

Universidade de Évora

Curso de Biologia

**Reserva Natural da Serra da Malcata:
Contribuição para o Estudo da Regeneração Natural
de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus
pyrenaica* nas Principais Comunidades Vegetais**

Trabalho de Fim de Curso realizado por:

Catarina Isabel Rodrigues Meireles

Évora, 1999

Universidade de Évora
Curso de Biologia

Reserva Natural da Serra da Malcata:
Contribuição para o Estudo da Regeneração Natural
de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus*
***pyrenaica* nas Principais Comunidades Vegetais**

Trabalho de Fim de Curso realizado por:

Catarina Isabel Rodrigues Meireles

Este trabalho não inclui as observações e críticas feitas pelo júri.

Évora, 1999

“A deterioração ou o desaparecimento de recursos naturais pode ser nociva à sociedade através de formas muito mais numerosas do que as que são imediatamente aparentes.”

in: Bios n.º 21, 1980

RESUMO

Recorrendo ao uso de transectos permanentes, inventariados durante os últimos oito anos, fez-se um estudo da regeneração natural do sobreiro (*Quercus suber*), da azinheira (*Quercus rotundifolia*) e do carvalho negral (*Quercus pyrenaica*) nas principais comunidades vegetais da Reserva Natural da Serra da Malcata, para três situações ensaiadas: dinâmica natural, gestão com fogo e gestão através de corte. Neste trabalho constam a caracterização das comunidades vegetais em estudo, o cálculo da frequência relativa acumulada da regeneração natural, o estudo da evolução das densidades no tempo e a determinação de alguns factores que podem afectar a regeneração destas Quercíneas.

Os resultados indicaram a ausência de regeneração de *Quercus suber*, enquanto a regeneração de *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica* ocorre essencialmente nas comunidades arbóreas (etapas climácicas). O recurso à gestão (fogo e corte) estimula a regeneração nestas comunidades, contrariamente ao que normalmente acontece nas comunidades arbustivas. As principais diferenças observadas no comportamento da regeneração da azinheira e do carvalho negral devem estar ligadas às estratégias reprodutivas adoptadas. A presença de plantas adultas e o porte da comunidade parecem condicionar a regeneração de *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*. A percentagem de cobertura do estrato lenhoso deve também afectar o estabelecimento da azinheira.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a todas as pessoas que me ajudaram a fazer este trabalho, especialmente:

- Ao meu orientador, o Prof. Carlos Pinto Gomes, pela disponibilidade e ajuda tanto na procura de um trabalho que fosse de encontro às minhas preferências como na sua realização.
- À Dr. Paula Gonçalves, a minha orientadora interina da Reserva Natural da Serra da Malcata, pelas sempre preciosas e oportunas sugestões e pela imprescindível ajuda em todas as fases do trabalho.
- Ao Prof. Francisco Castro Rego, do Instituto Superior de Agronomia de Lisboa, pelas sugestões dadas.
- Ao eng. Gambôa Soares pela bibliografia disponibilizada.
- À eng. Sofia Silveira e a toda a Reserva Natural da Serra da Malcata pela simpatia e oportunidade que me deram de fazer este trabalho.
- A todas as instituições onde me dirigi na procura de bibliografia.
- A todos os meus colegas e amigos pela ajuda durante o trabalho e os cinco anos do curso.
- À Universidade de Évora por me ter dado a oportunidade de frequentar aquele que é o curso mais bonito do mundo.
- Por último, mas sempre em primeiro lugar, a toda a minha família ... por tudo.

Obrigada.

ÍNDICE

1- INTRODUÇÃO	1
2- CARACTERIZAÇÃO DA RESERVA NATURAL DA SERRA DA MALCATA	4
2.1- LOCALIZAÇÃO	4
2.2- ANTECEDENTES HISTÓRICOS	5
2.3- TOPOGRAFIA	6
2.4- BIOCLIMATOLOGIA	7
2.5- HIDROLOGIA	9
2.6- GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA	9
2.7- EDAFOLOGIA	10
2.8- VEGETAÇÃO	11
2.9- FAUNA	13
3- METODOLOGIA	14
3.1- RECOLHA DE DADOS	14
3.2- CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES VEGETAIS	18
3.3- IDENTIFICAÇÃO DAS COMUNIDADES COM REGENERAÇÃO NATURAL	20
3.4- FREQUÊNCIA RELATIVA ACUMULADA DA REGENERAÇÃO NATURAL	20
3.5- DENSIDADE DA REGENERAÇÃO NATURAL	20
3.6- FACTORES RESPONSÁVEIS PELO ESTABELECIMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL	21
4- RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1- CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES VEGETAIS	26
4.1.1- COMUNIDADES ARBÓREAS (ETAPAS CLÍMAX)	26
4.1.2- COMUNIDADES ARBUSTIVAS (ETAPAS SUCESSIONAIS)	29
4.2- IDENTIFICAÇÃO DAS COMUNIDADES COM REGENERAÇÃO NATURAL	36
4.2.1- COMUNIDADES ARBÓREAS (ETAPAS CLÍMAX)	36
4.2.2 - COMUNIDADES ARBUSTIVAS (ETAPAS SUCESSIONAIS)	38
4.3- FREQUÊNCIA RELATIVA ACUMULADA DA REGENERAÇÃO NATURAL	40
4.3.1- COMUNIDADES ARBÓREAS (ETAPAS CLÍMAX)	40

4.3.2 - COMUNIDADES ARBUSTIVAS (ETAPAS SUCESSIONAIS)	41
4.4- DENSIDADE DA REGENERAÇÃO NATURAL	43
4.4.1- COMUNIDADES ARBÓREAS (ETAPAS CLÍMAX)	44
4.4.2- COMUNIDADES ARBUSTIVAS (ETAPAS SUCESSINAIS)	54
4.4- FACTORES RESPONSÁVEIS PELO ESTABELECIMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL	57
 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	 64
 BIBLIOGRAFIA	 68
 ANEXOS	 72

1- INTRODUÇÃO

As comunidades vegetais são a base de todos os ecossistemas pelo que da sua actividade dependem todos os seres vivos, incluindo o Homem (Induráin, 1990). Contudo os *habitats* naturais têm vindo a degradar-se continuamente, levando a que um grande número de espécies se encontrem gravemente ameaçadas.

À semelhança do que aconteceu em toda a região mediterrânea, as sucessivas degradações a que a floresta portuguesa foi sujeita, sobretudo nos últimos séculos, levou à redução considerável da sua área, com graves consequências para a fauna e flora autóctones.

Localizada no Centro-Leste de Portugal, a área de estudo - Reserva Natural da Serra da Malcata (RNSM) - foi igualmente bastante afectada pela destruição das florestas naturais. Esta destruição, tem aqui particular relevância já que se trata de uma das últimas áreas de ocorrência do lince ibérico (*Lynx pardina*) em Portugal (Castro, 1994).

Segundo Palma (1978), o lince ibérico vive essencialmente no interior dos bosques e matagais mediterrâneos. Pode sobreviver em florestas de carvalho negral (*Quercus pyrenaica*) embora os seus melhores abrigos sejam medronhais e bosques densos de

azinheira (*Quercus rotundifolia*), principalmente quando existem pequenas clareiras onde abundam as suas presas (*idem*, 1978). Contudo, a vegetação actual da Malcata encontra-se bastante degradada (Lousã *et al.*, 1992). A componente arbórea está reduzida à mínima expressão e praticamente só nas zonas mais inacessíveis permanece a vegetação climácica que outrora cobria a Reserva (*idem*, 1992).

A vegetação potencial desta Área Protegida corresponde, na parte Sul, a bosques de *Quercus suber* (sobreiro), embora o que marque a paisagem sejam resquícios de azinhais (Pinto Gomes *et al.*, n. publ.). Na zona Norte a vegetação potencial é do âmbito das florestas de *Quercus pyrenaica*.

Dada a sua importância, a recuperação da vegetação autóctone tem aqui particular interesse. Neste sentido, o conhecimento da regeneração destas Quercíneas é de extrema utilidade para a gestão e conservação destas superfícies.

Por regeneração natural entende-se a restauração dos povoamentos naturais por disseminação natural de sementes ou rebentação espontânea dos indivíduos adultos existentes, sem reinstalação artificial de novas plantas (Bento *et al.*, 1990). Esta permite avaliar a capacidade de restauração natural de uma determinada área (*idem*, 1990), com vantagens significativas em relação aos métodos artificiais, nomeadamente em: fazer uso de espécies originalmente adaptadas à área; quando bem sucedida, é uma forma mais barata de restabelecer a vegetação natural; as plantas não experimentarem qualquer falta de adaptação, como acontece se forem transplantadas; não afectar a vida selvagem da área. Todavia, apresenta por vezes a desvantagem de, em alguns casos, a regeneração ser muito baixa pelo que seriam necessários séculos até ao restabelecimento do coberto vegetal arbóreo.

Com este trabalho pretende-se contribuir para o estudo da regeneração natural de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica* na RNSM. Para isso, utilizaram-se dados recolhidos no âmbito de dois projectos, a decorrer desde 1991 na Malcata, que visam conhecer a dinâmica das diferentes comunidades vegetais presentes, através da inventariação de parcelas permanentes.

Concretamente pretendem-se alcançar os seguintes objectivos:

- 1- estudar a regeneração natural de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica* nas principais comunidades presentes na RNSM;
- 2- verificar o efeito de duas técnicas de gestão - fogo e corte - na regeneração natural das mesmas;
- 3- identificar factores ecológicos que possam influenciar a regeneração natural;
- 4- comparar as estratégias reprodutivas de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*.

Além da importância deste trabalho ao nível da RNSM, a falta de estudos neste âmbito, em Portugal, vem igualmente confirmar a sua necessidade. Da escassa bibliografia existente sobre regeneração natural de espécies mediterrâneas, não se encontrou nenhum estudo deste tipo ao nível de diferentes comunidades. A título de exemplo, referem-se os trabalhos de Oliveira *et al.* (1986), Tárrega *et al.* (1990), Montero *et al.* (1992), Torres *et al.* (1992), Cabezudo *et al.* (1995), Silva (1996), que entre outros abordam este tema. Contudo, na maioria dos casos, os estudos referem-se apenas ao sobreiro devido às suas potencialidades económicas.

Numa altura em que é urgente recuperar as florestas naturais mediterrâneas, como forma de restabelecer a riqueza e diversidade ecológica, é necessário conhecer o comportamento ecológico das suas espécies. Só esta informação permitirá encontrar a melhor forma de actuar nos ecossistemas, conciliando sempre as necessidades do Homem com a conservação da natureza.

2- CARACTERIZAÇÃO DA RESERVA NATURAL DA SERRA DA MALCATA

2.1- LOCALIZAÇÃO

A Reserva fica localizada na zona Centro-Leste de Portugal (fig. 1), no extremo Ocidental da Cordilheira Central (Anónimo, 1988), entre as coordenadas geográficas: 40º 11' 13" a 40º 19' 40" de latitude Norte e 6º 54' 10" a 7º 09' 14" de longitude Oeste (Lopes da Silva, 1992). A Este prolonga-se pelo território Espanhol através das Serras da Gata e Béjar.

Com uma área aproximada de 16 348 ha, estende-se pelas freguesias de Penamacor, Meimoa, Meimão (concelho de Penamacor, distrito de Castelo Branco), Malcata, Quadrazais, Vale de Espinho e Fóios (concelho de Sabugal, distrito da Guarda).

Do ponto de vista biogeográfico e de acordo com a tipologia biogeográfica de Portugal Continental de Rivas-Martínez (1987) e Rivas-Martínez *et al.* (1996, *in* Pinto Gomes, 1998), a Reserva fica localizada em (fig. 2):

Reino Holártico

Região Mediterrânea

Província Iberoatlântica

Sub-província Carpetano-Leonesa

Sector Salmantino

Sector Estrelense

Sub-província Luso-Extremadurense

Sector Toledano-Tagano

Sub-Sector Hurdano-Zezerense

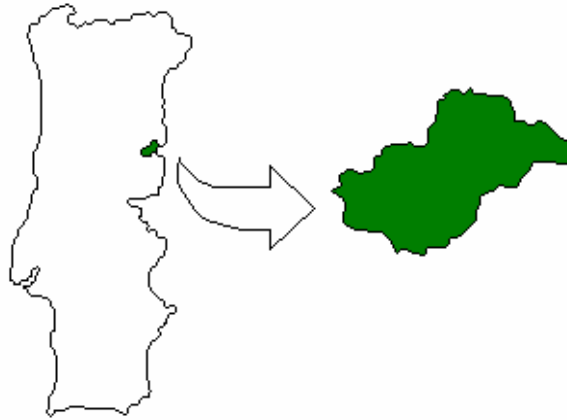


fig. 1 – Localização geográfica da RNSM.

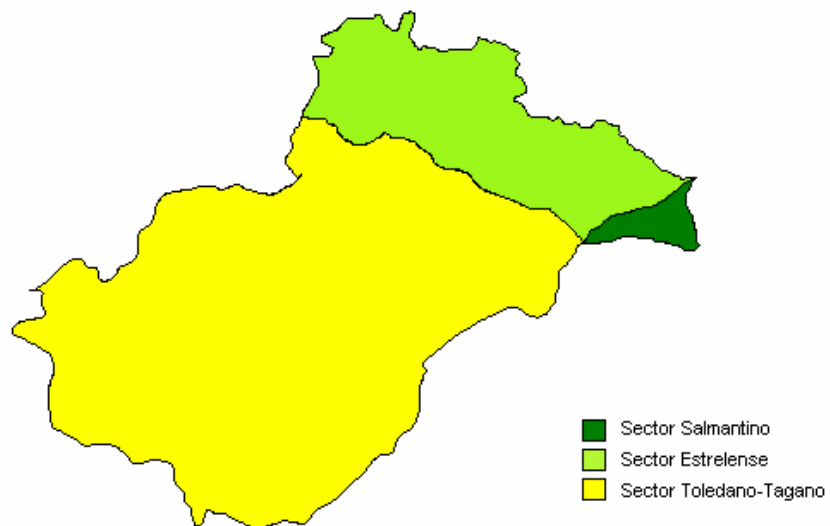


fig. 2 – Esboço dos sectores biogeográficos presentes na RNSM (baseado em Rivas-Martínez, 1987 e Rivas-Martínez *et al.*, 1996 in Pinto Gomes, 1998).

2.2- ANTECEDENTES HISTÓRICOS

Decorriam os anos de 1975 e 1976 quando a Portucel comprou cerca de 5000 hectares da região centro da Serra da Malcata com o objectivo de os florestar com pinheiros e pseudotsugas (Palmeirim, 1980). Os trabalhos de florestação tiveram início

em 1978, comprometendo a sobrevivência do lince ibérico (Anónimo, 1996) bem como de toda uma comunidade vegetal e animal de grande interesse (Palmeirim, 1980).

Perante estes factos o Dr. Luís Palma, biólogo interessado pela conservação da Serra da Malcata, alertou a Liga para a Protecção da Natureza (LPN) do elevado interesse desta área. Assim, a LPN em 1979 lança a campanha denominada “Salvemos o Lince e a Serra da Malcata”. Para além de tornar o lince num símbolo privilegiado das preocupações de conservação do ambiente, esta campanha de divulgação nacional, resultou na paragem dos trabalhos de florestação e na criação da RNSM, em 1981 pelo Decreto-Lei 294/ 81 de 16 de Outubro (Anónimo, 1996).

2.3- TOPOGRAFIA

A Serra da Malcata apresenta uma topografia bastante característica. É formada por uma série de cumes arredondados de relevo suave, que contrastam com vales fundos de relevo acentuado.

A altura média dos cumes é de 800 m (Lousã *et al.*, 1986), diminuindo de Nordeste para Sudoeste (Lopes da Silva, 1992). A cota mais elevada encontra-se a 1078 m, perto do marco geodésico da Machoca (Marques, 1991). A mais baixa, com 425 m, localiza-se na parte Sul da Reserva ao nível do rio Bazágueda (Gonçalves, 1991).

Como refere Gonçalves (1991) a principal linha de cumeada, que separa as bacias hidrográficas do Tejo e Douro, divide a Reserva em duas áreas de topografia diferente. A Sul, as variações de cota são mais acentuadas (425-1078 m) e os declives em média, igualmente maiores. Declives superiores a 45% ocorrem ao longo do rio Bazágueda, e na zona de montante da ribeira da Meimoa, enquanto inclinações inferiores a 25% só se encontram praticamente ao longo dos cumes, na bacia da ribeira da Valdedra e no limite ocidental da Reserva (*idem*, 1991). Nesta zona dominam as exposições Sul e Oeste (*idem*, 1991).

Na zona Norte, a altitude é superior (800-1000 m), os declives menos acentuados (raramente ultrapassando os 45%) e as vertentes encontram-se fundamentalmente viradas a Norte e Este (*idem*, 1991).

2.4- BIOCLIMATOLOGIA

O clima é um factor decisivo do ambiente, determinando o tipo de solo e a vegetação (Dansereau, 1978 *in* Carvalho *et al.*, 1994). Neste sentido, a caracterização climática é de extrema importância na compreensão da distribuição das comunidades vegetais. A correlação entre a distribuição espacial das comunidades vegetais e o clima, denomina-se de bioclimatologia.

O enquadramento fitoclimático da Reserva foi feito com base nos dados referentes às estações meteorológicas de Castelo Branco e Guarda, que se situam a Sudoeste e Noroeste da Serra, respectivamente. Esta escolha tem as suas limitações, principalmente devido à distância que as separa da Serra da Malcata. Contudo, não existem ainda dados suficientes referentes à estação meteorológica da Reserva, instalada recentemente na zona da Ventosa. Por outro lado, o clima da Reserva deve estar compreendido entre as características climáticas destas duas estações.

Na figura 3 encontram-se os diagramas bioclimáticos relativos às estações meteorológicas mencionadas. Estes ilustram a distribuição das temperaturas médias e precipitação ao longo do ano. Assim, pode observar-se que:

- 1) Castelo Branco – O período seco, que corresponde ao período em que a temperatura é o dobro da precipitação ($P < 2T$), vai de Junho a Setembro. A temperatura média anual é de 15,7°C, variando entre os 7,9°C de Janeiro até aos 24,6°C de Julho. A precipitação média é de 849 mm/ano. O mês mais chuvoso é Março (129 mm) e o menos chuvoso Julho (5 mm). O

bioclima é Mediterrâneo Pluviestacional-Oceânico e o piso bioclimático Mesomediterrâneo inferior subhúmido superior.

- 2) Guarda - O período seco vai de meados de Junho a Agosto. A temperatura média anual é 10,5°C, variando entre os 3,4°C de Janeiro e os 18,9°C de Agosto. A precipitação varia entre os 13 mm de Julho e os 172 mm de Março, caindo em média 1195 mm/ano. O bioclima é Temperado Oceânico e o piso bioclimático Semisupramediterrâneo húmido superior.

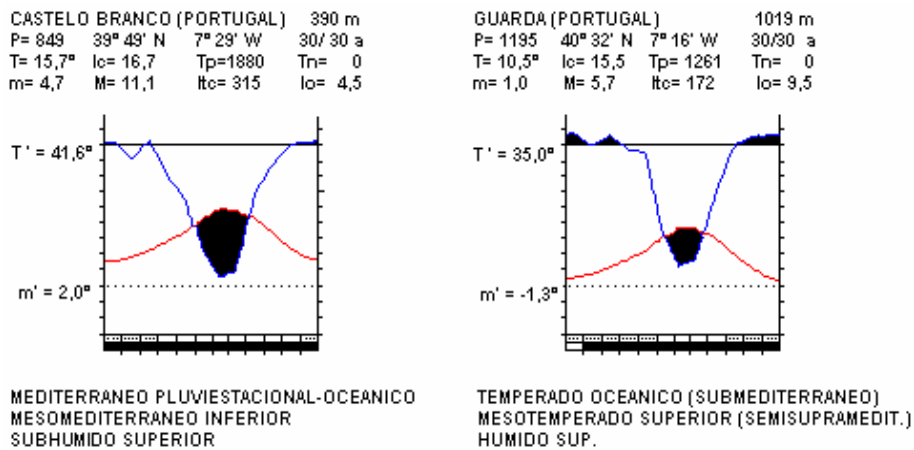


fig. 3 – Diagramas bioclimáticos referentes às estações meteorológicas de Castelo Branco e Guarda (retirados de Rivas-Martínez *et al.*, 1996). Leg. (·) temperatura; (·) precipitação.

Alguns trabalhos realizados na Reserva referem ainda que:

- o clima local encontra-se condicionado por influências continentais, Mediterrâneas e topográficas pelo que, a Reserva comporta vários microclimas (Lopes da Silva, 1992);
- o piso bioclimático é húmido com variantes de Inverno frio nos cumes e vertentes Norte, de Inverno fresco nas médias e altas altitudes e de Inverno temperado na base Sul da Serra (Alcoforado *et al.*, 1982 *in* Lousã *et al.*, 1992);

- a pluviosidade varia entre os 850-1400 mm, sendo a temperatura média na base da Serra de 14°C e no cimo 10°C (Albuquerque, 1978 *in* Lousã *et al.*, 1986);
- o clima é mais seco e quente no sentido Norte-Sul, principalmente devido à diminuição da latitude e altitude (Gonçalves, 1991).

2.5- HIDROLOGIA

Foram os principais cursos e linhas de água, assim como os seus afluentes, que conferiram a esta área o seu aspecto particular (Lopes da Silva, 1992).

As principais linhas de água que aqui se encontram são o rio Côa, o rio Bazágueda e a ribeira da Meimoa. A primeira pertence à bacia hidrográfica do Douro e delimita a Reserva a Norte. A Segunda, da bacia hidrográfica do Tejo, nasce no interior da Serra correndo de Sul para Sudoeste (*idem*, 1992). Pertencente à mesma bacia hidrográfica que a anterior, a ribeira da Meimoa nasce igualmente na Reserva e dá origem à albufeira da barragem com o mesmo nome.

2.6- GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA

Segundo a Carta Geológica de Portugal, a área da Reserva assenta sobre um complexo xisto-grauvaquico anti-ordovícico e séries metamórficas derivadas, que remontam à Era pré-cámbria e paleozoico indiferenciadas.

Como refere Lopes da Silva (1992), esta faixa xistosa é cortada por dois filões quartzosos paralelos, de orientação Nordeste-Sudoeste e extensão aproximada de 12 Km, que surgem pontualmente sob a forma de afloramentos.

Quanto à natureza litológica, a composição das rochas parece ser bastante pobre. Grande parte da Reserva é formada por xistos argilosos muito enrugados,

muito finos e brilhantes (Gonçalves, 1991). A orientação geral dos xistos é de Noroeste-Sudeste e as camadas são verticais ou inclinadas para Sudoeste (*idem*, 1991).

Ao longo das ribeiras da Meimoa, Valdedra e Salgueirinho predominam os grauvaques cinzentos esverdeados claros de grão fino ou médio (*idem*, 1991). Na zona do rio Bazágueda encontram-se ainda grauvaques grosseiros (Lopes da Silva, 1992).

Ao longo das ribeiras surgem depósitos de aluviões, na maior parte compostos por cascalheiras onde são frequentes elementos como quartzo ou quartzito, corneanos, grauvaques e xistos. Estes são de dimensão variada e estão em geral soltos ou envoltos numa matriz grosseira (Teixeira *et al.*, 1965 *in* Silveira, 1990).

2.7- EDAFOLOGIA

A maior parte dos solos da Reserva são pouco desenvolvidos devido à topografia complexa e à degradação causada pela secular influência humana (Silva, 1996).

Segundo as cartas de solo de Portugal Continental (Anónimo, 1964, 1996a, 1996b, 1999a, 1999b):

- Na zona Sul dominam os solos incipientes (solos não evoluídos) mais concretamente, litossolos de regime xérico de xistos ou grauvaques. Embora em menor percentagem, aparecem também solos argiluvitados pouco insaturados (solos evoluídos) pertencentes aos solos mediterrâneos, pardos, de materiais não calcários, normais de xistos ou grauvaques.

- Na Região central, para além da presença dos agrupamentos de solos mais representativos da zona Sul, dominam os solos litólicos húmicos. Estes correspondem a solos pouco evoluídos mas com horizontes A com elevada percentagem de matéria orgânica (Cardoso, 1965).

- A Norte as manchas de solo são mais heterogéneas, de menor extensão e em geral os solos são mais evoluídos que nas restantes áreas. As categorias edáficas mais representadas nesta zona são os solos litólicos húmicos e os solos argiluvitados pouco insaturados.

2.8- VEGETAÇÃO

O facto da Reserva se encontrar na transição entre áreas biogeográficas distintas, permite a coexistência de diferentes séries de vegetação climatófilas.

Como referido anteriormente, a vegetação potencial da zona Sul corresponde a bosques de *Quercus suber*, embora o que marque a paisagem sejam pequenos azinhais em posições edafoxerófilas. Por sua vez, a zona Norte é potencialmente dominada por bosques de *Quercus pyrenaica*. Na região Centro, zona de transição, coabitam estas Quercíneas juntamente com o medronheiro (*Arbutus unedo*) (Lousã *et al.*, 1988).

Ao longo dos cursos de água mais importantes (rios Côa e Bazágueda, ribeira da Meimoa e alguns afluentes) aparecem galerias ripícolas, por vezes de dimensão considerável e que comportam espécies como: *Alnus glutinosa* (amieiro), *Fraxinus angustifolia* (freixo), *Salix atrocinerea* (borrazeira-preta) e *Salix salvifolia* (borrazeira-branca) (Lousã *et al.*, 1992).

Contudo, a vegetação da Serra da Malcata reflecte a influência da ocupação humana durante séculos, apesar das densidades populacionais sempre terem sido relativamente baixas (Lopes da Silva, 1992). À semelhança do que ocorreu em grande parte do território português, a utilização agrícola do espaço, levou ao corte raso dos bosques climatófilos. Destaca-se a grande plantação de trigo, conhecida por “campanha do trigo”, que também chegou à Serra da Malcata, tendo contribuído para a destruição do património florestal e empobrecimento do solo (Franco, 1956; Capelo, 1996).

Outros factores, que contribuíram para a destruição da vegetação natural, foram o pastoreio e o corte exagerado para a obtenção de madeira. Para além dos estragos provocados pelo gado, a pastorícia levou ao aumento dos fogos causados pelo homem para obter mais e melhores pastos, assim como afugentar animais selvagens (*idem*, 1956).

Como consequência destas perturbações, são poucas as áreas onde ainda predomina a vegetação clímax. Esta restringe-se quase unicamente a zonas mais inacessíveis ou que, devido às suas características edáficas, são de baixa produtividade. Em detrimento da antiga floresta, surgem extensas áreas de vegetação arbustiva com composição e estado de evolução variável, consoante a sua localização e as intervenções a que foram sujeitas.

Segundo a Carta de Vegetação da Reserva Natural da Serra da Malcata (Caldeira *et al.*, 1998), cerca de 50% da vegetação é composta por formações arbustivas e 40% por povoamentos florestais de espécies não autóctones. Os restantes 10% repartem-se por bosques climácicos, medronhais e sistemas agrícolas e agroflorestais.

Até à data, foram identificadas na Reserva 627 *taxa* pertencentes a 84 famílias de plantas superiores (Gonçalves, com. pess.). Destes destacam-se seis espécies endémicas de Portugal: *Ajuga pyramidalis* ssp. *meonantha*, *Armeria transmontana* ssp. *pseudotransmontana*, *Avenula occidentalis* ssp. *occidentalis*, *Koeleria caudata*, *Scilla beirana* e *Sedum willkommianum* (Lousã *et al.*, 1992).

Em oposição ao pequeno número de endemismos portugueses ocorrem bastantes endemismos ibéricos (49 espécies) (Lousã *et al.*, 1992). Referem-se como exemplo: *Cytisus striatus*, *Cytisus multiflorus*, *Genista falcata*, *Chamaespartium tridentatum*, *Lavandula luisieri*, *Galium frutescens*, *Centaurea coutinhoi*, *Arabis stenocarpa*, *Lupinus hispanicus*, *Viola langeana*, *Echium lusitanicum* e *Pteroccephalus diandrus* (Lousã *et al.*, 1986, 1988, 1992).

Para além da vegetação natural estão ainda presentes várias espécies arbóreas introduzidas. O castanheiro (*Castanea sativa*) é a mais antiga embora actualmente se encontre em áreas bastante reduzidas (Gonçalves, 1991). A espécie mais vulgar é o pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) que, como refere Gonçalves (1991), ocupa uma superfície apreciável da Reserva especialmente na metade Norte em zonas de menor altitude. Aparecem ainda o eucalipto (*Eucalyptus globulus*), o pinheiro-negro (*Pinus nigra*) e a pseudotsuga (*Pseudotsuga menziesii*).

Algumas zonas mais planas e de melhor solo são ainda aproveitadas para culturas arvenses, especialmente centeio (Lousã *et al.*, 1992). Existem ainda pastagens, essencialmente de dois tipos: os lameiros, nas bermas dos cursos de água voltadas ao rio Côa (Gonçalves, 1991); pastagens no subcoberto dos olivais nas zonas meridionais (Lousã *et al.*, 1992).

2.9- FAUNA

O lince ibérico (*Lynx pardina*) é o animal emblemático da RNSM. Considerado pela União Internacional para a Conservação da Natureza como espécie em perigo de extinção, possui o mesmo estatuto nos livros vermelhos dos vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 1990 *in* Castro, 1994).

Para além do lince estão presentes outros carnívoros como: *Vulpes vulpes* (raposa); *Felis silvestris* (gato bravo); *Herpestes ichneumon* (saca rabos); *Canis lupos* (lobo-ibérico); *Meles meles* (texugo); *Lutra lutra* (lontra) (Sarmiento *et al.*, 1997).

A riqueza da Reserva em termos de avifauna é também bastante elevada albergando aves com estatuto de “em perigo” e “raro” (SNPRCN, 1990 *in* Sarmiento *et al.*, 1997). Exemplos são a cegonha-negra (*Ciconia nigra*), o abutre negro (*Aegypius monachus*), a águia imperial (*Aquila adalberti*), a águia real (*Aquila chrysaetos*) e o bufo-real (*Bubo bubo*).

3- METODOLOGIA

3.1- RECOLHA DE DADOS

No presente trabalho são analisados dados que foram recolhidos no âmbito dos projectos: “Dinâmica Natural da Vegetação das Comunidades Vegetais” e “Manejo e Gestão das Comunidades Vegetais”, instalados em Abril de 1991 na RNSM por Paula Gonçalves e Sofia Silveira sob a coordenação do Prof. Francisco Rego do Instituto Superior de Agronomia. O primeiro estudo pretende avaliar a forma como se processa a evolução natural da vegetação [dinâmica natural (DN)] enquanto que o segundo visa analisar a resposta do coberto vegetal às técnicas de corte [corte raso (CR) e corte de limpeza (CL)] e fogo [fogo controlado de Outono (FCO), fogo controlado de Primavera (FCP) e fogo de Verão (FV)].

O método utilizado para o estudo da sucessão, tem como base observações repetidas da mesma área ao longo dos anos. Neste sentido, foram instaladas parcelas permanentes - transectos - de 10 m² nas diferentes comunidades vegetais presentes nesta Área Protegida. Os transectos apresentam geralmente a dimensão de 0,5 m x 20 m, dimensão considerada adequada para o seguimento da vegetação arbustiva que aqui tem grande representatividade (Etiene, 1989 *in* Rego *et al.*, 1994). A forma rectangular dos transectos permite ainda obter uma maior heterogeneidade, eficiência, representatividade e dados com menor variância (Rego *et al.*, 1994).

Quando não foi possível instalar transectos com esta dimensão, devido às condições particulares do terreno, recorreu-se à instalação de parcelas com 1 x 10 m ou à divisão da área em 0,5 x 15 m e 0,5 x 5 m ou duas partes de 0,5 x 10 m.

Foram em geral instalados 3 transectos por comunidade, com excepção dos casos em que a inacessibilidade ou a fraca expressão destas não o permitiram.

Para os ensaios de fogo e corte procurou abranger-se todas as comunidades consideradas no projecto anterior. Porém, a sua instalação foi condicionada pela possibilidade de aplicação da técnica em estudo ao local da montagem do transecto, pelos terrenos serem ou não pertença da Reserva, pela identificação no terreno de áreas já intervencionadas em condições de serem aproveitadas e pela impossibilidade de aplicação das técnicas de gestão à vegetação arbórea.

O trabalho de campo é efectuado todos os anos durante a Primavera-Verão, estando a periodicidade da recolha dependente da evolução evidenciada por cada tipo de vegetação.

Para cada transecto efectua-se:

- 1) no primeiro ano de inventariação: a caracterização ecológica do local;
- 2) sempre que se realize um levantamento: um registo fotográfico do transecto e para os estratos:

- arbustivo e arbóreo - o micro-mapeamento das espécies presentes acompanhado do nome científico, fenologia e grau de utilização pela fauna.
- herbáceo - divisão do transecto em quarenta quadrados de 0,5 x 0,5 m, registando em cada um as espécies encontradas (nome científico) e respectiva abundância-dominância (escala de Braun-Blanquet), fenologia e grau de utilização pela fauna.

Os dados são posteriormente introduzidos num programa de computador denominado “Transecto”, criado em 1996 por Duncan Heathfield. Este calcula por inventário, para o estrato lenhoso:

- a) altura média por espécie;
- b) percentagem de cobertura por espécie;
- c) percentagem de abertura do estrato lenhoso (percentagem de solo não coberto pelo estrato lenhoso).

No presente trabalho são analisados os dados de 65 transectos inventariados entre 1991 e 1998, correspondentes a 9 comunidades e aos 3 tipos de gestão em estudo: Dinâmica Natural, Fogo e Corte. Os transectos de dinâmica natural que sofreram posterior intervenção foram considerados até à intervenção no estudo de dinâmica natural, passando depois para o estudo de fogo ou corte.

Os transectos analisados, para cada uma das comunidades, encontram-se representados nas tabelas I e II através do seu número de identificação. Os transectos n.º 26, 46 e 203, apesar de representarem etapas pré-clímax (onde domina o medronheiro), foram incluídos nas comunidades climácicas. Os motivos foram a maior proximidade a estas do que às etapas sucessionais e o pequeno número de transectos não justificar o seu tratamento isoladamente.

tab. I - Transectos das comunidades arbóreas.

		Comunidades Arbóreas (etapas clímax)		
		<i>Quercus rotundifolia</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>	<i>Arbutus unedo</i> + <i>Quercus rotundifolia</i> + <i>Quercus pyrenaica</i>
Transectos	Dinâmica Natural	009, 025, 040, 052	024, 028, 033, 043, 049, 051, 053	026, 027, 039, 046
	Fogo	----	106	111
	Corte	202	051, 201	203, 204, 215

tab. II - Transectos das comunidades arbustivas.

		Comunidades Arbustivas (etapas sucessionais)					
		<i>Cistus ladanifer</i>	<i>Erica umbellata</i>	<i>Chamaespartium tridentatum</i>	<i>Erica australis</i>	<i>Cytisus multiflorus</i>	<i>Cytisus striatus</i>
Transectos	Dinâmica Natural	003, 005, 006	002, 018, 019	010, 014, 022, 044, 045	007, 008, 015, 050	023, 034	016, 017, 021, 042
	Fogo	109, 114, 118	116, 117	022, 107, 113	015, 103, 104, 105	112	101, 119
	Corte	207, 212, 214	210, 211	205, 208	206, 209	023	017, 042

Segundo Silva (1996), muitos autores referem que apenas uma pequena percentagem de plântulas consegue, em condições naturais, sobreviver durante o primeiro ano após a germinação, principalmente devido ao stress hídrico de Verão.

Neste trabalho, para minimizar o erro de incluir indivíduos que apareceram no ano da inventariação, consideraram-se somente os indivíduos de *Quercus suber*, *Quercus pyrenaica* e *Quercus rotundifolia* que apresentassem uma altura compreendida entre 10 e 20 cm e que ocupassem uma área inferior a 0,03 m² (diâmetro da copa $\leq$ 20 cm). Estes são, teoricamente, indivíduos que conseguiram sobreviver pelo menos durante um ano. O critério do tamanho permite igualmente distinguir a regeneração natural, quer de via vegetativa quer de via seminal, das restantes plantas que compõem a comunidade.

Este tipo de classificação tem todavia, a desvantagem de não ter em consideração as diferentes taxas de crescimento das três Quercíneas, assim como não discriminar plantas que provêm de ambientes favoráveis das de ambientes desfavoráveis.

Durante o registo dos indivíduos presentes nos transectos, não se fez distinção entre as estratégias reprodutivas (vegetativa ou seminal). Cada rebento foi considerado como um indivíduo distinto porque, em teoria, tem hipóteses de evoluir para um indivíduo adulto.

Utilizaram-se ainda, neste trabalho, os seguintes factores:

- ecológicos: latitude, longitude, altitude, declive, exposição, posição topográfica e percentagem de afloramentos rochosos;
- caracterizadores da comunidade: tipo de comunidade, porte da comunidade, percentagem de cobertura do estrato lenhoso, percentagem de cobertura do estrato herbáceo, presença de plantas adultas (de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*), tipo de gestão e tempo após a intervenção.

Como refere Silva (1996) a maioria dos métodos utilizados para estimar densidades em plantas recorrem ao uso de parcelas de área variável, consoante o

tamanho, estrutura e distribuição das plantas em estudo. Contudo, em algumas situações, onde a densidade de indivíduos a amostrar é baixa, o factor limitante para a sua utilização é a pequena probabilidade de encontrar indivíduos dentro dessa área (*idem*, 1996). Este parece ser o caso da regeneração natural em etapas mais evoluídas da sucessão. Pelo contrário, quando a densidade é mais elevada, como parece ocorrer nos primeiros anos após uma intervenção, a metodologia tradicional deve ser adequada e tem sido utilizada por vários autores (*idem*, 1996).

Apesar das possíveis limitações mencionadas, o uso de transectos de 10 m², não só permite homogeneizar a metodologia como seguir a vegetação ao longo dos anos e consequentemente estudar a variação temporal da regeneração.

3.2- CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES VEGETAIS

Como este trabalho tem como principal objectivo o estudo da regeneração natural nas diferentes comunidades vegetais, pretende-se conhecer algumas características da sua composição florística, estrutura, distribuição e ecologia.

a) Composição florística e estrutura

Utilizando os dados referentes ao estudo “Dinâmica Natural das Comunidades Vegetais”, determinou-se, para cada comunidade, o valor médio e o desvio padrão dos seguintes parâmetros:

- a) percentagem de cobertura das diferentes espécies lenhosas;
- b) altura da(s) espécie(s) dominante(s);
- c) percentagem de cobertura do estrato lenhoso;
- d) percentagem de cobertura do estrato herbáceo.

Para o calculo da alínea d), o valor da percentagem de cobertura de cada transecto foi obtido pelo somatório da abundância-dominância de todos os dados registados. Para isso foram considerados os valores médios de cada classe da escala de abundância-dominância de Braun-Blanquet: classe 1 (0-0,1%) $\Rightarrow$ 0,05%; classe 2 (0,1-1%) $\Rightarrow$ 0,55%; classe 3 (1-5%) $\Rightarrow$ 3%; classe 4 (5-25%) $\Rightarrow$ 15%; classe 5 (25-50%) $\Rightarrow$ 37,5%; classe 6 (50-75%) $\Rightarrow$ 62,5%; classe 7 (75-100%) $\Rightarrow$ 87,5%.

O calculo da alínea c) foi obtido segundo a fórmula:

$$100\% - (\% \text{ de abertura do estrato lenhoso}).$$

b) Distribuição e ecologia

Procedeu-se à localização dos transectos assinalados nas tabelas I e II numa Carta Corológica de escala 1/100 000 (fig. 4).

Calculou-se igualmente a média dos seguintes factores ecológicos: latitude, longitude, altitude, declive, exposição, posição topográfica e percentagem de afloramentos rochosos.

Para a latitude e longitude os minutos e segundos foram convertidos em valores decimais e centesimais de grau, respectivamente e adicionados aos graus correspondentes.

Para o declive, considerou-se o valor médio de cada classe [classe 1 (0-1%) $\Rightarrow$ 0,5%; classe 2 (1-9%) $\Rightarrow$ 5%; classe 3 (9-25%) $\Rightarrow$ 17%; classe 4 (25-49%) $\Rightarrow$ 37 %; classe 5 (49-100%) $\Rightarrow$ 75% e classe 6 (100-275 %) $\Rightarrow$ 187,5 %].

No caso da exposição determinou-se, para cada comunidade, a frequência relativa (em percentagem) de transectos virados a Norte, Sul, Este, Oeste e sem exposição (terreno plano). O mesmo procedimento foi utilizado para a posição topográfica considerando as classes: terreno plano, base de encosta, meia encosta, cimo de encosta e planalto/cume.

3.3- IDENTIFICAÇÃO DAS COMUNIDADES COM REGENERAÇÃO NATURAL

Utilizando os dados disponíveis, resultantes das inventariações, procedeu-se à identificação das comunidades onde a regeneração natural de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e/ou *Quercus pyrenaica* estava presente.

3.4- FREQUÊNCIA RELATIVA ACUMULADA DA REGENERAÇÃO NATURAL

A frequência relativa acumulada foi obtida com o objectivo de comparar a regeneração de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*:

- a) entre as diferentes comunidades;
- b) dentro duma comunidade entre os diferentes tipos de gestão: dinâmica natural, fogo e corte.

Utilizou-se como amostra base o inventário e não o transecto. Este parâmetro só foi determinado quando o número de inventários disponíveis era superior a um. Não se fez qualquer distinção entre as diferentes modalidades de fogo e corte.

O valor da frequência relativa acumulada foi obtido por comunidade e tipo de gestão, através da fórmula:

$$\text{Freq. rel. acum.} = \frac{\text{n.º de inventários com regeneração da espécie A}}{\text{n.º total de inventários}}$$

3.5- DENSIDADE DA REGENERAÇÃO NATURAL

O valor da densidade é de extrema importância já que é uma medida do potencial de desenvolvimento de novas plantas numa dada comunidade (Silva, 1996).

Para além disso, quando calculado em diferentes anos, permite conhecer a evolução desse mesmo potencial ao longo do tempo.

Assim, pretendeu-se estudar a densidade de novos indivíduos de *Quercus* suber, *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica* por comunidade e tipo de gestão ao longo do tempo. Para isso foi calculado o número de indivíduos por m² presentes em cada inventariação.

No caso do estudo de dinâmica natural, a densidade da espécie foi representada graficamente em ordem ao número da inventariação realizada (inv.₁ a inv._n). Para os transectos geridos com fogo ou corte, a densidade foi representada em ordem aos anos após a intervenção (t₀ a t_n).

Calcularam-se ainda os valores da frequência relativa (em percentagem) de transectos com regeneração natural por comunidade e tipo de gestão.

Os transectos com uma única inventariação não foram representados graficamente, embora tenham sido utilizados para o cálculo da frequência relativa.

Decidiu-se analisar separadamente os transectos n.º 26 e 46 dos restantes instalados na comunidade de *Arbutus unedo* + *Quercus rotundifolia* + *Quercus pyrenaica*, pelo facto de terem sido instalados numa mancha de vegetação onde a gestão humana fomentou o medronheiro em detrimento das Quercíneas.

3.6- FACTORES RESPONSÁVEIS PELO ESTABELECIMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL

O estabelecimento de novos indivíduos de uma determinada espécie depende de um conjunto de factores tais como a estratégia reprodutiva da espécie, o desenvolvimento da comunidade circundante e o estabelecimento e sobrevivência da reprodução natural (Silva, 1996), assim como da interacção entre eles.

Consequentemente, com base nos dados dos transectos inventariados, pretende-se analisar :

- a) a dependência entre os diversos factores em estudo;
- b) o efeito dos diversos factores no estabelecimento de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*.

Foram estudados 12 factores, caracterizadores do conjunto de transectos: latitude, longitude, altitude, declive, exposição, posição topográfica, tipo de comunidade, porte da comunidade, tipo de gestão, percentagem de cobertura do estrato lenhoso, presença de plantas adultas e tempo após a intervenção. Cada um foi dividido em várias classes, conforme consta na tabela III.

a) dependência entre os diversos factores em estudo

Como forma de determinar a possível dependência entre alguns dos factores em estudo, efectuaram-se testes de independência onde se compararam os onze factores entre si (de acordo com todas as possíveis combinações). Para isso, recorreu-se ao uso do teste de χ^2 para quantificar o desvio da distribuição da amostra em relação à distribuição teórica (Zar, 1996).

Assim, para cada dois factores (X e Y):

- as frequências observadas foram obtidas através da distribuição dos transectos pelas diferentes conjugações de classes em que os factores foram divididos, isto é, por tabelas de contingência, conforme exemplificado na tabela IV.
- as frequências esperadas foram calculadas multiplicando o somatório de cada linha ($n_{1.}$, $n_{2.}$, $n_{3.}$) pelo somatório de cada coluna ($n_{.1}$, $n_{.2}$, $n_{.3}$) e dividindo pelo total (N).

tab. III – Factores em estudo e respectivas classes.

FACTOR	CLASSES
Latitude	$\leq 40^{\circ} 15' 28''$
	$> 40^{\circ} 15' 28''$
Longitude	$\leq 7^{\circ} 02' 00''$
	$> 7^{\circ} 02' 00''$
Altitude	≤ 800 m
	> 800 m
Declive	0 - 9 %
	9 - 25%
	> 25 %
Exposição	N
	S
	E
	W
	Sem exposição
Posição topográfica	Terreno plano
	Base de encosta
	Meia encosta
	Cimo de encosta
	Planalto/cume
Tipo de comunidade	<i>Q. rotundifolia</i>
	<i>Q. pyrenaica</i>
	<i>A. unedo</i> + <i>Q. rotundifolia</i> + <i>Q. pyrenaica</i>
	<i>C. ladanifer</i>
	<i>E. umbellata</i>
	<i>C. tridentatum</i>
	<i>E. australis</i>
	<i>C. multiflorus</i>
	<i>C. striatus</i>
Porte da comunidade	Arbustivo
	Arbóreo
Percentagem de cobertura do estrato lenhoso	0 - 75%
	$> 75\%$
Presença de plantas adultas	Presença
	Ausência
Tipo de gestão	Dinâmica Natural (DN)
	Fogo (F)
	Corte (C)
Tempo após a intervenção	S1 (0 - 3 anos)
	S2 (4 - 30 anos)
	S3 (> 30 anos)

tab. IV – Exemplo de tabela de contingência utilizada.

		CLASSES (FACTOR X)			total
		<i>i</i>	<i>j</i>	<i>k</i>	
CLASSES (FACTOR Y)	<i>u</i>	<i>ui</i>	<i>uj</i>	<i>uk</i>	<i>nu</i>
	<i>v</i>	<i>vi</i>	<i>vj</i>	<i>vk</i>	<i>nv</i>
	<i>w</i>	<i>wi</i>	<i>wj</i>	<i>wk</i>	<i>nw</i>
	total	<i>ni</i>	<i>nj</i>	<i>nk</i>	N

- O valor de χ^2 foi obtido segundo a fórmula:

$$\chi^2 = \sum \frac{(f - f')^2}{f'}$$

com :

f = frequência observada para a conjugação de duas classes dos factores X e Y .

f' = frequência esperada para as duas classes da frequência observada.

b) Efeito dos factores na regeneração de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*

Com o objectivo de identificar os factores ambientais ou ecológicos que influenciam a instalação da regeneração natural, efectuou-se uma série de testes de ajustamento χ^2 (testes " χ^2 goodness-of-fit tests").

Para cada factor (X):

- as frequências observadas foram obtidas através da distribuição dos transectos com regeneração natural da espécie A pelas diferentes classes do factor X .
- o calculo das frequências esperadas baseia-se no pressuposto de que a distribuição do conjunto total de transectos, pelas classes de um factor, permite caracterizar a área em estudo para esse factor. Assim, a frequência esperada para cada classe, foi determinada segundo a fórmula:

$$g' = \frac{h \times g}{N}$$

com:

h = frequência relativa de uma classe do factor X .

g = n.º de transectos com regeneração natural da espécie A para essa classe.

N = n.º total de transectos com regeneração natural da espécie A para o factor X .

Para os factores cujos resultados revelaram influenciar a regeneração natural, as frequências observadas foram expressas como percentagem das frequências esperadas e os resultados representados sob a forma de gráficos (para uma melhor visualização).

Para os dois testes estatísticos utilizados (alíneas a) e b)), apenas se consideraram frequências esperadas superiores a 3 já que, segundo Silva (1996), este parece ser o valor mais adequado, pois permite executar testes suficientemente moderados sem rejeitar uma grande quantidade de informação.

O procedimento utilizado tem como principal limitação o facto de quanto maior for o número de classes de um factor, maior é a dificuldade de se obter frequências esperadas superiores a 3.

Os valores de χ^2 obtidos foram em ambos os casos traduzidos para níveis de significância (P) de acordo com as seguintes classes:

Σ - $5\% \geq P > 1\%$

$\Sigma\Sigma$ - $1\% \geq P > 0,1\%$

$\Sigma\Sigma\Sigma$ - $P \leq 0,1\%$

(-) – testes não significativos (para $P > 5\%$) ou valores esperados inferiores a três.

Os resultados obtidos foram representados sob a forma de tabelas. Para a alínea a) os factores foram ordenados por forma a evidenciar os que apresentavam maior número de dependências.

4- RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1- CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES VEGETAIS

Da análise dos resultados apresentados nas tabelas V, VI e VII bem como na figura 4, salienta-se:

4.1.1 - Comunidades Arbóreas (etapas clímax)

a) Comunidade de *Quercus rotundifolia*

A análise da composição florística confirma a dominância de *Quercus rotundifolia* nesta comunidade e indica a presença de outras espécies como *Phillyrea angustifolia*, *Erica arborea*, *Daphne gnidium*, *Rubus ulmifolius* e *Viburnum tinus* (tab. V).

O elevado desvio padrão associado à percentagem de cobertura de *Quercus rotundifolia* (tab. V), pode resultar das diferentes condições ecológicas a que esta comunidade está sujeita e que nem sempre são as ótimas para o desenvolvimento desta espécie. Poderá igualmente indicar que se inventariaram parcelas em diferentes estados de desenvolvimento (idades diferentes).

Com distribuição preferencial a Sul da Reserva (fig. 4; tab. VII), verifica-se a sua presença em altitudes médias de 651 m (tab. VII).

Esta comunidade encontra-se em zonas de declive acentuado (38%) e é, entre todas, a que apresenta a maior percentagem de afloramentos rochosos (13%; tab. VII). Isto vem confirmar que as sucessivas intervenções a que a Reserva foi sujeita, levaram esta comunidade a concentrar-se nas zonas mais edafoxerofilas que são de mais difícil acesso (face aos declives acentuados) e de menor rendimento económico, devido principalmente à menor retenção de água e à maior lixiviação do solo.

Tanto a percentagem de cobertura do estrato lenhoso como a percentagem de cobertura do estrato herbáceo são relativamente elevadas (tab. V) o que confirma a ideia de Silveira (1990) ao referir que: “as formações de *Quercus rotundifolia* nesta Área Protegida correspondem a formações complexas herbáceas e lenhosas”.

As exposições preferenciais parecem ser Norte, Este e Oeste cada qual com 33,3% de distribuição (tab. VII). Estes são os quadrantes onde a humidade é superior e por isso devem permitir a instalação mais rápida da vegetação arbórea. Do ponto de vista topográfico esta comunidade parece preferir zonas de meia e cimo de encosta (tab. VII), mas sempre em posição edafoxerófila.

Actualmente encontra-se a decorrer um estudo fitossociológico das comunidades presentes na Área Protegida. Na figura 5, encontra-se um esboço da distribuição aproximada das séries fitossociológicas climatófilas, que segundo esse estudo parecem existir. Contudo, sendo esta uma comunidade edafoxerófila e não estando ainda o estudo concluído, apenas se denomina de comunidade de azinhal.

b) Comunidade de *Quercus pyrenaica*

Para além do domínio de *Quercus pyrenaica*, nesta comunidade, aparecem ainda espécies como *Genista falcata*, *Cytisus striatus*, *Cytisus multiflorus*, entre outros (tab. V).

Os resultados indicam a sua preferência pela zona Norte da Reserva (fig. 4; tab. VII), mais húmida e fria.

À semelhança da comunidade de *Quercus rotundifolia* encontra-se, pelos mesmos motivos, em zonas bastante declivosas (média de 35%). Contudo, a percentagem de cobertura do estrato lenhoso é mais baixa e a percentagem de cobertura do estrato herbáceo mais elevada que na comunidade anterior. Este facto está relacionado com o ombroclima, associado à utilização sistemática do fogo. Como refere Silva (1992) para além de contribuir para a distribuição localizada dos carvalhais, o fogo, é um factor determinante na maior abertura dos bosques na RNSM.

Verifica-se a sua presença em altitudes médias de 854 m e nas exposições Norte e Este (tab. VII).

As posições topográficas onde se observam são meia encosta e base de encosta, onde os solos são mais profundos.

Esta comunidade parece pertencer à série *Holco mollis-Querceto pyrenaicae sigmetum* (fig. 5). Esta é uma série de carvalho negral silicícola, supramediterrânea húmida com distribuição carpetano-leonesa (Rivas-Martínez, 1987).

c) Comunidade de *Arbutus unedo* + *Quercus rotundifolia* + *Quercus pyrenaica*

Nesta comunidade que faz a transição entre a vegetação Norte e Sul da Reserva, dominam as espécies *Arbutus unedo*, *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*. Aparecem ainda outras espécies pertencentes aos dois tipos de vegetação (tab. V).

Os resultados da distribuição indicam a sua presença essencialmente a Oeste (fig. 4; tab. VII) como referido anteriormente por Silveira (1990).

Da análise ecológica, observa-se a presença desta comunidade em altitudes e latitudes intermédias, e em zonas de declive bastante acentuado (tab. VII). A exposição preferencial é Norte e encontra-se preferencialmente em zonas de meia encosta e cimo de encosta (tab. VII).

Do ponto de vista fitossociológico, parece pertencer à série *Arbutus unedo-Querceto pyrenaicae sigmetum* (fig. 5). Esta é uma série mesomediterrânea húmida, com distribuição luso-extremadurense (Rivas-Martínez, 1987).

4.1.2 - Comunidades Arbustivas (etapas sucessionais)

a) Comunidade de *Cistus ladanifer*

A comunidade de *Cistus ladanifer* - vulgarmente conhecida por esteval - é composta essencialmente por *Cistus ladanifer* embora apareçam outras espécies como *Halimium ocymoides*, *Chamaespartium tridentatum*, *Phillyrea angustifolia* ou espécies do género *Lavandula* (tab. VI).

Os resultados indicam a sua presença nas zonas mais meridionais da Reserva e em áreas de menor altitude (tab. VII). Observa-se ainda em declives médios de 19% (tab. VII).

Esta é a comunidade com o valor mais baixo de percentagem de cobertura do estrato lenhoso (tab. VI), sendo a percentagem de cobertura do estrato herbáceo igualmente baixa (tab. VI). Estas características são em parte justificadas pelo fenómeno de alelopatia inerente à espécie dominante. Para além disso, esta é uma comunidade localizada em zonas pedregosas (tab. VII) que, ao disporem de menos solo, se encontram menos revestidas.

Verifica-se a sua presença principalmente a meia encosta e sobre vertentes viradas a Sul, provavelmente como consequência de ser uma comunidade dominada por espécies termófilas (tab. VII).

Esta comunidade pertence à classe *Cisto-Lavanduletea* que constitui uma etapa avançada na regressão de bosques e pré-bosques meso-oligotróficos, pouco exigentes em precipitação (Rivas-Martínez, 1990). A associação que lhe corresponde parece ser a *Genisto hirsutae-Cistetum ladaniferi*. Esta é uma associação silicícola, termomediterrânea-seca de distribuição luso-extremadurense (Rivas-Martínez, 1990). De acordo com a sua posição (zonas de menor ou maior humidade), e embora ocorra no mesomediterrâneo, constitui uma etapa de substituição das comunidades de azinhal e dos sobreirais de *Sanguisorbo hybridae-Quercetum suberis*.

b) Comunidade de *Erica umbellata*

Nas altitudes superiores, as comunidades de *Cistus ladanifer* cedem a sua posição às comunidade arbustivas dominadas por Ericáceas, onde é possível destacar a comunidade de *Erica umbellata* (tab. VII).

Como mostram os resultados, esta é uma comunidade rasteira, com elevada percentagem de cobertura do estrato lenhoso, baixa percentagem de estrato herbáceo e altamente dominada por *Erica umbellata* (tab. VI). Aparecem ainda outras espécies arbustivas como *Erica australis*, *Chamaespartium tridentatum* e outras pertencentes ao género *Halimium* (tab. VI).

Do ponto de vista ecológico (tab. VII), encontra-se em zonas de declive médio de 10% e a altitudes intermédias (média de 781 m). A principal posição topográfica observada é planalto/cume (57,1%), confirmando a preferência por zonas sem exposição (tab. VII).

Esta comunidade pertence à aliança *Ericion umbellata* (classe *Calluno-Ulicetea*) e poderá representar a associação *Halimio ocymoidis-Ericetum umbellatae*. Representa a segunda etapa de substituição do sobreiral de *Sanguisorbo hybridae-Quercetum suberis* e do carvalhal de *Arbuto unedonis-Quercetum pyrenaicae*. Assim, nos locais mais húmidos da zona Centro constituirá a etapa de substituição da primeira associação fitossociológica enquanto que nas áreas mais secas corresponderá à etapa de substituição da segunda.

c) Comunidade de *Chamaespartium tridentatum*

Nas zonas mais elevadas da Serra da Malcata aparece a comunidade de *Chamaespartium tridentatum*. A percentagem média de cobertura da espécie dominante é de 70,31% (tab. VI). Contudo, a análise da composição florística mostra ainda a presença de espécies como *Halimium alyssoides* e *Erica australis* (tab. VI). À excepção da comunidade de *Cistus ladanifer* esta é a comunidade que apresenta uma maior abertura da vegetação lenhosa (tab. VI).

Observa-se a altitudes médias elevadas, declives inferiores e em zonas de exposição Norte e sem exposição (tab. VII), confirmando a ideia já expressa por Gonçalves (1991). Os resultados indicam ainda que se encontra principalmente em zonas de meia encosta (tab. VII).

Do ponto de vista fitossociológico parece pertencer à classe *Calluno-Ulicetea* e mais concretamente à aliança *Ericion umbellatae*. Só por si não constitui nenhuma associação uma vez que é uma comunidade primocolonizadora.

d) Comunidade de *Erica australis*

Principalmente na zona central da Reserva e em zonas de maior altitude (em média 957 m), aparece a comunidade de *Erica australis* (tab. VII). A percentagem média de cobertura da espécie dominante é superior a 90% e a altura média é de 1,13 m (tab. VI). Aparecem ainda espécies arbustivas como *Halimium alyssoides* e *Chamaespartium tridentatum* (tab. VI).

Encontra-se em locais de declive médio de 18%, principalmente a meia encosta e sobre terreno plano. Verifica-se a presença desta comunidade principalmente voltada a Este e sobre terreno plano (tab. VII). Nesta comunidade a percentagem de afloramentos rochosos parece ser inexistente (tab. VII).

Deve pertencer às associações *Erica australis-Cistetum populifolii* e *Genistello tridentatae-Ericetum aragonensis*. A primeira representa a segunda etapa de substituição do sobreiral em solos mais húmidos e sombrios que os que estão presentes na comunidade de *Erica umbellata*. A segunda corresponde à segunda etapa de substituição dos carvalhais da zona Norte.

e) Comunidade de *Cytisus multiflorus*

Na zona Norte da Reserva aparece uma comunidade dominada por *Cytisus multiflorus* (fig. 4; tab. VII). Para além desta espécie podem ainda encontrar-se nesta

comunidade espécies como *Cytisus striatus*, *Halimium alyssoides* e mesmo indivíduos de *Quercus pyrenaica* (tab. VI).

Os resultados indicam que esta comunidade se encontra em zonas de maior latitude, principalmente voltada a Norte (tab. VII). Os afloramentos rochosos parecem ser inexistentes (tab. VII).

Estruturalmente, é uma comunidade de altura média pouco elevada (0,64 m) e com percentagem de cobertura do estrato lenhoso que parece variar bastante de acordo com o transecto ($4,24 \pm 14,06\%$) (tab. VII).

Encontra-se em zonas de menor declive (em média 5%) e em posições topográficas de base de encosta, meia encosta e cimo de encosta, sem preferência aparente por alguma delas (tab. VII).

Esta é uma comunidade que deve pertencer à associação *Lavandulo sampaionae-Cytisetum multiflori*, etapa de substituição do carvalhal de *Holco mollis-Quercetum pyrenaicae*.

f) Comunidade de *Cytisus striatus*

Na parte Norte, encontra-se outra comunidade arbustiva, de porte mais elevado (tab. VII), dominada por *Cytisus striatus* e acompanhado por espécies como *Halimium alyssoides*, *Halimium ocymoides*, *Erica australis* e *Quercus pyrenaica* (tab. VI).

Esta comunidade apresenta o valor mais baixo de declive (4%), uma altitude média elevada (868 m), exposição essencialmente Norte e preferência pela meia encosta (tab. VII).

A associação a que deve pertencer será a *Cytiso striati-Genistetum polygaliphyllae* que corresponde à primeira etapa de substituição dos carvalhais de *Holco mollis-Quercetum pyrenaicae*.

tab. V - Valor médio e desvio padrão da % de cobertura de cada espécie lenhosa, % de abertura do estrato lenhoso, % de cobertura do estrato lenhoso, % de cobertura do estrato herbáceo e altura média da(s) espécie(s) dominante(s) para as comunidades arbóreas.
(Qp = *Q. pyrenaica*; Qr = *Q. rotundifolia*; Au = *A. unedo*)

		COMUNIDADES ARBÓREAS (etapas clímax)		
		<i>Q. rotundifolia</i>	<i>Q. pyrenaica</i>	<i>A. unedo</i> + <i>Q. rotundifolia</i> + <i>Q. pyrenaica</i>
E S P É C I E S	<i>Crataegus monogyna</i>	8E-04 ± 2E-3		
	<i>Erica arborea</i>	11.27 ± 8.78		
	<i>Fraxinus angustifolia</i>	0.40 ± 0.79		
	<i>Quercus faginea</i>	0.03 ± 0.06		
	<i>Daphne gnidium</i>	0.08 ± 0.12		
	<i>Lavandula luisieri</i>	0.04 ± 0.08		
	<i>Cistus ladanifer</i>	0.18 ± 0.34		2.76 ± 5.53
	<i>Arbutus unedo</i>	4.56 ± 3.64		57.87 ± 38.59
	<i>Phillyrea angustifolia</i>	15.33 ± 10.09		0.19 ± 0.22
	<i>Quercus rotundifolia</i>	79.04 ± 47.15		5.79 ± 11.56
	<i>Viburnum tinus</i>	4.79 ± 7.62		36.65 ± 8.48
	<i>Cistus populifolius</i>	0.50 ± 0.89		2.94 ± 3.45
	<i>Lonicera periclymenum</i>	0.01 ± 0.21	0.99 ± 2.42	
	<i>Rosa</i> sp.	0.01 ± 0.02	0.50 ± 1.23	
	<i>Rubus ulmifolius</i>	0.35 ± 0.42	0.05 ± 0.08	
	<i>Genista triacanthos</i>	0.51 ± 1.02	0.65 ± 1.59	
	<i>Cistus psilosepalus</i>		0.62 ± 1.25	0.44 ± 0.88
	<i>Quercus pyrenaica</i>		85.05 ± 75.80	1.24 ± 2.60
	<i>Cytisus striatus</i>		50.63 ± 73.02	
	<i>Cytisus multiflorus</i>		0.21 ± 0.32	
	<i>Castanea sativa</i>		2.72 ± 4.99	
	<i>Frangula alnus</i>		0.21 ± 0.33	
	<i>Genista falcata</i>		4.81 ± 7.11	
% cobertura estrato lenhoso		98.13 ± 1.62	91.38 ± 13.38	97.02 ± 4.75
% cobertura estrato herbáceo		10.05 ± 6.23	30.74 ± 10.92	12.55 ± 16.25
altura espécie(s) dominante(s) (m)		3.89 ± 1.88	7.02 ± 6.90	Qp = 4.49 ± 4.49 Qr = 1.50 ± 1.05 Au = 5.29 ± 2.37

tab. VI - Valor médio e desvio padrão da % de cobertura de cada espécie lenhosa, % de abertura do estrato lenhoso, % de cobertura do estrato lenhoso, % de cobertura do estrato herbáceo e altura média da espécie dominante para as comunidades arbustivas.

		COMUNIDADES ARBUSTIVAS (ETAPAS SUCESSIONAIS)					
		<i>C. ladanifer</i>	<i>E. umbellata</i>	<i>C. tridentatum</i>	<i>E. australis</i>	<i>C. multiflorus</i>	<i>C. striatus</i>
E S P E C I E S	<i>Daphne gnidium</i>	0.01 ± 0.02					
	<i>Genista triacanthos</i>	1.35 ± 2.33					
	<i>Lavandula luisieri</i>	1.81 ± 3.13					
	<i>Cistus salvifolius</i>	0.02 ± 0.03					
	<i>Calluna vulgaris</i>	3.76 ± 6.51	13.49 ± 23.35				
	<i>Chamaespartium tridentatum</i>	14.45 ± 25.03	1.16 ± 1.58	70.31 ± 7.75	29.14 ± 20.30		1.67 ± 3.35
	<i>Erica australis</i>	5.94 ± 5.75	12.6 ± 65.0	2.38 ± 2.17	61.24 ± 12.07		4.25 ± 4.91
	<i>Halimium ocymoides</i>	2.99 ± 5.17	14.31 ± 18.11	0.87 ± 1.87	2.00 ± 3.87		10.49 ± 18.16
	<i>Halimium alyssoides</i>	1.15 ± 1.99	1.95 ± 1.78	23.96 ± 11.44	29.49 ± 22.56	2.17 ± 3.07	14.41 ± 14.32
	<i>Phillyrea angustifolia</i>	2.58 ± 4.47	1.52 ± 2.63		0.20 ± 0.40		
	<i>Cistus ladanifer</i>	57.08 ± 16.77	3.06 ± 4.92		0.29 ± 0.57		1.92 ± 3.84
	<i>Quercus rotundifolia</i>	0.10 ± 0.18		0.05 ± 0.10	3E-34 ± 6.7E-4		
	<i>Cytisus striatus</i>	8E-3 ± 0.01		1.03 ± 2.05		1.54 ± 2.17	67.05 ± 17.76
	<i>Lavandula pedunculata</i>	0.87 ± 0.75					3.65 ± 7.30
	<i>Erica umbellata</i>		63.87 ± 14.38	3E-3 ± 7 E -3	4.04 ± 8.08		
	<i>Halimium umbellatum</i>			0.16 ± 0.35			
	<i>Cistus psilosepalus</i>			0.07 ± 0.15		0.08 ± 0.11	1.03 ± 2.06
	<i>Arbutus unedo</i>				0.21 ± 0.42		
	<i>Quercus pyrenaica</i>					7.19 ± 2.52	4.34 ± 0.66
	<i>Adenocarpus complicatus</i>					0.13 ± 0.18	
	<i>Cytisus multiflorus</i>					52.40 ± 17.81	
% cobertura estrato lenhoso		72.82 ± 15.39	97.31 ± 0.84	73.55 ± 12.15	92.70 ± 3.70	95.76 ± 14.06	79.54 ± 12.06
% cobertura estrato herbáceo		2.36 ± 2.05	0.58 ± 0.53	10.32 ± 6.73	5.75 ± 7.76	12.23 ± 15.54	10.45 ± 7.97
altura espécie dominante (m)		0.80 ± 1.88	0.47 ± 0.10	0.85 ± 0.14	1.13 ± 0.12	0.64 ± 0.036	1.66 ± 0.73

tab. VII – Valor médio dos factores ecológicos para as nove comunidades em estudo.

Comunidade	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Declive (%)	Exposição (%)	Posição topográfica (%)	Afloramentos rochosos (%)
<i>Q. rotundifolia</i>	40° 13' 28"	7° 03' 20"	651	38	N= 33.3 E= 33.3 W= 33.3	Base encosta = 16.7 Meia encosta = 50 Cimo encosta = 33.3	13
<i>Q. pyrenaica</i>	40° 18' 39"	6° 59' 58"	854	35	N= 33.3 E= 66.7	Base encosta = 44.4 Meia encosta = 55.6	0.6
<i>A. unedo</i> + <i>Q. rotundifolia</i> + <i>Q. pyrenaica</i>	40° 14' 50"	7° 05' 24"	766	49	N= 75.0 E= 12.5 W= 12.5	T. plano = 12.5 Base encosta = 12.5 Meia encosta = 50 Cimo encosta = 25	0.6
<i>C. ladanifer</i>	40° 13' 47"	7° 03' 01"	738	19	S= 55.6 E= 33.3 Sem exposição = 11.1	Meia encosta = 66.6 Cimo encosta = 11.1 Planalto/cume = 22.2	6.8
<i>E. umbellata</i>	40° 13' 20"	7° 02' 10"	781	9	S= 14.3 E= 14.3 W= 28.6 Sem exposição = 42.6	Meia encosta = 14.3 Cimo encosta = 28.6 Planalto/cume = 57.1	0
<i>C. tridentatum</i>	40° 16' 16"	6° 59' 08"	990	12	N= 33.3 E= 11.1 W= 22.2 Sem exposição = 33.3	T. plano = 11.1 Base encosta = 11.1 Meia encosta = 44.4 Cimo encosta = 11.1 Planalto/cume = 22.2	1.4
<i>E. australis</i>	40° 13' 32"	7° 00' 20"	957	18	S= 11.1 E= 33.3 W= 22.2 Sem exposição = 33.3	Meia encosta = 44.4 Cimo encosta = 22.2 Planalto/cume = 33.3	0.6
<i>C. multiflorus</i>	40° 18' 25"	7° 01' 56"	838	5	N= 33.3 S= 33.3 E= 33.3	Base encosta = 33.3 Meia encosta = 33.3 Cimo encosta = 33.3	0
<i>C. striatus</i>	40° 17' 45"	7° 01' 47"	868	4	N= 50.0 W= 16.7 Sem exposição = 33.3	Terreno plano = 16.7 Meia encosta = 50 Cimo encosta = 16.7 Planalto/cume = 16.7	0

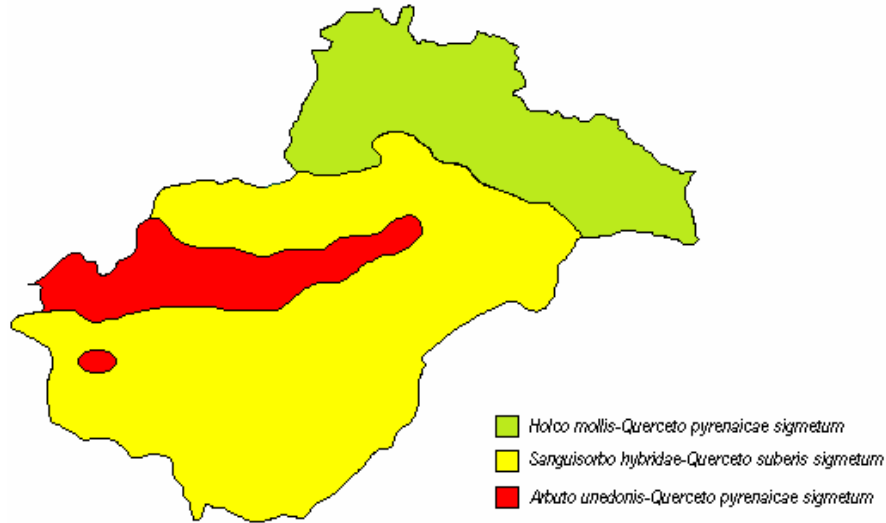


fig. 5 - Esboço da distribuição das séries climatofílicas de vegetação presentes na RNSM (segundo Pinto Gomes *et al.*, não publicado).

4.2- IDENTIFICAÇÃO DAS COMUNIDADES COM REGENERAÇÃO NATURAL

A presença e ausência de regeneração natural de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia* e/ou *Quercus pyrenaica* nas diferentes comunidades, encontra-se representada nas tabelas VIII e IX tendo-se distinguido entre a ausência de regeneração (ausência) e a impossibilidade de ocorrer regeneração (-).

4.2.1- Comunidades Arbóreas (etapas clímax)

Verifica-se a ausência de regeneração natural de *Quercus suber* nas comunidades arbóreas analisadas. Este comportamento deve resultar da ausência de indivíduos adultos desta espécie nos transectos, bem como em grande parte da Reserva onde apenas persistem alguns indivíduos isolados. Para além disso, o estado actual de degradação dos solos não deve permitir a instalação das novas plantas, já que esta é uma espécie bastante exigente do ponto de vista edáfico.

Em oposição, a regeneração natural de *Quercus rotundifolia* e/ou *Quercus pyrenaica* está presente em todas as comunidades arbóreas (tab. VIII). Assim, a elevada presença de plantas adultas parece ser importante para a regeneração destas espécies, independentemente das estratégias reprodutivas utilizadas por cada uma delas.

Os indivíduos de *Quercus rotundifolia* reproduzem-se principalmente por semente (Fabião, 1987). Contudo, esta parece não conservar a capacidade regenerativa durante muito tempo (4-6 meses; Alves, 1988), pelo que todos os anos tem de haver uma renovação do banco de sementes a partir das árvores adultas.

Os indivíduos de *Quercus pyrenaica*, para além da via seminal, dispõem ainda de uma grande capacidade de regeneração vegetativa (Franco, 1956). Apesar da semente ter uma elevada faculdade germinativa (Fabião, 1987; Alves, 1988), na Reserva observa-se que a maioria da regeneração é de origem vegetativa. Os motivos podem ser:

- a duração da capacidade germinativa ser de apenas 6 meses (Alves, 1988);
- a presença de condições ecológicas desfavoráveis, uma vez que o sucesso da regeneração natural depende da existência de condições propícias à germinação (Roe *et al.*, 1970 in Oliveira *et al.*, 1986);
- o fenómeno, a que as árvores estão sujeitas, conhecido por “anos de semente”. Este corresponde ao intervalo de tempo (2-4 anos ou mais) em que a semente produzida é de qualidade, contrastando com anos de má frutificação caracterizados por pequenas produções de má qualidade (Alves, 1988). Este fenómeno encontra-se ligado ao esgotamento (nos anos de produção de semente de qualidade) das reservas em hidratos de carbono e substâncias fosfatadas, relativamente às substâncias azotadas, pelo que é necessário um período (maior ou menor) para que se restabeleça o equilíbrio (*idem*, 1988). Allué (1990) refere que a regeneração

por semente desta espécie nos carvalhais do Sistema Central Espanhol é na prática muito rara sendo uma das principais causas a escassa frequência com que se repetem as disseminações importantes, espaçadas provavelmente mais de dez anos. Apesar de se desconhecer, o intervalo de “anos de semente” desta espécie na RNSM, se este for elevado pode igualmente levar ao mesmo resultado.

tab. VIII – Presença/ausência de regeneração natural de *Quercus suber*, *Q. rotundifolia* e/ou *Q. pyrenaica* nas comunidades arbóreas.
(-) -> comunidades onde é impossível existir regeneração da espécie.

		ESPÉCIE		
		<i>Q. suber</i>	<i>Q. rotundifolia</i>	<i>Q. pyrenaica</i>
Comunidades arbóreas	<i>Q. rotundifolia</i>	ausente	presente	-
	<i>Q. pyrenaica</i>	-	-	presente
	<i>A. unedo</i> + <i>Q. rotundifolia</i> + <i>Q. pyrenaica</i>	ausente	presente	presente

4.2.2- Comunidades Arbustivas (etapas sucessionais)

a) regeneração de *Quercus suber*

À semelhança do observado nas comunidades arbóreas, não se encontrou regeneração natural de *Quercus suber* em nenhuma das comunidades arbustivas. Os motivos devem ser os mesmos já referidos anteriormente.

b) regeneração de *Quercus rotundifolia*

Nas comunidades arbustivas, observa-se a presença de regeneração natural de *Quercus rotundifolia* apenas nas comunidades de *Cistus ladanifer* e *Chamaespartium tridentatum* (tab. IX). A maior abertura da vegetação pode contribuir para este resultado já que estas são as comunidades com menor percentagem de cobertura do

estrato lenhoso (tab. VI). A menor intervenção a que foi sujeita a comunidade de *Cistus ladanifer*, resultado de se encontrar sobre solos mais pedregosos, deve igualmente contribuir para o aparecimento da regeneração desta espécie.

A existência de regeneração natural na comunidade de *Chamaespartium tridentatum* pode ainda ser reforçada pela sua presença em zonas de maior altitude e declive pouco acentuado, resultando numa maior disponibilidade hídrica.

Nas comunidades de *Erica umbellata* e *Erica australis* não se observou regeneração de *Quercus rotundifolia*. Estes resultados devem ser consequência da elevada percentagem de cobertura do estrato lenhoso, bem como das sucessivas intervenções a que têm sido sujeitas.

b) regeneração de *Quercus pyrenaica*

A regeneração natural de *Quercus pyrenaica*, não foi observada na maioria das comunidades arbustivas. A eliminação dos indivíduos adultos de *Quercus pyrenaica* bem como das touças (estrutura composta pela raiz e base do caule), não permite o aparecimento da regeneração vegetativa. Por outro lado, como referido anteriormente, a regeneração seminal desta espécie na Reserva parece ser muito baixa.

A presença de regeneração natural na comunidade de *Cytisus multiflorus* pode ser devida a melhores condições ecológicas, em relação às comunidades da zona Centro. Como refere Lousã *et al.* (1986), os matos da zona Norte estão presentes em zonas mais húmidas e de melhor solo. Pode ainda resultar da proximidade a indivíduos adultos de *Quercus pyrenaica*.

Ao contrário do esperado, a regeneração natural não foi observada na comunidade de *Cytisus striatus* apesar de esta ser uma etapa mais evoluída na sucessão ecológica. A explicação deve estar relacionada com a sua presença em solos mais desenvolvidos que permitam o crescimento mais rápido da regeneração, já

que se observou a presença de indivíduos jovens nos transectos mas de dimensão superior à considerada.

tab. IX – Presença/ausência de regeneração natural de *Quercus suber*, *Q. rotundifolia* e/ou *Q. pyrenaica* nas comunidades arbustivas.

(-) -> comunidades onde é impossível encontrar regeneração da espécie.

		ESPÉCIE		
		<i>Q. suber</i>	<i>Q. rotundifolia</i>	<i>Q. pyrenaica</i>
Comunidades arbustivas	<i>C. ladanifer</i>	ausente	presente	—
	<i>E. umbellata</i>	ausente	ausente	ausente
	<i>C. tridentatum</i>	ausente	presente	ausente
	<i>E. australis</i>	ausente	ausente	ausente
	<i>C. multiflorus</i>	-	—	presente
	<i>C. striatus</i>	-	—	ausente

4.3- FREQUÊNCIA RELATIVA ACUMULADA DA REGENERAÇÃO NATURAL

Os valores da frequência relativa acumulada de regeneração natural encontram-se representados nas figuras 6 e 7.

4.3.1- Comunidades Arbóreas (etapas clímax)

a) Estudo de dinâmica natural

Os resultados da frequência relativa acumulada indicam que a regeneração de *Quercus rotundifolia*, na comunidade dominada por esta espécie, é maior que a de *Quercus pyrenaica* na comunidade dominada por *Quercus pyrenaica* (fig. 6 e 7). Este comportamento deverá estar ligado às estratégias reprodutivas destas espécies. A reprodução seminal é maior em *Quercus rotundifolia* que em *Quercus pyrenaica*, dada a sua menor capacidade de se reproduzir por via vegetativa. Sendo também a duração da capacidade germinativa da semente de *Quercus rotundifolia* pequena, esta espécie tem todas as vantagens em que a germinação ocorra sempre que se reünam as

condições mínimas para isso. Todavia, a diferença entre os valores da regeneração destas espécies não é observada na comunidade de *Arbutus unedo* + *Quercus rotundifolia* + *Quercus pyrenaica*, onde a frequência de regeneração é semelhante para ambas as espécies.

b) Gestão com fogo ou corte

Verifica-se um aumento da regeneração natural de ambas as espécies após a implementação destas medidas de gestão. Porém, o fogo parece fomentar mais a regeneração natural do que o corte. Tal pode ser consequência da elevada incidência do fogo na região mediterrânea já que muitos autores consideram que a vegetação parece mostrar rasgos de adaptação ao fogo (Oliver, 1990; Tárrega *et al.*, 1990; May, 1991). Este pode igualmente contribuir para o aumento de nutrientes no solo e/ou criação de clareiras (Christiensen, 1985), permitindo o aumento da regeneração.

Não existem dados para a comunidade de *Quercus rotundifolia* sujeita a fogo. Contudo, é provável que a mesma tendência se verifique já que, na situação de *Arbutus unedo* + *Quercus rotundifolia* + *Quercus pyrenaica* o fogo estimula igualmente mais a regeneração que o corte (fig. 6).

4.3.2 - Comunidades Arbustivas (etapas sucessionais)

a) Estudo de dinâmica natural

Observa-se que a comunidade de *Chamaespartium tridentatum* apresenta mais frequência de regeneração de *Quercus rotundifolia* que a de *Cistus ladanifer* (fig. 6).

A comunidade de *Chamaespartium tridentatum*, encontra-se em posições onde deve dispor de mais humidade (altitudes mais elevadas e zonas de menor declive) e em zonas de menor percentagem de afloramentos rochosos, pelo que deve possuir melhores condições edáficas. As classes fitossociológicas a que estas comunidades

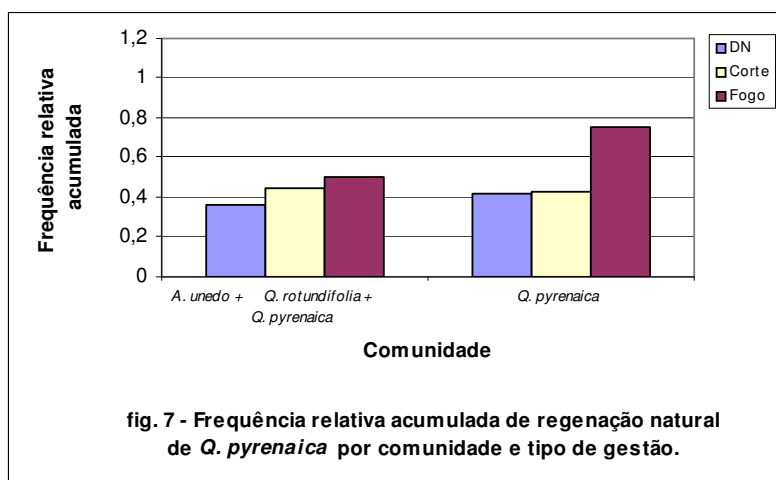
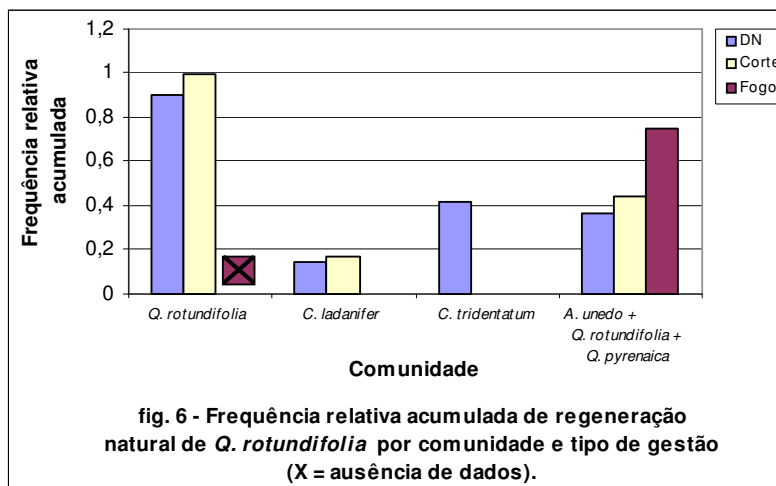
pertencem também o indicam. Apesar de ambas as comunidades representaram etapas avançadas de regressão, a classe *Calluno-Ulicetea* (referente a *Chamaespartium tridentatum*) é mais exigente em água que a *Cisto-Lavanduletea* (referente a *Cistus ladanifer*) (Rivas-Martínez *et al.*, 1990).

As características alelopáticas do *Cistus ladanifer* podem igualmente contribuir para estes resultados.

b) Gestão com fogo ou corte

Na comunidade de *Chamaespartium tridentatum*, ao contrário do observado em dinâmica natural, a regeneração de *Quercus rotundifolia* depois de fogo ou corte é inexistente. Na comunidade de *Cistus ladanifer* com fogo os resultados foram semelhantes. Tal facto parece ser consequência de ambas as Quercíneas serem espécies de etapas avançadas na sucessão e este fazer regredir a dinâmica ecológica.

Contrariamente, na comunidade de *Cistus ladanifer*, o corte levou a um ligeiro aumento da regeneração natural de *Quercus rotundifolia* relativamente ao observado em dinâmica natural. Os principais motivos que podem contribuir para este resultado são a diminuição da competição pelos recursos, a diminuição das substâncias alelopáticas no solo e o aumento da abertura da vegetação.



4.4- DENSIDADE DE REGENERAÇÃO NATURAL

Os resultados da densidade de regeneração natural de *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*, nas comunidades onde se verificou estar presente, podem observar-se nas figuras 8 a 25.

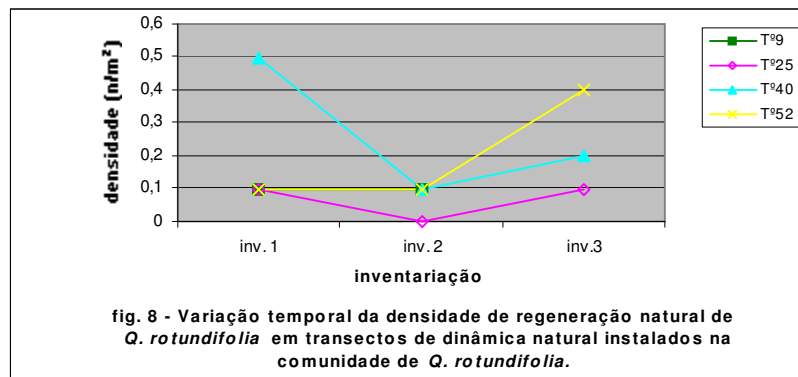
A frequência relativa de transectos com regeneração natural encontra-se representada nas tabelas X e XI.

4.4.1- Comunidades Arbóreas (etapas clímax)

a) Comunidade de *Quercus rotundifolia*

a₁) Estudo de dinâmica natural

Verifica-se a presença de regeneração natural em 100% dos transectos (tab. X). Existe igualmente instalação contínua de novas plantas de *Quercus rotundifolia*, variando as densidades entre 0-0,5 ind./m² (fig. 8).



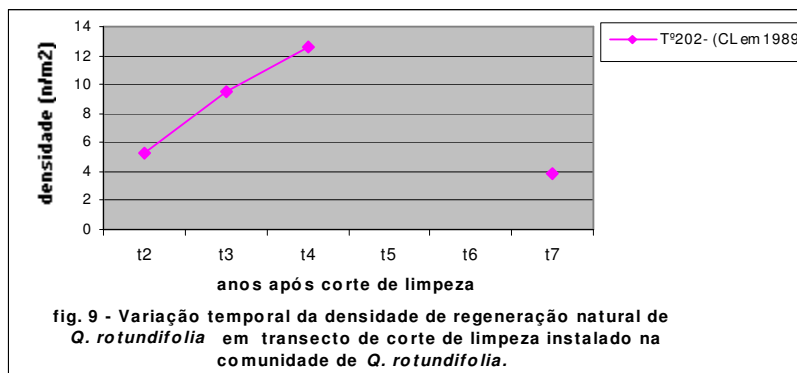
Durante o trabalho de campo observou-se que os indivíduos adultos de *Quercus rotundifolia* se reproduzem principalmente por via seminal. Desta forma, o recrutamento de novos indivíduos passa essencialmente pelo recurso ao banco de sementes. Confirma-se assim que a instalação contínua de novos indivíduos é vantajosa para esta espécie, já que a duração da capacidade regenerativa da semente é curta e as perturbações são uma constante na região mediterrânea.

c) Gestão com fogo ou corte

O transecto n.º 202 foi instalado num povoamento jovem (com aproximadamente 2 m de altura) e os seus indivíduos ainda apresentam a capacidade de se reproduzir por via vegetativa. Consequentemente, observa-se um aumento

muito significativo da densidade nos primeiros anos após o corte de limpeza (fig. 9). Esta atinge valores superiores a 12 ind./m² e é essencialmente de origem vegetativa.

Herranz *et al.* (1991) e Silva (1996) consideram que *Quercus rotundifolia* é uma espécie que se reproduz vegetativamente após o fogo. De acordo com os resultados o mesmo deve suceder após o corte de limpeza em povoamentos jovens.



O aumento substancial da densidade depois do corte, parece ter um pico 4-6 anos após a intervenção. Esta resposta deve estar directamente ligada ao aumento da abertura da vegetação que, após o corte, deve diminuir a competição com outros indivíduos bem como permitir um acréscimo da entrada de luz na comunidade. Contudo, verifica-se que o pico de regeneração é seguido de um posterior declínio. À medida que a vegetação é restabelecida, a disponibilidade relativa de recursos para futuros colonizadores geralmente diminui (Caham *et al.*, 1985). Assim, à medida que aumenta a competição pelos recursos, a instalação de novos indivíduos decresce progressivamente.

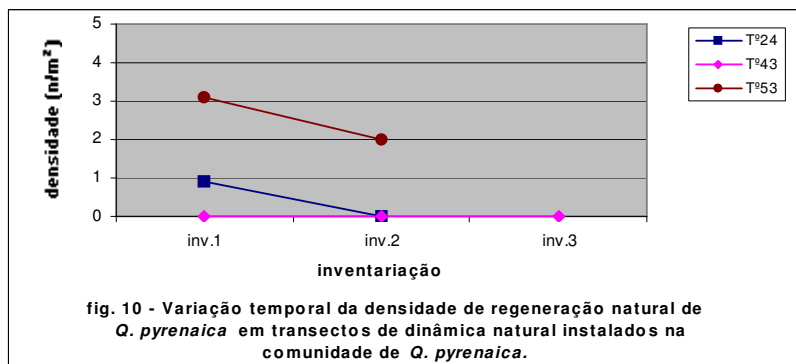
b) Comunidade de *Quercus pyrenaica*

b₁) Estudo de dinâmica natural

Existe regeneração natural de *Quercus pyrenaica* em 57% dos transectos (tab. X). Verifica-se igualmente que, quando esta existe, tem tendência a diminuir ao longo

do tempo e eventualmente desaparecer (fig. 10). Estes resultados sugerem que a regeneração de novos indivíduos de *Quercus pyrenaica* tem tendência a desaparecer quando não existe perturbação.

Consequentemente, o transecto 43 deve ser o que foi intervencionado há mais tempo.

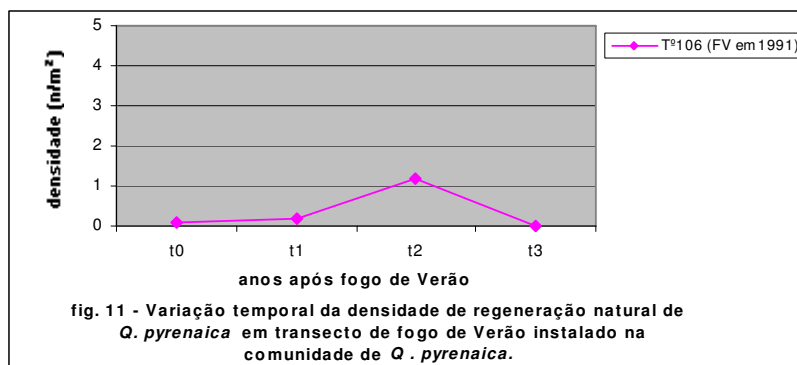


b₂) Gestão com fogo ou corte

Após fogo de Verão, observa-se um aumento da regeneração natural de *Quercus pyrenaica* que tem o seu pico dois anos após a perturbação (fig. 11). Estes resultados vêm confirmar que o fogo estimula a regeneração natural de *Quercus pyrenaica* nas comunidades clímax.

Como refere Tárrega *et al.* (1990), em regiões como a mediterrânea, onde se verifica a acção periódica de incêndios (natural ou pela acção do homem), a selecção natural actuou no sentido de favorecer as espécies que possuem adaptações para sobreviver ou que regenerem rapidamente depois do fogo. O mesmo autor, menciona ainda que a incidência do fogo sobre as comunidades de *Quercus pyrenaica* não é, provavelmente, um fenómeno novo, pelo que a maioria das espécies desta comunidade possuem mecanismos que lhes permitem resistir. Mesmo que o fogo destrua completamente a parte aérea desta espécie, imediatamente a seguir começa

um rápido e maciço rebentamento vegetativo, devido à sobrevivência da raiz e à falta de sombra por parte das árvores sobreviventes (*idem*, 1990).

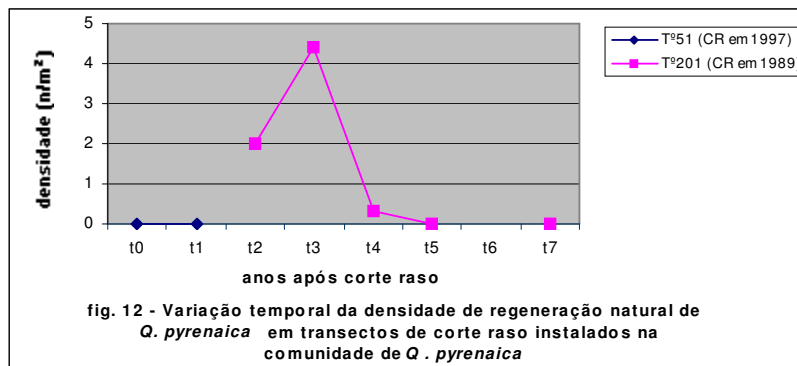


Com a utilização de corte raso, verifica-se igualmente um aumento da regeneração de *Quercus pyrenaica* (fig. 12). Estes resultados confirmam que, como refere Tarrega *et al.* (1990), muitos dos mecanismos descritos como adaptações ao fogo servem também como resposta a outras perturbações como o corte.

Na comparação do fogo de Verão com o corte raso, verifica-se que a produção de rebentos é maior neste último. Com corte, as densidades atingem valores superiores a 4 ind./m² enquanto que com fogo se obtêm densidades máximas de cerca de 1 ind./m². O fogo de Verão não eliminou os indivíduos adultos ao contrário do corte raso onde somente restaram as touças. Assim o rebentamento de gemas laterais deve ser maior com corte raso do que através de fogo, já que deixou de haver dominância apical.

Contudo a resposta ao fogo parece ser mais rápida, já que o pico de regeneração natural, no caso de corte raso, só é atingido três anos após a intervenção. A resposta rápida ao fogo é confirmada por Tárrega *et al.* (1990), ao afirmar que o crescimento dos rebentos é muito rápido nos primeiros anos, embora com pouco incremento em grossura. Este crescimento rápido dos novos indivíduos deve resultar principalmente do aumento de nutrientes disponibilizados pelo fogo.

Estes devem permitir um crescimento mais rápido das novas plantas que desta forma atingem mais cedo os valores dos parâmetros considerados.

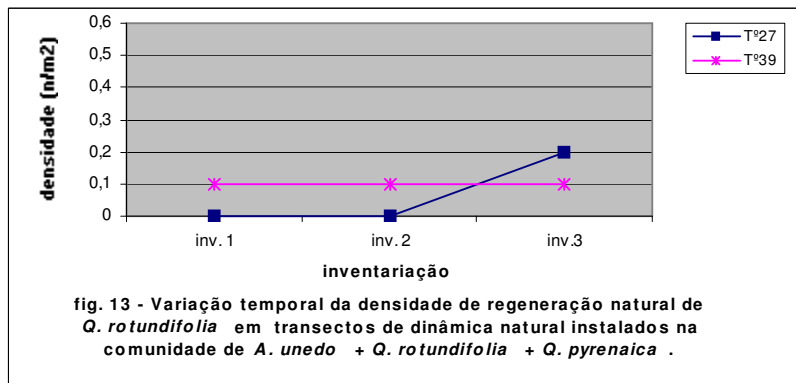


c) Comunidade de *Arbutus unedo* + *Quercus rotundifolia* + *Quercus pyrenaica*

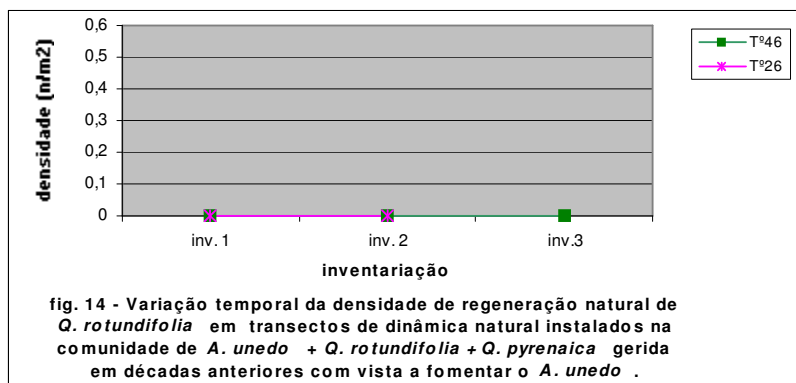
c.) Regeneração natural de *Quercus rotundifolia*

c_{1.1}) Estudo de dinâmica natural

Observa-se regeneração natural de *Quercus rotundifolia* em 100% dos transectos (tab. X). Este resultado vem confirmar a estratégia de mobilização contínua de sementes já observada na comunidade dominada por esta espécie. Contudo, as densidades são inferiores às observadas na comunidade de *Quercus rotundifolia* (0-0,2 ind./m²; fig. 13). Estas devem resultar principalmente das condições ecológicas pouco favoráveis à azinheira, uma vez que esta área corresponde ao limite de distribuição desta espécie, bem como à competição inter-específica.

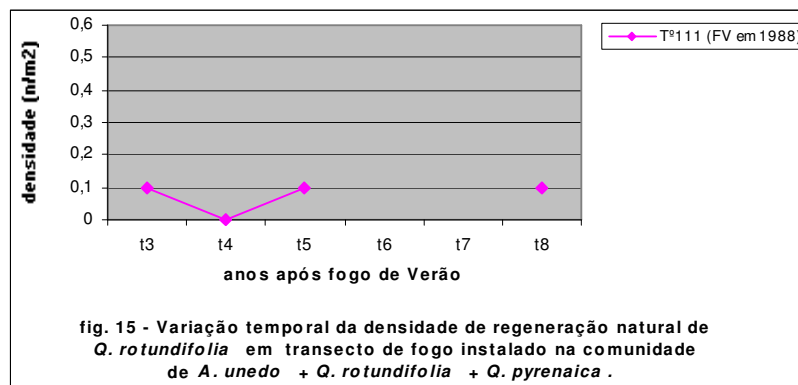


Nos transectos 26 e 46, onde houve intervenção para fomentar o medronhal, não se observou regeneração desta espécie (fig. 14). A sua ausência deve-se sobretudo ao corte das azinheiras (responsáveis pela deposição de sementes no solo) e ainda à competição com *Arbutus unedo* que aqui foi favorecido.



c_{1.2}) Gestão com fogo ou corte

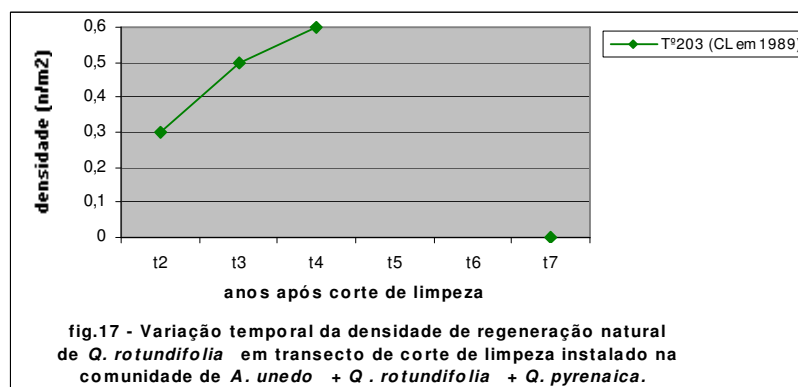
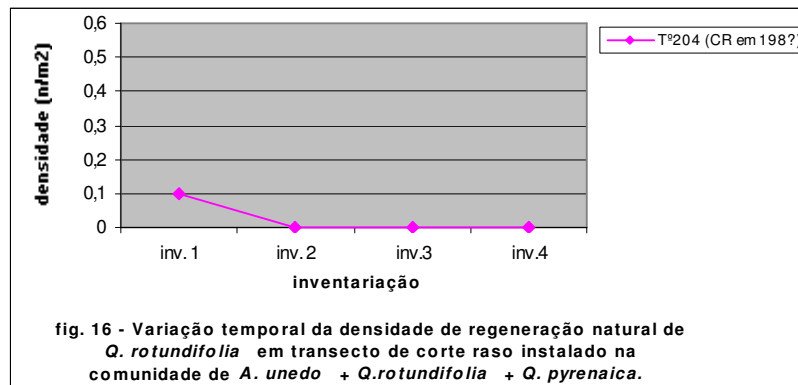
Para esta comunidade sujeita a fogo de Verão observa-se a presença de regeneração natural de *Quercus rotundifolia*, com densidades que parecem manter-se ao longo do tempo (fig. 15). Contudo, apenas se dispõem de dados a partir do terceiro ano após o fogo, pelo que poderá ter havido um pico anteriormente.



No caso particular do corte raso (fig. 16), a resposta da regeneração natural de *Quercus rotundifolia* não parece ser a mesma. A principal causa para este comportamento deve ser a eliminação dos indivíduos adultos, que leva a uma redução de sementes viáveis no solo e à consequente diminuição da regeneração ao longo do tempo. Outro factor que pode contribuir para estes resultados é a competição com a regeneração de *Quercus pyrenaica*. Como observado na comunidade de *Quercus pyrenaica*, o corte raso parece fomentar densidades bastante elevadas de regeneração vegetativa desta espécie. Desta forma, os novos indivíduos de *Quercus rotundifolia*, que aparecem simultaneamente, têm de competir pelo mesmo espaço e nutrientes com os de *Quercus pyrenaica*. Como a regeneração vegetativa, adoptada pelo carvalho negral, é de crescimento mais rápido (Alves, 1988) e apresenta densidade superiores, a azinheira deve ser desfavorecida. Também o ensombramento causado pela regeneração vegetativa deve limitar a regeneração por semente.

O transecto n.º 203, como referido na metodologia, foi instalado numa comunidade pré-clímax bem desenvolvida, onde domina *Arbutus unedo*. Apesar disso, e à semelhança do observado na comunidade de *Quercus rotundifolia*, o corte de limpeza estimula a regeneração natural desta espécie (fig. 17). Contudo, as densidades obtidas são consideravelmente inferiores às observadas na comunidade de *Quercus rotundifolia*. Este facto deve resultar da competição inter-específica e das

condições ecológicas menos favoráveis. Todavia, o comportamento parece ser o mesmo, com um pico entre os 4-6 anos e um posterior declínio.



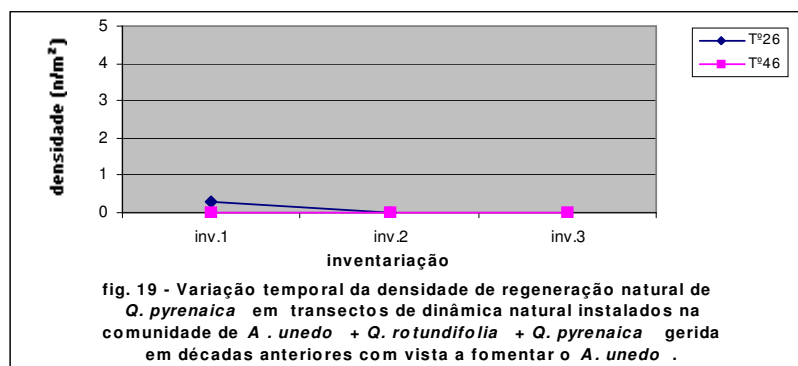
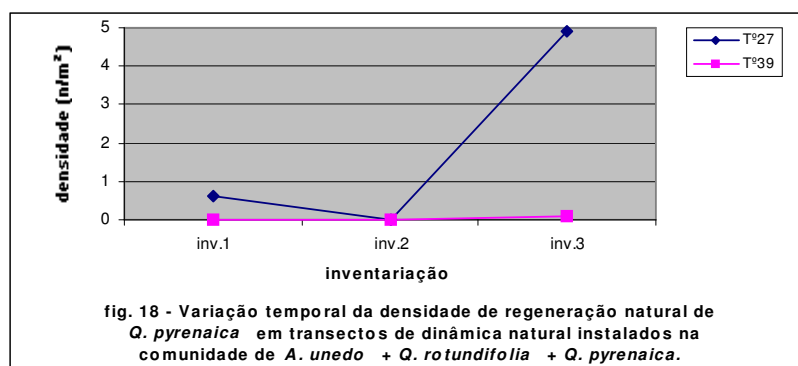
c₂) Regeneração natural de *Quercus pyrenaica*

c_{2.1}) Estudo de dinâmica natural

Verifica-se que 75% dos transectos apresentam regeneração natural de *Quercus pyrenaica* (tab. X). Este é um valor mais elevado que o observado na comunidade de *Quercus pyrenaica*. Este comportamento pode ser devido a perturbações recentes já que, como visto para a comunidade de *Quercus pyrenaica*, a regeneração natural desta espécie parece aumentar com a perturbação.

A análise do comportamento das densidades sugere que, de uma forma geral, esta comunidade apresenta uma tendência semelhante à observada na comunidade de *Quercus pyrenaica* (fig. 18). O comportamento do transecto 27 resulta da abertura de um trilho e consequente aumento de regeneração.

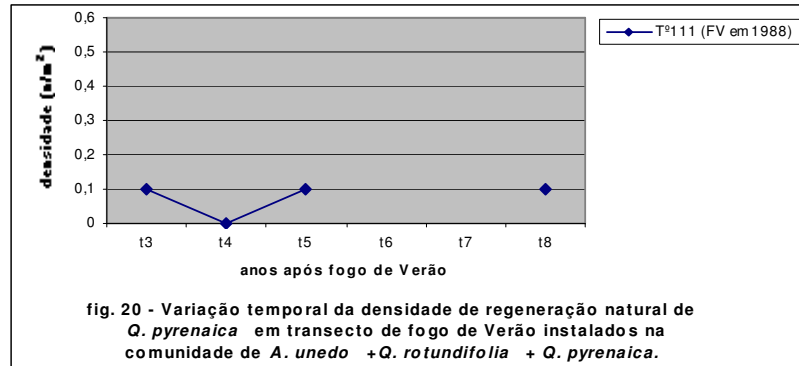
Para os transectos 26 e 46 os valores de regeneração são praticamente inexistentes (fig. 19), o que deve resultar principalmente da eliminação de indivíduos adultos.



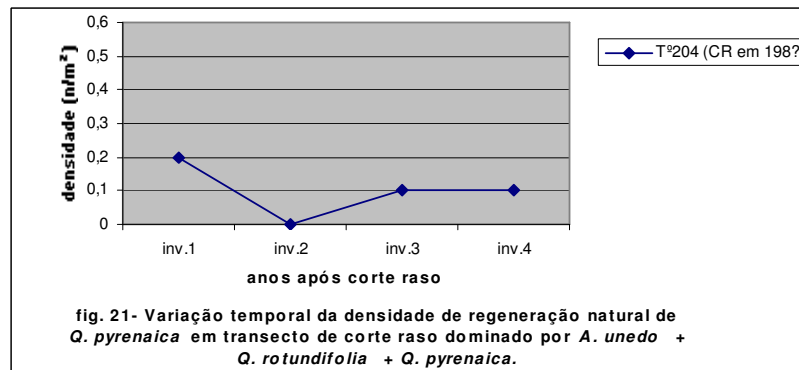
c_{2.2}) Gestão com fogo ou corte

Após o fogo observa-se a presença de regeneração natural de *Quercus pyrenaica* nesta comunidade (fig. 20). A densidade observada tem valores baixos. Contudo, só se dispõem de dados três anos após a intervenção pelo que poderá ter

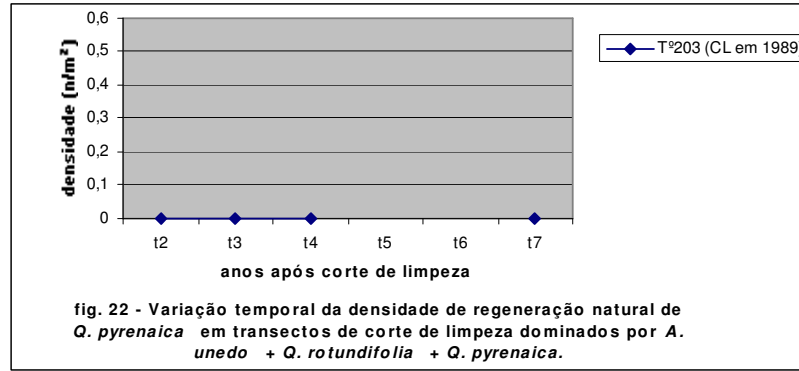
havido um pico de regeneração anterior, à semelhança do observado anteriormente na comunidade de *Quercus pyrenaica* sujeita a fogo.



Apesar de se desconhecer o ano do corte raso, este parece ter levado ao aumento da regeneração (fig. 21), à semelhança do que tinha sucedido na comunidade de *Quercus pyrenaica*.



A ausência de regeneração natural de *Quercus pyrenaica* no transecto 203, sujeito a corte de limpeza, justifica-se pela inexistência de indivíduos adultos desta espécie na parcela e nas redondezas, uma vez que foi instalada numa comunidade dominada por *Arbutos unedo* (fig. 22). Contudo, em condições normais, o corte de limpeza deve fomentar a regeneração natural desta espécie, como observado no transecto 27 (abertura de um trilho através de corte de limpeza).



tab. X – Frequência relativa (em percentagem) de transectos com regeneração natural por comunidade arbórea e tipo de gestão (X= ausência de dados).

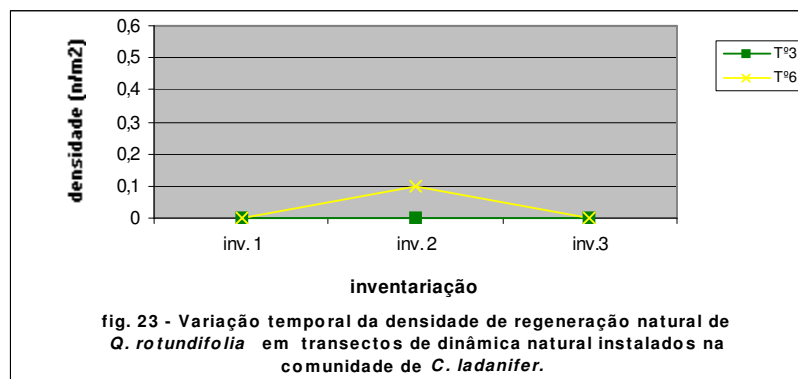
		ESPÉCIE					
		<i>Q. rotundifolia</i>			<i>Q. pyrenaica</i>		
		DN	F	C	DN	F	C
Comunidades arbóreas	<i>Q. rotundifolia</i>	100	X	100	-	-	-
	<i>Q. pyrenaica</i>	-	-	-	57	100	100
	<i>A. unedo</i> + <i>Q. rotundifolia</i> + <i>Q. pyrenaica</i>	50	100	67	75	100	67

4.4.2 – Comunidades Arbustivas (etapas sucessionais)

a) Comunidade de *Cistus ladanifer*

a₁) Estudo de dinâmica natural

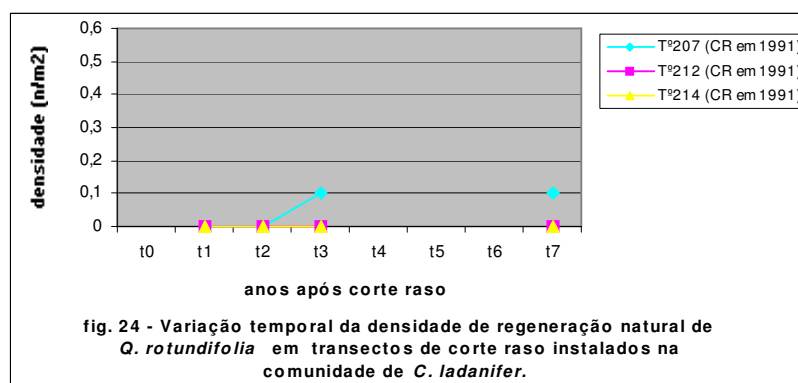
Observa-se regeneração natural de *Quercus rotundifolia* em 33,3% dos transectos instalados na comunidade de *Cistus ladanifer* (tab. XI), sendo os valores observados baixos (0-0,1 ind./m²). A análise da evolução das densidades no tempo (fig. 23) mostra que o aparecimento da regeneração nesta comunidade é pontual e parece não vingar. Este comportamento deve, provavelmente, resultar dos fenómenos alelopáticos e da sua localização em condições edáficas desfavoráveis.



a₂) Gestão com fogo ou corte

Os resultados obtidos para esta comunidade, sujeita a corte raso, indicam que apenas num dos transectos aparece regeneração dois anos após a intervenção.

Ao contrário do observado em dinâmica natural a regeneração que surge parece manter-se (fig. 24). Tal deve resultar principalmente do corte dos indivíduos adultos de *Cistus ladanifer* e da consequente diminuição da competição e dos fenómenos alelopáticos. Também a presença em melhores condições edáficas pode contribuir para este resultado já que este transecto se encontra instalado sobre terreno plano e não apresenta afloramentos rochosos.

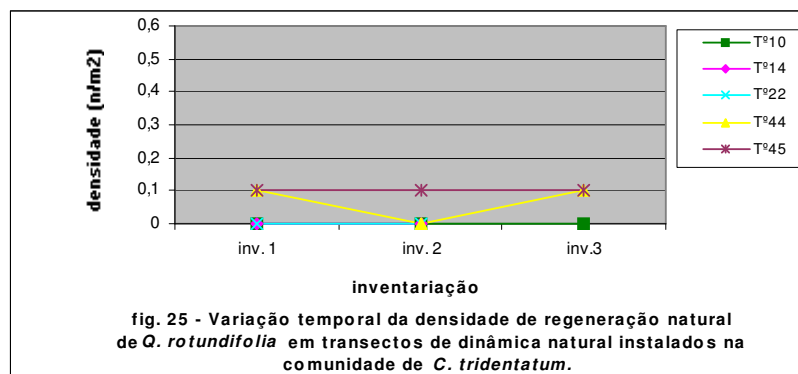


b) Comunidade de *Chamaespartium tridentatum*

b₁) Estudo de dinâmica natural

A regeneração natural de *Quercus rotundifolia* foi observada em 40% dos transectos de *Chamaespartium tridentatum* (tab. XI). Contudo, os valores da densidade variam entre 0-0,1 ind./m², intervalo consideravelmente mais baixo que o observado para a comunidade de *Quercus rotundifolia* (fig. 25). As causas parecem ser: ausência de plantas adultas; esgotamento do banco de sementes; destruição das touças, devido às sucessivas intervenções.

É ainda de referir que a regeneração que aparece nesta comunidade tende a manter-se, ao contrário do observado em *Cistus ladanifer* (dinâmica natural). Os principais motivos devem ser as melhores condições edáficas e climáticas.



d) Comunidade de *Cytisus multiflorus*

Como indica a tabela XI, a frequência de transectos com regeneração, nesta comunidade para corte, é de 100%. Contudo, este valor não deve corresponder à realidade uma vez que apenas diz respeito a uma única inventariação realizada no único transecto seguido para este ensaio.

tab. XI – Frequência relativa (em percentagem) de transectos com regeneração natural por comunidade arbustiva e tipo de gestão.

		ESPÉCIE					
		<i>Q. rotundifolia</i>			<i>Q. pyrenaica</i>		
		DN	F	C	DN	F	C
Comunidades arbustivas	<i>C. ladanifer</i>	33	0	33	-	-	-
	<i>E. umbellata</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>C. tridentatum</i>	40	0	0	0	0	0
	<i>E. australis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>C. multiflorus</i>	-	-	-	0	0	100
	<i>C. striatus</i>	-	-	-	0	0	0

4.4- FACTORES RESPONSÁVEIS PELO ESTABELECIMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL

a) Dependência entre os factores em estudo

Os resultados obtidos mostram que vários dos factores em estudo apresentam relações de dependência entre si (tab. XII). Por ordem decrescente, em relação ao número de dependências, surgem: declive (7); presença de plantas adultas e percentagem de cobertura (6); altitude e porte da comunidade (5); tempo após intervenção (4); longitude e latitude (3); gestão (2); exposição (1); tipo de comunidade e topografia (0).

Destacam-se ainda as dependências mais significativas ($P \leq 0,1\%$), que se podem reunir em três grandes grupos:

Grupo I - entre factores ecológicos

Observa-se uma estreita dependência entre a latitude e os factores altitude e longitude, o que é explicado pela própria geografia da Reserva. Na RNSM a altitude aumenta com a latitude, ou seja, aumenta de Sul para Norte. O mesmo indica a tabela XIII, onde se verifica que os transectos com altitudes mais elevadas (> 800 m) se encontram principalmente a latitudes superiores (> 40° 15' 28"). A dependência entre a latitude e a longitude resulta da forma da

Reserva, em que o eixo maior corre de Nordeste para Sudoeste. Assim, verifica-se que a maioria dos transectos de latitude superior a 40° 15' 28" encontra-se principalmente em longitudes inferiores a 7° 02' 00" (tab. XIII).

Grupo II - entre factores caracterizadores da comunidade

Verifica-se a dependência entre (tab. XII):

- tempo após a intervenção com presença de plantas adultas, percentagem de cobertura do estrato lenhoso e porte da comunidade;
- plantas adultas e porte da comunidade;
- tipo de gestão e a percentagem de cobertura do estrato lenhoso.

Grupo III - entre factores ecológicos e factores caracterizadores da comunidade

O declive aparece relacionado com o porte da comunidade e a presença de plantas adultas. Como se pode ver na tabela XIII, as comunidades de porte arbustivo encontram-se principalmente nas zonas de declive mais baixo (0-9%). Em oposição, o porte arbóreo concentra-se sobretudo em zonas de declive superior a 25%. Estes resultados são confirmados pela presença de plantas adultas, reforçando o já referido em relação à vegetação de porte arbóreo se encontrar em zonas de maior declive.

b) Efeito dos diversos factores no estabelecimento de *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*

No que respeita aos factores que condicionam o estabelecimento da regeneração natural, verifica-se que a latitude, percentagem de cobertura do estrato

lenhoso, presença de plantas adultas e porte da comunidade afectam o estabelecimento de *Quercus rotundifolia* (tab. XIV), com especial destaque para este último ($1\% \geq P > 0,1\%$). O estabelecimento de *Quercus pyrenaica* apenas parece ser afectado pelo porte ($P \leq 0.1\%$) e pela presença de plantas adultas ($1\% \geq P > 0,1\%$).

tab. XIV – Valores de probabilidade χ^2 obtidos através de testes “ χ^2 goodness-of-fit tests”.

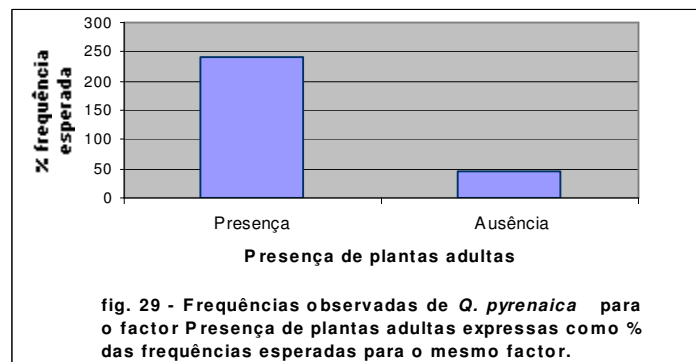
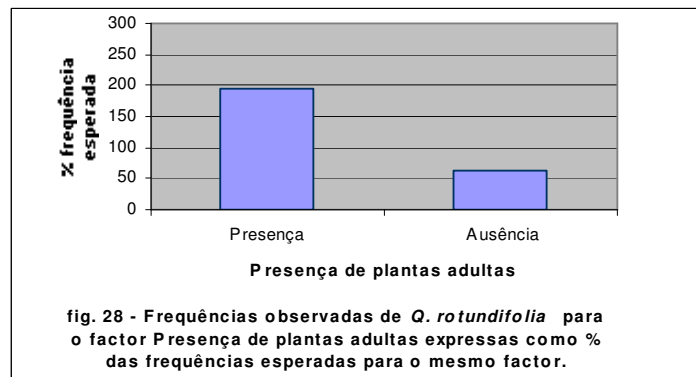
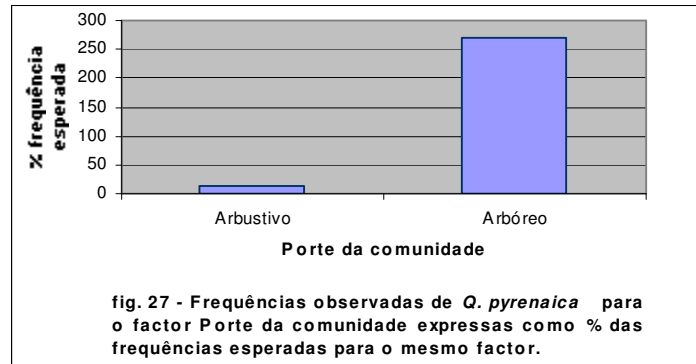
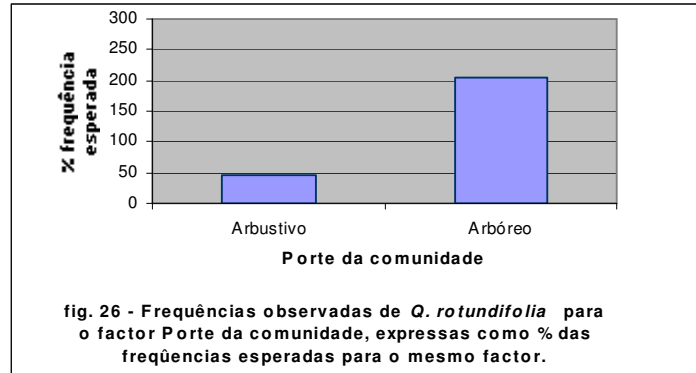
Leg.: Σ - $5\% \geq P > 1\%$; $\Sigma\Sigma$ - $1\% \geq P > 0.1\%$; $\Sigma\Sigma\Sigma$ - $P \leq 0.1\%$

(-) – testes não significativos (para $P > 5\%$) ou valores esperados inferiores a três.

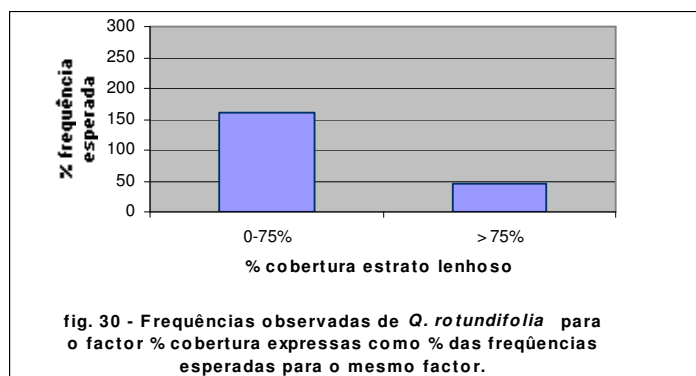
	<i>Quercus rotundifolia</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>
Latitude	Σ	—
Longitude	—	—
Altitude	—	—
Declive	—	—
Exposição	—	—
Posição topográfica	—	—
Tipo de comunidade	—	—
Porte da comunidade	$\Sigma\Sigma$	$\Sigma\Sigma\Sigma$
% cobertura do estrato lenhoso	Σ	—
Presença de plantas adultas	Σ	$\Sigma\Sigma$
Tipo de gestão	—	—
Tempo após intervenção	—	-

Como esperado, o porte da comunidade parece ser o factor mais importante para as duas espécies, principalmente para *Quercus pyrenaica* (figs. 26 a 29).

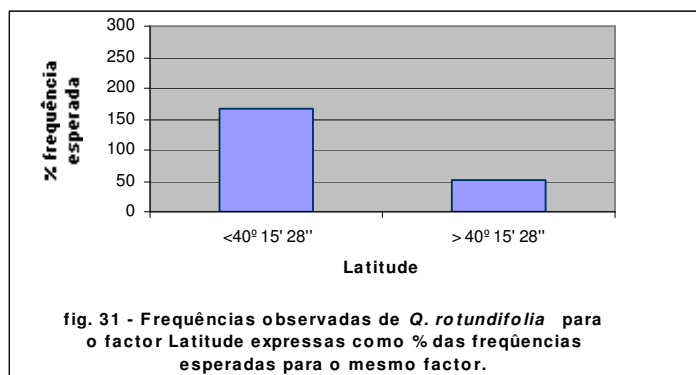
Estes resultados vão de encontro às estratégias reprodutivas das duas espécies. Como *Quercus pyrenaica* se reproduz essencialmente por via vegetativa, a existência de regeneração natural depende da presença de plantas adultas (porte arbóreo) nas proximidades. Apesar do valor menos significativo, o porte afecta também o estabelecimento de *Quercus rotundifolia*. O valor menos significativo deve resultar da regeneração por semente permitir maior independência em relação às plantas adultas. Contudo, elas são igualmente importantes dado que, o sucesso da regeneração depende da deposição abundante de sementes no terreno, pelo que a distância à árvore é um factor de extrema importância (Bento *et al.*, 1990).



Uma certa abertura da vegetação parece igualmente influenciar a regeneração da *Quercus rotundifolia*, como indicam os resultados referentes à percentagem de cobertura do estrato lenhoso (fig. 30). Esta espécie não é uma planta de sombra pelo que, uma maior entrada de luz deverá aumentar a sua possibilidade de instalação.



O facto da latitude se encontrar ligada à regeneração natural de *Quercus rotundifolia*, deve-se à distribuição desta espécie na Reserva sobretudo como consequência da influência humana. Assim, observa-se a maior presença desta comunidade em zonas de latitude inferior a 40° 15' 28" (fig. 31).



5- CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise deste conjunto de dados permite apontar algumas tendências sobre a regeneração natural de *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica* nas principais comunidades presentes na Reserva Natural da Serra da Malcata. Estas são essencialmente:

- Não existe regeneração natural de *Quercus suber* em nenhuma das comunidades analisadas. A ausência de indivíduos adultos desta espécie na maior parte da Reserva e a actual degradação do solo devem ser os principais responsáveis por este resultado.
- A regeneração natural de *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica* ocorre sempre nas comunidades arbóreas (comunidades clímax), tanto nas comunidades monoespecíficas (comunidades maduras com apenas uma das Quercíneas em estudo) como na de mosaico (*Arbutus unedo* + *Quercus rotundifolia* + *Quercus pyrenaica*).

- A instalação de *Quercus rotundifolia* foi observada em 50% das comunidades arbustivas (etapas de sucessão), onde se esperava estar presente. A regeneração de *Quercus pyrenaica* apenas surgiu em 20% das mesmas.
- A regeneração de *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica* nas comunidades arbustivas, é mais evidente nas formações monoespecíficas do que nas que apresentam as duas Quercíneas. Assim, observa-se a presença de regeneração de *Quercus rotundifolia* em 100% das etapas de substituição dos bosques monoespecíficas e em cerca de 33% das etapas de substituição das comunidades arbóreas da zona Centro da Malcata. Da mesma forma, a regeneração de *Quercus pyrenaica* ocorre em 50% das formações vegetais monoespecíficas e está ausente das comunidades arbustivas cujas etapas maduras apresentam as duas Quercíneas.
- A frequência relativa acumulada de regeneração natural de *Quercus rotundifolia*, no estudo de dinâmica natural, é maior que a de *Quercus pyrenaica* (ou seja, existe sempre regeneração natural de *Quercus rotundifolia* enquanto que a de *Quercus pyrenaica* tende apenas a aparecer quando existe alguma perturbação). Na comunidade de *Arbutus unedo* + *Quercus rotundifolia* + *Quercus pyrenaica* os valores da frequência de regeneração são semelhantes para ambas as espécies.
- A frequência relativa acumulada de regeneração natural de *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*, nas comunidades climácicas, é superior com gestão do que em dinâmica natural, sendo o fogo o que mais estimula a regeneração.
- Nas comunidades arbustivas a tendência geral é inversa à observada nas comunidades arbóreas, já que a regeneração natural é superior em dinâmica natural que com medidas de gestão. Como única exceção destaca-se a comunidade de *Cistus ladanifer* sujeita a corte. Entre o fogo e o corte, o primeiro

- leva a densidades inferiores, uma vez que faz regredir a sucessão ao seu estado inicial.
- Em relação às comunidades maduras monoespecíficas, em dinâmica natural, a densidade de regeneração é superior em *Quercus pyrenaica* (quando existe) do que em *Quercus rotundifolia*. Contudo, em ambos os casos as densidades são superiores às observadas na comunidade mosaico (*Arbutus unedo* + *Quercus rotundifolia* + *Quercus pyrenaica*).
 - Na comunidade de *Quercus rotundifolia* (etapa clímax) o corte de limpeza estimula a regeneração vegetativa em povoamentos jovens e a regeneração seminal em povoamentos adultos.
 - Nas comunidades climácicas, o corte raso leva ao aumento da regeneração do carvalho negral, enquanto que para a azinheira é o inverso.
 - O fogo de Verão em comunidades clímax estimula o aparecimento de alguma regeneração tanto em *Quercus rotundifolia* como em *Quercus pyrenaica*.
 - Comparando a acção do fogo de Verão com o corte raso, na comunidade de *Quercus pyrenaica*, verifica-se que o primeiro leva a uma resposta mais rápida por parte da regeneração natural enquanto que no segundo se obtêm densidades mais elevadas. Na comunidade de *Quercus rotundifolia* em fogo de verão e corte de limpeza as densidades são superiores às observadas em corte raso.
 - O porte da comunidade e a presença de plantas adultas afectam a regeneração natural de *Quercus rotundifolia* e *Quercus pyrenaica*, embora a influência seja maior neste último. A percentagem de cobertura do estrato lenhoso parece afectar igualmente a regeneração de *Quercus rotundifolia*, existindo mais regeneração em zonas mais abertas.

Os resultados obtidos fornecem algumas indicações sobre a capacidade de restauração natural da vegetação potencial, bem como de formas de actuar no sentido de a fomentar. Para as comunidades arbustivas (etapas sucessionais) a melhor solução será deixar evoluir as comunidades naturalmente. Contudo, caso se pretenda acelerar o processo devem ser encontradas outras formas de o conseguir, como é exemplo o recurso à instalação artificial de novas plantas, o que aliás já acontece em certas áreas da Reserva.

Nas comunidades arbóreas, caso se pretenda fomentar mais a regeneração natural deve recorrer-se à gestão: o corte de limpeza parece ser uma boa opção para estimular a regeneração de *Quercus rotundifolia* enquanto no caso das comunidades de *Quercus pyrenaica*, poder-se-ia utilizar fogo controlado ou o corte selectivo de alguns indivíduos adultos.

Finalmente, refere-se novamente, a importância do conhecimento da ecologia das espécies, em ecossistemas mediterrâneos, como forma de encontrar medidas de gestão que permitam a sua recuperação e conservação. Neste sentido, a RNSM pode dar um contributo muito importante já que como referiu Catarino em 1980: “a importância do conjunto da vegetação da Serra da Malcata permite a elaboração de estudos sobre a dinâmica da vegetação natural e da vegetação sob directa influência humana, podendo fornecer resultados aplicáveis a muitas regiões do país, onde se impõe conservar e restaurar ecossistemas de montanha ou de qualquer modo proceder ao ordenamento das terras”.

BIBLIOGRAFIA

ALLUÉ M., 1990 - Montes Médios de *Quercus pyrenaica* Willd. en el Sistema Central (España): Antecedentes, Situación Actual y Posibilidades de Mejora. **Actas do II Congresso Florestal Nacional**, Porto. Pp. 69-81.

ALVES A. M., 1988 - **Técnicas de Produção Florestal**. Instituto Nacional de Investigação Científica, Lisboa. Pp. 331.

ALVES V. F., 1990 - A floresta no séc. XVII no Centro de Portugal. **Actas do II Congresso Florestal Nacional**, Porto. Pp. 183-190.

ANÓNIMO, 1988 - **Atlas de Portugal**. Selecções do Reader's Digest S.A.. Lisboa. Pp. 159.

ANÓNIMO, 1996 - Espécies Ameaçadas em Portugal: Lince-Ibérico. Suplemento da revista **Forum ambiente** n.º 31. Pp. 16.

BENTO J. S.; J. F. CASTRO; P. CUNHA & M. LIBERAL, 1990 - Regeneração Natural de Pinheiro Bravo Após Fogo. **Actas do II Congresso Florestal Nacional**, Porto. Pp. 211-221.

CABEZUDO B.; A. LATORRE & J. NIETO, 1995 - Regeneración de un Alcornocal Incendiado en el Sur de España (Istán, Málaga). **Acta Botânica Malacitana**, 20:143-151.

CALDEIRA R.; P. GONÇALVES; S. SILVEIRA; C. PINTO GOMES, D. DRAPER; A. ROSSELLÓ-GRAEL & C. TAULEIGNE GOMES, 1998 - **Carta de Vegetação da Reserva Natural da Serra da Malcata**.

CANHAM C. D. & P. L. MARKS, 1985 - The Response of Woody Plants to Disturbance: Patterns of Establishment and Growth. In **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. Ed. Pickett S. T. A. & P. S. White. Academic Press, inc. Orlando. Pp. 197-216.

CAPELO J. H., 1996 - Esboço da Paisagem Vegetal da Bacia Portuguesa do Rio Guadiana. **Silva Lusitana**, n.º especial. Pp. 13-64.

CARDOSO J., 1965 - **Os Solos de Portugal Sua Classificação, Caracterização e Génese. 1- A Sul do Rio Tejo**. Secretaria de estado da agricultura, Direcção-Geral dos Serviços Agrícolas, Lisboa. Pp. 330.

CARVALHO J. F.; A. OLIVEIRA & A. LOUREIRO, 1994 - Enquadramento Fitoclimático da *Quercus pyrenaica* Willd. em Portugal Continental, com Base nos Diagramas Bioclimáticos. **Actas do III Congresso Florestal Nacional**, Figueira da Foz. Pp. 386-396.

CASTRO L. R., 1994 - **Concervação do Lince-Ibérico na Serra da Malcata: uma abordagem ecológica**. I.C.N., Lisboa. Não publicado.

CATARINO F., 1980 - A Vegetação da Serra da Malcata - Seu interesse Específico e Problemas de Conservação. **Bios**, 21:5/9

CHRISTENSEN N. L., 1985 - Shrubland Fire Regimes. *In The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Ed. Pickett S. T. A. & P. S. White. Academic Press, inc. Orlando. Pp. 87-100.

ESPÍRITO-SANTO M. D.; J. C. COSTA; J. CAPELO & M. F. LOUSÃ, 1998- **Esquema Sintaxonómico dos Agrupamentos Vegetais mais Representativos dos Habitats Naturais de Portugal Continental**. Documentação do Curso de Iniciação à fitossociologia. Patação. Não publicado.

FABIÃO D. A., 1987 - **Árvores e Florestas**. Publicações Europa-América Lda. Mem Martins, Portugal. Pp. 227.

FRANCO J., 1956 - **O carvalho Negral – Subsídios para o seu Estudo Botânico-Florestal**. Dissertação de Concurso a um lugar de Professor Extraordinário do I.S.A. Lisboa. Pp. 131.

FRANCO J., 1971 - **Nova Flora da Portugal**. Ed. Sociedade Astória Lda, Lisboa. Pp. 648.

FRANCO J., 1984 - **Nova Flora da Portugal**. Ed. Sociedade Astória Lda, Lisboa. Pp. 660.

FRANCO J. & M. AFONSO, 1996 - **Nova Flora da Portugal**. Ed. Escolar Editora, Lisboa. Pp. 181.

GONÇALVES P. C., 1991 - **Contribuição para a Caracterização e Estabelecimento da Vegetação Natural Potencial da Reserva Natural da Serra da Malcata**. Relatório de trabalho, Penamacor. Não publicado.

HERRANZ J. M.; J. HERAS-IBÁÑES & MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, 1991 - Efecto de la Orientación sobre la Recuperación de la Vegetación Natural tras el Fuego en el Valle del Rio Tus (Yeste, Albacete). **Ecologia**, 5: 111-123.

INDURÁIN A. E., 1996 - **Botânica Ambiental Aplicada – Las Plantas y el Equilíbrio Ecológico de Nuestra Tierra**. Ediciones Universidad de Navarra, S. A. (EUNSA). Pp. 205.

LOPES DA SILVA L. M., 1992 - **Estudo Comparativo das populações de Passeriformes Invernantes e Nidificantes em Povoamentos Florestais e Vegetação Espontânea na Reserva Natural da Serra da Malcata**. Relatório de fim de curso de Produção Florestal, Instituto Politécnico de Castelo Branco. Não publicado.

LOUSÃ M. F; M. L. ROSA & J. P. LUZ, 1986 – **Estudo e Cartografia da Vegetação de Reserva Natural da Serra da Malcata**. Relatório de progresso. Departamento da botânica do I.S.A. e E.S.A.C.B., Lisboa (ciclost.).

LOUSÃ M. F; M. L. ROSA & J. P. LUZ, 1988 – **Serra da Malcata – Vegetação e cartografia**. Relatório do primeiro ano de actividades. Departamento da botânica do I.S.A. e E.S.A.C.B., Lisboa (ciclost.).

LOUSÃ M. F; M. D. ESPÍRITO-SANTO; M. L. ROSA & J. P. LUZ, 1992 - Serra da Malcata – Vegetação e Cartografia. **Agroforum**, 4 (2): 23-28.

MARQUES L. C., 1991 - **O Uso de Fogo Controlado nos Ecossistemas da Serra da Malcata**. Relatório de fim de curso de Produção Florestal, Instituto Politécnico de Castelo Branco. Não publicado.

MAY T., 1991 - Observaciones y Reflexiones Sobre el Comportamiento tras el Fuego de Algunas Espécies de la Zona Mediterránea de Andalucía Oriental. **Ecologia**, 5: 125-134.

MONTERO G.; E. TORRES; I. CANELLAS & C. ORTEGA, 1992 - Regeneración de Alcornocales. Síntesis Bibliográfica. **Actas do Simposio Mediterráneo sobre Regeneración del Alcornocal**, Mérida/Montargil/Sevilla. Pp.101-112.

OLIVEIRA A. C. & M. C. FERREIRA, 1986 - A Regeneração Natural em Montados de Sobro. **Actas do I encontro sobre Montados de Sobro e Azinho**, Évora. Pp. 31-50.

OLIVER J. M., 1990 - La restauración del Monte Mediterráneo. **Ecologia**, 1: 447-451.

PALMA L., 1980 - O lince ibérico. **Bios**, 21:5/9.

PALMEIRIM J. M., 1980 - “Salvemos o Lince e a Serra da Malcata”- História de uma Campanha. **Bios**, 21:1/10.

PINTO GOMES C., 1998 - **Estudo Fitossociológico do Barrocal Algarvio (Tavira, Portimão)**. Tese de Doutoramento, Universidade de Évora. Não publicado.

PINTO GOMES C.; M. LADERO; P. GONÇALVES; R. CALDEIRA & S. SILVEIRA, n. publ.- **As Séries de Vegetação da Reserva Natural da Serra da Malcata**.

REGO F.; P. GONÇALVES & S. SILVEIRA, 1994 - **Estudo da Dinâmica da Vegetação Através de Transectos Permanentes**. Anais do instituto Superior de Agronomia, XLIV (2): 531-547.

RIVAS-MARTINEZ S.; M. LOUSÃ; T. E. DÍAZ; F. FERNANDEZ-GONZALES & J. C. COSTA, 1990 - La Vegetación del Sur de Portugal (Sado, Alentejo y Algarve). **Itenera Geobotânica**, 3: 5-126.

RIVAS-MARTÍNEZ S.; J. M. GANDULLO; J.L. ALLUÉ; J. L. MONTERO DE BURGOS; J. L. GONZÁLES, 1987 - **Memória del Mapa de Séries de Vegetación de España**. I.C.O.N.A.. Ministério de Agricultura, Pesca y Alimentación. España. Pp. 268.

SARMENTO P.; A. LOUREIRO & J. CRUZ, 1997 - **Carnívoros Existentes na Reserva Natural da Serra da Malcata**. Relatório do Programa de Conservação e Estudo do Lince-Ibérico na Serra da Malcata, I.C.N.. Não publicado.

SILVA J. S., 1996 - **Seedling Establishment of Mediterranean Woody Species After Fire in Two Different Regions of Central Portugal**. Relatório de mestrado. International Center for Advanced Mediterranean Agronomic Studies, Chania (Greece). Não publicado. Pp. 75.

TÁRREGA R. & E. CALABUIG, 1990 - La Problemática de los Incendios Forestales y su Incidência Sobre los Robledales de *Quercus pyrenaica* en la Provincia de León. **Ecologia**, 1: 223-237.

TORRES E. & G. MONTERO, 1992 - Regeneración de Alcornocales. Síntesis Bibliográfica. **Actas do Simposio Mediterráneo sobre Regeneración del Alcornocal**, Mérida/Montargil/Sevilla. Pp. 153-158.

ZAR H. J., 1996 - **Biostatistical Analyses**. Prentice-Hall International inc.. Upper Saddle River, N.J. (USA). Pp. 662.

ANEXOS

ANEXO I

LISTA DE ESPÉCIES FLORÍSTICAS MENCIONADAS NO TRABALHO

(segundo Franco (1971, 1984) e Franco *et al.* (1996))

Espécie	Família
<i>Adenocarpus complicatus</i> (L.) Gay	Leguminosae (Fabaceae)
<i>Ajuga pyramidalis</i> L. ssp. <i>meonantha</i> (Hoffmanns.& Link) R. Fernandes	Labiatae (Lamiaceae)
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertner	Betulaceae
<i>Arabis stenocarpa</i> Boiss. & Reuter	Cruciferae
<i>Arbutus unedo</i> L.	Ericaceae
<i>Armeria transmontana</i> (Samp.) Lawrence ssp. <i>pseudotransmontana</i> Franco	Plumbaginaceae
<i>Avenula occidentalis</i> (Grevais) J. Holub ssp. <i>occidentalis</i>	Roaceae
<i>Castanea sativa</i> Miller	Fagaceae
<i>Centaurea coutinhoi</i> Franco	Compositae (Asteraceae)
<i>Chamaespartium tridentatum</i> (L.) P. Gibbs	Leguminosae (Fabaceae)
<i>Cistus ladanifer</i> L.	Cistaceae
<i>Cistus populifolius</i> L.	Cistaceae
<i>Cistus psilosepalus</i> Sweet	Cistaceae
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Rosaceae
<i>Cytisus multiflorus</i> (L'Hér.) Sweet	Leguminosae (Fabaceae)
<i>Cytisus striatus</i> (Hill) Rothm.	Leguminosae (Fabaceae)
<i>Daphne gnidium</i> L.	Thymelaceae
<i>Echium lusitanicum</i> L.	Boraginaceae
<i>Erica arborea</i> L.	Ericaceae
<i>Erica australis</i> L.	Ericaceae
<i>Erica umbellata</i> L.	Ericaceae
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Myrtaceae
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	Oleaceae
<i>Galium frutescens</i> Cav.	Rubiaceae
<i>Genista falcata</i> Brot.	Leguminosae (Fabaceae)
<i>Genista triacanthos</i> Brot	Leguminosae (Fabaceae)
<i>Halimium alyssoide</i> (Lam.)	Cistaceae
<i>Halimium ocymoides</i> (Lam.)	Cistaceae
<i>Koeleria caudata</i> (Link) Steudel	Roaceae
<i>Lavandula luisieri</i> Rivas-Martínez	Labiatae (Lamiaceae)
<i>Lavandula pedunculata</i> (Miller) Cav.	Labiatae (Lamiaceae)
<i>Lonicera periclymenum</i> Aiton	Caprifoliaceae
<i>Lupinus hispanicus</i> Boiss. & Reuter	Leguminosae (Fabaceae)
<i>Phyllirea angustifolia</i> L.	Oleaceae
<i>Pinus nigra</i> Arnold	Pinaceae
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	Pinaceae
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirbel) Franco	Pinaceae
<i>Pterocephalus diandrus</i> (Lag.) Lag.	Dipsacaceae
<i>Quercus faginea</i> Lam.	Fagaceae
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.	Fagaceae
<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.	Fagaceae
<i>Quercus suber</i> L.	Fagaceae
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Rosaceae
<i>Salix atrocinerea</i> Brot.	Salicaceae
<i>Salix salvifolia</i> Brot.	Salicaceae

<i>Scilla beirana</i> Samp.	Liliaceae
<i>Sedum willkommianum</i> R. Fernandes	Crassulaceae (Brassicaceae)
<i>Viburnum tinus</i> L.	Caprifoliaceae
<i>Viola langeana</i> Valentine	Violaceae

ANEXO II

SINTAXONOMIA DAS COMUNIDADES VEGETAIS REFERIDAS NO TEXTO

(segundo Espírito-Santo *et al.*, 1998)

QUERCETEA ILICIS Br.-Bl. *in* Br.-Bl. *et al.* 1952

Quercetalia ilicis Br.-Bl. *ex* Molinier 1934 *em.* Rivas-Martínez 1975

Quercion broteroi Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956 *corr.* Ladero 1974 *em.*
Rivas-Martínez 1975

Quercenion broteroi

Sanguisorbo hybridae-Quercetum suberis Rivas-Goday 1959

Paeonio broteroi-Quercenion rotundifoliae Rivas-Martínez *in* Rivas-
Martínez, Costa & Izco 1986

Comunidade de *Quercus rotundifolia*

QUERCO-FAGETEA Br.-Bl. & Vlieger *in* Vlieger 1937

QUERCO PETRAEAE-FAGENEA SYLVATICAE

Quercetalia roboris Tüxen 1931

Quercion robori-pyrenaicae (Br.-Bl., P. Silva, Rozeira & Fontes 1956)
Rivas-Martínez 1975

Quercenion pyrenaicae

Arbuto unedonis-Quercetum pyrenaicae Rivas-Martínez
1987

Holco mollis-Quercetum pyrenaicae Br.-Bl., P. Silva &
Rozeira 1956

CYTISETEA SCOPARIO-STRIATI Rivas-Martínez 1974

Cytisetalia scopario-striati Rivas-Martínez 1974

Genistion polygaliphyllae Rivas-Martínez ,T. E. Díaz, F. Prieto, Loidi &
Penas 1984

Cytiso striati-Genistetum polygaliphyllae Rivas-Martínez 1981

Ulici europaei-Cytision striati Rivas-Martínez ,T. E. Díaz, Báscones,
T. E. Díaz, Fernández- Gonzáles & Loidi 1991

Lavandulo sampaioanae-Cytisetum multiflori Br.-Bl., P. Silva &
Rozeira 1964

CALLUNO-ULICETEA Br.-Bl. & Tüxen 1943 *em.* Rivas-Martínez 1979

Ulicetalia minoris Quantin 1935

Ericion umbellatae Br.-Bl., P. Silva, Rozeira & Fontes 1952 *em.* Rivas-Martínez 1979

Erico australis-Cistetum populifolii Rivas-Goday 1964

Genistello tridentatae-Ericetum aragonensis Rothmaler 1954 *em.* Rivas-Martínez 1979

Halimio ocymoides-Ericetum umbellatae Rivas-Goday 1964

CISTO LAVANDULETEA Br.-Bl. 1940

Lavanduletalia stoechadis Br.-Bl. 1940 *em.* Rivas-Martínez 1968

Ulici argentei-Cistion ladaniferi Br.-Bl. P. Silva & Rozeira 1964

Genisto hirsutae-Cistetum ladaniferi Rivas-Goday 1956