificação regional). Neste caso a região deverá estar claramente delimitada e sob responsabilidade de uma entidade gestora que é responsável pela elaboração de uma política florestal regional e pela definição (ou adopção) de linhas orientadoras da gestão florestal.

A qualidade da informação é também fundamental, pelo que devem ser adoptadas medidas que garantam a aquisição de informação relevante de qualidade, ao nível regional. Desta forma os custos de aquisição da informação serão partilhados ao nível regional, reduzindo-se os custos unitários de aquisição de informação.

O processo de elaboração de uma política florestal para a região, tendo em conta a realidade nacional, mas também as partes interessadas, implica um processo participativo que pode ser um importante auxílio na selecção e adopção de indicadores de importância estratégica, permitindo assim atribuir significados precisos aos resultados da monitorização dos indicadores.

A presente recolha de informação e organização dos indicadores para o critério 6 faz uma caracterização limitada da região em estudo, mas não permite concluir sobre o significado dos indicadores para a GFS, daí a necessidade de optar por medidas “estruturantes”, de organização regional, susceptíveis de agilizar os processos de avaliação regional, quer se trate de política regional, quer se trate de certificação regional da GFS.

8 Referências bibliográficas

António, N., Tomé M., Soares P., Tomé J. Fontes L. (aceite). Equations to estimate biomass of aboveground tree components in Eucalyptus globulus stands in Portugal.

Bibby, C., Burgess, N., Hill, D., 1992. Bird Census Techniques. University Press, Cambridge.

Brang, P., Courbaud, B., Fisher, A., Kissling-Naf, I., Pettenella, D., Schönenberg, W., Spörk, J., Grimm, V., 2002. Developing indicators for the sustainable management of mountain forests using a modelling approach. Forest Policy and Economics 4: 113 -123

Bromham, L., Cardillo, M., Bennett, A.F., Elgar, M.A., 1999. Effects of stock grazing on the ground invertebrate fauna of woodland remnants. Aust. J. Ecol. 24: 199-207.

Carvalho, J.P.F., 2000. Crescimento, produção e ecologia de povoamentos de Quercus pyrenaica Willd. em Portugal continental. Dissertação de Doutoramento. UTAD, Vila Real.

Churchill, T.B., 1997. Spiders as ecological indicators: an overview for Australia. Mem. Natl. Mus. Vict. 56: 331-337.

Clarke, R.D., Grant, P.R., 1968. An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. Ecology 49: 152-154.

Cramp, S., Perrins, C.M. (eds), 1993. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume VII. Flycatchers to Shrikes. Oxford University Press, Oxford.

Cramp, S. (ed.), 1992 Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume VI. Warblers. Oxford University Press, Oxford.

De Clercq EM, Vandemoortele F, De Wulf RR., 2006. A method for the selection of relevant pattern indices for monitoring of spatial forest cover pattern at a regional scale. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 8:113–125.

Dias, S., Moreira, F., Rego, F., 2001. Comunidade de aves nidificantes nas florestas portuguesas. Livro de Resumos do III Congresso de Ornitologia. Castelo Branco, Portugal, Nov. 2001.

Faias, S. ,Tomé, M., Beito S, Pascoa F, Salas R., 2005. Protocolo de medição de parcelas do dispositivo de inventário para as zonas piloto de Portugal. Publicações do GIMREF – RT6/2005, Centro de Estudos Florestais, ISA, Lisboa

FAO, 2004. Global forest resources assessment update 2005 – Guideline for country reporting to FRA 2005. FAO Forest resources assessment programme, working paper 82.

FAO, 2004. Global forest resources assessment update 2005 – Specification of national reporting tables for FRA 2005. FAO Forest resources assessment programme, working paper 81.

Freire,J., Tome, M., Tavares, M., 2003. Equação de volume local para a *Pinus pinaster* Aiton na Serra da Lousã. Silva Lusitana 11 (2):207-215, Lisboa.

Furness, R.W., Greenwood, J.J.D, Jarvis, P.J., 1993. Can birds be used to monitor the environment? In: Birds as Monitors of Environmental Change (eds R.W. Furness & J.J.D. Greenwood), 1-41. Chapman & Hall, London.

Griffith JA, Martinko EA, Price KP., 2000. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. Landscape and urban planning 52:45-61.

Honnay O, Piessens K, Van Landuyt W, Hermya M, Gulinck H., 2003. Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. Landscape and Urban Planning 63:241–250.

Humphrey J.W., Davey S., Peace A.J., Ferris R. and K. Harding., 2002 Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. Biological Conservation 107:165–180

INAG – Instituto da Água. www.inag.pt.

INVENTÁRIO FLORESTAL NACIONAL – 3ªREVISÃO (1995-1998), Relatório Final, DGF, Lisbon, 2001.

IPCC, 2000, Land Use Land Use Change and Forestry. Special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

Jeanneret P, Schüpbach B, Luka H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment 98:311–320.

Krebs J Ch., 1989. Ecological methods. HarperCollins Publishers, USA, 654 p.

Langanke T, Rossner G, Vrscaj B, Lang S, Mitchley J., 2005. Selection and application of spatial indicators for nature conservation at different institutional levels. Journal for Nature Conservation 13:101-114.

Lausch A, Herzog F., 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. Ecological Indicators 2:3-15.

McAlpine CA, Eyre TJ., 2002. Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentationin continuous eucalypt forests (Queensland, Australia). Landscape Ecology 17:711-728.

McGarial K, Cushman SA, Neel MC, Ene E., 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis for Categorical Maps. Version 3: University of Massachusetts.

MCPFE, 2002. Improved pan-European indicators for sustainable forest management. Liaison Unit Vienna.

Moreno, C. E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Centro de Investigaciones Biológicas. Pachuca, Hidalgo, México, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo: 84.

Paiva J., 2002. A relevância do património natural. Quercus. Leiria

Patrício M.S.F., 2004. Análise da Potencialidade Produtiva do Castanheiro em Portugal. Tese de Doutoramento, ISA, Lisboa.

Paulo,J. ,Tomé, M., 2006. Equações para estimação do volume e biomassa de duas espécies de carvalhos: *Quercus suber* L. e *Quercus ilex* L.,. Publicações do GIMREF - RC1/2006, Departamento de Engenharia Florestal, ISA, Lisboa

Pearce, J.L., Venier, L.A., 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. Ecological indicators 6: 780-793.

Pimenta, Maria Teresa (s.d.) - Directrizes para a aplicação da Equação Universal de Perda dos Solos em SIG. Factor de Cultura C e Factor de Erodibilidade do Solo K; INAG / DSRH.

Pitkänen, S., 1998. "The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in managed boreal forests." Forest Ecology and Management 112: 121-137.

PNAC, 2003. PROGRAMA NACIONAL PARA AS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS – Medidas adicionais visando o protocolo de Quioto. Instituto do ambiente. Lisboa, Portugal.

PROF, 2005. Plano Regional de Ordenamento florestal do Pinhal Interior Norte, versão para discussão pública.

Riitters HK, O'Neill RV, Jones KB., 1997. Assessing habitat suitability at multiple scales: a landscape-level approach. Biological Conservation 81:191-202.

Samu, F. Sunderland, K.D., Szinetár, C., 1999. Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: A review. J. Arachnol. 27: 325-337.

Simmering D, Waldhardt R, Otte A., 2006. Quantifying determinants contributing to plant speciesrichness in mosaic landscapes: a single- and multi-patchperspective. Landscape Ecology 21:1233–1251.

Tomé M., Tomé J., Ribeiro F., Faias S. (em publicação) Equações de volume total, volume percentual e de perfil do tronco para *Eucalyptus globulus* Labill. em Portugal. Silva Lusitana

Tomé, M., Soares, P., Barreiro, S., Cortiçada, A., Paulo, J. A., 2006. Metodologia para a estimação de stocks e emissões/remoções de carbono na floresta portuguesa entre 1990 e 2005. Relatório científico do GIMREF, n.º RC4/2006. Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

Van Wagner C.E., 1982. PRACTICAL ASPECTS OF THE LINE INTERSECT METHOD. Petawawa National Forestry Institute - Canadian Forestry Service. Ontario, Canada.

Watt, A., Fuller, R., Chamberlain, D., van Swaay, C., Scheidegger, C., Stofer, S., Fernandez-Gonzalez, F., Niemela, J., Lavelle, P., Dubs, F., Sousa, J.P., Koch, B., Ivits, E., Sanz, P.G., Bolger, T., Korsos, Z. & Vanbergen, A., 2003. Biodiversity Assessment – Final Report of the Bioassess project. December 2003.