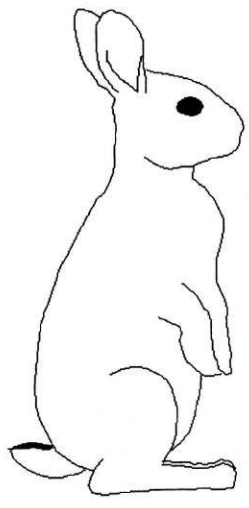
Catarina Manuel Andrade de Campos Ferreira

Avaliação da eficácia da gestão do habitat em populações de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina

Faculdade de Ciências
Universidade do Porto
2003

Catarina Manuel Andrade de Campos Ferreira

Avaliação da eficácia da gestão do habitat em populações de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina



Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada
Apresentada à Faculdade de Ciências da
Universidade do Porto

Porto
2003

ÍNDICE REMISSIVO

AGRADECIMENTOS

RESUMO

ABSTRAT

I.	INTRODUÇÃO GERAL	1
I.1	O Coelho- bravo - considerações sobre a espécie em estudo	1
I.1.1	Importância ecológica e cinegética	3
I.2	Situação actual do Coelho-bravo na Península Ibérica	6
I.3	A gestão das populações de Coelho-bravo	7
I.3.1	Monitorização	7
I.3.2	Gestão das quotas de abate	8
I.3.3	Repovoamentos	9
I.3.4	Gestão do habitat	10
I.4	Enquadramento do trabalho	11
I.4.1	Objectivos e estrutura do trabalho	12
II.	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	14
II.1	O Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina	14
II.2	As áreas de estudo	17
II.2.1	Áreas Intervencionadas	17
II.2.2	Áreas Não Intervencionadas	19
III.	METODOLOGIA	21
III.1	Abundância relativa das populações de Coelho-bravo	21
III.1.1	Tratamento dos dados	23
III.2	Regime alimentar do Coelho-bravo	24
III.2.1	Tratamento dos dados	26
IV.	RESULTADOS	28
IV.1	Abundância relativa das populações de Coelho-bravo	28
IV.2	Regime alimentar do Coelho-bravo	31
IV.2.1	Variação do consumo de espécies vegetais	31
IV.2.2	Variação do consumo de porções de plantas	35
IV.2.3	Variação do consumo de famílias vegetais	37
IV.2.4	Variação do Índice de Diversidade de Brillouin	39
IV.2.5	Variação do Índice de Similitude de Schoener	41

V.	DISCUSSÃO	44
V.1	Abundância relativa das populações de Coelho-bravo	44
V.2	Regime alimentar do Coelho-bravo	47
V.3	Impacto das medidas de gestão do habitat	52
VI.	CONCLUSÕES	58
VII.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	60
VIII.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62
	ANEXOS	

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi possível unicamente com o envolvimento de algumas instituições e a colaboração e empenho de algumas pessoas, a quem desejo expressar os meus profundos agradecimentos:

Ao Professor Doutor Paulo Célio Alves, orientador desta tese e meu mestre, pela disponibilidade, dedicação, apoio moral, amizade, mas principalmente pela paciência com que sempre me recebeu e por todos os preciosos comentários que enriqueceram, em muito, este trabalho.

Ao Dr. João Nunes, Presidente da Comissão Directiva do PNSACV, pelo interesse em aprofundar os estudos acerca da biologia do Coelho-bravo e por me ter proporcionado esta oportunidade de trabalho.

Ao Professor Doutor Barreto Caldas, pelas facilidades concedidas no uso das instalações e do material de laboratório do Instituto Botânico, tão preciosas para a análise do regime alimentar do Coelho-bravo.

Ao Professor Doutor Rubim Silva, pela boa disposição constante e pelo apoio, desde os primórdios, na preparação da colecção de referência e na análise microhistológica. Ao Dr. João Honrado pelo auxilio prestado na identificação das plantas. Desta feita, ao Paulo Alves pela ajuda também na identificação e ao restante pessoal do Botânico, obrigado pelo óptimo ambiente de trabalho que me proporcionaram.

Ao Dr. Stéphane Marchandeau, pelo apoio prestado nas fases iniciais de planeamento da amostragem, pela cedência de bibliografia, e pela amabilidade com que me recebeu em França.

A todos os elementos do núcleo de Aljezur que estiveram presentes e que sempre me apoiaram, quer no trabalho de campo, como na fase final de redacção, ajudando-me a manter a boa disposição: Paula e Fernando, um agradecimento especial pelo carinho, amizade, disponibilidade em ajudar no que fosse preciso e pelos almoços que tanto me ajudavam a enfrentar um resto de dia de trabalho..., Casalinho, palavras para quê? Basta a boa disposição. Pedro Rosa, pela companhia nas saídas de campo e pela amizade. À Rosa, por me ajudar sempre que foi preciso, e por tentar manter, mesmo nos momentos mais complicados da vida, um pensamento positivo. Ao Viana, pela boa disposição e pelos mapinhas. A todos obrigado por tudo!

Ao corpo técnico do núcleo de Aljezur do PNSACV: Eng. Carlos Costa, Eng. Luís Ferreira, Arq. Bacellar e Arq. Quintino, os meus sinceros agradecimentos pela amabilidade com que sempre me receberam, pela troca de ensinamentos, mas acima de tudo, pela amizade...

Ao Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO/UP), na pessoa do Professor Doutor Nuno Ferrand de Almeida, agradeço a orientação e o apoio logístico prestado durante a fase inicial de realização do trabalho.

Ao Professor Doutor António Múrias por todo o apoio prestado na análise dos dados, principalmente na aplicação do MDS.

Ao Professor Doutor Miguel Carretero pela amabilidade com que sempre me recebeu, pela partilha de conhecimentos no estudo do regime alimentar e por todas as dúvidas esclarecidas.

À Dra. Helena Martins, do CEABN, pelos comentários relativos à análise microhistológica, pela cedência de bibliografia e pela disponibilidade na troca de impressões.

Ao Zé Carlos Carvalho, pela amizade, disponibilidade e pelos preciosos comentários já na fase final.

À Ana Nogal, pelo auxílio prestado no trabalho de laboratório.

À Tina e ao Ricardo pela amizade incondicional e por todo o apoio, principalmente nas horas mais obscuras... Obrigado pela ligação à terra...

Ao Zé Paulo, pela "forcinha", principalmente na recta final...

À Janas, pela companhia no sofrimento, revisão e sugestões feitas, pelo auxílio, apoio moral e pela amizade...

À Fátima, minha companheira de risadas, pela visão crítica do mundo, e pela sincera amizade que se desenvolveu em tão pouco tempo e que tanto me ajudou a superar os maus momentos... À Dulce pela companhia, pelos folares e pães caseiros (obras divinas da D. Gracinda), pela partilha de sonhos e conquista de bons momentos que tornam a nossa costa tão especial... Ao Mr. SIG, Jorge Duarte, pela ajuda na elaboração dos mapas e pela amizade. Ao Lito, que me acompanhou em algumas saídas, pelas palavras em açoreano...

Ao Nuno, por todo o apoio moral, por nunca me deixar esmorecer, por me dizer que a frustração em ecologia é normal!, pelo amor, pelo carinho e pela amizade. Não podias ter aparecido em melhor altura...

A todos os meus amigos, por o serem simplesmente...

Ao Jonas, por me fazer rir e por se preocupar comigo... o resto digo-te em casa... aos meus irmãos suplentes, Rui e Rui, por reconhecerem que tenho o melhor trabalho do mundo, pela motivação e por me ajudarem sempre...

À minha Mãe, de quem extraio o exemplo de coragem e a força com a qual rumo contra a maré, obrigado por me apoiares sempre em tudo e por acreditares, tanto como eu, na eventualidade de mudar o mundo... a começar por nós... A ti dedico esta tese!

RESUMO

O Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) desempenha um papel preponderante nos ecossistemas mediterrânicos, por constituir a presa base de um amplo espectro de predadores, como por exemplo o Lince-ibérico (*Lynx pardinus*) e a Águia-imperial (*Aquila adalberti*), e por representar uma das mais importantes espécies cinegéticas a nível nacional. Na Península Ibérica, as populações de Coelho-bravo têm sofrido um declínio acentuado nas últimas décadas devido à actuação de diversos factores: fragmentação e depauperamento do habitat, pressão cinegética excessiva e incidência de duas epizootias virais (Mixomatose e Doença Hemorrágica Viral). Os esforços de recuperação dos efectivos das populações desta espécie têm sido concentrados na implementação de medidas de gestão do habitat, tais como a abertura de pastagens e a instalação de abrigos artificiais.

No Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (Sul de Portugal), foram seleccionadas quatro áreas de estudo por forma a avaliar a eficácia da aplicação destas medidas de gestão na abundância relativa das populações de Coelho-bravo e na composição da sua dieta durante um ciclo anual: duas das áreas funcionaram como Áreas Intervencionadas; as outras duas áreas (designadas Áreas Não Intervencionadas) actuaram como controlos, uma vez que não sofreram qualquer tipo de intervenção no habitat. A abundância relativa foi estimada através da contagem de excrementos dispersos em pontos de amostragem estabelecidos ao longo de três transectos definidos para cada uma das quatro áreas de estudo. O regime alimentar do Coelho-bravo em cada área foi determinado através da análise microhistológica dos excrementos de coelho e comparação dos fragmentos de epiderme com uma colecção de referência.

Os resultados indicam que, ao longo do período de amostragem, a densidade média de excrementos é superior nas áreas intervencionadas comparativamente com as não intervencionadas. Existem também diferenças significativas entre áreas e ao longo dos meses em cada área de estudo. Por outro lado, a análise sugere a existência de diferenças que indiciam um impacto positivo global da intervenção no habitat, ainda que não se tenham encontrado diferenças significativas entre as áreas controlo e as áreas intervencionadas. Os resultados confirmam o carácter generalista do coelho, que adapta a sua estratégia alimentar à quantidade e qualidade dos recursos disponíveis. Em geral, o grupo das gramíneas foi o mais consumido durante todo o ano e em todas as áreas de estudo. Nas áreas intervencionadas, a espécie *Dactylis glomerata* revelou ser extremamente importante, em particular no Outono e na Primavera. Esta espécie vegetal também ocorre nas áreas não intervencionadas, onde foi igualmente seleccionada, o que poderá indicar uma marcada preferência associada ao seu elevado valor nutritivo e palatabilidade. Nas áreas não intervencionadas, contudo, é evidente o consumo preferencial de espécies alternativas, espacialmente no Verão, tais como *Erica* sp., *Thymus* sp., *Cistus ladanifer* e *Cistus salvifolius*, que apresentam um valor nutritivo inferior. As partes das plantas mais consumidas foram as folhas (> 50%) no total das quarto áreas, ainda que se tenha observado uma preferência evidente pelas partes reprodutivas, tais como flores e inflorescências no período reprodutivo.

A implementação das medidas de gestão do habitat parecem ter sido benéficas para as populações de coelho, em especial pela criação de novas zonas de alimentação.

Palavras – chave: *Oryctolagus cuniculus algirus*, gestão do habitat, abundância relativa, regime alimentar, ecossistema mediterrânico.

ABSTRAT

The wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) plays a vital role in Mediterranean ecosystems as an important prey for a wide spectrum of predators, such as the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) and the Imperial eagle (*Aquila adalberti*), and as one of the most important game species. In the Iberian Peninsula, wild rabbit populations have been declining over the last decades due to several factors: habitat fragmentation and deterioration, excessive hunting, and incidence of two viral diseases (Myxomatosis and Viral Haemorrhagic Disease). Efforts to restore former numbers of rabbit populations have concentrated on the implementation of habitat management techniques, such as the opening of green pastures and the installation of artificial warrens.

In the Natural Park of Sudoeste Alentejano and Costa Vicentina (South Portugal) a total of four areas have been selected to act as experiments in a work that aims to study the effect of habitat management techniques on the relative abundance of wild rabbits and on their diet during an annual cycle: two areas function as managed areas; the other two were chosen to act as controls, with no implementation of habitat management measures. Relative abundance was assessed by counting pellets in sampling points established along three transects defined for each of the four study areas. The diet of the wild rabbit in each area was determined through the micro-histological analysis of pellets and by comparing epidermal fragments with a reference collection.

The results indicate that, over the study period, pellet densities are higher in the managed areas when compared to the control ones. There are also significant differences between areas and months within each study area. The analysis suggests that there are significant differences supporting a global positive impact of the habitat intervention, even though no significant differences between control and managed areas were specifically found. The results confirm the generalist disposition of the wild rabbit, which adapts its feeding strategy to the quantity and quality of the resources available. In general, the *Gramineae* was the most consumed plant group all over the year and in all study areas. In the managed areas, *Dactylis glomerata* played an important role, particularly in autumn and spring. This plant species occurs widely in the control areas, where it's also selected, indicating a strong preference that could be associated with its high nutritive value. In the control areas, however, it is evident the selection of alternative species, especially in the summer, such as *Erica* sp., *Thymus* sp., *Cistus ladanifer* and *Cistus salvifolius*, which present lower nutritive value. The most consumed parts of the plants were the leaves (> 50%) in all four areas, even though there was a clear preference for reproductive parts, such as flowers and inflorescences, dirung the reproductive period.

The implementation of habitat management techniques seems to have been beneficial to the rabbit population, especially through the creation of new feeding areas.

Key words: *Oryctolagus cuniculus algirus*, habitat management techniques, relative abundance, diet, mediterranean ecosystem.

I. INTRODUÇÃO GERAL

I.1 O COELHO-BRAVO – CONSIDERAÇÕES SOBRE A ESPÉCIE EM ESTUDO

O Coelho-bravo, *Oryctolagus cuniculus*, é originário da Península Ibérica (Arthur, 1989; Iborra, 1995). A distribuição desta espécie e consequente expansão em diferentes regiões geográficas foi condicionada, em primeiro lugar, por condições ecológicas favoráveis, e depois pela acção antropogénica (Iborra, 1995). Segundo Callou (1997), estão identificadas três fases sucessivas de colonização: a primeira fase decorreu durante o Paleolítico superior até ao Neolítico, tendo as alterações da área de distribuição do Coelho seguido as modificações do clima e da vegetação, ocorrendo uma expansão da espécie em direcção ao norte da França até ao rio Loire; numa segunda fase, as glaciações que ocorreram durante o período Quaternário provocaram uma redução em termos de repartição geográfica da espécie, confinando-a ao Sul de França e ao sudoeste da Península Ibérica (e.g. Branco *et al.*, 2000; Branco *et al.*, 2002). Posteriormente, da Idade do Bronze até ao Século V d.C., a distribuição da espécie não se altera na Europa Continental, apesar de ser introduzida pelo Homem em algumas Ihas do Mediterrânico (Flux & Fullagar, 1983). A terceira fase inicia-se na Idade Média, gradualmente pela acção do Homem, altura em que a distribuição do Coelho se expandiu enormemente pelo resto da Europa, norte e leste de África, Austrália, Nova Zelândia, América do Sul e diversos arquipélagos (Corbet, 1986; Flux & Fullagar, 1983, 1992; Callou, 1997).

Este pequeno mamífero pertence à Ordem LAGOMORPHA e à Família LEPORIDAE, dividindo-se, actualmente, em duas subespécies morfológica e geneticamente distintas: *Oryctolagus cuniculus cuniculus*, distribuída pelo nordeste de Espanha, Sul de França, Europa Ocidental e Austrália, e *Oryctolagus cuniculus algirus*, mais pequena, que ocorre no sudoeste da Península Ibérica, Açores e Madeira (Ferrand, 1995; Hardy *et al.*, 1995). Estas duas subespécies apresentam ainda características reprodutivas diferentes, nomeadamente o peso das gónadas, a produção diária de espermatozóides, as dimensões dos corpos lúteos e o tamanho das ninhadas, parâmetros estes de valor inferior na subespécie *Oryctolagus cuniculus algirus* (Gonçalves, 1999; Gonçalves *et al.*, 2002).

Trata-se de uma espécie considerada cosmopolita, uma vez que tolera um espectro relativamente diversificado de amplitudes de alguns factores ecológicos. Contudo, a sua aparente ubiquidade mascara com frequência uma exploração diferencial de algumas variáveis ambientais chave (Papillon & Godron, 1997). O exemplo mais flagrante corresponde ao período reprodutivo, que está dependente dos factores climatéricos e nutricionais, revelando o carácter oportunista da reprodução do Coelho-bravo em ecossistemas mediterrânicos (Delibes & Calderón, 1979; Alves, 1994; Alves & Moreno, 1997; Gonçalves *et al.*, 2002). Sendo assim, em climas mediterrânicos, a época de reprodução é

coincidente com o período de maior quantidade e qualidade de alimento disponível, ou seja, aparece associada com as estações de Outono, Inverno e Primavera, sendo interrompida no início do Verão (Delibes & Calderón, 1979; Alves, 1994; Gonçalves *et al.*, 2002). De acordo com Gonçalves e colaboradores (2002), em Portugal Continental, a reprodução ocorre entre os meses de Novembro e Junho, observando-se uma pausa durante os meses de Verão (Julho a Setembro), sendo semelhante ao obtido noutras populações de clima tipicamente mediterrânico. O tamanho médio da ninhada e o número de ninhadas por fêmea por ano varia consoante o tipo de ecossistema, estando, de uma forma geral, relacionado, como referido anteriormente, com a disponibilidade e qualidade do alimento (Villafuerte & Jordan, 1991). Para Portugal, o tamanho médio da ninhada ronda as 4 crias por fêmea, podendo a fêmea ter até três a quatro ninhadas por ano (Gonçalves *et al.*, 2002).

De acordo com um estudo realizado por Blanco & Villafuerte (1993) em Espanha, o bosque mediterrânico é o tipo de habitat onde os Coelhos são mais abundantes, sendo as densidades mais elevadas atingidas em locais onde o mosaico paisagístico predomina. De facto, foi comprovado por outros autores que este leporídeo é mais frequente em orlas onde as culturas, os prados, as áreas de mato e os bosques se encontram imbricados, usufruindo, assim, da interpenetração dos locais de alimentação e de coberto seco que lhe serve de abrigo (Beltrán, 1991; Moreno *et al.*, 1996; Martins & Borralho, 1998; Lombardi *et al.*, 2003). No Sul da Península Ibérica, o Coelho-bravo utiliza como estratégia anti-predatória, reprodutiva e/ou termorreguladora, a constituição de grupos de indivíduos que exploram diferencialmente o coberto vegetal de acordo com a hora do dia (Villafuerte, 1994; Moreno *et al.*, 1996; Villafuerte & Moreno, 1997). Este padrão de ocupação do espaço pelo Coelho é frequente, inclusivamente em regiões onde esta espécie foi introduzida, como acontece no Chile (Simonetti, 1989), o que significa que poderá corresponder a um mecanismo biológico endógeno. Provavelmente, o tamanho e a fisiologia do Coelho não lhe permitem grandes alternativas de variação em relação ao que é considerado o seu padrão original de actividade, apesar da flexibilidade que apresenta para se adaptar a condições ambientais diferentes ao longo do ano, do dia e em diferentes regiões do globo (Villafuerte *et al.*, 1993). Por outro lado, a distribuição espacial dos Coelhos parece reflectir tanto a estrutura do habitat que ocupam (especificamente a disponibilidade de abrigo) como a densidade populacional. Os Coelhos exibem algumas diferenças na sua actividade, sendo mais ou menos nocturnos, em função do local em que ocorrem. Assim, as disponibilidades de alimento e abrigo parecem influenciar a abundância dos Coelhos, ainda que os padrões de actividade e agregação que estes animais exibem poderem igualmente condicionar largamente a probabilidade da sua sobrevivência (Lombardi *et al.*, 2003).

Uma vez que as tocas constituem um elemento essencial na organização social e reprodução da espécie, o solo constitui um factor importante para os Coelhos. As densidades destes animais são normalmente baixas nas zonas onde não conseguem escavar e formar as tocas (Villafuerte *et al.*, 1993). A temperatura e a precipitação determinam igualmente a sua distribuição e abundância, além de outros

factores como a pressão cinegética e a predação (Chapuis, 1980; Rogers, 1981; King *et al.*, 1984; Iborra, 1995). A ocorrência de um único factor limitante pode ser suficiente para condicionar a recuperação de uma população; por oposição é necessária a conjugação de vários factores favoráveis para que a espécie ocorra sem restrições (Blanco & Villafuerte, 1993).

I.1.1 IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA E CINEGÉTICA

O Coelho-bravo constitui uma das espécies-presa mais importantes dos ecossistemas mediterrânicos ibéricos, pela multiplicidade de papéis que desempenha na dinâmica dos mesmos, sendo, por este motivo, considerado uma *espécie-chave* (Delibes & Hiraldo, 1979).

A evolução conjunta do Coelho-bravo e dos seus predadores fez com que esta espécie mantivesse um papel fundamental nas cadeias tróficas das biocenoses mediterrânicas ibéricas. Neste local constitui um importante recurso alimentar para 19 espécies nidificantes de aves de rapina diurnas e nocturnas, e 10 espécies de mamíferos carnívoros, sendo que algumas se encontram em perigo de extinção (Delibes & Hiraldo, 1979; Moreno, 1991). É o caso do Lince-ibérico (*Lynx pardinus*) e da Águia imperial (*Aquila adalberti*), dois endemismos ibéricos, e da Águia-de-Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) e do Bufo-real (*Bubo bubo*), espécies consideradas em perigo no panorama ibérico (SNPRCN, 1990).

A inclusão do Coelho-bravo na dieta de um predador é extremamente variável consoante diversos factores, nomeadamente, a estação do ano, as características do habitat, a densidade das populações de Coelho e de outras espécies-presa, e a estrutura da comunidade de predadores (Monteiro, 1994). De uma maneira geral, alguns predadores manifestam alterações mínimas no tamanho do seu domínio vital após um declínio na abundância da sua presa primária, ao passo que outros poderão expandir o seu território. Contudo, os predadores podem igualmente reagir à diminuição da densidade das suas presas de outras maneiras que não o aumento do domínio vital, tais como: aumentar o consumo de presas secundárias, concentrar a sua actividade alimentar em áreas que contêm uma densidade de presas superior ou aumentar o esforço de captura (Norbury *et al.*, 1998). As espécies especialistas ou monófagas, que dependem de uma presa principal no seu território, vêem reduzidas as suas possibilidades de adaptação às rápidas alterações ambientais, uma vez que precisam de cobrir uma superfície maior para satisfazer os seus requisitos alimentares, quando a sua presa diminui (Moreno, 1991). Isto acarreta, por vezes, elevados riscos de mortalidade, o que, em última análise, tem como consequência a extinção destas espécies. Um dos exemplos mais invocados é o do Lince-ibérico, espécie para a qual a redução das densidades de Coelho-bravo ao longo do tempo terá provocado um colapso do sistema de organização espacial, despoletando um aumento das dimensões do território ocupado. Os indivíduos ter-se-ão tornado divagantes, o que dificulta a própria conservação da espécie (Pinto, 2000). Em contraposição, outras espécies generalistas, como a raposa (*Vulpes vulpes*) ou o saca-

rabos (*Herpestes ichneumon*), adaptam-se muito mais facilmente a novas circunstâncias (Beltrán & Delibes, 1991; Moreno, 1991).

Em alguns casos, a pressão de predação pode actuar como um factor de mortalidade aditivo, em vez de compensatório (por remover preferencialmente os indivíduos de fraca condição física e em excesso na população), podendo comportar-se como um factor adicional de regulação. No entanto, a predação parece ser mais um factor limitante para baixas densidades de Coelho, principalmente após uma redução drástica da população por qualquer outro agente (Trout & Tittensor, 1989). De acordo com Yunger (2002), em condições de densidades extremamente baixas, a dispersão dos indivíduos reduz a probabilidade de encontrarem parceiros para reprodução, tornando-os, simultaneamente, mais vulneráveis ao risco de predação. Curiosamente, são os predadores generalistas que contribuem mais para esta situação, exercendo uma forte pressão de predação sobre as populações de Coelho-bravo, ainda que individualmente incluam proporções relativamente baixas deste lagomorfo nas suas dietas (Moreno, 1991; Palomares *et al.*, 1995; Pires, 2001). Os efeitos da predação sobre as populações de presas podem-se reflectir no seu crescimento populacional e no número de reprodutores presente no início de cada época de reprodução. No entanto, podem não exercer praticamente influência nas flutuações anuais das referidas populações-presa. O seu impacto pode ser potenciado por factores externos como as condições climatéricas ou alterações no habitat (Arhtur & Stahl, 1987). Por outro lado, os predadores desempenham um papel extremamente importante do ponto de vista sanitário, uma vez que muitas vezes se alimentam de indivíduos doentes prevenindo, assim, a propagação de vírus e parasitas e contribuindo para a manutenção de populações saudáveis (Villafuerte & Viñuela, 1999).

A importância do Coelho como elo da cadeia trófica reflecte-se, não só ao nível dos seus predadores, mas igualmente ao nível das populações de presas alternativas. O facto desta espécie contribuir de uma forma significativa para a alimentação da comunidade de predadores pode implicar uma menor pressão dos carnívoros sobre outras espécies presa, como a lebre (*Lepus granatensis*) ou a perdiz (*Alectoris rufa*). Da mesma maneira, a actividade cinegética pode desempenhar um papel análogo no que respeita à pressão exercida sobre outras espécies-presa. A título de exemplo, em França, após a acentuada redução das populações de Coelhos, provocada pelos primeiros surtos de Mixomatose, verificou-se um aumento da pressão de caça sobre outras espécies, como a lebre europeia (*Lepus europaeus*) e o faisão (*Phasianus colchicus*), que, por não apresentarem a plasticidade ecológica do Coelho, sofreram uma forte diminuição dos seus efectivos (Havet & Granval, 1996; Mollot & Granval, 1996). A grande importância cinegética do Coelho reflecte-se igualmente ao nível da comunidade de predadores. Num estudo conduzido com o milhafre real (*Milvus milvus*), em Espanha, é demonstrada a forte perseguição exercida pelos caçadores sobre esta espécie de predador, após a chegada da Doença Hemorrágica Viral (DHV) em 1988 (Villafuerte *et al.*, 1998). Dado o desconhecimento generalizado sobre a dinâmica predador/presa e dos fenómenos que ocorrem em períodos de diminuição de presas, observou-se uma pressão injustificada sobre este predador, provocando uma drástica redução dos seus efectivos (Villafuerte *et al.*, 1998).

O Coelho-bravo é uma espécie gregária cuja organização social se baseia na constituição de grupos familiares territoriais. Em cada colónia existe um macho e uma fêmea dominantes no que respeita ao acesso às fêmeas e aos locais de reprodução, respectivamente (Biadi & Le Gall, 1993). O Coelho-bravo supera as adversidades do meio, através de uma complexa estrutura social, hábitos crepusculares, excelente capacidade de adaptação conferida por uma elevada taxa de crescimento corporal, elevada fecundidade e maturação precoce, coloração críptica e boa capacidade de fuga (Soriguer, 1991). Na presença de condições ambientais adequadas, quando introduzido em ecossistemas sem os seus predadores naturais, esta espécie prospera exponencialmente, atingindo densidades que afectam as comunidades vegetais autóctones, podendo também provocar prejuízos no sector agrário, sendo nestes locais considerado uma verdadeira praga, como acontece, por exemplo, na Austrália, em Inglaterra e na Nova Zelândia (Costin & Moore, 1959; Thomas, 1958; Gibb *et al.*, 1969). No entanto, alguns autores argumentam que não existe uma relação directa entre a densidade de Coelhos e a gravidade dos prejuízos por eles provocados, estando esta variável relacionada com a natureza do meio e com a expansão da espécie para locais mais favoráveis (Allou *et al.*, 1986). Nas regiões mediterrânicas, e dado o carácter fitófago generalista desta espécie, a densidade de Coelho pode ser suficiente para remover uma proporção significativa da biomassa herbácea disponível. A percentagem de biomassa consumida, que pode oscilar entre os 1% e os 40%, é, no entanto, muito condicionada pelas características particulares de cada zona, nomeadamente, pela presença de populações de outros herbívoros (Soriguer, 1983; Villafuerte *et al.*, 1997). A alteração gradual da estrutura do habitat, pela selecção preferencial de gramíneas e leguminosas, espécies vegetais base da dieta do Coelho, pode ter implicações na regeneração natural das comunidades florísticas (McMahan, 1964). A herbivoria contínua por parte dos animais tende a remover as espécies mais palatáveis e a concentrar o consumo num conjunto mais limitado de espécies vegetais menos palatáveis (McMahan, 1964). O efeito desta pressão na sobrevivência das plantas é condicionado, porém, pelo seu estado fenológico (Rousi, 1997). A heterogeneidade temporal será um dos factores com um efeito mais profundo na dinâmica planta-herbívoro, uma vez que determina alterações de tipo e de magnitude distintas na fenologia da vegetação (Crawley, 1990). Um dos aspectos mais difíceis, porém, de avaliar nesta relação é a previsão do impacto de um herbívoro polífago na abundância das várias espécies vegetais que consome (Rodríguez *et al.*, 1988).

Este leporídeo pode, também, desempenhar um papel positivo em alguns ecossistemas. Em certos locais de elevado valor paisagístico, a presença do Coelho é determinante na conservação da estrutura vegetal, como acontece em algumas dunas em Inglaterra, por consumir preferencialmente espécies infestantes (Dutton & Bell, 1997).

Os efeitos da sua introdução em determinados ecossistemas podem fazer-se sentir igualmente ao nível das espécies autóctones, por poderem competir com ou transmitir doenças a formas nativas (Roemer *et al.*, 2001). Por outro lado, as espécies exóticas, como o Coelho-bravo em alguns locais, podem constituir uma fonte de alimento suplementar para predadores, o que lhes permite aumentar a sua

densidade, proporcionando a sobre-exploração de espécies-presa nativas (Palomares *et al.*, 1995; Roemer *et al.*, 2001).

O Coelho-bravo apresenta, ainda, um valor económico e social extremamente importante. Do ponto de vista cinegético, constitui a espécie de caça menor mais procurada pelos caçadores, atingindo-se um número elevado de exemplares abatidos anualmente em Portugal, o que gera receitas importantes neste sector de actividade (Direcção Geral das Florestas, dados não publicados).

I.2 SITUAÇÃO ACTUAL DO COELHO-BRAVO NA PENÍNSULA IBÉRICA

Aparentemente, os lagomorfos não são semelhantes a outros mamíferos no que respeita à sua dinâmica populacional, o que contradiz o paradigma de que as populações de pequenos mamíferos são auto-reguladas. Isto porque, em termos gerais, as suas populações parecem ser controladas por outros tipos de mecanismos como sendo a predação, a restrição alimentar e as doenças (Krebs, 1986). No entanto, em situações de elevada densidade da espécie poder-se-á observar uma certa auto-regulação. A dinâmica populacional do Coelho-bravo difere, ainda, de local para local, consoante as condições e as características intrínsecas de cada população (Gilbert *et al.*, 1987). Existe, assim, uma série de hipóteses multifactoriais que explicam a prevenção do crescimento das suas populações, pois mesmo para densidades elevadas não existe um factor de mortalidade comum, uma vez que a supressão de alimento, predação e doenças actuam em conjunto de modo a reduzir a população (Gibb, 1977).

Na Península Ibérica esta espécie tem vindo a sofrer um decréscimo acentuado dos seus efectivos populacionais. Vários factores contribuíram para o agravamento desta situação. Para além das epizootias, Mixomatose e DHV, que provocam altas taxas de mortalidade entre as populações de Coelho-bravo, também a predação, por aves de rapina e mamíferos carnívoros, a pressão cinegética a que se encontra sujeito, e a deterioração do habitat (perda da heterogeneidade dos habitates que proporcionam abrigo e alimento para a espécie), constituem variáveis determinantes que contrariam a recuperação desta espécie (Monteiro, 1999; Marchandeau & Boucraut, 2000). Em termos de alterações na abundância, estes factores actuam em momentos diferentes (Villafuerte *et al.*, 1997). A incidência da DHV e a ocorrência de inundações em locais de reprodução afectam a produtividade da população, por terem um maior impacto no início e durante a época de reprodução. Por outro lado, a Mixomatose e a predação provocam um declínio na densidade populacional após o pico de máxima abundância, no fim do Verão (Villafuerte *et al.*, 1997).

Em Portugal, os resultados de um estudo realizado em 2002, a nível nacional, sugerem que o declínio das populações de Coelho-bravo nos últimos 10 anos tenha ultrapassado os 30%. Não se observando alterações drásticas nas características do habitat, as modificações verificadas nas densidades relativas são atribuídas pelos autores à incidência de outros factores, tais como as epizootias

virais (Mixomatose e DHV) e à sobre-exploração e gestão inadequada das populações de Coelho (Alves & Ferreira, 2002).

I. 3 A GESTÃO DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO

O limite superior da densidade de uma população é determinado pela produtividade do ecossistema, pelo nível trófico a que o organismo pertence, e pelos seus tamanho e taxa de metabolismo (Odum, 1971). A manutenção de um efectivo mínimo numa população é extremamente importante, não só pela relevância económica e ecológica que o Coelho assume, mas principalmente pela perpetuação de uma população saudável. No caso dos vírus da DHV e Mixomatose, parece existir um limite para lá do qual uma população de Coelhos se torna auto-imune. Por oposição, as populações isoladas e em baixa densidade tornam-se muito mais sensíveis a acidentes demográficos e, consequentemente, a surtos severos destas epizootias. Segundo Marchandeau & Boucraut (2000), este equilíbrio vírus/hospedeiro acarreta a aplicação de dois princípios básicos para a gestão das populações de Coelho-bravo:

- As acções que visem o aumento da densidade das populações devem ser consideradas, uma vez que permitem igualmente a redução do impacto das epizootias virais;
- assim que a população se encontrar estabelecida com uma densidade elevada, há que garantir a manutenção deste nível de densidade populacional e impedir a realização de acções susceptíveis de comprometer a circulação do vírus e, consequentemente, o equilíbrio vírus/hospedeiro, com o risco de diminuir a protecção de que a população usufrui.

As características ecológicas do meio têm, para o Coelho, significados diferentes em cada uma das suas componentes, pelo que se torna essencial a sua identificação. Certos fenómenos só podem ser apreendidos à escala da paisagem. As acções de gestão, como os repovoamentos ou controlo de predadores, devem ter em consideração certas características inerentes à estrutura da paisagem (Papillon & Godron, 1997). A determinação dos factores que influenciam os padrões de ocorrência e abundância desta espécie, bem como as suas preferências alimentares nos ecossistemas mediterrânicos, é, assim, crucial para a implementação eficaz de medidas de gestão que assegurem a viabilidade das suas populações.

Seguidamente, faz-se uma breve referência às formas de gestão das populações de Coelho-bravo, com particular incidência para a gestão do habitat.

I.3.1 Monitorização

É importante determinar, com o máximo de rigor possível, a abundância do Coelho-bravo através de métodos económicos, simples de aplicar e que forneçam resultados fiáveis e comparáveis. A

monitorização constitui, deste modo, uma ferramenta fundamental na gestão a médio e longo-prazo das populações desta espécie.

O método utilizado com mais frequência baseia-se na observação directa dos indivíduos ao longo de percursos pré-definidos, percorridos a partir de um veículo a uma velocidade constante (Telleria, 1986). A altura ideal para a realização dos censos corresponde ao entardecer, uma vez que os Coelhos possuem uma actividade essencialmente crepuscular, permitindo, por conseguinte, reduzir o efeito de outras fontes de variabilidade (Moller *et al.*, 1996). A aplicação dos métodos directos permite a obtenção de Índices Quilométricos de Abundância (IKAs), cuja utilização apresenta algumas vantagens e desvantagens, quer no caso do Coelho, quer no de outras espécies cinegéticas, como a perdiz-vermelha (Duarte & Vargas, 2001). Segundo Marchandeau & Gaudin (1994), as principais limitações deste método estão associadas ao observador, às condições meteorológicas, à orientação do percurso e ao período do ano (sobretudo a este factor) em que são efectuadas as contagens.

Consideram-se indirectos todos os métodos de determinação da abundância de uma espécie com base no estudo das suas construções (tocas, ninhos, galerias), restos metabólicos (excrementos ou egagrópilas), ou outros indícios de actividade (pegadas essencialmente) (Telleria, 1986). Nos casos em que não é conhecida a relação entre o índice de abundância e o número de indivíduos, não é possível extrapolar a densidade populacional (Sutherland, 1996). Os métodos indirectos utilizados no estudo de uma população de Coelho-bravo são sempre obtidos a partir da quantificação dos indícios de presença desta espécie. As marcas de actividade do Coelho-bravo (tocas, escavadelas, excrementos dispersos e latrinas) são, em geral, facilmente reconhecidas.

I.3.2 Gestão de quotas de abate

A gestão das quotas de abate é feita com base na análise, em cada época venatória, do número de animais abatidos e das condições físicas em que estes se encontram. A análise dos exemplares capturados em cada época de caça pode fornecer dados importantes sobre a evolução da dinâmica populacional. A estimativa da idade de cada um dos indivíduos (através da palpação do cúbito) permite a distinção dos animais em duas classes etárias, jovens e adultos. Outros métodos indirectos como a determinação das dimensões dos dentes podem ser utilizados para estimar a massa corporal dos indivíduos (Calzada & Palomares, 1997). As variações do número de animais das diferentes classes etárias reflectem o efeito na população de vários factores, que vão desde a alteração das condições ambientais até à ocorrência de doenças.

A proporção dos sexos reflecte igualmente a evolução da população em termos do número de animais reprodutores. Por outro lado, a actividade reprodutora e a duração da mesma são evidenciadas por caracteres externos bem evidentes nos machos e nas fêmeas (Alves, 1994). Sendo assim, é extremamente importante analisar o estado reprodutor dos indivíduos capturados para ter uma ideia da fase do ciclo reprodutor em que a população se encontra.

A avaliação do estado sanitário dos exemplares é também muito importante, nomeadamente a presença de infestações graves por parasitas, de indivíduos com sintomas de Mixomatose ou Doença Hemorrágica Viral, de modo a se proceder a uma eventual desparasitação e vacinação da população e prevenir a disseminação das doenças.

Em termos de pressão cinegética, se o número de capturas actuar de modo compensatório com a mortalidade natural, a caça não tem efeitos negativos sobre as populações animais. A gestão do número de indivíduos a abater deverá estar ajustada tanto ao número de animais presentes na população como à própria capacidade de carga do habitat. Nesta perspectiva, as populações de Coelho-bravo podem continuar a ser exploradas de forma sustentada, mantendo a sua densidade ou mesmo incrementando-a, desde que as capturas realizadas pela caça sejam compensadas pela aplicação de um conjunto de medidas de gestão que aumentem a capacidade de suporte do meio.

I.3.3 Repovoamentos

A prática dos repovoamentos de Coelho-bravo é cada vez mais frequente, na esperança de restabelecer os efectivos populacionais, principalmente os anteriores à incidência das duas epizootias virais. No entanto, este tipo de acções traz associado um grau de insucesso geralmente muito elevado, fruto da dificuldade de adaptação dos animais ao novo habitat e da não planificação e incumprimento de uma série de premissas essenciais a uma boa execução desta medida de gestão. A título de exemplo, em França, os dados de 1991 apontavam para o insucesso de cerca de 75% dos repovoamentos, devido a surtos epizoóticos e à predação (Mauvy *et al.*, 1991). Na tentativa de compreender melhor os mecanismos que regem o sucesso e a funcionalidade destas acções, têm sido desenvolvidos diversos estudos no sentido de avaliar a influência de vários factores físicos, fisiológicos e ecológicos no processo de libertação dos indivíduos num novo local (Mauvy *et al.*, 1991; Letty *et al.*, 1998; Pinto, 1999; Marchandeau *et al.*, 2000).

A confrontação com o novo meio parece ser o factor-chave que condiciona o sucesso de um repovoamento (Marchandeau *et al.*, 2000), sugerindo que a qualidade do habitat receptor influencia a sobrevivência e o comportamento dos indivíduos (Moreno & Villafuerte, 1997). A altura do ano em que se realizam estas acções desempenha igualmente um papel preponderante no seu sucesso. Parece, assim, fundamental que os repovoamentos não sejam realizados durante o período reprodutor (Primavera), de forma a não comprometer o potencial reprodutivo da população (Moreno *et al.*, 1997).

De salientar que os repovoamentos devem ser sempre as últimas opções de intervenção a considerar, devendo ser realizadas apenas quando já foram postas em prática todas as acções que permitem a recuperação natural das populações. Uma das razões pelas quais este tipo de medidas de gestão acaba por ser contraproducente está relacionada com os riscos de introdução de novas estirpes de vírus e parasitas na população receptora, além do facto de poderem alterar as características genéticas das populações autóctones. Assim, tendo em vista a protecção de populações isoladas de

Coelhos devem ponderar-se as vantagens de uma importação de animais contra os riscos de introdução de novas doenças (Lumeij, 1997).

I.3.4 Gestão do habitat

Os organismos são controlados na natureza pela quantidade e diversidade dos recursos para os quais existe um requisito mínimo, pelos factores físicos que são críticos e pelos limites de tolerância dos próprios organismos em relação a estes componentes do meio (Odum, 1971).

Entre as várias causas apontadas para o declínio das populações de Coelho-bravo, a recente evolução dos ecossistemas afigura-se, normalmente, como uma das mais importantes. Esta evolução faz-se segundo dois planos de acção opostos, ambos com consequências problemáticas para o Coelho. Por um lado, em alguns locais (Inglaterra, França), a intensificação da agricultura levou à supressão de zonas de refúgio (matos, bosquetes) e ao aumento dos riscos de prejuízos, através da implantação de culturas sensíveis, tornando muitas vezes a ocorrência do Coelho num verdadeiro flagelo. Por oposição, noutras regiões onde a agricultura tradicional tende a desaparecer (Península Ibérica), a vegetação adensa-se tornando o meio desfavorável à ocorrência desta espécie (Marchandeau *et al.*, 1999).

Em Portugal, as políticas e práticas de gestão do habitat estão muito associadas ao ordenamento dos recursos cinegéticos e, com particular destaque, para a gestão direccionada às espécies cinegéticas de maior relevância económica, como a perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*) e o Coelho-bravo (Reino *et al.*, 2000).

Um habitat fragmentado constitui um mosaico de zonas de "qualidade" diferente. Esta heterogeneidade de qualidade (na disponibilidade de alimento e abrigo ou em relação aos riscos de predação) pode influenciar a sobrevivência de animais aprisionados em manchas de qualidade inferior. Um estudo realizado por Villafuerte e colaboradores (1997) em populações de *Sylvilagus transitionalis* revelou que os animais isolados nestas manchas apresentavam uma fraca condição física e se alimentavam frequentemente em zonas de coberto vegetal pobre. Estes animais encontravam-se, por isso, sob uma pressão de predação superior à dos animais que habitavam zonas de condições favoráveis. A qualidade do habitat afecta decisivamente a densidade, a sobrevivência e o sucesso reprodutivo dos leporídeos. Deste modo, uma gestão adequada das suas populações, para fins de conservação e/ou exploração, depende em larga medida do conhecimento das suas necessidades espaciais e da forma como utilizam os recursos disponíveis, constituindo o maneio do habitat uma medida fundamental para aumentar a capacidade de acolhimento do meio (Reino *et al.*, 2000).

As modificações induzidas nos ecossistemas pela acção antropogénica podem ocasionar alterações qualitativas e quantitativas dos recursos alimentares e a diminuição da qualidade e adequação do habitat, fazendo com que a gestão do meio seja, por isso, essencial (Reino *et al.*, 2000). No caso do Coelho-bravo, o abandono das práticas de agricultura tradicional (como as queimadas controladas e as limpezas de matos), é considerado um dos factores responsáveis pela diminuição da sua densidade

(Moreno & Villafuerte, 1995). Por outro lado, a eliminação drástica do coberto arbustivo natural dos ecossistemas mediterrânicos tem um efeito negativo e duradouro sobre as populações de Coelho. De acordo com um trabalho realizado por Palomares e colaboradores (1996), a vegetação natural e a estrutura dos habitates devem ser mantidas nos ecossistemas mediterrânicos, de maneira a que os Coelhos possam estar melhor distribuídos e possam alcançar uma abundância total superior. A protecção artificial em áreas abertas sem vegetação arbustiva, através da construção de tocas artificiais, constitui uma alternativa, propiciando o seu uso pelos próprios Coelhos.

No contexto de degradação do seu habitat típico de ocorrência, as populações de Coelho-bravo encontram-se mais sensíveis às diferentes patologias que as afectam, nomeadamente à Mixomatose, DHV e a Coccidiose (Marchandeau *et al.*, 1999), o que se traduz numa redução dos efectivos desta espécie. O problema fundamental da diminuição drástica da densidade não é tanto a redução em si, mas sim a manutenção dos baixos níveis populacionais ao longo do tempo e a sua progressiva diminuição (Moreno, 1991).

As acções de melhoramento do habitat constituem um dos tipos de gestão mais eficientes na recuperação das populações de espécies cinegéticas (Nadal, 2000). Todavia, os efeitos reais da sua implementação na demografia e ecologia das populações são muitas vezes pouco conhecidos, ainda que seja normalmente aceite que a utilização deste tipo de medidas é largamente benéfica para a fauna em geral e para a actividade cinegética em particular (Reino *et al.*, 2000). Para certas espécies, porém, tem sido testada a eficácia deste tipo de medidas, algumas das quais de elevada importância ecológica, como a abetarda (*Otis tarda*), existindo já resultados comprovados do seu impacto benéfico (Faragó *et al.*, 2001). Neste caso, a gestão do habitat acabou por beneficiar igualmente outras espécies coexistentes, nomeadamente a lebre europeia (*Lepus europaeus*) e o faisão (*Phasianus colchicus*).

O controlo de predadores generalistas (uma medida que pode alterar a estrutura das comunidades animais) e a redução da densidade de herbívoros de grande porte, podem ser consideradas secundárias na conservação de populações de densidade elevada de Coelhos. Por esta razão, deverá reforçar-se o investimento na aplicação de medidas relacionadas com a gestão do habitat (conservação e abertura de pastagens, bem como o incremento do número de locais seguros para a instalação de tocas artificiais e o aumento da superfície total coberta por plantas anuais) que poderão estar associadas a densidades elevadas de Coelho (Villafuerte *et al.*, 1997).

I. 4 ENQUADRAMENTO DO TRABALHO

Este trabalho encontra-se integrado no desenvolvimento de uma série de projectos levados a cabo pelo Instituto da Conservação da Natureza (ICN) que visam a recuperação e o fomento das populações de Coelho-bravo em várias Áreas Protegidas, nomeadamente no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV). Iniciado em Outubro de 2001, este trabalho representa a continuação de um estudo de impacto da aplicação de medidas de gestão do habitat nas

populações de Coelho-bravo em ecossistemas mediterrânicos (Ferreira, 2001). O objectivo último deste projecto é a elaboração de um plano de gestão das populações desta espécie, cujo incremento é essencial como forma de promover a manutenção da comunidade de predadores e a conservação do Lince-ibérico nesta zona, considerada como um dos últimos refúgios desta espécie (Ceia *et al.*, 1998; Pires & Fernandes, 2003).

Numa óptica de conservação deste superpredador o PNSACV tem alentado, nos últimos três anos, a realização de uma série de estudos acerca da selecção e uso do habitat e utilização dos recursos tróficos pelo Coelho-bravo, sua presa base. A actuação no terreno tem incidido, sobretudo, na implementação de medidas de gestão do habitat, que incluem a abertura de aceiros e pastagens (como zonas de alimentação) e a instalação de tocas artificiais (que funcionam como abrigos para esta espécie).

Neste contexto, em 1998, no âmbito do Projecto "Prevenção de Incêndios no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina", o ICN/PNSACV estabeleceu um protocolo com a Câmara Municipal de Aljezur, para a execução de 451 ha de aceiros e pastagens no concelho, cuja abertura foi faseada no tempo. Assim sendo, desde essa altura, procedeu-se à restauração dos aceiros já abertos e à construção de novos aceiros e pastagens em diversas áreas do concelho de Aljezur abrangidas pelo PNSACV. Estas intervenções directas no habitat tiveram como principal objectivo, além da prevenção de incêndios, aumentar os efectivos das populações não só de Coelho-bravo, mas também de perdiz-vermelha. Por outro lado, e por iniciativa do PNSACV, foram construídos vários maroços naturais em alguns locais seleccionados especialmente por albergarem densidades significativas de Coelho-bravo.

I.4.1 OBJECTIVOS E ESTRUTURA DO TRABALHO

Os objectivos gerais deste trabalho foram:

- avaliar a eficácia das acções de gestão do habitat (construção de tocas artificiais e abertura de aceiros e pastagens) na abundância relativa das populações de Coelho-bravo;
- analisar a variação do regime alimentar de Coelho-bravo ao longo de um ciclo anual em cada uma das áreas de estudo;
- avaliar o impacto da abertura de aceiros vs. pastagens na dieta do Coelho-bravo;
- comparar o regime alimentar do Coelho-bravo entre zonas onde foram abertos aceiros e zonas em que foram construídas pastagens;

Pretendeu-se, ainda, atingir os seguintes objectivos específicos:

- definir um conjunto de espécies vegetais chave de consumo;
- avaliar grau de intervenção vs. preferência espécies vegetais.

Desta forma, a apresentação do trabalho consiste numa introdução geral, onde se abordam alguns aspectos associados à biologia da espécie, enquadramento e objectivos do estudo. Segue-se uma

breve caracterização do PNSACV e de cada uma das áreas de estudo. As duas grandes temáticas, variação da abundância relativa e regime alimentar do Coelho-bravo, inerentes ao objectivo principal deste trabalho, apresentam-se separadamente dentro dos capítulos da metodologia, resultados e discussão. No final do trabalho, descrevem-se as principais conclusões e tecem-se algumas considerações relativamente aos resultados encontrados.

II. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

II.1 O PARQUE NATURAL DO SUDOESTE ALENTEJANO E COSTA VICENTINA

A Área de Paisagem Protegida do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina foi criada em 1988 através da publicação do Decreto-Lei n.º 241/88 de 7 de Julho, sendo-lhe, posteriormente, atribuído o estatuto de Parque Natural. Trata-se de uma área com uma extraordinária diversidade, quer do ponto de vista paisagístico quer ecológico, o que lhe confere uma grande relevância em termos de conservação. O Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), aprovado e publicado pelo Decreto Regulamentar (DR) n.º 33/95 de 11 de Dezembro e rectificado pelo DR n.º 9/99 de 15 de Junho, visa "uma gestão adequada à salvaguarda dos recursos naturais, com a promoção do desenvolvimento sustentado da região e da qualidade de vida das populações", dada a "sua situação litoral rara a nível nacional e europeu".

O PNSACV localiza-se no extremo sudoeste da Península Ibérica, abrangendo uma faixa costeira que se estende desde a Praia de S. Torpes, a norte, e a localidade de Burgau, a sul (Figura II.1). Com uma área total de cerca de 77 mil hectares, esta Área Protegida engloba quatro concelhos: Sines, Odemira, Aljezur e Vila do Bispo.

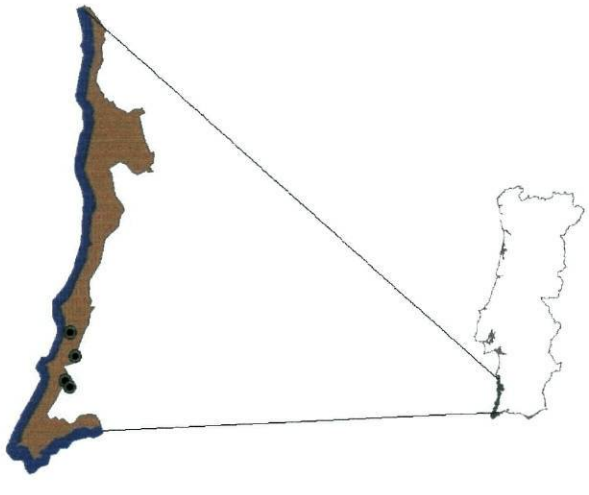


Figura II.1 – Localização do PNSACV em Portugal Continental e de cada uma das áreas de estudo no PNSACV.

O Sudoeste da Península Ibérica constitui um bom exemplo de uma evolução geomorfológica complexa. Este processo é testemunhado pelos vastos afloramentos de xisto da Serra Algarvia que contactam com os calcários de origem Mesozóica, e pelos depósitos recentes junto ao litoral. A natureza litológica e estrutural das rochas existentes e as características climáticas da região têm determinado a evolução dos principais conjuntos geomorfológicos no PNSACV: a Serra, o Barrocal e o Litoral.

O Litoral estende-se a partir do Barrocal até ao Atlântico para Sul, abrangendo, na costa Oeste, uma faixa entre a Serra e o Atlântico. Relativamente às classes de solo identificadas, esta é, das três zonas, a que apresenta os melhores tipos de solos. Entre Aljezur e Vila do Bispo, podem ser identificadas importantes manchas de solos agrupadas na classe D (solos com capacidade de uso baixa, com limitações severas e riscos de erosão elevados a muito elevados). Estes não são susceptíveis de utilização agrícola, salvo em casos especiais, apresentando poucas ou moderadas limitações para a pastagem, exploração de matos e exploração florestal (Plano Hidrográfico, 1999).

A costa ocidental do Algarve encontra-se ocupada por extensas áreas de matagal e algumas manchas localizadas de floresta. Grande parte destas manchas florestais são dominadas por eucaliptos que substituíram, durante as décadas de 70 e 80, muitos medronhais e zonas agro-pastoris. Por outro lado, a baixa fertilidade do solo nesta área favorece uma vegetação pouco diversificada, dominada por Cistáceas, que devido ao seu carácter pirofítico, arde regularmente perpetuando esta fase da sucessão (Simões, 1995; Palma, 1999). Em termos de ocupação humana, a paisagem apresenta uma dicotomia marcada: o maciço xistoso, ocupado por um povoamento residual e linear ao longo das linhas de água, e o maciço eruptivo, a faixa litoral e alguns pontos do planalto sublitoral que são áreas de maior presença humana e de maior ocupação agrícola (Palma, 1999).

O clima caracteriza-se por níveis de precipitação relativamente elevados e temperaturas amenas. Este facto, associado a uma vegetação de Ericáceas, favorece a podzolização, com uma acidificação da camada superficial e um deslocamento de húmus e materiais férricos para o subsolo. Por este motivo, podem ser identificados solos podzolizados, isolados ou em associação com regossolos (Plano Hidrográfico, 1999).

Em termos bioclimáticos, a área situa-se no piso Termomediterrânico Subhúmido, apresentando uma temperatura média anual de 15 - 17, 5º C e uma precipitação média anual de 400 – 600 mm (D.G.A., 2000, Figura II.2). Os meses de maior precipitação são os de Dezembro e Janeiro e os de menor, Julho e Agosto, sendo que cerca de 40% da precipitação anual ocorre nos meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro (Silva, 1989). Por outro lado, conforme foi constatado por Silva (1989), a precipitação aumenta de Sul para Norte e do litoral para o interior.

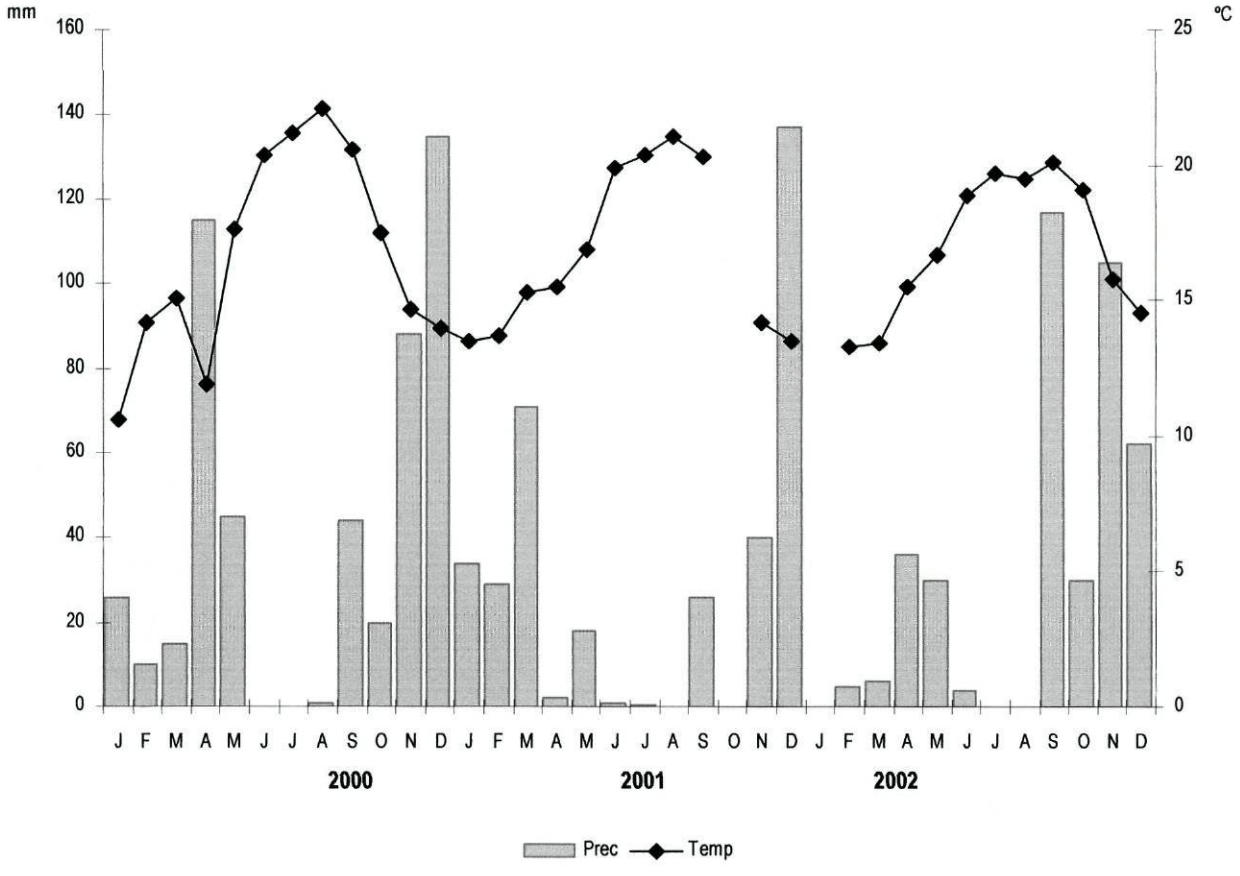


Figura II.2 – Variação da Temperatura Média Mensal (° C) e Precipitação (mm) entre 2000-2002 (dados da estação meteorológica de Sagres).

Do ponto de vista biogeográfico, a região enquadra-se no Sector Algarviense da Província Gaditano – Onubo - Algarviense e Superprovíncia Mediterrânico - Iberoatlântica (Rivas-Martínez *et al.*, 1990). Litologicamente, esta região inclui um território silicioso, constituído por rochas sedimentares e metamórficas, das quais predominam os litossolos de xistos e grauvaques dispostos em bancadas alternantes (D.G.A., 2000). De salientar a presença de rochas praticamente impermeáveis e de dureza variável que funcionam como um conjunto homogéneo face aos agentes modeladores do relevo (Silva, 1984). Existem, ainda, quartzitos, alguns níveis conglomeráticos e calcários que afloram em bancadas de reduzida espessura, em zonas muito restritas, como acontece em Aljezur no Algarve Ocidental (Silva, 1984).

A vegetação potencial climatófila consiste num sobreiral ombrófilo e termófilo (*Myrto – Quercetum suberis*), cuja primeira etapa de substituição corresponde a um medronhal, também ombrófilo e termófilo (*Phillyreo – Arbutetum unedonis*), e que por degradação dá lugar a estevais e a estevais-urzais. Trata-se de uma área rica em endemismos, tais como: *Avenula hackelii*, *Centaurea vicentina*, *Chaenorrhinum serpylifolium* subsp. *lusitanicum*, *Herniaria algarvica*, *Linaria algarviana*, *Plantago almogravensis*, entre outros (Rivas – Martinez *et al.*, 1990).

No que respeita à fauna, ocorrem com regularidade no PNSACV algumas espécies de aves de rapina e mamíferos carnívoros. Esta região constitui um importante corredor migratório, e entre as espécies mais emblemáticas destacam-se a águia-pesqueira (*Pandion haliaetus*) e a águia-cobreira (*Circaetus gallicus*). Outras rapinas presentes são a águia-de-asa-redonda (*Buteo buteo*), o falcão-peneireiro-comum (*Falco tinnunculus*) e o falcão-peregrino (*Falco peregrinus*), que nidifica nas falésias (Vaz, 1997). Em relação aos mamíferos carnívoros, salienta-se a presença da raposa (*Vulpes vulpes*) e do sacarrabos (*Herpestes ichneumon*), amplamente distribuídos pelo Parque Natural, da gineta (*Genetta genetta*), do texugo (*Meles meles*) e da fuinha (*Martes foina*) (Vaz, 1997). A referência a esta região como um dos últimos redutos do Lince-ibérico (*Lynx pardinus*) confere-lhe uma importância particular e um elevado valor conservacionista (Ceia *et al.*, 1998). Fazem, ainda, parte da fauna do PNSACV algumas espécies de répteis e anfíbios, cuja distribuição e outros aspectos ligados à sua biologia não são, ainda, suficientemente conhecidos.

II.2 AS ÁREAS DE ESTUDO

O presente trabalho foi realizado em quatro áreas, duas controlo (**Não Intervencionadas**) e duas teste (**Intervencionadas**). As áreas Não Intervencionadas, Cadaveiro e Monte Serrada, não sofreram qualquer tipo de intervenção no habitat, enquanto que as áreas Intervencionadas, Cabeços da Bordeira e Vilarinha, foram sujeitas a algum grau de intervenção. As quatro áreas de estudo situam-se nos concelhos de Aljezur e de Vila do Bispo, na zona litoral do PNSACV (Fig. II.1).

A selecção destas áreas teve por base dois aspectos fundamentais: a homogeneidade e semelhança entre elas em termos de estrutura e tipo de vegetação, e o conhecimento prévio da abundância relativa das populações de Coelho-bravo em cada uma destas áreas.

II.2.1 ÁREAS INTERVENCIONADAS

1. CABEÇOS DA BORDEIRA

Situada sensivelmente a 3 km a Norte da vila da Carrapateira, esta área caracteriza-se pela existência de um denso esteval (*Cistus ladanifer*) que ocupa a maioria dos cerros e barrancos, alguns de declive acentuado. Em algumas zonas observam-se, ainda, manchas de sobreiral (*Quercus suber*) e azinheiras dispersas (*Quercus ilex*), vegetação arbustiva dominada por medronheiro (*Arbutus unedo*), aroeira (*Pistacia lentiscus*), rosmaninho (*Lavandula luisierii*), tomilho (*Thymus camphoratus*) e outras espécies como *Inula viscosa* e *Cistus salvifolius*.

Nesta área está confirmada a presença do javali (*Sus scrofa*), saca-rabos e raposa.

Trata-se de uma área onde foram abertos alguns aceiros em 2001 e na qual, no início de 2002, se semearam algumas zonas com centeio (*Secale cereale*) e aveia (*Avena barbata*) (Figura II.3). Neste local foram igualmente instalados 9 maroços, abrigos artificiais construídos com *palletes* de madeira, pedras, troncos, e recobertos com vegetação arbustiva (Fig. II.4).



Figura II.3 – Aceiro na área Intervencionada Cabeços da Bordeira.



Figura II.4 – Construção de maroço na área Intervencionada Cabeços da Bordeira.

2. VILARINHA

Esta área localiza-se a Este da vila da Carrapateira, para o interior da Serra de Espinhaço de Cão, caracterizando-se pela existência de um denso esteval que ocupa a maioria dos cerros e barrancos, alguns também de declive acentuado. A vegetação é tipicamente mediterrânea. Em algumas zonas

observam-se, ainda, manchas de sobreiral e azinheiras dispersas, alguns eucaliptos (*Eucalyptus globolus*), vegetação arbustiva essencialmente constituída por medronheiro, aroeira, rosmaninho, tomilho e outras espécies como *Inula viscosa* e *Cistus salvifolius*.

De destacar a presença de uma lagoa temporária. Foi detectada a presença de raposas e saca-rabos. Esta área é bastante pastoreada, sendo o caprino o tipo de gado mais frequente.

Trata-se de uma área onde foram abertos alguns aceiros no início de 2001, não tendo esta zona sido posteriormente intervencionada. Neste local o grau de intervenção restringe-se, por isso, à abertura de aceiros, que têm como objectivo específico a prevenção de incêndios (Figura II.5).



II.2.2 ÁREAS NÃO INTERVENCIONADAS

1. CADAVEIRO

Localizada a cerca de 7 km para sudoeste da vila de Aljezur, trata-se de uma área cuja população de Coelho-bravo tem vindo a ser monitorizada desde o início do ano 2000 (Ferreira, 2001). Esta área é dominada por azinheiras, sobreiros, eucaliptos e pinheiros (*Pinus* spp.), sendo o estrato arbustivo essencialmente constituído por esteva, *Cistus salvifolius*, aroeira, carrasco (*Quercus coccifera*), rosmaninho, urze (*Erica* spp.), queiró (*Calluna vulgaris*), medronheiro, panasco (*Rhamnus alaternus*) e tomilho (Figura II.6).

Destaca-se, ainda, a presença confirmada de javali, fuinha, raposa e saca-rabos.



Figura II.6 – Área Não Intervencionada do Cadaveiro.

2. MONTE SERRADA

Inserida na Zona de Caça Associativa (ZCA) da Atalaia, localizada já fora dos limites do PNSACV, mas incluída na Rede Natura 2000, esta área é fundamentalmente constituída por esteva, sendo frequente a ocorrência de pinheiro-bravo, como resultado da proximidade a duas florestações desta espécie. Existem, ainda, alguns sobreiros, azinheiras e eucaliptos dispersos (Figura II.7). Este local caracteriza-se por possuir algumas bolsas de medronhal ainda bem preservadas.

Nesta área encontram-se, igualmente, registos da presença de javali, raposa e saca-rabos.



Figura II.7 – Área Não Intervencionada Monte Serrada.

III. METODOLOGIA

III.1 ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO

Os aspectos referentes à utilização do habitat, flutuações do efectivo populacional, dispersão ou resposta de uma população a determinado tipo de alterações, tais como pressão cinegética, predação, epizootias, podem ser abordadas de uma forma indirecta sem o conhecimento da densidade absoluta. Assim, o cálculo de índices de abundância surge como uma alternativa expedita, uma vez que estes estão relacionados com a densidade absoluta reflectindo as suas alterações. A sua obtenção pode basear-se na utilização de métodos directos (observação ou captura dos animais), ou métodos indirectos (observação de vestígios deixados pela actividade dos animais) (Tellería, 1986).

Os métodos indirectos apresentam algumas vantagens importantes relativamente aos métodos directos. Em primeiro lugar, a sua precisão não depende normalmente de factores que condicionam a detecção e captura dos animais, logo são mais fáceis de aplicar. Em segundo lugar, e em consequência da facilidade de aplicação, são bastante mais económicos e alternativas importantes, ou mesmo únicas, para o estudo da distribuição e abundância de certas espécies de vertebrados normalmente pouco acessíveis ou que ocorram em muito baixas densidades sendo, assim, difíceis de observar (Tellería, 1986; Forys & Humphrey, 1997).

Os métodos indirectos utilizados no estudo de uma população de Coelho-bravo são, em geral, obtidos a partir da quantificação dos indícios de presença desta espécie, tais como as tocas, as escavadelas, as latrinas e os excrementos dispersos (Gonçalves, 1996). A contagem destes indícios pode apenas ser usada para avaliar oscilações de densidade. Assim, embora não sendo capazes de fornecer estimativas exactas da densidade das populações, estes métodos conseguem avaliar as flutuações sazonais ou anuais que estas populações sofrem (Pages, 1980). Este facto revela-se particularmente importante no caso de estudos que incidem sobre populações de coelho em baixa densidade, uma vez que não é possível utilizar qualquer outro tipo de métodos que não os indirectos. Dentro dos métodos indirectos, a contagem dos excrementos dispersos surge como o mais simples de aplicar e o mais económico, produzindo resultados fiáveis, razão pela qual representa a técnica mais vulgarmente utilizada para monitorização das populações de Coelho-bravo nestas condições (Fa *et al.*, 1999; Palomares, 2001). Desta forma, optou-se pela utilização deste método para efeitos de acompanhamento da evolução da abundância relativa das populações de Coelho-bravo no PNSACV, dada a situação de reduzida densidade deste lagomorfo nesta região.

Em cada uma das quatro áreas de estudo foram estabelecidos três transectos de 400 metros de comprimento. Nas áreas intervencionadas, dois dos transectos foram implantados em zona de mato e um transecto na pastagem ou no aceiro, conforme o grau de intervenção. Este padrão de distribuição dos

transectos nas áreas de estudo que sofreram intervenção teve como objectivo a certificação de que um eventual aumento da densidade de Coelho-bravo, reflectido por um aumento do número de excrementos dispersos, estaria associado à abertura dos aceiros ou pastagens e não ao deslocamento dos indivíduos para as zonas de alimentação entretanto criadas. Desta forma, adoptou-se um tipo de amostragem estratificada (Wilson *et al.*, 1996). Em cada transecto foram colocadas 40 estacas, dispostas de 10 em 10 metros, o que correspondeu a um total de 120 pontos de amostragem em cada área de estudo, nos quais se contabilizaram mensalmente todos os excrementos dentro de um círculo de metal com 1 m de diâmetro (0,7854 m^2 de área total, Figura III.1).



Figura III.1 – Método de contagem de excrementos dispersos.

Todos os excrementos de Coelho-bravo presentes na área abrangida pelo círculo de amostragem foram recolhidos para se evitar a sua recontagem no mês seguinte e para efeitos de análise do regime alimentar do Coelho-bravo. No caso de se encontrar uma latrina nesse ponto, o círculo era desviado cerca de 0,5 m para a esquerda do observador (Reis, 1999). Consideraram-se latrinas os conjuntos de um mínimo de 20 excrementos presentes num diâmetro de 10 cm.

A contagem de excrementos dispersos decorreu entre Maio de 2001 e Outubro de 2002, tendo sido iniciada em alturas diferentes em cada uma das áreas: Maio de 2001 no Cadaveiro, Junho de 2001 na Vilarinha e Setembro de 2001 em Monte Serrada e Cabeços da Bordeira. Para todas estas zonas, encontram-se disponíveis dados de densidade de Coelho-bravo anteriores às intervenções no habitat e ao início deste trabalho (Oliveira, 2000; Pinto, 2000; Ferreira, 2001), tendo parte desta informação sido compilada por técnicos do ICN.

III.1.1 TRATAMENTO DOS DADOS

A abundância relativa de Coelho-bravo em cada uma das áreas foi avaliada a partir da determinação da densidade média de excrementos por m^2. Foram calculados a média e o erro padrão dos valores observados em cada área para cada mês do período de amostragem. Adicionalmente, procedeu-se à transformação logarítmica dos dados, log (x+1), tendo-se, posteriormente, realizado uma análise de variância (ANOVA/ANCOVA), utilizando o programa *Statistica* versão 5.0.

Por forma a avaliar as diferenças da abundância relativa de Coelho-bravo entre os períodos "antes" (T_0) e "depois" (T_1) da intervenção e entre os dois tipos de tratamento implementados, "controlo" e "intervencionados", foi utilizado um método de análise multi-dimensional (*MDS – Multi-Dimensional Scaling*) não-métrica que se baseia na construção de uma matriz de distâncias Euclidianas, similaridades ou dissimilaridades entre amostras (Clarke & Warwick, 1994). O MDS elabora um mapa ou configuração das distâncias, num dado número de dimensões, de acordo com as condições impostas pela matriz. O ajuste do mapa aos dados fornecidos pela matriz é medido através do *stress*. Quanto maior o *stress* menor a adequação do mapa à matriz correspondente. Assim, este parâmetro varia do seguinte modo: um valor de *stress* inferior a 0,05 fornece uma excelente representação sem risco de má interpretação; um *stress* inferior a 0,1 corresponde a uma boa ordenação sem previsão de uma interpretação duvidosa; um nível de *stress* inferior a 0,2 ainda fornece um quadro útil a duas dimensões, apesar de, para valores que se encontrem próximo do limite superior do espectro, se dever interpretar com cautela os pormenores da configuração; finalmente, um stress superior a 0,3 indicia que os pontos estão próximo de terem sido distribuídos arbitrariamente, o que põe em causa a fiabilidade da interpretação dos resultados.

À matriz de similaridades foi aplicado um teste ANOSIM (análise de similaridades), que à semelhança da ANOVA (análise de variâncias), testa a significância das diferenças encontradas entre as distâncias que constituem a matriz.

III.2 REGIME ALIMENTAR DO COELHO-BRAVO

A análise de fragmentos microscópicos nas fezes corresponde, provavelmente, a um dos métodos mais eficazes na avaliação do regime alimentar de herbívoros, sendo o mais frequentemente utilizado, apesar das dificuldades práticas que surgem na sua aplicação (Fitzgerald & Waddington, 1979). Esta técnica baseia-se no reconhecimento das diferentes espécies vegetais através das características anatómicas e químicas das suas epidermes que se encontram preservadas nas fezes (Maia *et al.*, 1997). O método permite identificar os fragmentos de cutícula, formados por polimerização de substâncias gordas insaturadas que, com excepção das espécies aquáticas, recobrem as epidermes foliares das plantas. Esta cutícula é muito resistente e, apesar de ser muito fragmentada ao longo do trato intestinal, consegue conservar as impressões dos contornos das células. A estrutura da epiderme é característica da espécie vegetal a que pertence, pelo que é possível obter informações sobre a origem dos produtos ingeridos, apesar dos efeitos da digestão (Chapuis, 1979; Chapuis *et al.*, 1985; Cervantes & Martínez, 1992). A análise microhistológica dos fragmentos de epiderme presentes nos excrementos faz-se, assim, através da comparação das suas estruturas específicas com uma colecção de microfotografias de referência das espécies vegetais presentes na área de estudo (Putman, 1984; Wallage-Drees, 1986; Soriguer, 1988; Mátrai *et al.*, 1998).

Com o fim de elaborar uma colecção de referência dos fragmentos de epiderme, procedeu-se à recolha das espécies vegetais presentes nas quatro áreas de estudo. Esta recolha foi sistemática, realizada todos os meses, de modo a incluir todos os estados fenológicos das plantas e também as espécies vegetais novas que fossem aparecendo. Foram recolhidos vários exemplares de cada espécie, sendo estes mantidos envoltos e prensados em papel de jornal, à temperatura ambiente, até posterior identificação no Departamento de Botânica da Universidade do Porto. O método de preparação da colecção de referência utilizado neste trabalho foi o de separação mecânica, descrito por Maia e colaboradores (1997). De acordo com Reis (1999), os resultados obtidos a partir deste método, que envolve a utilização de um detergente lixiviado, são bastante satisfatórios, sendo esta técnica, em geral, eficiente, rápida e fácil de aplicar.

Para uma dada espécie vegetal, torna-se indispensável fazer preparações dos diferentes tecidos da planta, tais como caules, folhas (abaxial e adaxial), inflorescências, uma vez que o arranjo das células epidérmicas é frequentemente distinto (Chapuis, 1979).

Tiraram-se microfotografias de todas as epidermes com ampliação de 200 x, e para pormenores, ampliação de 400 x, de modo a elaborar um registo fotográfico completo de todas as espécies vegetais (Figura III.2). Para a identificação dos fragmentos utilizou-se um microscópio óptico (Maia *et al.*, 1997).

A metodologia utilizada na elaboração do catálogo de referência e na análise dos excrementos de Coelho-bravo estão descritos em anexo (Anexo I e II). O método de análise das fezes foi adaptado de Chapuis (1979) e Reis (1999). Esta parte do trabalho foi realizada no Departamento de Botânica da Universidade do Porto.

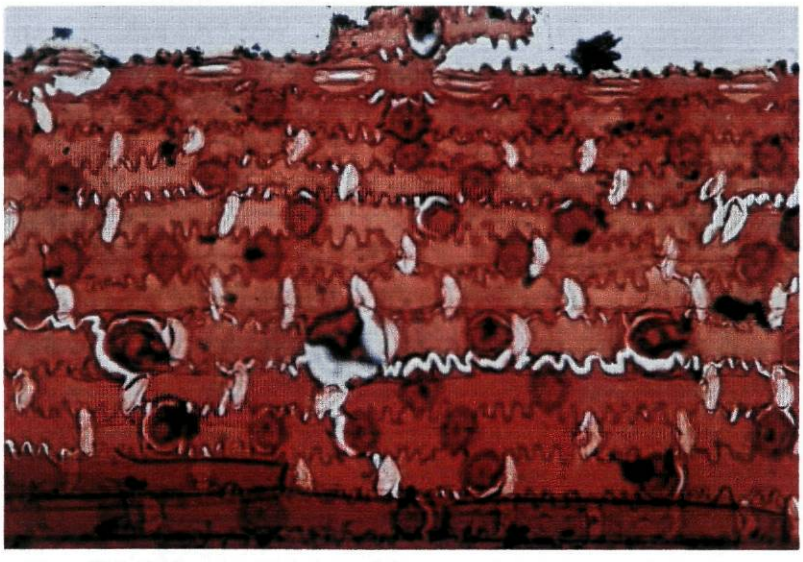


Figura III.2– Epiderme de *Phalaris* sp. obtida a partir da colecção de referência.



Figura III.3 – Epiderme de *Phalaris* sp. encontrada nos excrementos de Coelho-bravo.

Todos os excrementos de Coelho-bravo presentes na área abrangida pelo círculo de amostragem foram recolhidos, conforme descrito anteriormente, com o objectivo de caracterizar o regime alimentar desta espécie em cada uma das áreas de estudo. Procedeu-se à análise micro-histológica dos fragmentos de epiderme presentes nos excrementos, através da comparação das suas estruturas específicas com uma colecção de referência das espécies vegetais presentes na área de estudo (Figuras III.2 e III.3), tal como descrito anteriormente. Tendo em conta o número de fezes que foi recolhido, optou-se por analisar uma amostra bimensal de 15 dejectos, por cada área de estudo. Segundo a metodologia proposta por Chapuis (1979), procedeu-se à identificação de 400 fragmentos em cada uma das amostras, o que perfaz um total de 2800 fragmentos por área durante o período de amostragem. Foi utilizada uma grelha com 40 quadrículas de 16 cm^2 de área, em que se identificaram 10 fragmentos por quadrícula, colocada na base da placa de vidro onde se encontrava a amostra. Na análise dos fragmentos vegetais

ao microscópio óptico, foram apenas identificados os dez primeiros fragmentos que estivessem em melhor estado de conservação, ainda que, por vezes, parcialmente destruídos, ignorando-se os que se encontravam totalmente destruídos.

A análise do regime alimentar foi feita com intervalos bimensais entre Outubro de 2001 e Outubro de 2002, o que corresponde a 7 períodos de amostragem: Outubro de 2001, Dezembro de 2001, Fevereiro de 2002, Abril de 2002, Junho de 2002, Agosto de 2002 e Outubro de 2002.

III.2.1 TRATAMENTO DOS DADOS

Os resultados do regime alimentar do Coelho-bravo são expressos em percentagem de ocorrência ou frequência relativa (FR):

$$FR = \frac{\text{N.º fragmentos identificados}}{\text{N.º total fragmentos identificados}} \times 100$$

Além da análise dos resultados respeitantes à frequência relativa de cada espécie vegetal consumida, procedeu-se igualmente ao cálculo deste parâmetro em relação às famílias das plantas consumidas, sendo estas categorias constituídas com base na semelhança de certas epidermes pertencentes a espécies do mesmo *taxon* (género, família, ...) (Chapuis *et al.*, 1985). O mesmo foi feito em relação às partes das plantas que foram consumidas (folha, caule, inflorescência, ...), de modo a obter informações acerca das porções, vegetativas ou reprodutoras, mais consumidas nas diferentes alturas do período de amostragem.

A diversidade entre regimes (Martínez, 1988; Quintana *et al.*, 1994) foi estimada de acordo com o Índice de Diversidade de Brillouin:

$$I_{Brillouin} = (1/N)(\log_2 N! - \Sigma \log_2 Ni!)$$

em que N corresponde ao n.º total de *items* alimentares consumidos e Ni corresponde à proporção individual de cada *item* (Carretero, *in press*). Foi também calculada a Diversidade máxima (H máx.), por forma a conseguir relacionar os valores obtidos do Índice de Brillouin com o máximo de diversidade que se poderia atingir idealmente e, deste modo, compreender a sua ordem de grandeza. Estes cálculos foram feitos com o auxílio do programa MENJA para MS-DOS, desenvolvido por Carretero *et al.* (*não publicado*).

A similitude entre regimes foi avaliada a partir do cálculo do Índice de Schoener:

$$I_S = 100 - \tfrac{1}{2} \Sigma \left| p_{ij} - p_{ik} \right|$$

sendo que p_{ij} e p_{ik} correspondem às percentagens de ocorrência das espécies comuns aos quatro regimes. Este índice varia entre 0 e 100, sendo o valor máximo correspondente a regimes totalmente idênticos.

Posteriormente, procedeu-se ao agrupamento das áreas em função das similitudes dos regimes alimentares, através do método UPGMA, no sentido de detectar similaridades entre os regimes das quatro áreas.

De salientar que o termo selecção se refere à escolha de um *item* particular por parte do animal entre vários alimentos alternativos disponíveis, sendo este *item* consumido de forma desproporcional à sua disponibilidade no meio. A preferência é independente da disponibilidade: se os *items* forem fornecidos nas mesmas quantidades e se observa um consumo superior de um deles, então este é preferencial (Litvaitis, 2000). Por este motivo, e no contexto deste trabalho, apenas foi possível inferir acerca da *preferência* sobre determinadas espécies vegetais, uma vez que não foi avaliada a disponibilidade de alimento em cada uma das áreas de estudo.

IV. RESULTADOS

IV.1 ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO

Na figura IV.1 está representada a variação da densidade média de excrementos por m^2, ao longo do período de amostragem, em cada uma das áreas de estudo. Os meses para os quais não existem dados reportam-se a períodos da amostragem em que não foi possível proceder à contagem dos excrementos, estando, essencialmente, associados a níveis de precipitação intensa, fortes temporais ou impossibilidade, por dificuldades logísticas, de realizar o trabalho de campo.

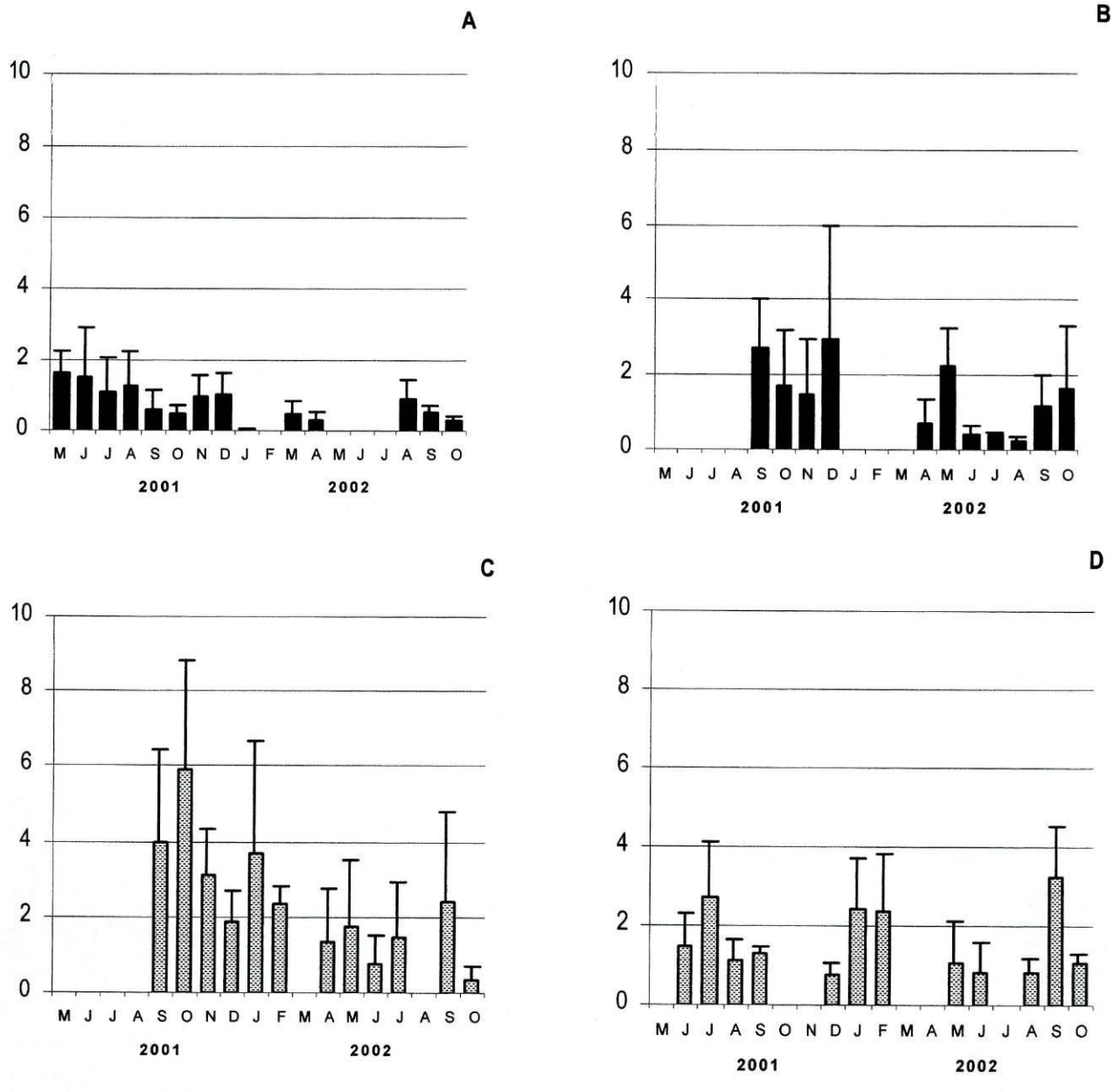


Figura IV.1 - Variação mensal da densidade média de excrementos por m^2 (+EP) em cada uma das áreas de estudo. **A** – Cadaveiro e **B** – Monte Serrada (Não intervencionadas); **C** – Cabeços da Bordeira e **D** – Vilarinha (Intervencionadas).

Em Monte Serrada, a densidade varia entre 0,24 ± 0,12 excrementos por m² em Agosto de 2002 e 2,98 ± 2,98 excrementos por m² no mês de Dezembro de 2001. No Cadaveiro, os valores oscilam entre 0,29 ± 0,28 excrementos por m² em Abril de 2002 e 1,65 ± 1,47 excrementos por m² no mês de Maio de 2001. Na Vilarinha, a densidade varia entre 0,74 ± 0,29 excrementos por m² no mês de Dezembro 2001 e 3,23 ± 1,30 excrementos por m² em Setembro de 2002. Finalmente, nos Cabeços da Bordeira os valores de densidade oscilam entre 0,36 ± 0,36 excrementos por m² no mês de Outubro de 2002 e 5,89 ± 2,90 excrementos por m² em Outubro de 2001. Em geral, a densidade foi ligeiramente mais elevada nas áreas que sofreram intervenção.

A análise estatística indica que existem diferenças significativas entre os vários locais (ANOVA; $F = 26,58$; $p < 0,01$). O teste de Tukey HSD revela que as principais diferenças se manifestam entre as duas áreas não intervencionadas (Monte Serrada e Cadaveiro) e as duas áreas intervencionadas (Vilarinha e Cabeços da Bordeira) ($p < 0,01$), ainda que existam também diferenças consideradas significativas entre estas duas últimas ($p < 0,05$). Embora se observe uma variação significativa da densidade ao longo do ano (ANCOVA; $F = 8,18$; $p < 0,05$), não se registam diferenças significativas entre os dois anos de amostragem de local para local (ANCOVA; $F = 3,36$; $p > 0,05$). Finalmente, existem diferenças significativas na densidade ao longos dos meses de local para local (ANCOVA; $F = 46,75$; $p < 0,01$).

Para além dos resultados aqui apresentados, foi necessário conhecer, para efeitos comparativos, a abundância relativa de Coelho-bravo para cada uma das áreas no período anterior ao início do presente trabalho e antes da intervenção nas áreas intervencionadas. Assim, na Tabela IV.1 descrevem-se as densidades médias de excrementos por m² para cada uma das áreas de estudo:

Tabela IV.1 – Densidades médias de excrementos por m² para cada uma das áreas de estudo obtidas antes da intervenção (Vilarinha e Cabeços da Bordeira) e antes do início do presente trabalho (Monte Serrada e Cadaveiro).

	Monte Serrada*	Cadaveiro**	Vilarinha*	Cabeços da Bordeira*
Fev-00	2,729	-	0,455	2,796
Mar-00	2,822	-	0,62	1,753
Abr-00	0,8815	0,806	0,652	1,292
Mai-00	0,3222	1,0079	0,254	1,031

* - dados obtidos por Oliveira (2000) e Pinto (2000); ** - dados obtidos por Ferreira (2001)

A matriz resultante da aplicação da análise MDS está representada em anexo (Anexo III). Os dados sugerem a existência de diferenças significativas entre os períodos T_0 e T_1 (two-way ANOSIM; $p<0,1\%$; $R = 0,719$), ou seja, antes e após a intervenção, apesar de não acusar um impacte positivo directo relacionado com a implementação das medidas de gestão, uma vez que não se encontraram diferenças entre os grupos "não intervencionados" e "intervencionados" (two-way ANOSIM; $p>0,5\%$; $R = -0,051$).

Observando o mapa representativo da matriz dos dados (Fig. IV.2), é possível verificar espacialmente o agrupamento dos dois conjuntos de dados em "pré-intervenção" (T_0) e "pós-intervenção" (T_1), o que sugere a existência de diferenças significativas, como comprovado pelo teste ANOSIM. De salientar que o valor de *stress* (0,21) é, contudo, bastante elevado, pelo que se devem interpretar com cautela os pormenores da configuração fornecida pela análise.

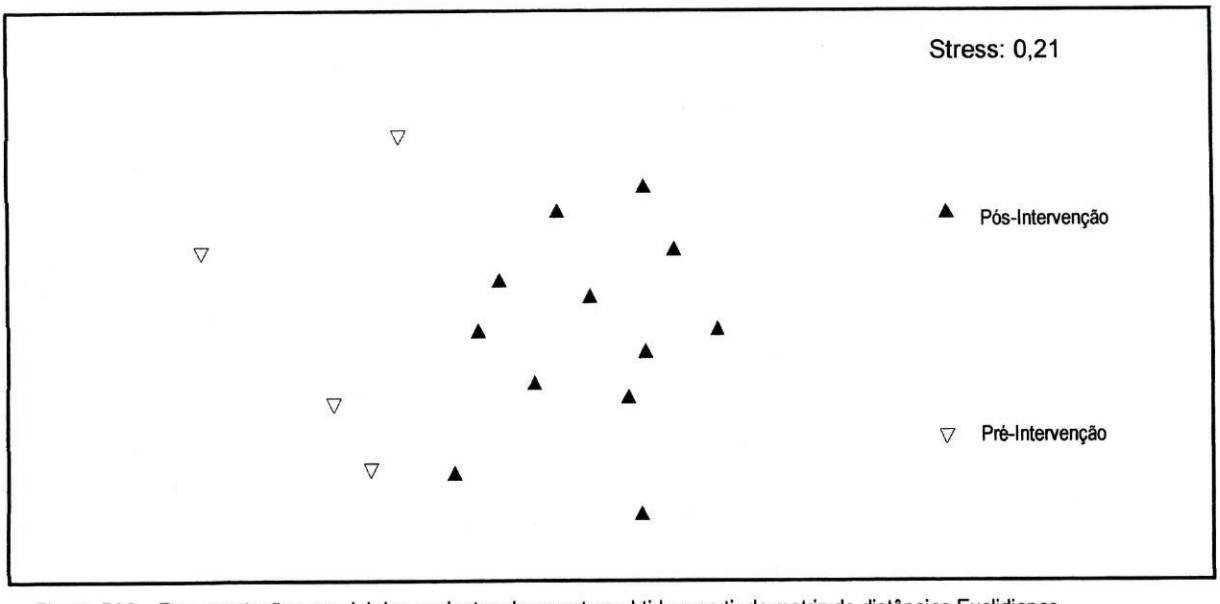


Figura IV.2 – Representação espacial dos conjuntos de amostras obtida a partir da matriz de distâncias Euclidianas.

Na Tabela IV.2 encontra-se representada a densidade média de excrementos/m² calculada por ano de amostragem em cada uma das áreas de estudo e a respectiva variação inter-anual, expressa em termos percentuais.

Tabela IV.2 – Densidade média anual de excrementos por m² em cada uma das áreas de estudo e respectiva percentagem de variação inter-anual.

	Ano 2000	Ano 2001	Ano 2002
Monte Serrada	1,81*	2,23 (+123,10%)***	0,69 (-69,05%)***
Cadaveiro	0,91**	1,07 (+117,47%)**,***	0,40 (-63,03%)***
Vilarinha	0,54*	1,29 (+239,71%)***	1,08 (-16,39%)***
Cabeços Bordeira	1,52*	3,55 (+233,50%)***	1,60 (-54,86%)***

* - dados obtidos por Oliveira (2000) e Pinto (2000); ** - dados obtidos por Ferreira (2001); *** - presente trabalho

De acordo com a tabela IV.2, observa-se um incremento a nível global em todas as áreas do ano 2000 para o ano 2001. Por oposição, na passagem para o ano 2002, verifica-se uma redução da densidade média anual em todas as áreas de estudo. A variação inter-anual 2000/2001 é bastante superior nas áreas intervencionadas, Vilarinha e Cabeços da Bordeira, comparativamente com as não intervencionadas, correspondendo ao seu dobro. Entre 2001/2002, a diminuição da densidade foi bastante mais patente nas

áreas não intervencionadas, Monte Serrada e Cadaveiro, ainda que tenha ocorrido uma redução também acentuada nas áreas intervencionadas, principalmente nos Cabeços da Bordeira.

IV.2 REGIME ALIMENTAR DO COELHO-BRAVO

No total foram recolhidas e identificadas 151 espécies vegetais nas quatro áreas de estudo, distribuídas por 39 famílias distintas (Anexo IV), das quais aproximadamente 50% foram consumidas pelo Coelho-bravo (Anexos V.1, V.2, V.3 e V.4). Observou-se um consumo diferencial das famílias (Anexos VI.1, VI.2, VI.3 e VI.4) e das diferentes porções das plantas (Anexos VII.1, VII.2, VII.3 e VII.4) ao longo do período de amostragem em cada uma das quatro áreas de estudo. Na globalidade das amostras, foram identificados 9.600 fragmentos de epiderme.

A porção de fragmentos identificados foi, em geral, superior a 90%, no total de áreas e períodos de amostragem. Seguidamente descreve-se a variação do consumo das principais espécies ingeridas em cada uma das áreas de estudo. Por uma questão de facilidade na interpretação dos resultados, uma vez que havia um grande número de plantas cuja frequência relativa era muito baixa (<2%), apenas foram consideradas para a representação gráfica as espécies cujo consumo foi igual ou superior a 5%,

IV.2.1 Variação do consumo de espécies vegetais

Em Monte Serrada (Fig. IV.3), observa-se uma evidente predominância do consumo de monocotiledóneas, gramíneas em particular, ao longo do período de estudo. Em Outubro de 2001, várias gramíneas foram consumidas, entre elas *Dactylis glomerata* e *Briza minor*, bem como algumas *Ericaceae*. Em Dezembro de 2001, aumenta o consumo de *Secale cereale*, juntamente com outras espécies, como *D. glomerata* e *Hordeum murinum*, constituindo as gramíneas o único grupo de plantas consumido em proporções superiores a 5%. Em Abril de 2002, observa-se um consumo preferencial de *Pulicaria odora*, registando-se, à semelhança de outros períodos, uma selecção de gramíneas e leguminosas, como *Raphanus raphanistrum*, entre outras espécies. Em Junho de 2002, as leguminosas passam a desempenhar um papel preponderante, tal como algumas cistáceas e espécies como *Erica umbellata*, que complementam de forma importante a dieta nesta altura. Em Agosto de 2002, as gramíneas voltam a dominar, sendo bastante frequente o consumo de *D. glomerata*, *B. minor*, entre outras. Finalmente, em Outubro de 2002, assiste-se a uma predominância do consumo de *Sinapis arvensis*, que, aliado ao consumo de várias gramíneas, das quais se destaca *D. glomerata*, constituem os dois *items* preferenciais do Coelho-bravo no Outono.

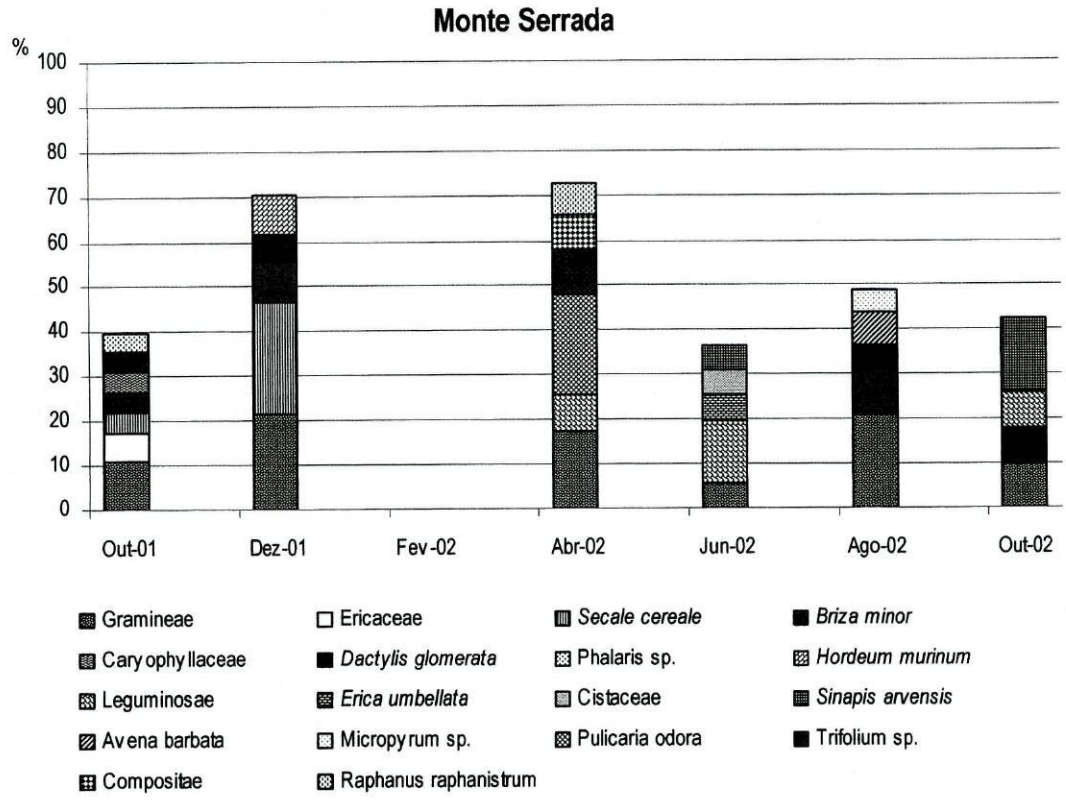


Figura IV.3 – Variação temporal do consumo das principais espécies vegetais em Monte Serrada durante o período de amostragem.

No Cadaveiro (Fig. IV.4), em Outubro e Dezembro de 2001, *Cistus salvifolius* e *Cistus ladanifer* integraram o grupo das espécies mais consumidas, ainda que complementarmente com outras espécies, como *Cynosurus echinatus*. Em Fevereiro de 2002, o consumo de gramíneas excedeu o de qualquer outro grupo, embora *Caryophyllaceae* spp., *Lavandula luisierii* e *R. raphanistrum* tenham desempenhado um papel bastante importante. Em Abril de 2002, o consumo de *Leguminosae* superou o das gramíneas, registando-se igualmente um consumo considerável de *C. ladanifer*. Este cenário repetiu-se em Agosto de 2002, ainda que se tenha observado a inclusão de espécies alternativas, tais como *Thymus* sp. e *Trifolium* sp.. Em Outubro de 2002, o consumo de gramíneas volta a dominar o regime alimentar do coelho, sendo de realçar a presença de outras espécies como *C. ladanifer*, *Thymus* sp. e *Trifolium* sp.. Em geral, a ingestão de gramíneas foi preponderante em todos os períodos de amostragem, observando-se, contudo, o consumo preferencial de espécies suplementares em Outubro de 2001, Abril, Agosto e Outubro de 2002.

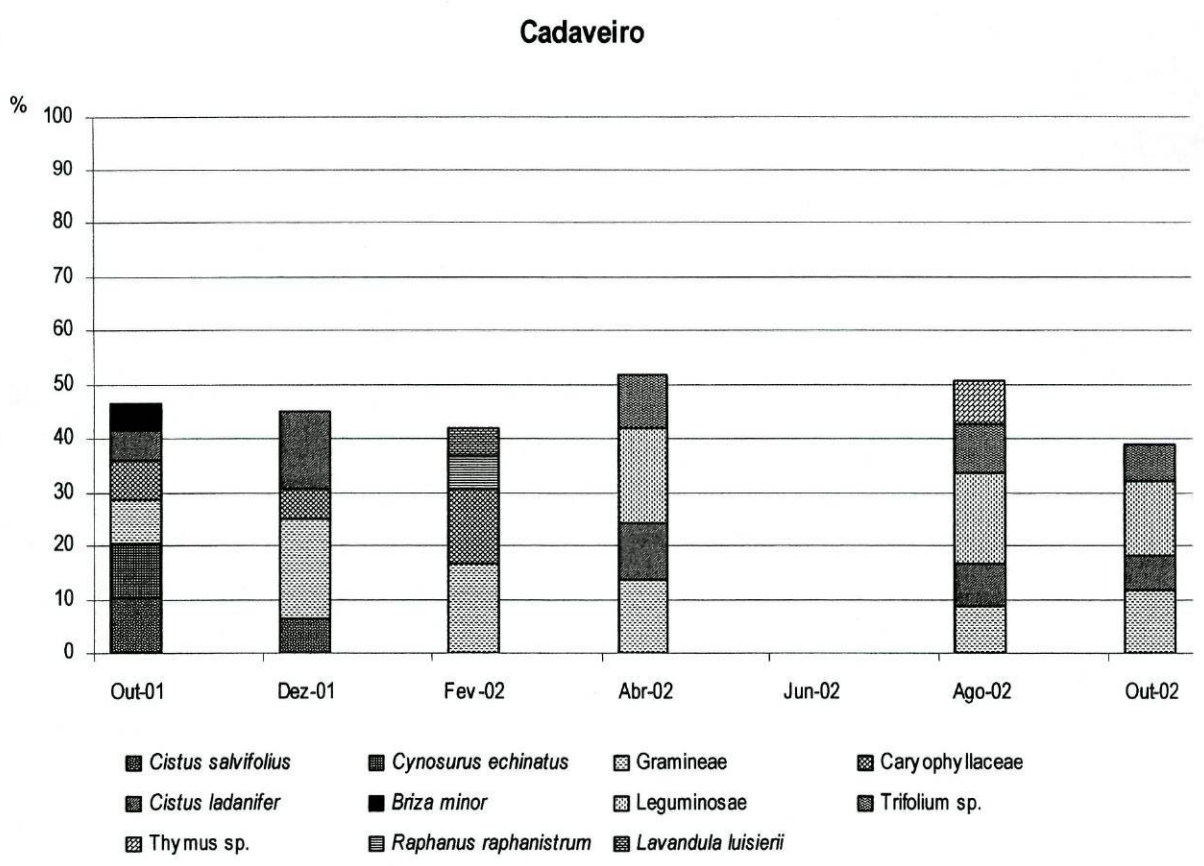


Figura IV.4 – Variação temporal do consumo das principais espécies vegetais no Cadaveiro durante o período de amostragem.

Nos Cabeços da Bordeira (Fig. IV.5), em Outubro de 2001, verifica-se um consumo preferencial de *P. odora* (*Compositae*), *D. glomerata* e o de outras gramíneas. No período seguinte, estes dois grupos assumem a exclusividade no regime alimentar do Coelho-bravo. Em Fevereiro de 2002, observa-se um aumento do consumo de espécies alternativas, tais como cistáceas, principalmente *C. ladanifer*, leguminosas (*Trifolium* sp.), ainda que as gramíneas mantenham o seu papel dominante. Em Junho de 2002, o consumo de algumas espécies de *Caryophyllaceae* revela-se o mais importante, seguido das gramíneas, *R. raphanistrum* e *Genista* sp.. Em Agosto de 2002, assiste-se a um aumento do consumo de gramíneas, como *D. glomerata*, *B. minor* e *C. echinatus*, embora *R. raphanistrum* e *L. luisierii* constituam *items* não menos importantes. Finalmente, em Outubro de 2002, volta a verificar-se a bipartição na preferência de recursos, uma vez que o consumo de gramíneas é fortemente complementado pelo de leguminosas.

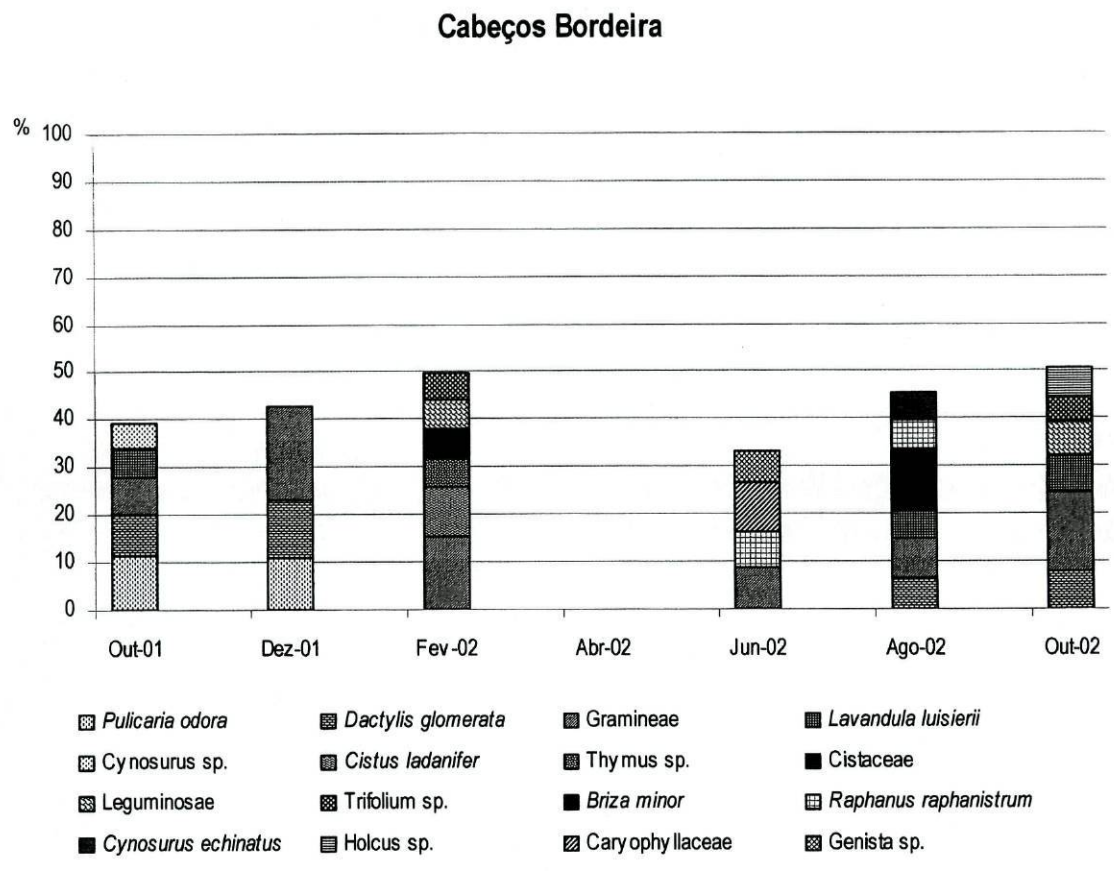


Figura IV.5 – Variação temporal do consumo das principais espécies vegetais nos Cabeços da Bordeira durante o período de amostragem.

Na Vilarinha (Fig. IV.6), em Dezembro de 2001, observa-se um consumo preferencial misto de gramíneas e leguminosas, nomeadamente *Trifolium* spp., além da inclusão de *Malva hispanica*, que também constitui um recurso importante neste período. Em Fevereiro de 2002, assiste-se a uma predominância do consumo de gramíneas, das quais se destaca *D. glomerata*, ainda que outras espécies como *C. ladanifer*, *Thymus camphoratus* e algumas leguminosas façam parte do regime alimentar do coelho nesta altura. No período seguinte, observa-se uma diversificação no consumo de gramíneas, pela inclusão na dieta de outras espécies como *C. echinatus* e *Avenula* sp., além de outras, como *L. luisierii* e *Trifolium* sp., que representam um fracção considerável. Em Junho de 2002, o consumo de gramíneas permanece importante, embora numa percentagem muito inferior (cerca de 15%), sendo de destacar a presença de *Micropyrum* sp. e *Phalaris* sp., como principais representantes deste grupo, ao passo que se observa igualmente um consumo, ainda que baixo, de cistáceas e algumas espécies da família *Caryophyllaceae*. Em Agosto de 2002, as gramíneas voltam a predominar, sendo o consumo de *D. glomerata* e *B. minor* particularmente relevante, além de leguminosas e uma composta, *Andryala* sp.. Finalmente, em Outubro de 2002, as gramíneas continuam a dominar, fundamentalmente *D. glomerata*, sendo, contudo, de salientar o consumo bastante significativo de *M. hispanica*.

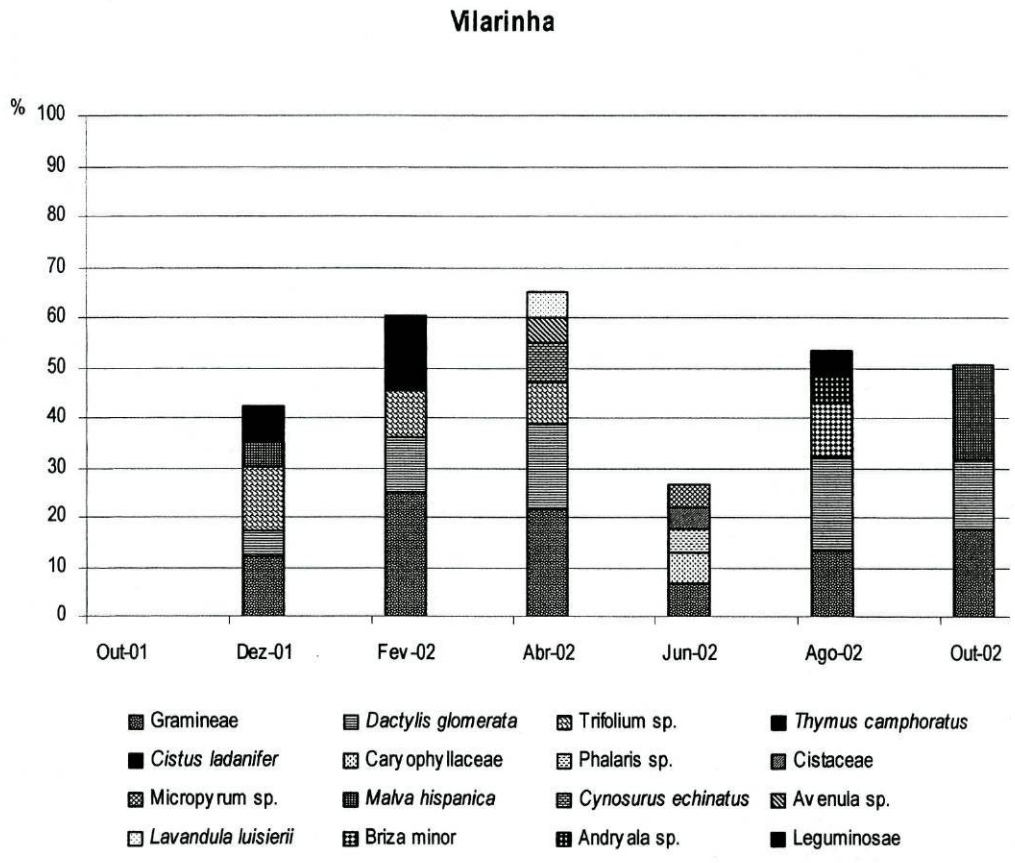


Figura IV.6 – Variação temporal do consumo das principais espécies vegetais na Vilarinha durante o período de amostragem.

IV.2.2 Variação do consumo de porções de plantas

Na figura IV.7 encontra-se representada a variação temporal do consumo das diferentes porções das plantas, reprodutivas (pétala, flor, inflorescências), vegetativas (folha) e outras, em cada uma das áreas de estudo ao longo do período de amostragem.

No Cadaveiro, o consumo de folhas foi sempre superior a 50% do total de partes de plantas, em qualquer um dos meses de amostragem. O valor mínimo de folhas consumidas observou-se em Outubro de 2001 (51,5%), ao passo que o consumo mais elevado se registou em Abril de 2002 (84,0%). O consumo das restantes partes das plantas, nomeadamente inflorescências, flores e pétalas, manteve-se praticamente constante durante todo o período de amostragem, rondando sempre valores inferiores a 10%. De salientar que em Outubro de 2001, quando o consumo de folhas foi menor, se registou um consumo máximo de partes reprodutivas.

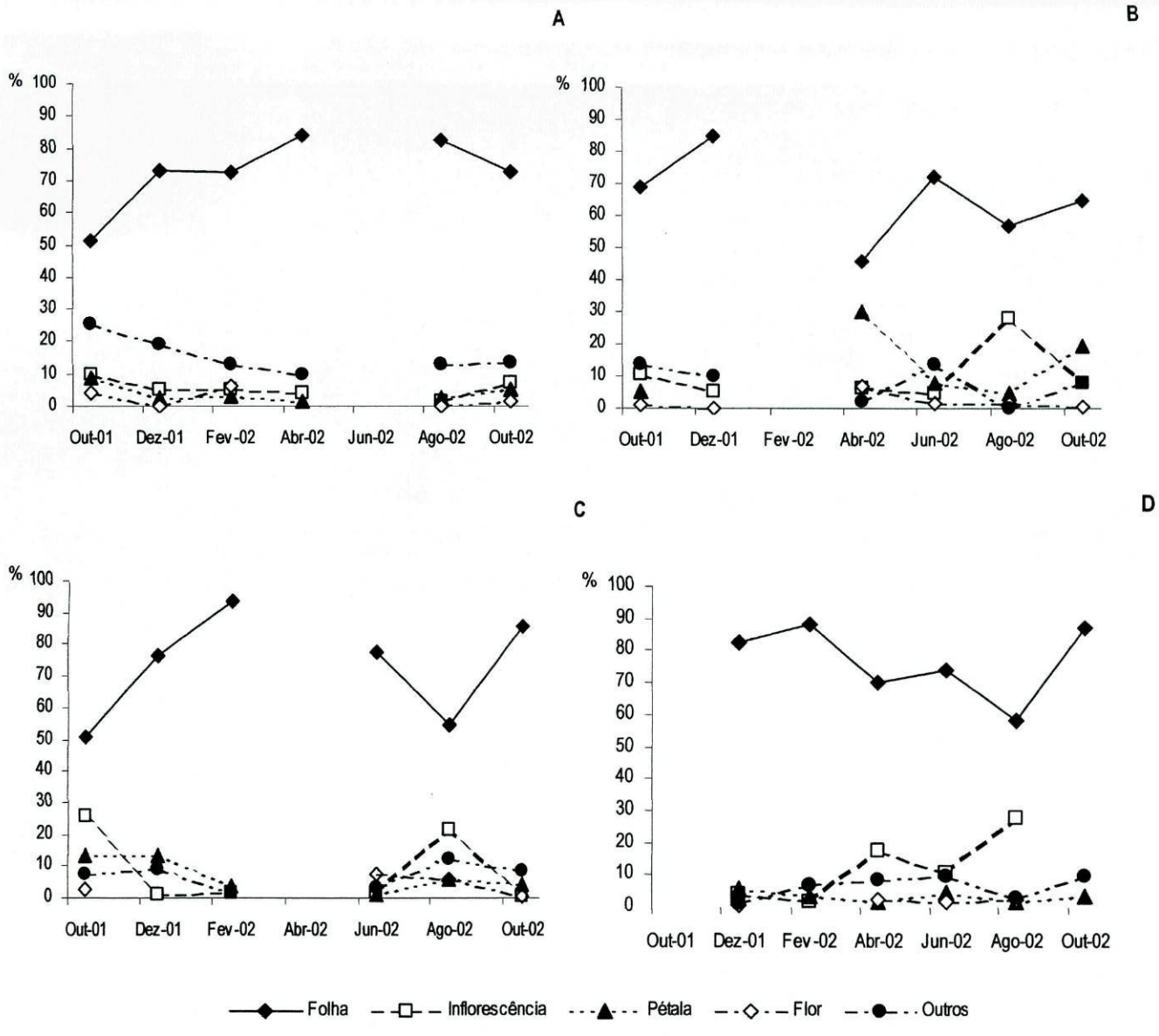


Figura IV.7 - Variação temporal do consumo das principais partes das porções de plantas durante o período de amostragem em cada uma das quatro áreas de estudo. **A** – Cadaveiro e **B** – Monte Serrada (Não intervencionadas); **C** – Cabeços da Bordeira e **D** – Vilarinha (Intervencionadas).

Em Monte Serrada, o consumo de folhas ultrapassou sempre os 50% do total de partes de plantas consumidas, ao longo de todo o período de amostragem, com excepção do mês de Abril de 2002, em que este valor diminuiu para cerca de 45% do total. O consumo de partes reprodutivas (inflorescências e flores) revelou ser de maior importância em Outubro de 2001 e 2002, quando excedeu os 10%. Destaque-se o elevado consumo de pétalas em Abril de 2002, ultrapassando os 30% do total. Nos restantes períodos de amostragem, porém, estes valores foram sistematicamente inferiores, o que indicia um baixo consumo destas partes das plantas no resto do ano.

Nos Cabeços da Bordeira observa-se um padrão de variação no consumo das diferentes partes das plantas praticamente imperceptível nas restantes áreas de estudo. Assim, assiste-se a um aumento considerável do consumo de folhas entre Outubro de 2001 e Fevereiro de 2002, que coincide com a redução no consumo de partes reprodutivas, nomeadamente inflorescências. A partir desta altura, verifica-se uma

diminuição do consumo de folhas, que recupera apenas entre Agosto e Outubro de 2002, quando se observa nova redução no consumo de inflorescências e flores, entre outras. No período compreendido entre Junho e Agosto de 2002, assiste-se a um aumento do consumo de partes reprodutivas, fundamentalmente flores de algumas espécies. O consumo de folhas foi, ainda assim, sempre superior a 50%.

Finalmente, na Vilarinha, o consumo de folhas excedeu igualmente os 50%, em todos os meses amostrados, observando-se, contudo, um consumo bastante significativo de inflorescências em Abril e Agosto de 2002, ainda que este se tivesse mantido inferior a 11% no restante período de amostragem. O consumo de outras partes não foi considerado relevante.

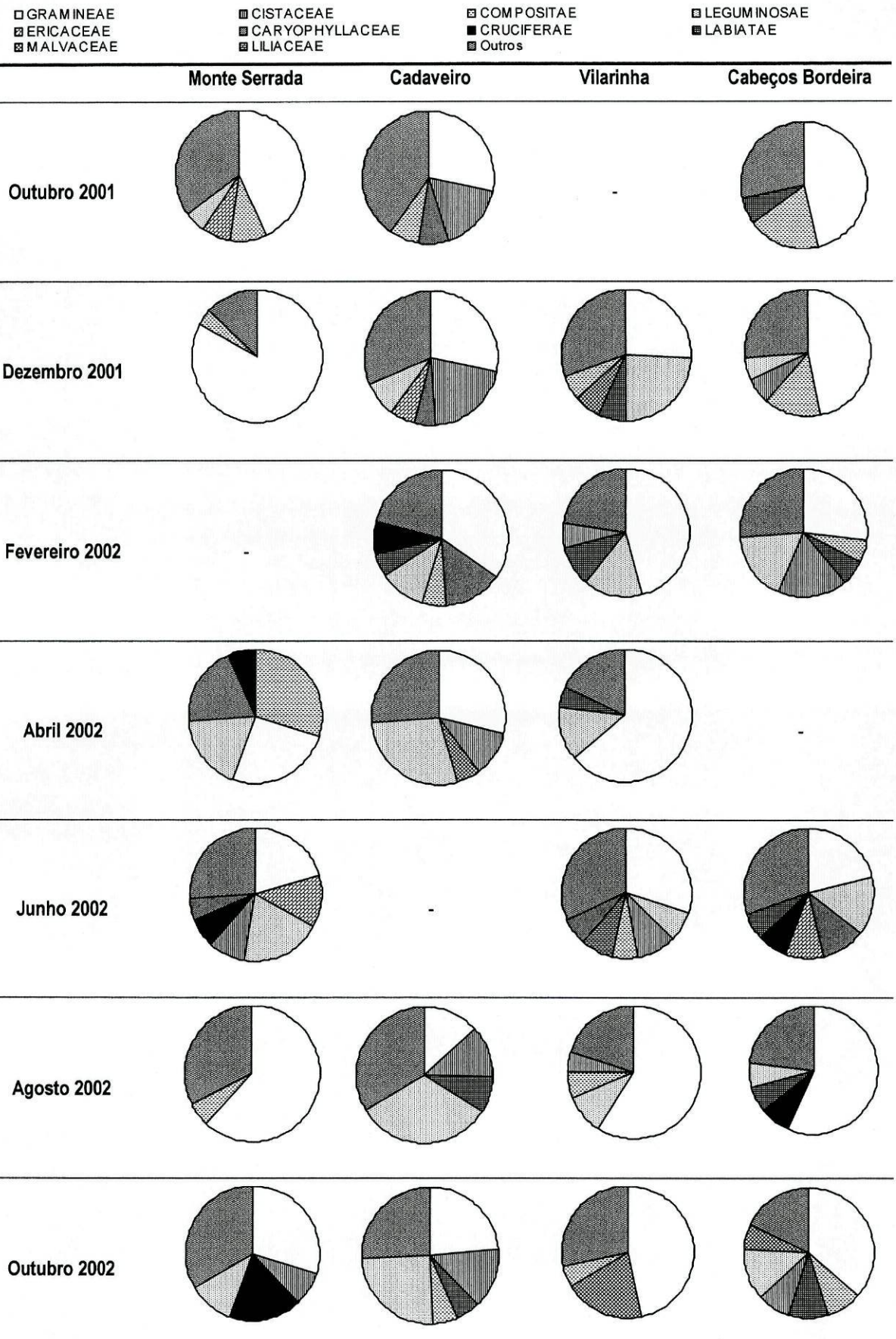
IV.2.3 Variação do consumo de famílias vegetais

Na figura IV.8 encontra-se representada a variação temporal do consumo (> 5%) das principais famílias de plantas, em cada uma das áreas de estudo, ao longo do período de amostragem.

Em Monte Serrada, o consumo de gramíneas atingiu os valores máximos em Outubro e Dezembro de 2001, rondando nos períodos seguintes apenas 20%, altura em que se observa um consumo superior de grupos alternativos, nomeadamente compostas e leguminosas. As cistáceas foram particularmente importantes em Junho e Outubro de 2002, tendo o seu consumo neste período ultrapassado os 8%, ainda que para os meses mencionados, o papel preponderante tenha sido desempenhado pelas leguminosas, ericáceas e crucíferas, cujos valores oscilaram entre os 11% e os 20%. Em Agosto de 2002, volta a observar-se uma predominância do consumo de gramíneas, só complementado, com particular relevância, pelo grupo das compostas.

No Cadaveiro, o consumo de gramíneas foi sempre inferior a 35%, tendo o valor mais elevado sido atingido em Fevereiro de 2002. É também neste período que se regista a maior diversidade no consumo de grupos alternativos. As cistáceas ocupam o segundo lugar dos mais consumidos nos meses de Outubro e Dezembro de 2001, declinando esta posição para as *Caryophyllaceae* em Fevereiro de 2002 e para as leguminosas nos restantes períodos. Outros grupos cujo consumo representa, nesta área, uma fracção igualmente considerável no regime alimentar do coelho ao longo do período de amostragem são: *Ericaceae*, *Compositae* e *Labiatae*.

Figura IV.8 – Variação temporal do consumo das principais famílias de plantas consumidas em cada uma das áreas de estudo ao longo do período de amostragem.



Na Vilarinha, as gramíneas constituíram, à semelhança do que aconteceu com as outras áreas, o principal grupo de plantas consumido, registando-se, nesta área em particular, valores de consumo superiores a 30% em todos os meses de amostragem. Ainda assim, em Dezembro de 2001, verifica-se um consumo misto de gramíneas e leguminosas, complementado com outras espécies em menor percentagem. Em Fevereiro e Abril de 2002, assiste-se a um consumo secundário (entre 10 e 30%) de leguminosas, que é transferido para as cistáceas em Junho e para *Malvaceae* em Outubro de 2002. Com valores de consumo inferiores a 10% encontram-se as *Liliaceae*, *Caryophyllaceae*, *Compositae*, *Labiatae*, entre outras, particularmente importantes em Junho de 2002.

Nos Cabeços da Bordeira, verifica-se o mesmo padrão de consumo no que respeita às gramíneas, revelando, em termos gerais, uma predominância deste grupo sobre todos os outros. Em segundo lugar, com taxas de consumo entre 14 e 18%, aparecem as compostas em Outubro e Dezembro de 2001, papel que passa a ser desempenhado pelas cistáceas (cerca de 17%) em Fevereiro de 2002, pelas *Cruciferae* (cerca de 8%) em Agosto de 2002 e pelas leguminosas (cerca de 13%) em Outubro de 2002. Foi igualmente neste último período que se registou a maior diversidade em termos de consumo de famílias de plantas, apenas comparável com o observado em Junho de 2002.

IV.2.4 Variação do Índice de Diversidade de Brillouin

Na figura IV.9 apresenta-se a variação do Índice de Diversidade de Brillouin ao longo do período de amostragem para cada uma das áreas de estudo.

Os valores de diversidade são bastante elevados para todas as áreas de estudo, tal como é confirmado pela proximidade aos níveis de diversidade máxima calculados.

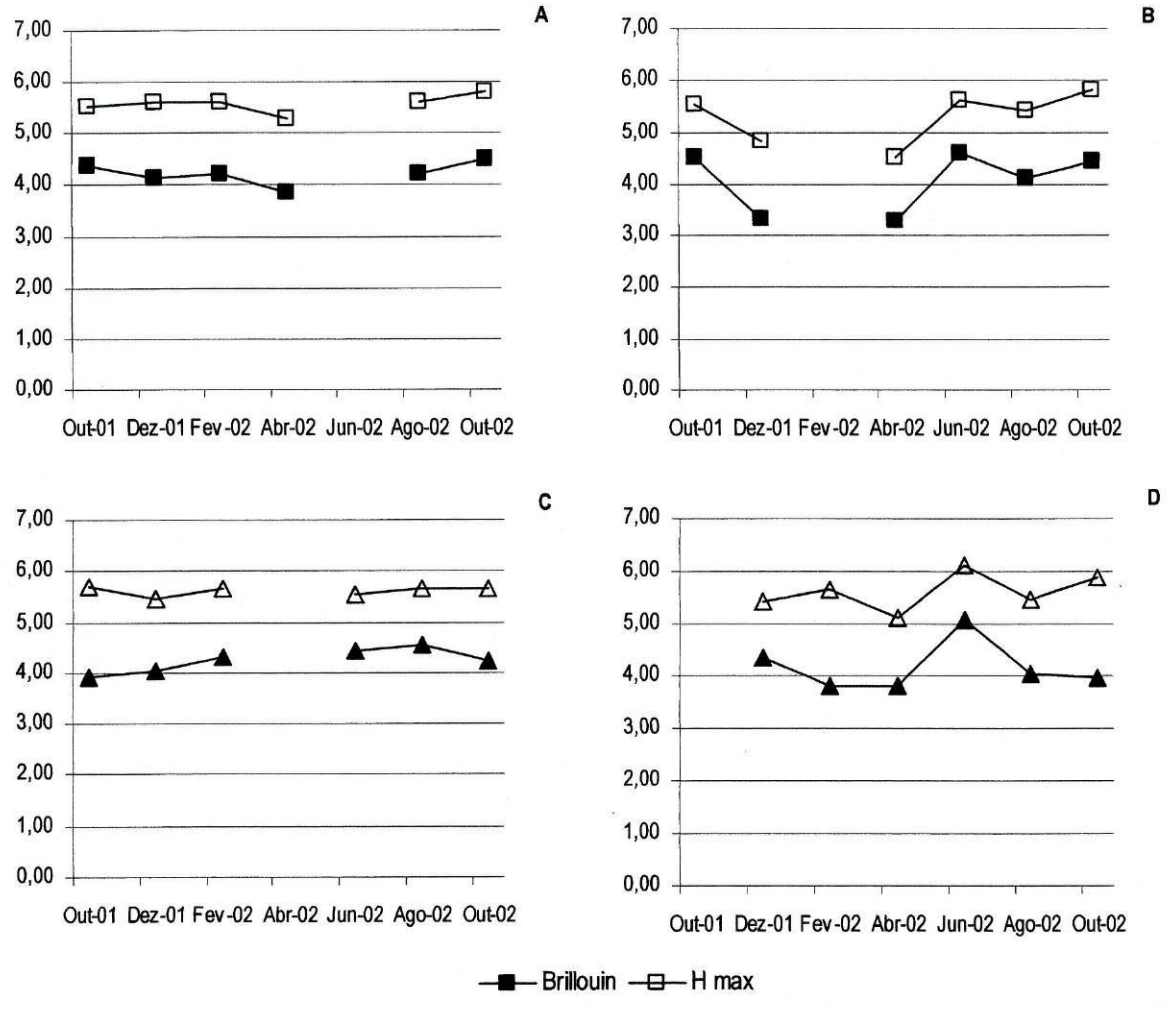


Figura IV.9 – Variação temporal do Índice de Diversidade de Brillouin e da Diversidade máxima (H max) em cada uma das áreas de estudo. **A** – Cadaveiro e **B** – Monte Serrada (Não intervencionadas); **C** – Cabeços da Bordeira e **D** – Vilarinha (Intervencionadas).

No Cadaveiro, o valor de diversidade mais baixo regista-se em Abril de 2002 (3,9), variando nos restantes meses entre 4 e 5. Não se observam variações acentuadas entre meses, apesar de serem visíveis aumentos entre Agosto e Outubro de 2002 e diminuições entre Outubro e Dezembro de 2001 e Fevereiro e Abril de 2002.

Em Monte Serrada, a diversidade oscila entre 3 e 5, sofrendo um declínio entre Outubro e Dezembro de 2001 e entre Junho e Agosto de 2002, embora este último não seja tão acentuado. A principal fase de crescimento do índice observa-se entre Abril e Junho de 2002, aumentando também, ainda que com menor intensidade, entre Agosto e Outubro de 2002.

Nos Cabeços da Bordeira, o índice oscila entre 3,9 em Outubro de 2001 e 4,5 em Agosto de 2002. Regista-se um aumento progressivo do seu valor entre Outubro de 2001 e Fevereiro de 2002 e, depois, entre Junho e Agosto de 2002, altura a partir da qual começa a diminuir.

Na Vilarinha, o índice regista um valor máximo (5,0) em Junho de 2002, correspondendo ao valor mais elevado observado para o conjunto das quatro áreas de estudo. Observa-se uma diminuição entre Dezembro de 2001 e Fevereiro de 2002, altura a partir da qual permanece aproximadamente constante, para aumentar bruscamente entre Abril e Junho de 2002. Entre Junho e Agosto de 2002, observa-se uma diminuição para valores semelhantes aos anteriores a este período.

IV.2.5 Variação do Índice de Similitude de Schoener

Nas tabelas IV.3 a IV.6 encontra-se representada a variação temporal do Índice de Similitude de Schoener para cada uma das áreas de estudo, estando os valores máximos e mínimos representados a negrito e a sublinhado, respectivamente.

Em Monte Serrada (Tabela IV.3), a maior similitude de regimes registou-se entre os meses de Abril e Agosto de 2002 (56,00), ao passo que entre Dezembro de 2001 e Junho de 2002 o índice atinge o seu valor mínimo (23,25).

Tabela IV.3 – Variação do Índice de Similitude de Schoener em Monte Serrada.

	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Out-01	39,25	-	53,00	51,25	52,75	48,75
Dez-01	-	-	40,50	<u>23,25</u>	50,75	30,75
Fev-02	-	-	-	-	-	-
Abr-02	-	-	-	50,25	**56,00**	49,75
Jun-02	-	-	-	-	40,50	55,50
Ago-02	-	-	-	-	-	49,50
Out-02	-	-	-	-	-	-

No Cadaveiro (Tabela IV.4), é entre Agosto e Outubro de 2002 que se observa a maior similaridade de regimes (69,38) , e entre Outubro de 2001 e Abril de 2002 que se regista o mínimo de similitude (34,75).

Na Vilarinha (Tabela IV.5), os regimes mais semelhantes observam-se entre Abril e Agosto de 2002, (61,25) ao passo que a dissimilaridade é superior entre Fevereiro e Junho de 2002 (36,63).

Nos Cabeços da Bordeira (Tabela IV.6), o índice é mais próximo entre Fevereiro e Outubro de 2002 (57,50), atingindo o valor mínimo entre Outubro de 2001 e Fevereiro de 2002 (34,75).

Tabela IV.4 – Variação do Índice de Similitude de Schoener no Cadaveiro.

	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Out-01	49,88	43,38	34,75	-	45,63	48,75
Dez-01	-	53,75	59,38	-	51,75	53,88
Fev-02	-	-	47,13	-	43,00	52,63
Abr-02	-	-	-	-	66,38	62,00
Jun-02	-	-	-	-	-	-
Ago-02	-	-	-	-	-	**69,38**
Out-02	-	-	-	-	-	-

Tabela IV.5 – Variação do Índice de Similitude de Schoener na Vilarinha.

	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Out-01	-	-	-	-	-	-
Dez-01	-	48,13	52,25	49,25	48,50	42,00
Fev-02	-	-	55,13	36,63	49,63	51,88
Abr-02	-	-	-	43,00	**61,25**	47,00
Jun-02	-	-	-	-	44,00	38,25
Ago-02	-	-	-	-	-	47,00
Out-02	-	-	-	-	-	-

Tabela IV.6 – Variação do Índice de Similitude de Schoener nos Cabeços da Bordeira.

	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Out-01	53,00	34,75	-	-	54,00	47,50
Dez-01	-	53,33	-	-	41,42	56,67
Fev-02	-	-	36,75	-	-	**57,50**
Abr-02	-	-	-	-	-	-
Jun-02	-	-	-	-	-	-
Ago-02	-	-	-	-	-	47,50
Out-02	-	-	-	-	-	-

Na figura IV.10 encontra-se representada a árvore ilustrativa da similitude dos regimes das diferentes áreas construída a partir do método UPGMA para a média dos meses de amostragem.

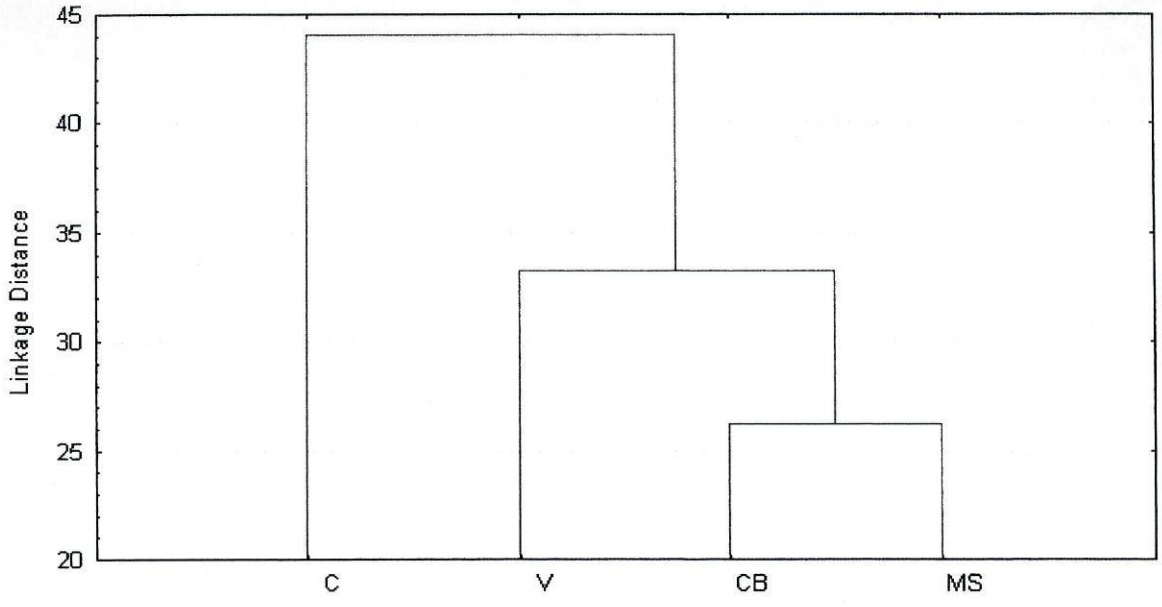


Figura IV.10 – Agrupamento das áreas de estudo em função das similitudes dos regimes para a média dos meses de amostragem (UPGMA). **MS** – Monte Serrada e **C** – Cadaveiro (Não intervencionadas); **CB** – Cabeços da Bordeira e **V** – Vilarinha (Intervencionadas).

A figura revela que para o valor médio de similitude encontrado para o total dos 7 períodos de amostragem, os regimes alimentares mais próximos são os de Cabeços da Bordeira e Monte Serrada. A estes associa-se o regime da Vilarinha e, por último, o do Cadaveiro. De salientar os valores muito baixos de similitude entre os regimes das várias áreas.

V. DISCUSSÃO

V.1 ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO

Os resultados obtidos neste trabalho apontam para um número superior de excrementos dispersos por m² nas áreas que sofreram intervenção comparativamente com as áreas controlo sem intervenção, o que sugere um efeito positivo da abertura de aceiros e pastagens e instalação de abrigos artificiais na densidade de Coelho-bravo. Terá sido, contudo, a criação das zonas de alimentação que mais terá contribuído para este cenário, uma vez que a taxa de ocupação dos abrigos foi muito baixa. Na realidade, os maroços apenas foram ocupados na primeira semana de existência, altura a partir da qual deixou de se verificar qualquer utilização. Este facto poderá estar relacionado com a mobilização inicial do solo que favoreceu a escavação de tocas (observadas *in loco*), tendo, posteriormente, deixado de existir condições que propiciassem a ocupação destas estruturas pelos indivíduos. Por outro lado, e tendo em consideração que o solo é bastante impermeável, dada a sua natureza xistosa, verificou-se a inundação de alguns dos abrigos, inviabilizando por completo a sua ocupação pelos Coelhos.

Observam-se, igualmente, diferenças entre as duas áreas intervencionadas, Vilarinha e Cabeços da Bordeira. Os resultados indiciam uma densidade de excrementos superior nos Cabeços da Bordeira, o que poderá ser atribuído à plantação de cereais, como o centeio e a aveia, que não foi efectuada na Vilarinha. De salientar, contudo, que a densidade nesta área já era superior no período anterior à intervenção (ano 2000), não sendo possível associar, por este motivo, o incremento de densidade à abertura das pastagens.

Apesar de se ter verificado uma densidade de excrementos superior em ambas as áreas intervencionadas em relação às que não sofreram intervenção, a densidade é, em geral, muito baixa, comparativamente com outros locais na Península Ibérica (Tabela V.1).

Tabela V.1 – Comparação dos valores de densidade média de excrementos por m² obtidos neste trabalho com outros similares realizados em ecossistemas mediterrânicos.

Referência	Local	Tipo de habitat	Densidade média
Moreno & Villafuerte, 1995	Espanha (Doñana)	Zona de matos	5,39 exc./m²
Moreno *et al.*, 1997	Espanha (Doñana)	Zona de matos	37 exc./m²
Palomares & Delibes, 1997	Espanha (Doñana)	Pastagem e mato mediterrâneo	96,9 exc./m²
Fa *et al.*, 1999	Espanha (Cádiz)	Zona agrícola, floresta e mato	5,85*-21,05** exc./m²
Ferreira, 2001	Portugal (PNSACV)	Mato mediterrâneo	0,25*-3,96** exc./m²
Palomares, 2001	Espanha (Doñana)	Floresta *Pinus* spp., pastagem e matos	0,25*-2,31** exc./m²
Lombardi *et al.*, 2003	Espanha (Doñana)	Mato, pastagem e ecótono	14*-46** exc./m²
Presente trabalho	Portugal (PNSACV)	Mato mediterrâneo	0,24*-5,89** exc./m²

* - valor mínimo registado; ** - valor máximo registado

A proximidade aos valores registados para Doñana por Moreno e Villafuerte (1995), Ferreira (2001) e por Palomares (2001) constituem a excepção. A situação do Coelho, tida como depauperada para toda a região da costa Vicentina, foi já confirmada por Pais & Palma (1998), Pinto (2000) e Ferreira (2001), pelo que era de esperar uma densidade de excrementos de Coelho bastante baixa. Estes autores associam as baixas densidades a vários factores, nomeadamente à estrutura e composição do mato, à incidência de epizootias e/ou à pressão exercida pela predação. Principalmente as doenças poderão estar a condicionar fortemente a recuperação das populações de Coelho-bravo um pouco por toda a sua área de distribuição. De facto, a drástica redução desta espécie tem ocorrido, em larga medida, devido à incidência, fundamentalmente, da DHV. Em Espanha estima-se que esta doença tenha reduzido as populações de Coelho em cerca de metade até dois terços entre 1988 e 1993 (Villafuerte *et al.*, 1994, 1995). Em Portugal, a redução de cerca de 30% dos efectivos populacionais desta espécie observada nos últimos 10 anos, foi igualmente atribuída à ocorrência de surtos de Mixomatose e DHV (Alves & Ferreira, 2002). Também na Austrália, onde esta doença foi introduzida em 1995 como agente de controlo biológico, as populações de Coelho diminuíram aproximadamente 85% após a sua introdução (Cooke & Fenner, 2002; Edwards *et al.*, 2002). Embora os surtos de Mixomatose continuem a ocorrer anualmente, os níveis de mortalidade atribuídos a esta enfermidade são, actualmente, muito inferiores aos iniciais, tendo a relação vírus/hospedeiro evoluído para um equilíbrio progressivo que se traduz no aparecimento de indivíduos resistentes à doença (Thomas, 1956; Cranfield, 1997). Parece, assim, que a epizootia mais recente, a DHV, estará a desempenhar um papel preponderante na redução das populações de Coelho-bravo, dado o seu forte impacto inicial, com mortalidades muito elevadas (Monteiro, 1999).

De salientar, contudo, que alguns estudos realizados na Austrália sugerem a existência de um determinado grau de resistência de algumas populações de Coelho à DHV, como consequência da presença de um calicivírus semelhante que poderia já estar a circular nas suas populações antes da introdução desta doença. Como resultado, observam-se actualmente alguns indivíduos imunes, principalmente em zonas húmidas (Cooke *et al.*, 2002; Henzell *et al.*, 2002). Esta teoria foi também corroborada por Zheng e colaboradores (2002) na Nova Zelândia, onde os resultados apontam para a circulação permanente do vírus da DHV, o que confere algum grau de resistência aos Coelhos. Por este motivo, o estudo do modelo da dinâmica epidemiológica da DHV sugere o aparecimento de surtos anuais, à semelhança do que se verifica com a Mixomatose, tal como já é possível observar na Austrália e na Nova Zelândia (Barlow *et al.*, 2002; Cooke & Saunders, 2002).

A variação da abundância relativa em Monte Serrada segue, aproximadamente, o padrão de variação descrito por Soriguer (1980) e Beltrán (1991) para a Península Ibérica. Observa-se uma diminuição da densidade entre Setembro e Dezembro, relacionado, provavelmente, com o facto desta área de estudo se encontrar integrada numa Zona de Caça. Se assim for, a intensa pressão cinegética provoca uma diminuição da taxa de sobrevivência e da longevidade, aumentando a proporção de jovens na população (Alves *et al.*, 1992). Segue-se um incremento, que atinge o pico máximo no final da Primavera (Maio), que deverá corresponder ao final da época de reprodução (Gonçalves *et al.*, 2002). A redução dos efectivos verificada no

Verão poderá estar associada ao depauperamento da qualidade do alimento disponível e à ocorrência de surtos de Mixomatose. A existência de um pico de incidência desta doença em Setembro/Outubro resulta da combinação de dois factores: as populações são constituídas maioritariamente por juvenis que não possuem anticorpos e as densidades são superiores, o que favorece a disseminação do vírus (Marchandeau *et al.*, 1999).

Este padrão de variação da densidade média não é tão óbvio no Cadaveiro, apesar de se observarem as diminuições características do número de excrementos no final do ano e no período estival. Contudo, a ausência de dados em alguns meses, nomeadamente entre Janeiro e Julho de 2002, correspondente ao período reprodutivo da espécie, vem dificultar a interpretação dos dados no que respeita à oscilação de densidade nesta área de estudo. De um modo geral, nas áreas intervencionadas também se assiste a um enquadramento do padrão de variação da densidade no panorama ibérico. Assim, na Vilarinha e nos Cabeços da Bordeira, observa-se uma diminuição do número de excrementos no período estival e entre Setembro e Dezembro, ao passo que este valor aumenta no final da Primavera, essencialmente entre Maio e Junho.

A gestão do habitat parece, portanto, ter sido favorável às populações de Coelho-bravo, uma vez que proporcionou, em meios extremamente homogéneos, uma descontinuidade que potencia a proximidade dos locais de refúgio a zonas de alimentação, através da criação de um mosaico paisagístico. A importância deste tipo de habitat imbricado foi já abordada por Moreno e colaboradores (1996). Estes autores referem que, apesar de demonstrar uma preferência indubitável pela vegetação arbustiva, que lhe serve de abrigo durante o dia, o Coelho-bravo abandona o denso coberto durante a noite para explorar a pastagem que é rica em alimento. Esta alteração na utilização do espaço ao longo do dia reflecte um compromisso entre a maximização dos ganhos de energia e a minimização do risco de predação (Moreno *et al.*, 1996; Villafuerte & Moreno, 1997).

A contagem de excrementos dispersos demonstrou fornecer uma boa estimativa da abundância relativa nas diferentes áreas de estudo, revelando-se um instrumento bastante prático e fiável na avaliação de tendências populacionais. Principalmente em situações de baixa densidade, tal como acontece nas quatro áreas de estudo utilizadas neste trabalho (Tabela V.1), em que a utilização de métodos directos se torna inviável (dada a baixa taxa de observação dos animais e a fraca possibilidade de contagens regulares), este método corresponde ao mais fácil de aplicar, sem ter que recorrer a grandes investimentos em termos de recursos financeiros e humanos (Wilson *et al.*, 1996). Por outro lado, alguns factores como a detectabilidade do indício e respectivas taxas de degradação, a mobilidade dos animais, a produção irregular dos indícios e a heterogeneidade ambiental tornam o método pouco preciso (Putman, 1984), apesar de os dados produzidos neste trabalho revelarem coerência ao longo do tempo em cada área de estudo. A facilidade com que esta técnica é aplicada, sem recorrer a um investimento particular, acaba, deste modo, por compensar alguma falta de precisão (Pages, 1980). Este facto reforça a conveniência de utilização do método de contagem de excrementos dispersos como instrumento de monitorização a médio/longo-prazo das populações de Coelho-bravo em baixas densidades. Algumas características do método, nomeadamente a morfologia dos pontos de

amostragem (Wilson *et al.*, 1996) e a susceptibilidade a condições climatéricas adversas (Iborra & Lumaret, 1997), assumem alguma importância nestas situações de baixas densidades, pois este encontra-se mais sujeito à influência destes factores. Torna-se, assim, extremamente importante assegurar a fiabilidade do método, cuja utilização em baixas densidades é normalmente considerada em detrimento de outros métodos (Wilson *et al.*, 1996; Palomares, 2001).

V.2 REGIME ALIMENTAR DO COELHO-BRAVO

Os resultados deste trabalho sugerem uma composição diferencial da dieta do Coelho em função da área de estudo. O regime alimentar do Coelho-bravo é caracterizado, para qualquer uma das áreas de estudo, por um elevado consumo de gramíneas, que suplanta, em geral, o das outras famílias vegetais. Nas áreas não intervencionadas, o máximo de consumo regista-se no Inverno, em Dezembro de 2001 e Fevereiro de 2002, sendo o consumo de grupos alternativos bastante superior ao longo do restantes meses de amostragem. Nas áreas intervencionadas, as gramíneas são consumidas em proporções elevadas ao longo de todos os meses de amostragem, o que poderá estar associado a um aumento de disponibilidade proporcionado pela abertura dos aceiros e pastagens. A dominância de gramíneas no regime alimentar dos leporídeos tem sido descrita com alguma frequência (Dusi, 1952; Soriguer, 1988; Chapuis, 1980; Tangney *et al.*, 1995; Mátrai *et al.*, 1998; Marques & Mathias, 2001; Ferreira, 2001; Martins *et al.*, 2002), o que confirma a assunção de que os herbívoros seleccionam, em geral, as diferentes espécies vegetais e algumas partes específicas de acordo com o seu aroma, elevada palatabilidade e biomassa fresca (Arnold *et al.*, 1980).

Nas áreas não intervencionadas, e apesar de as gramíneas constituírem o grupo mais consumido, verificou-se um deslocamento do regime alimentar para um maior consumo de outros grupos de plantas, nomeadamente cistáceas, compostas e leguminosas. Principalmente as cistáceas, *C. ladanifer* (esteva) e *C. salvifolius*, ainda que à primeira vista sejam de menor qualidade por possuírem um elevado teor em fibra, corresponderam a uma alternativa alimentar e funcionaram como um suplemento nutricional (Ferreira, 2001). Este deslocamento é bem visível no Cadaveiro, onde o consumo de esteva, e o de outras espécies, *Thymus* sp. e *Trifolium* sp., assume uma importância elevada durante todo o período de amostragem. O facto de o Coelho complementar o consumo de gramíneas com espécies de menor valor nutritivo poderá repercutir-se na sua condição física e, consequentemente, na susceptibilidade a surtos epizoóticos e ao risco de predação. Esta alternância no consumo de gramíneas e outros grupos vegetais (cistáceas, compostas, leguminosas, etc.) tem sido demonstrada por outros autores (Reis, 1999; Martins *et al.*, 2002). Este tipo de plantas apresenta uma baixa digestibilidade e elevados níveis em fibra, o que perturba o equilíbrio das actividades diárias deste pequeno mamífero, tendo em conta que os Coelhos preferem alimentos com teor em fibra inferior a 40% (Cooke, 1982). O coelho recorre, então, à coprofagia, ou seja, à reingestão dos excrementos, uma prática típica dos lagomorfos, por forma a optimizar a absorção de nutrientes (Hirakawa, 2002). O consumo deste tipo de alimentos é superior durante os meses mais secos (Verão) e em locais onde não existe outro tipo de

recurso trófico de melhor qualidade. Este facto é justificado pela baixa disponibilidade de biomassa fresca existente nesta época (até finais de Setembro), altura em que os teores proteicos e hídricos são mais baixos (Alves, 1994; Alves & Moreno, 1997). A diminuição da quantidade de alimento disponível observada durante o Verão está, assim, associada à perda da sua qualidade.

Na Tabela V.2 encontram-se representadas as principais espécies e grupos vegetais consumidos pelo Coelho-bravo em diferentes locais da Europa.

Tabela V.2 – Listagem das principais espécies e grupos vegetais consumidos por Coelho-bravo em diferentes locais da Europa.

Referência	Espécie	Local	Espécies mais consumidas	Grupos vegetais
Homolka, 1987	*Oryctolagus cuniculus* e *Lepus europaeus*	Checoslováquia	-	*Gramineae*
Homolka, 1988	*Oryctolagus cuniculus*	Checoslováquia	-	*Gramineae*
Soriguer, 1988	*Oryctolagus cuniculus*	Espanha	*Lolium* sp. e *Vulpia* sp.; *Leontodon* sp. e *Anthemis* sp.	*Gramineae; Compositae*
Chapuis, 1990	*Oryctolagus cuniculus* e *Lepus europaeus*	França	*Zea mays*, *Equisetum arvense*	*Gramineae*
Chapuis & Gaudin, 1995	*Oryctolagus cuniculus*	França	*Thymus vulgaris*, *Rubia peregrina*, *Brachypodium retusum*	*Gramineae;* Dicotiledóneas
Tangney *et al.*, 1995	*Lepus timidus*	Irlanda	*Calluna vulgaris*	*Gramineae*
Martín & Marrero, 1999	*Oryctolagus cuniculus*	Espanha	*Chenoleoides tomentosa* e *Salsola vermiculata*	*Chenopodiaceae*
Reis, 1999	*Oryctolagus cuniculus*	Portugal	*Lolium rigidum*, *Cynodon dactylon*, *Cistus* spp.	Gramineae
Ferreira, 2001	*Oryctolagus cuniculus*	Portugal	*Secale cereale*, *Cistus* spp.	*Gramineae*
Martins *et al.*, 2002	*Oryctolagus cuniculus*	Portugal	*Cistus ladanifer* Cereais, *Cistus* spp., *Quercus* sp.	*Gramineae*
Presente trabalho	*Oryctolagus cuniculus*	Portugal	*Dactylis glomerata*, *Cistus* spp.	*Gramineae*

A comparação com outros trabalhos permite evidenciar a importância das gramíneas na dieta do Coelho e o consumo regular de *Cistus* spp. por este lagomorfo em Portugal.

De salientar o elevado consumo de *Dactylis glomerata* em todas as áreas, ainda que em momentos diferentes, o que sugere que esta gramínea espontânea assume particular importância na dieta do Coelho-bravo nesta região. Este facto é igualmente constatado por Marques & Mathias (2001) em Sintra-Cascais. Esta espécie apresenta, em geral, um elevado valor nutritivo e elevada palatabilidade (Carnide *et al.*, 1994), razão que justifica o seu consumo preferencial. Não se registam diferenças qualitativas significativas no consumo de gramíneas entre as duas áreas intervencionadas. O consumo preferencial de algumas espécies, nomeadamente *D. glomerata*, é complementado nas duas áreas pela ingestão de *Micropyrum* sp., *Cynosurus* sp., *Briza minor*, entre outras. Não é, por este motivo, possível afirmar que a instalação das pastagens tenha

permitido, em relação à abertura de aceiros, o desenvolvimento de outras gramíneas espontâneas, uma vez que a composição da dieta, em termos qualitativos, é semelhante nas duas áreas. Assim, os dados sugerem que a abertura de aceiros poderá ser suficiente nesta região para promover o crescimento espontâneo das gramíneas, cujo consumo se revelou essencial para a sustentabilidade da população, principalmente nas áreas intervencionadas. Esta situação foi já observada em Espanha com populações de corço (*Capreolus capreolus*), tendo-se constatado que a abertura de clareiras no seio da vegetação densa era suficiente para proporcionar o desenvolvimento de plantas de elevada qualidade para estes animais (Cristina S. José, *com. pess.*). Por outro lado, dado ser extremamente complicada a manutenção das pastagens, por não haver retenção natural de água (tendo em conta a natureza dos solos e a escassez deste recurso), principalmente na época mais crítica para o Coelho (Verão), a abertura de aceiros surge como uma alternativa capaz de proporcionar recursos alimentares adicionais sem um investimento particular. De salientar, que a abertura dos aceiros neste trabalho teve como objectivo primordial a prevenção de incêndios, não tendo sido especialmente direccionada para o fomento de espécies cinegéticas. Por este motivo, a configuração dos aceiros não correspondeu àquela que seria mais adequada para proporcionar o crescimento suplementar de plantas para o Coelho. Assim, será importante ponderar a hipótese da abertura de clareiras, recortes na paisagem cuja morfologia se aproxima da de um círculo, no sentido de maximizar o efeito de orla. Não diminuindo a relevância dos aceiros como instrumentos de gestão, por facilitarem o combate aos fogos florestais no PNSACV, seria importante a abertura complementar de clareiras, cuja configuração é mais favorável aos objectivos de incremento da fauna cinegética pelo fornecimento de alimento suplementar.

Os mínimos de diversidade da dieta registaram-se, normalmente, em Abril de 2002, com excepção dos Cabeços da Bordeira (Outubro de 2001), sendo os valores máximos observados, em geral, no Verão, em Junho ou Agosto de 2002, constituindo o Cadaveiro a excepção (Outubro de 2002). O consumo máximo de inflorescências, tidas como as partes reprodutivas das plantas que proporcionam maior valor nutritivo, verifica-se em Outubro de 2002 (Monte Serrada), Outubro de 2001 (Cadaveiro), Junho/Agosto de 2002 (Cabeços da Bordeira) e Abril/Agosto de 2002 (Vilarinha).

Os resultados deste trabalho sugerem que nas áreas intervencionadas a criação de zonas de alimentação poderá ter contribuído para um aumento da disponibilidade de porções vegetais mais nutritivas numa altura crítica para a espécie, que corresponde ao início do Verão. O consumo de folhas é, contudo, predominante em todas as áreas, ao longo do período de amostragem, ainda que se observem variações pontuais. A fenologia vegetal, que determina a disponibilidade e a qualidade alimentar de um recurso vegetal, bem como a sua abundância e acessibilidade, constituem restrições intrínsecas do biótopo através das quais uma espécie fitófaga tende a optimizar as suas escolhas (Butet *et al.*, 1989). Apesar de consumir prioritariamente as partes vegetativas das plantas, como folhas e caules, os lagomorfos procuram também flores e inflorescências de gramíneas, principalmente durante o período estival (Butet *et al.*, 1989; Wolfe *et al.*, 1996). Este aproveitamento dos recursos alimentares disponíveis está bem patente no aumento do consumo de inflorescências e outras partes reprodutoras das plantas na altura da reprodução do Coelho, principalmente

nas áreas intervencionadas. Num estudo realizado com *Sylvilagus audubonii*, Turkowski (1975) observou um consumo diferencial de plantas em fases iniciais de desenvolvimento ou estados primários reprodutivos, dada a sua elevada palatabilidade, valor nutritivo, conteúdo hídrico e teor proteico nestas fases. A sobrevivência e reprodução desta espécie parece ser mais limitada por factores como a disponibilidade de biomassa fresca e de cobertura arbustiva do que propriamente pela disponibilidade de alimento (Turkowski, 1975).

Em termos de selecção de habitat os Coelhos optam, provavelmente, pelo compromisso entre a disponibilidade de alimento e a protecção dos predadores, fornecida pelo coberto arbustivo e pela presença de tocas (Palomares & Delibes, 1997), sendo a disponibilidade do alimento considerada tão importante como o valor nutritivo das plantas. Os resultados deste trabalho vêm corroborar a grande plasticidade ecológica que caracteriza o Coelho-bravo. Trata-se, sem dúvida, de uma espécie generalista, com um carácter, no que respeita à estratégia de exploração dos recursos, marcadamente oportunista. A sua versatilidade poderá reflectir a escassez dos recursos, conforme preconizado por Chapuis (1980). Quintana (2002) refere que as alterações observadas na disponibilidade dos recursos alimentares podem influenciar os padrões de preferência da capivara (*Hidrochaeris hidrochaeris*). Este autor considera ainda que o consumo de *items* de valor nutritivo subóptimo pode indiciar um incremento da pressão exercida sobre os recursos tróficos em áreas onde existe competição directa com o gado. Apesar de, nas áreas de estudo abrangidas pelo presente trabalho, não se verificar uma pressão de pastoreio excessiva em qualquer uma das áreas de estudo, a competição com outros herbívoros, como o javali, nas áreas que não sofreram intervenção, pode estar a influenciar de alguma forma as populações de Coelho, aspecto que deverá ser investigado no futuro. Esta hipótese é também reconhecida por Rosati e Bucher (1992) que afirmam que as variações observadas no regime alimentar podem ser consequência do tipo e disponibilidade das espécies vegetais presentes numa área e suas características, especialmente o seu teor hídrico. A ausência de alguns elementos do seu habitat, nomeadamente, de espécies vegetais que sirvam de alimento e que apresentem um valor nutritivo capaz de satisfazer os requisitos nutricionais mais básicos, pode por em causa, a curto/médio-prazo, a viabilidade da espécie nesses locais.

A importância das pastagens reflecte-se na reprodução do Coelho-bravo (Bell & Webb, 1991; Villafuerte *et al.*, 1997). A ingestão de uma pequena porção de alimento fresco proveniente das pastagens em crescimento activo é considerada como imprescindível para o despoletar da reprodução nesta espécie (Stodart & Myers, 1966), hipótese que poderá explicar igualmente as densidades inferiores de excrementos observadas para ambas as áreas não intervencionadas. É também necessário um excesso de alimento rico em proteínas para optimizar as taxas de crescimento dos juvenis. Uma deficiência nos teores de energia e proteínas nas pastagens maduras na altura do Verão ou uma ausência delas, num clima tipo mediterrâneo, provou ser contraproducente no que respeita ao tamanho das ninhadas produzidas (Stodart & Myers, 1966). Este fenómeno tem sido observado noutros locais e, inclusivamente, para outras espécies de herbívoros (Kirkpactrick & Kibbe, 1971; Wilde, 1979). A diminuição da qualidade do alimento, nomeadamente do seu teor total em proteínas, é tida como uma das principais causas responsáveis pela cessação do período reprodutivo,

principalmente no caso das fêmeas, uma vez que têm gastos energéticos elevados durante a lactação (Alves & Moreno, 1997; Villafuerte *et al.*, 1997; Gonçalves *et al.*, 2002). Nesta perspectiva, o fornecimento suplementar de alimento, através da criação de zonas de alimentação, aparece como uma forma de colmatar esta tendência, observada principalmente no final do Verão. Kirkpatrick & Kibbe (1971), concluíram que uma restrição alimentar da ordem dos 30% tem um efeito depressivo na actividade das gónadas, tanto nas fêmeas como nos machos, em populações confinadas de *Sylvilagus floridanus*. Estes resultados indicam que existe uma estreita relação entre a condição física dos animais e o período reprodutivo, sendo esta favoravelmente potenciada pela abundância de alimento de elevada qualidade.

O determinismo das escolhas feitas pelo Coelho depende, por um lado, das capacidades de exploração do espaço trófico e, por outro lado, dos requisitos nutricionais específicos, indispensáveis às diversas funções biológicas da espécie. Estas duas características, capacidade de exploração e exigências fisiológicas, são essenciais na definição das estratégias alimentares de uma espécie. O Coelho-bravo é uma espécie de dimensões médias, inapta à exploração dos estratos elevados da vegetação e, portanto, menos selectiva. Destinada à exploração dos produtos vegetais mais acessíveis (de biomassa importante), tende a privilegiar a quantidade em detrimento da qualidade ingerida, optimizando as suas escolhas através da dualidade qualidade nutritiva/digestibilidade (Butet *et al.*, 1989). A concretização deste facto revela-se extremamente importante, dado que pequenas diferenças nos níveis de digestibilidade da dieta podem resultar em grandes diferenças na condição física do animal (Baker & Hobbs, 1982). Em habitates heterogéneos, a possibilidade de seleccionar um alimento de acordo com o seu valor nutritivo é consideravelmente reduzido pelos efeitos da digestibilidade e da concentração de compostos secundários das diferentes plantas disponíveis (Angerbjorn & Pehrson, 1987).

Existem vários trabalhos que referem a fiabilidade, carácter prático, problemas e vantagens da técnica microhistológica (Zyznar & Urness, 1969; Dearden *et al.*, 1975; Westoby *et al.*, 1976; Havstad & Donart, 1978; Holechek, 1982; Gill, *et al.*, 1983). Em termos gerais, esta técnica apresenta a vantagem de ser não destrutiva e possibilitar a recolha de grandes quantidades de amostra. Trata-se de um dos métodos mais utilizados na análise do regime alimentar de pequenos herbívoros, ainda que, em geral, menos de metade do que aparece num campo microscópico corresponda a fragmentos identificáveis (Litvaitis, 2000). Uma das principais críticas feitas à utilização deste método reporta-se, exactamente, ao facto de através deste se conseguir identificar menos espécies vegetais do que, por exemplo, através da análise de conteúdos estomacais. Em geral, as espécies mais facilmente digeridas são subestimadas, ao passo que os *items* menos digeríveis são sobrestimados (Vavra *et al.*, 1978). A falta de precisão da técnica, particularmente no caso de dietas complexas, tem levantado algumas questões acerca da sua eficácia e fiabilidade no que respeita à sua aplicação a herbívoros que não ruminantes (Gill *et al.*, 1983). A falta de experiência na identificação dos fragmentos vegetais e a digestão diferencial de algumas espécies constituem as fontes de erro mais frequentemente citadas na utilização deste técnica (Holechek *et al.*, 1982). É, contudo, consensual que, em termos qualitativos, se trata de uma das melhores abordagens na descrição do regime alimentar de pequenos

herbívoros. Outras técnicas, mais recentes, têm sido desenvolvidas no sentido de obviar alguns aspectos mais desfavoráveis à sua utilização. É o caso da análise dos *n*-alcanos, que se baseia na identificação dos padrões de concentrações destes elementos em cutículas vegetais, para as quais são específicos (Martins *et al.*, 2002). Parte-se, assim, do princípio que apresentam potencial para serem utilizados como marcadores na determinação da composição da dieta de herbívoros a partir do padrão das concentrações de *n*-alcanos nas fezes. Quando aplicada em condições ideais, esta técnica apresenta a vantagem de permitir uma estimativa da composição da dieta, em termos quantitativos (H. Martins, *com. pess.*). Apesar de todas as vantagens e desvantagens apresentadas, a técnica microhistológica revelou ser neste trabalho relativamente simples de utilizar e pouco dispendiosa, tendo produzido resultados bastante satisfatórios. A sua utilização é, deste modo, recomendada.

V.3 IMPACTO DAS MEDIDAS DE GESTÃO DO HABITAT

A principal estratégia de conservação das populações autóctones de Coelho-bravo em Portugal tem incidido na manipulação e gestão do meio, no sentido de obviar a presença do factor tido como um dos principais responsáveis pela redução progressiva desta espécie: a fragmentação, destruição e depauperamento do seu habitat típico de ocorrência. O objectivo primordial da implementação deste tipo de acções prende-se com o aumento da densidade de indivíduos, através do melhoramento das condições de abrigo (o que pressupõe um incremento quantitativo e qualitativo dos locais para reprodução e para protecção contra predadores) e da criação de zonas de alimentação (particularmente importante se a composição florística do local não satisfizer os requisitos básicos nutricionais do Coelho).

Os resultados sugerem um aumento a nível inter-anual (entre 2000 – ano sem intervenção – e 2001 – ano com intervenção em duas das áreas) em todas áreas, ainda que com particular relevo nas áreas intervencionadas, correspondendo este incremento ao dobro do observado para as áreas que não sofreram intervenção. Foram detectadas diferenças significativas ao agrupar os períodos T_0 (pré-intervenção) e T_1 (pós-intervenção) em dois conjuntos. Não é possível, porém, atribuir o incremento de densidade à gestão do habitat, uma vez que também foi observado nas áreas não intervencionadas. Por outro lado, no período seguinte (2001 – primeiro ano de intervenção – e 2002 – segundo ano de intervenção) assiste-se a um declínio da densidade média de excrementos, que é fundamentalmente visível nas áreas não intervencionadas. Não foram observadas, contudo, diferenças significativas entre áreas "controlo" e "impacto". No entanto, verifica-se que nas áreas intervencionadas, ainda que tenha ocorrido igualmente um decréscimo, a densidade em 2002 é superior à de 2000 o que sugere que, independentemente do que possa ter motivado esta diminuição, as populações de Coelho presentes nas áreas com intervenção conseguiram contrariar o factor limitante de uma forma bastante mais positiva do que a que se observa nas áreas não intervencionadas. Deste modo, é possível

inferir que a implementação das medidas de gestão de habitat terá sido bem sucedida pelo melhoramento das condições de ocorrência do Coelho-bravo, que facilitam a sua recuperação em alturas mais críticas.

Os resultados deste trabalho não indiciam, contudo, que a criação de pastagens tenha um efeito mais positivo na densidade média de excrementos, em comparação com a abertura de aceiros. Este facto poderá estar associado a vários motivos: em primeiro lugar, porque na realidade, ainda que a densidade seja significativamente superior nos Cabeços da Bordeira, em relação à Vilarinha, esta já o era antes da intervenção; em segundo lugar, a composição da dieta não indica um consumo preferencial das espécies semeadas nas pastagens, observando-se uma predominância do consumo de gramíneas nas duas áreas de estudo. De ressalvar, o limitado crescimento das espécies semeadas nos Cabeços da Bordeira, correspondendo o centeio, *Secale cereale*, à espécie que melhor se adaptou e se desenvolveu, ainda que em baixas proporções. Aliado a este facto, de salientar que a instalação das pastagens foi restrita a um dos transectos nos Cabeços da Bordeira, não tendo passado tempo suficiente para permitir o seu aproveitamento por parte dos Coelhos. Segundo Sarmento e colaboradores (2000), a produtividade das pastagens constitui um factor que influencia significativamente a densidade, sendo as pastagens com maior quantidade de biomassa fresca aquelas que detêm maiores quantitativos de Coelho-bravo. Talvez por este motivo se tenha assistido também a uma diminuição da densidade nas áreas intervencionadas, entre o primeiro e o segundo ano da intervenção, uma vez que não se procedeu à manutenção das zonas de alimentação criadas, essencial, não só como forma de garantir a perpetuação das populações de espécies delas dependentes (funcionando como fonte complementar de alimento), mas também como um modo de retardar a invasão de uma área pelo coberto arbustivo (Coronado, 2000). Uma vez criadas, estas zonas de alimentação devem, no entanto, ser mantidas, pelo menos, nas suas fases iniciais de desenvolvimento (Villafuerte & Jordan, 1991). As características morfológicas das pastagens são, por outro lado, bastante importantes e devem ser consideradas, por forma a optimizar a sua instalação. As pastagens mais indicadas são aquelas que se aproximam da forma circular, permitindo aos indivíduos realizar a sua actividade diurna próximo da vegetação arbustiva e a actividade nocturna em espaço aberto. Em resumo, o aumento da área total da pastagem, a presença de abrigos e a produtividade produzem um efeito positivo na densidade de Coelho-bravo (Sarmento *et al.*, 2000). Serão, por isso, necessários mais estudos para aprofundar a existência de uma eventual resposta comportamental do Coelho, em relação à abertura de pastagens e/ou aceiros, inclusivamente ao nível da densidade. Num estudo realizado por Pais e Palma (1998), estes autores constatam que nesta região costeira da Bordeira, o Coelho-bravo atinge os valores máximos de densidade. A espécie parece preferir, neste local, os estevais, que, com uma altura média bastante inferior ao normal, resultado da sua adaptação às condições climatéricas costeiras, apresentam uma estrutura bastante diferente do que é habitual na zona (Pais & Palma, 1998).

A baixa disponibilidade de água observada em toda a área de influência deste trabalho pode ter igualmente comprometido a viabilidade das zonas de alimentação criadas. O padrão de variação de precipitação e temperatura caracteriza-se pela existência de dois picos de precipitação máxima, normalmente em Março/Abril e Novembro/Dezembro, a que corresponde uma diminuição da temperatura (Fig. II.2). Em 2002

estes parâmetros foram particularmente baixos, o que sugere que terá correspondido a um ano especialmente seco. A ausência de água, aliada à falta de manutenção das pastagens em termos físicos (nova mobilização do solo), condicionou fortemente o crescimento das espécies plantadas. Desta forma, a redução de densidade observada de 2001 para 2002 pode ter por base a ausência de um recurso essencial para a manutenção das populações de Coelho. Tendo em consideração que estes animais necessitam de mais de 55% de água na sua dieta, quando os pastos se tornam secos, comem ramos ou cascas de arbustos e árvores que são suficientemente húmidos para satisfazerem as suas necessidades hídricas, apesar de conterem pouca energia digerível para a sua manutenção, razão pela qual apresentam uma baixa condição física no final do Verão (Cooke, 1982; Alves & Moreno, 1997). Nesta óptica, a instalação de pontos de água em locais estratégicos pode contribuir de forma positiva para uma melhoria da condição física dos animais, que se poderá repercutir num eventual incremento populacional.

Existem, ainda, outros factores que poderão ter condicionado o incremento da densidade de Coelho. Um estudo realizado em Doñana por Lombardi e colaboradores (2003) revelou que a predação correspondeu ao factor primário responsável pela manutenção das baixas densidades de Coelho em zonas de pastagem. A predação, quer por mamíferos carnívoros, quer por aves de rapina, poderá, assim, condicionar a recuperação das populações de Coelho-bravo em locais cujo habitat foi sujeito a intervenção. Como referido, neste local existe uma comunidade de mamíferos carnívoros (nomeadamente raposa e saca-rabos) que poderá estar a condicionar a recuperação das populações de Coelho. Será, assim, importante estudar no futuro a densidade e distribuição destes predadores, no sentido de perceber qual a pressão por eles exercida na comunidade de presas.

É indubitável, todavia, a influência da criação de zonas abertas na composição da dieta do Coelho-bravo. Seja pela abertura de clareiras, sob a forma de aceiros, ou pela instalação das pastagens, o facto é que o consumo de gramíneas foi preponderante nas áreas intervencionadas, particularmente pela sua constância ao longo do período de amostragem. Isto é, de uma forma geral, observa-se um consumo variável de grupos vegetais ao longo dos meses amostrados, embora este padrão não sofra tantas oscilações como se observa nas áreas não intervencionadas. Em Monte Serrada e no Cadaveiro, o que se verifica é que, embora o grupo das gramíneas seja, em geral, o mais importante, outros grupos vegetais de qualidade inferior (cistáceas, compostas, ericáceas) assumem particular relevância em alguns dos períodos, suplantando o consumo de gramíneas. Assiste-se, assim, a um consumo superior de espécies alternativas nestas duas áreas.

O sucesso da gestão do habitat na densidade de Coelho-bravo tem sido confirmada por outros autores. Num estudo realizado em duas zonas de caça do Barlavento algarvio, Ceia e colaboradores (2000) constataram que a implementação de acções de maneio do habitat poderiam ter um efeito positivo no aumento da densidade das populações de Coelho-bravo. A instalação de maroços foi profícua, observando-se uma elevada taxa de ocupação, ainda que a eficácia da criação de campos de alimentação não tenha sido totalmente demonstrada, o que segundo os autores se deve, essencialmente, a problemas metodológicos.

Na Reserva Natural da Serra da Malcata, no âmbito de vários projectos, nomeadamente co-financiados pelo programa LIFE, "Recuperação do habitat e presas do Lince-ibérico na Serra da Malcata", os esforços de conservação deste superpredador têm incidido, entre outros aspectos, na recuperação dos níveis populacionais de Coelho-bravo, sua presa principal. Desde o ano de 1997, foram implementados 102 hectares de pastagens e colocados 60-80 abrigos artificiais para Coelho, entre outras acções de maneio que incluem o rejuvenescimento e manutenção de formações arbustivas e plantações, com objectivo de incrementar a disponibilidade de alimento e refúgio para esta espécie. Os resultados sugerem um impacto extremamente positivo destas acções. Partindo-se de uma densidade de 2,7 Coelhos/ha, foi possível atingir, durante o quarto ano de intervenção, uma densidade de 5,7 Coelhos/ha, a qual sofreu um decréscimo não significativo para 5,3 Coelhos/ha, durante o Verão de 2001. Para tal contribuiu a instalação das pastagens e a colocação dos abrigos, cujo nível de utilização foi bastante elevado, verificando-se uma adequada aceitação das estruturas por parte dos indivíduos. O aumento da densidade de Coelho-bravo em áreas de maneio e a manutenção de níveis populacionais baixos em áreas não sujeitas a intervenção revela, assim, a importância das acções de melhoramento de habitat, sendo crucial a continuação e expansão dos níveis de intervenção para outros locais (Sarmento *et al.*, 2000).

Nos últimos 20 anos os trabalhos realizados sobre o Coelho-bravo parecem apontar para uma série de factores que interagem na regulação da dinâmica populacional desta espécie em toda a sua área de repartição geográfica (Arthur & Stahl, 1987). Um estudo realizado no Reino Unido por Trout e colaboradores (2000) demonstra que os Coelhos são mais abundantes em locais com elevada percentagem de cobertura arbustiva, baixas altitudes e baixa precipitação, sendo que a presença de coberto, e características inerentes (dimensão, perímetro da orla, composição florística) revelou ser o factor primordial que condicionava a densidade desta espécie. Outro aspecto importante referido foi a predação, apesar de o seu efeito real não ser conhecido. Os autores atribuem, contudo, à incidência da Mixomatose e DHV, a principal responsabilidade pelo declínio das populações de Coelho-bravo nos últimos anos, ainda que não tenham incidido a pesquisa nestas duas doenças. Esta visão é partilhada por Carvalho (2001) que observou um padrão de distribuição do Coelho descontínuo ao nível local, num estudo conduzido na Serra do Gerês. Nesta zona a ocorrência da espécie parecia ser fundamentalmente condicionada pela qualidade do habitat, nomeadamente pela disponibilidade de abrigo e grau de intercalamento refúgio/alimento. O efeito da predação, embora inferido a partir de resultados preliminares, exerce também alguma regulação na densidade desta espécie-presa, principalmente por raposa e gato-bravo. O autor não coloca, contudo, de parte a possibilidade da ocorrência de doenças estar a limitar fortemente a recuperação da população.

Num estudo realizado por Pais e Palma (1998) nas serras algarvias e no Sudoeste Alentejano, o Coelho-bravo aparece preferencialmente associado a zonas de esteval, estando ausente ou sendo pouco frequente noutras fases da sucessão ecológica e em situações em que a esteva surge em associação com outras espécies, nomeadamente urzais (principalmente se constituídos por *Erica* spp.). As hipóteses de interpretação desta relação podem assentar em dois pressupostos:

- os Coelhos seleccionam activamente o esteval;
- os Coelhos rejeitam outras formações arbustivas, utilizando, consequentemente, o esteval apesar de o mesmo constituir um biótopo intrinsecamente pouco favorável.

O progressivo abandono das áreas de serra desde o final da "Campanha do trigo" favoreceu a recuperação generalizada dos matagais, de que os estevais constituem os primeiros estádios da sucessão. Se, por um lado, é possível que o Coelho-bravo possa subsistir quando só existem estevais e mesmo preferi-los, é possível que esteja presentemente confinado aos mesmos, como resultado da evolução do mosaico agrícola para uma situação progressivamente mais fechada (Pais & Palma, 1998). Os autores constatam que as colónias de Coelho-bravo estão preferencialmente instaladas em áreas com maior superfície coberta por herbáceas no interior dos matos. A maioria das colónias da espécie estão a distâncias compreendidas entre 400 e 700 metros da colónia mais próxima e a distância máxima entre colónias é de 1200 metros. A ausência de herbáceas é, obviamente, uma condicionante, expressa de forma clara no efeito negativo do aumento da percentagem de área não coberta sobre a ocorrência e abundância relativa dos Coelhos. A proximidade à colónia mais próxima é um factor determinante da presença e abundância relativa do Coelho-bravo (Pais & Palma, 1998).

Além da abertura de aceiros e da criação de zonas de alimentação, poderá ser proveitoso proceder à realização de queimadas em alguns locais estratégicos. De destacar, porém, que a ocorrência de fogos no PNSACV tem propiciado a pós-colonização das áreas ardidas por *Cistus ladanifer*, altamente adaptada a situações de presença regular de fogo, dado o seu caracter pirofítico. Por este motivo, a serem implementadas, estas acções deverão incidir principalmente em zonas de sucessão menos avançadas, como forma de favorecer o desenvolvimento de gramíneas espontâneas e a reocupação por outras espécies de mato que não a esteva. McGee (1982) determinou que a realização de queimadas pontuais e controladas, em particular no Outono, favorece a densidade de pequenos mamíferos, pelo aumento da cobertura herbácea e manutenção de locais de abrigo. De acordo com este autor, a gestão do habitat através do fogo deverá proporcionar a criação de um mosaico que contenha fases da sucessão ecológica de idades diferentes. A proporção ideal de manchas intactas, e zonas queimadas, no Outono e na Primavera, deverá imitar a frequência histórica de ocorrência do fogo e o seu efeito, por forma a que não hajam variações, quer espaciais quer temporais, significativas das comunidades de mamíferos (McGee, 1982). A utilização do fogo tem sido também descrita como forma de gestão do habitat por outros autores (Moreno & Villafuerte, 1995; Prada, 2001).

Soluções como a realização de repovoamentos com animais de proveniência duvidosa, perfeitamente inadaptados às condições locais, tornam-se contraproducentes por toda a panóplia de contingências associadas. A esperança actual, fundamentalmente por parte da comunidade de caçadores, reside na elaboração de uma vacina que possa vir a ser aplicada no terreno e consiga tornar auto-imunes os indivíduos que com ela contactem. No entanto, não obstante todos os avanços científicos, os custos de produção de doses industriais desta vacina são demasiados elevados para que o seu fabrico possa ser encarado de ânimo

leve (Lamarque, 1997). Além disso, os únicos resultados obtidos a partir de uma experiência no terreno revelam que se deverá proceder à vacinação de cerca de 50% da população selvagem para que se consigam taxas de imunidade próximas dos 100%, o que não é exequível (Torres *et al.*, 2001). Um estudo realizado em França por Marchandeau & Boucraut-Baralon (1999) demonstrou, com base em dados serológicos, que existirá uma circulação diferencial do vírus da Mixomatose e da DHV em populações de alta e baixa densidade. Estes autores levantam a hipótese de ocorrer uma circulação irregular dos vírus em populações de baixa densidade que parece actuar como factor preponderante na susceptibilidade destas populações a surtos epidémicos. Uma vez que a incidência destas epizootias parece variar em função da estrutura das populações, não se afigura razoável optar por medidas de gestão, como os repovoamentos, que ponham em causa o equilíbrio eventualmente existente na relação hospedeiro/vírus. A gestão do habitat deverá, por isso, ser considerada o principal instrumento a aplicar na conservação das populações de Coelho-bravo a ser adoptada por caçadores e ecologistas/investigadores (Vargas & Duarte, 2001). Um bom maneio do habitat pode reduzir o impacto de predadores generalistas, minimizar a necessidade de realizar soltas sistemáticas de animais e restaurar a diversidade biológica.

VI. CONCLUSÕES

O presente trabalho procurou avaliar a eficácia da implementação de medidas de gestão do habitat em populações de Coelho-bravo, em quatro áreas de estudo, através da comparação entre diferentes graus de intervenção. A sua realização permitiu concluir que:

- A densidade média de excrementos por m^2 foi superior nas áreas intervencionadas ao longo dos meses, comparativamente às áreas não intervencionadas.

- Apesar de se ter observado uma diminuição generalizada da abundância relativa do Coelho-bravo do ano 2001 para o ano 2002, esta redução foi menos evidente nas áreas intervencionadas.

- A gestão do habitat, principalmente através da abertura de aceiros e criação de pastagens, poderá ter tido um impacto positivo na abundância relativa das populações de Coelho-bravo nas áreas intervencionadas.

- Os valores de abundância relativa de Coelho-bravo (0,24 ± 0,12 excrementos/m^2 – 5,89 ± 2,90 excrementos/m^2) obtidos neste trabalho foram muito baixos, comparativamente com outros locais na Península Ibérica.

- O método de contagem de excrementos dispersos revelou-se fácil de aplicar e bastante fiável para situações de baixas densidades de Coelho-bravo.

- O Coelho-bravo apresenta um carácter marcadamente oportunista, adaptando a sua estratégia alimentar à quantidade e qualidade dos recursos disponíveis.

- Nas áreas intervencionadas, o grupo de plantas mais consumido foi o das gramíneas durante todo o ano, observando-se uma regularidade no seu consumo, o que sugere uma preferência por este recurso alimentar.

- Nas áreas não intervencionadas, observou-se um deslocamento do regime alimentar para um maior consumo de grupos alternativos de plantas, tais como cistáceas, de menor valor nutritivo, principalmente com o aproximar da estação seca. Em particular a esteva (*Cistus ladanifer*) pareceu desempenhar um papel fundamental nestas áreas, sendo o seu consumo bastante evidente durante todo o período de amostragem, ainda que com maior incidência na estação estival.

- A *Dactylis glomerata* constituiu uma das espécies vegetais cujo consumo foi frequente em todas as áreas de estudo. A preferência por esta espécie foi atribuída ao seu grande valor nutritivo e elevada palatabilidade. Em geral, observa-se um consumo em quantidades significativamente superiores de apenas algumas espécies.

- As porções das plantas mais consumidas foram as folhas, em qualquer uma das áreas de estudo, sendo o seu consumo sempre superior a 50% ao longo de todo o período de amostragem. As estruturas reprodutivas foram, normalmente, ingeridas em proporções superiores no decorrer da época de reprodução do coelho nas áreas intervencionadas.

- A abertura de aceiros pareceu ser suficiente para criar uma forte descontinuidade na vegetação que favoreceu a restauração do habitat mosaico típico de ocorrência do coelho. Por outro lado, contribuiu para um aumento do efeito de orla, potenciando uma maior utilização dos recursos tróficos pelo Coelho-bravo.

- A análise microhistológica dos excrementos de Coelho-bravo constituiu um importante instrumento de análise da composição da dieta do coelho, apesar de morosa. Ainda assim, representa uma das abordagens mais simples, fáceis de aplicar, produzindo resultados bastante satisfatórios, no estudo da dieta de herbívoros.

VII. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização deste trabalho permitiu confirmar o sucesso da implementação de medidas de gestão do habitat em populações de Coelho-bravo, tal como já reconhecido para outros locais. A eficácia da sua aplicação reflectiu-se quer na abundância relativa da espécie, quer na composição do seu regime alimentar. Os resultados sugerem que é recomendável a abertura de aceiros/pastagens no interior dos estevais que também favorece o desenvolvimento das espécies vegetais já presentes na área. Apesar de não se ter verificado uma selecção especialmente direccionada para o consumo das espécies de gramíneas semeadas, as pastagens acabaram por funcionar como uma fonte suplementar de alimento nas áreas intervencionadas, principalmente pela maior disponibilidade de estruturas reprodutivas das plantas, de valor nutritivo superior. Por outro lado, o aproximar das zonas de alimentação aos locais de refúgio, através da criação de uma descontinuidade na densa vegetação arbustiva, gera um aumento dos níveis de sobrevivência, que se reflecte na abundância relativa do Coelho.

A instalação de mais maroços artificiais deverá ser ponderada, uma vez que o tipo de solo não é propício à construção de tocas naturais, aumentando a exposição dos animais a um risco de predação superior. Os protocolos de construção e montagem das tocas devem ser revistos, por forma a evitar o seu inundamento, inviabilizando por completo a sua ocupação por parte dos coelhos. Por outro lado, deverá ser considerada a instalação de bebedouros ou criação de pontos de água (charcas) em locais estratégicos, no sentido de fornecer água no período mais crítico para a espécie (Verão).

Existe uma ideia generalizada de que medidas como o controlo de predadores generalistas, a redução da densidade de herbívoros de grandes dimensões e os repovoamentos resolvem, muitas vezes, o problema das baixas densidades de Coelho-bravo. No entanto, estas podem apenas ser consideradas como medidas secundárias na conservação das suas populações. Principalmente os repovoamentos acabam por ser muito dispendiosos e pouco compensadores quando comparados com os resultados que produzem. Por esta razão, as medidas relacionadas com a gestão do habitat (que inclui a conservação e abertura de novas pastagens, bem como o incremento do número de locais seguros para a instalação de abrigos artificiais) deverão estar associadas a um aumento da densidade de Coelho-bravo. Devem, por este motivo, ser as primeiras a ter em consideração pois, a longo-prazo, podem provocar um incremento dos efectivos populacionais de Coelho-bravo, como sugerem os resultados obtidos neste trabalho.

Finalmente, é fundamental continuar o processo de monitorização da população do Coelho-bravo nas área de estudos e estendê-lo a outros locais do Parque Natural, de modo a conhecer a evolução das populações, a sua situação actual e, subsequentemente, explorar novos locais de implementação de medidas de gestão do habitat que permitam a sua recuperação nesta região.

Sem uma gestão biológica adequada, as populações cinegéticas podem não ser viáveis colocando em risco a sobrevivência de outras espécies, essencialmente predadores, delas dependentes. Esta gestão recai, sobretudo, no aprimorar das condições do habitat por forma a aumentar a capacidade de carga do meio da maneira mais natural possível, evitando recorrer a artefactos pouco eficazes como os repovoamentos. O objectivo é manter populações estáveis e auto-suficientes, geneticamente puras e em bom estado sanitário, que possam ser rentabilizadas mediante um aproveitamento cinegético sustentável e sem prejuízo para as restantes espécies que fazem parte da mesma comunidade.

VIII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AARNIO, M. & SOVERI, T. (1991). *The effects of winter feeding on mountain hares*. Proceedings of the 18th IUGB Congress, Krakow. 99-10.

ALLOU, J.; CHUSSEAU, J. P.; HAMEAUX, S.; MAILLIE, T. & VEIGA, J. (1986). Inventaire des populations de lapins de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) en Gironde. *Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*: 22-24.

ALVES, P. C.; QUEIRÓS, F. & FERRAND, N. (1992). Estudo de uma população de coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus* numa zona de caça associativa em Santarém. *Calibre 12* : 13-18.

ALVES, P. C. (1994). *Estudo da reprodução e do estado de condição física de duas populações portuguesas de Coelho-bravo*. Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 86 pp.

ALVES, P. C. & MORENO, S. (1997). Estudo da reprodução do coelho-bravo em Portugal. *Revista Florestal*: 14-21.

ALVES, P.C. & FERREIRA, C. (2002). *Determinação da abundância relativa das populações de coelho-bravo* (Oryctolagus cuniculus algirus) *em Portugal Continental*. Relatório final ao abrigo do Protocolo de Colaboração no âmbito do projecto "Revisão do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal". CIBIO-UP/ICN. 20 pp.

ANGERBJORN, A. & PEHRSON, A. (1987). Factors influencing winter food choice by mountain hares (*Lepus timidus* L.) on swedish coastal islands. *Can. J. Zool.* 65: 2163-2167.

ARNOLD, G.W.; DE BOER, E.S. & BOUNDY, C.A.P. (1980). The influence of odor and taste on the food preferences and food intake of sheep. *Aust. J. Agric. Res.* 31: 571-587.

ARTHUR, C. P. (1989). Origine et histoire du lapin. *Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 135: 13-21.

ARTHUR, C. P. & STAHL, P. (1987). L'impact du renard roux sur les populations de lapin de garenne. *Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 115: 8-14.

BAKER, D. L. & HOBBS, N. T. (1982). Composition and quality of elk summer diets in Colorado. *Journal of Wildlife Management* 46(3): 694-703.

BANKS, P.B.; DICKMAN, C.R. & NEWSOME, A.E. (1998). Ecological costs of feral predator control: foxes and rabbits. *Journal of Wildlife Management* 62 (2): 766-772

BARLOW, N. D.; BARRON, M. C. & PARKES, J. (2002). Rabbit haemorrhagic disease in New Zealand: field test of a disease-host model. *Wildlife Research* 29: 649-653.

BELL, D. J. & WEBB, N. J. (1991). Effects of climate on reproduction in the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology, London* 224: 639-648.

BELTRÁN, J. & DELIBES, M. (1991). Ecología trófica del lince ibérico en Doñana durante un periodo seco. *Acta Vertebrata* 18(1): 113-122.

BELTRÁN, J. F. (1991). Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Doñana, SW Spain. *Mammalia* 55(4): 591-599.

BIADI, F. & LE GALL, A. (1993). *Le lapin de garenne. Vie, gestion et chasse d'un gibier authentique.* Éditions Hatier.160 pp.

BLANCO, J. C. & VILLAFUERTE, R. (1993). *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorragica.* Empresa de Transformación Agrária, S.A. 122 pp.

BRANCO, M.; FERRAND, N. & MONNEROT, M. (2000). Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome *b* gene. *Heredity* 85: 307-317.

BRANCO, M.; MONNEROT, M.; FERRAND, N. & TEMPLETON, A R. (2002). Postglacial dispersal of the european rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on the Iberian Peninsula reconstructed from nested clade and mismatch analyses of mitochondrial DNA genetic variation. *Evolution* 56 (4): 792-803.

BUTET, A; CHAPUIS, J.L. & LEFEUVRE, J.C. (1989). Stratégies comparées d'utilisation des ressources trophiques dans une lande bretonne par un lagomorphe (*Oryctolagus cuniculus*, L.) et un rongeur (*Apodemus sylvaticus*, L.). *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 44:15-31

CALLOU, C. (1997). *Biogeographic history of the rabbit* (Oryctolagus cuniculus) *since the late glaciation: new data.* Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop, Clermont-Ferrand, France, 8-11 July 1996. *Gibier Faune Sauvage* 14(3): 501-502.

CALZADA, J. & PALOMARES, F. (1997). *Relation between body weight and tooth size in Oryctolagus cuniculus.* Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop, Clermont-Ferrand, France, 8-11 July 1996. *Gibier Faune Sauvage* 14(3): 502-503.

CARNIDE, V.; GUEDES-PINTO, H.; SEQUEIRA, C. & MASCARENHAS-FERREIRA, A (1994). Produção e valor nutritivo de ecótipos portugueses de *Dactylis glomerata. Pastagens e Forragens* 14/15: 1-8.

CARRETERO, M. A. (*in press*). From set menu to *a la carte*. Linking issues in trophic ecology of Mediterranean lacertids.

CARVALHO, J.C.L. (2001). *Distribuição e abundância do coelho-bravo: influência da qualidade do habitat e dos predadores.* Dissertação de Mestrado apresentada ao Departamento de Biologia da Universidade do Minho. 101 pp.

CEIA, H.; CASTRO, L.; FERNANDES, M. & ABREU, P. (1998). *Lince-ibérico em Portugal. Bases para a sua conservação.* Relatório final do Projecto "Conservação do Lince-ibérico". ICN/LIFE. Lisboa. 191 pp.

CEIA, H.; ÂNGELO, I. & OLIVEIRA, V. (2000). *Avaliação da eficácia de acções de maneio de habitat na recuperação das populações de coelho-bravo* (Oryctolagus cuniculus) *nas serras algarvias.* Actas do II Congresso Nacional de Conservação da Natureza. 2-5 Outubro 2001. ICN. Lisboa.

CERVANTES, F. A. & MARTINEZ, J. (1992). Food habits of the rabbit *Romerolagus diazi* (Leporidae) in central Mexico. *Journal of Mammology* 73(4): 830-834.

CHAPUIS, J.L. (1979). *Le régime alimentaire du lapin de garenne*, Oryctolagus cuniculus (L. 1758) *dans deux habitats contrastés: une lande bretonne et un domain de l'Ile de France.* Tese de Doutoramento Apresentada à Universidade de Rennes. 210 pp.

CHAPUIS, J. L. (1980). Analyse de la distribution spatiale du lapin de garenne, *Oryctolagus cuniculus* (L.), sur une lande bretonne. *Bulletin Mensuel de l'ONCFS*: 91-109.

CHAPUIS, J. L.; FORGEARD, F. & DIDILLON, M. C. (1985). Étude de *Sylvilagus floridanus* en région médterranéenne dans des conditions de semi-liberté. Régime alimentaire au cours d'un cycle annuel par l'analyse micrographique des fèces. *Gibier Faune Sauvage* 2: 59-104.

CHAPUIS, J. L. (1990). Comparison of the diets of two sympatric lagomorphs, *Lepus europaeus* (Pallas) and *Oryctolagus cuniculus* (L.) in an agroecosystem of the Ile-de-France. *Z. Säugertierkunde* 55: 176-185.

CHAPUIS, J. L. & GAUDIN, J.C. (1995). Utilisation des ressources trophiques par le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) en garrigue sèche aménagée. *Gibier Faune Sauvage* 12: 213-230.

CLARCKE, K. R. & WARWICK, R. M. (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.* Natural Environment Research Council, UK.

COOKE, B. D. (1982). A shortage of water in natural pastures as a factor limiting a population of rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in arid, north-eastern south Australia. *Aust. Wildl. Res.* 9: 465-476.

COOKE, B.D. & FENNER, F. (2002). Rabbit haemorrhagic disease and the biological control of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus*, in Australia and New Zealand. *Wildlife Research* 29: 689-706.

COOKE, B. D.; MCPHEE, S.; ROBINSON, A. J. & CAPUCCI, L. (2002). Rabbit haemorrhagic disease: does a pre-existing RHDV-like virus reduce the effectiveness of RHD as a biological control in Australia? *Wildlife Research* 29: 673-682.

COOKE, B. D. & SAUNDERS, G. (2002). Rabbit Haemorrhagic Disease in Australia and New Zealand. *Wildlife Research* 29.

CORBET, G. B. (1986). Relationships and origins of the European lagomorphs. *Mammal Review* 16(3/4): 105-110.

CORONADO, I. L. (2000). Cómo mejorar el habitat para los conejos. *Trofeo* : 36-38.

COSTIN, A. B. & MOORE, D. M. (1959). The effects of rabbit grazing on the grasslands of Macquarie island. *Journal of Ecology* 48: 729-732.

CRANFIELD, A. (1997). Occurrence of disease (Myxomatosis and RHD), predation and parasite infections in a wild rabbit population (*Oryctolagus cuniculus*). Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop, Clermont-Ferrand, France, 8-11 July 1996, *Gibier Faune Sauvage* 14(3): 503-503.

CRAWLEY, M. J. (1990). Rabbit grazing, plant competition and seedling recruitment in acid grassland. *Journal of Applied Ecology* 27: 803-820.

DEARDEN, B. L.; PEGAU, R. E. & HANSEN, R. M. (1975). Precision of microhistological estimates of ruminant food habits. *Journal of Wildlife Management* 39(2): 402-407.

DELIBES, M. & CALDERÓN, J. (1979). Datos sobre la reproducción del conejo, *Oryctolagus cuniculus* (L.), en Doñana, S.O. de España, durante un año seco. *Acta Vertebrata* 6(1): 91-99.

DELIBES, M. & HIRALDO, F. (1979). *The rabbit as prey in the iberian mediterranean ecosystem.* Proceedings of the World Lagomorph Conference, Guelph, Canadá.

DIÁRIO DA REPÚBLICA. Decreto-Lei n.º 241/88 de 7 de Julho.

DIÁRIO DA REPÚBLICA. Decreto Regulamentar (DR) n.º 33/95 de 11 de Dezembro.

DIÁRIO DA REPÚBLICA. Decreto Regulamentar n.º 9/99 de 15 de Junho.

DIRECÇÃO GERAL DO AMBIENTE (2000). *Atlas do Ambiente*. Lisboa.

DUARTE, J. & VARGAS, J. M. (2001). Survey methods for red-legged partridge (*Alectoris rufa*) in olive groves in Southern Spain. *Game and Wildlife Science* 18(2): 141-156.

DUSI, J. L. (1952). The food habits of several populations of cottontail rabbits in Ohio. *Journal of Wildlife Management* 16(2): 180-186.

DUTTON, J. & BELL, D. J. (1997). *The relationship between european rabbits* (Oryctolagus cuniculus) *and sand dune vegetation in Jersey: a conservation perspective.* Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop, Clermont-Ferrand, France, 8-11 July 1996. *Gibier Faune Sauvage* 14(3): 504-504.

EDWARDS, G.P.; DOBBIE, W. & BERMAN, D.M. (2002). Population trends in European rabbits and other wildlife of central Australia in the wake of rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Research* 29: 557-565.

FA, J. E.; SHARPLES, C. M. & BELL, D. J. (1999). Habitat correlates of european rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) distribution after the spread of RVHD in Cadiz Province, Spain. *Journal of Zoology, London* 249: 83-96.

FARAGÓ, S.; GICZI, F. & WURM, H. (2001). Management for the great bustard (*Otis tarda*) in western Hungary. *Game and Wildlife Science* 18(2): 171-181.

FERRAND, N. (1995). *Variação Genética de Proteínas em Populações de Coelho* (Oryctolagus cuniculus). *Análise da Diferenciação Subespecífica, Subestruturação, Expansão Geográfica e Domesticação*. Dissertação de Doutoramento apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

FERREIRA, C. (2001). *Avaliação do impacto de medidas de gestão do habitat numa população de coelho-bravo* (Oryctolagus cuniculus algirus) *num ecossistema mediterrânico*. Relatório de Estágio. Faculdade de Ciências. Universidade do Porto. 56 pp.

FITZGERALD, A. & WADDINGTON, D. C. (1979). Comparison of two methods of fecal analysis of herbivore diet. *Journal of Wildlife Management* 43(2): 468-473.

FLUX, J. E. C. & FULLAGAR, P. J. (1983). World distribution of the rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Acta Zoologica Fennica* 174: 75-77.

FLUX, J. E. C. & FULLAGAR, P. J. (1992). World distribution of the rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. *Mammal Review* 22 (3/4): 151-205.

FORYS, E. & HUMPHREY, S. (1997). Comparison of two methods to estimate density of an endangered lagomorph. *Journal of Wildlife Management* 61(1): 86-92.

GIBB, J. A.; WARD, G. D. & WARD, C. P. (1969). An experiment in the control of a sparse population of wild rabbits (*Oryctolagus c. cuniculus* L.) in New Zealand. *N.Z. Journal of Science and Technology* 12: 509-534.

GIBB, J. A. (1977). Factors affecting population density in the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), and their relevance to small mammals. *Evolutionary Ecology*: 33-46.

GILBERT, N.; MYERS, K.; COOKE, B. D.; DUNSMORE, J. D.; FULLAGAR, P. J.; GIBB, J. A.; KING, D. R.; PARER, I.; WHEELER, S. H. & WOOD, D. H. (1987). Comparative dynamics of australasian rabbit populations. *Aust. Wildl. Res.* 14: 491-503.

GILL, R. B.; CARPENTER, L. H.; BARTMANN, R. M.; BAKER, D. L. & SCHOONVELD, G. (1983). Fecal analysis to estimate mule deer diets. *Journal of Wildlife Management* 47(4): 902-915.

GONÇALVES, H. (1996). *Contribuição para o estudo da população de coelho-bravo* (Oryctolagus cuniculus) *da Zona de Caça Nacional da Serra da Cabreira.* Relatório de Estágio da Licenciatura em Biologia. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto. 53 pp.

GONÇALVES, H. (1999). *Variação sazonal da actividade reprodutiva de coelho-bravo* (Oryctolagus cuniculus algirus) *numa população de um ecossistema mediterrânico.* Dissertação de Mestrado Apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 59 pp.

GONÇALVES, H.; ALVES, P. C. & ROCHA, A. (2002). Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus algirus*) in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research*. 29: 165-173.

HARDY, C.; CALLOU, C.; VIGNE, J. D.; CASANE, D.; DENNEBOUY, N.; MOUNOLOU, J. C. & MONNEROT, M. (1995). Rabbit mitochondrial DNA diversity from prehistoric to modern times. *Journal of Molecular Evolution* 40: 227-237.

HAVET, P. & GRANVAL, P. (1996). Jachère et faune sauvage: les objectifs du monde de la chasse. *Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 214: 6-13.

HAVSTAD, K.M. & DONART, G.B. (1978). The micro histological technique: testing two central assumptions in south central New Mexico. *Journal of Range Management* 31: 469-470.

HENZELL, R. P.; CUNNINGHAM, R. B. & NEAVE, H. M. (2002). Factors affecting the survival of Australian wild rabbits exposed to rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Research* 29: 523-542.

HIRAKAWA, H. (2002). Supplement: coprophagy in leporids and other mammalian herbivores. *Mammal Rev.* 32: 150-152.

HOLECHEK, J. L. (1982). Sample preparation techniques for microhistological analysis. *Journal of Range Management* 35(2): 267-268.

HOLECHEK, J. L.; VAVRA, M.; SKOVLIN, J. & KRUEGER, W. C. (1982). Cattle diets in the Blue Mountains of Oregon. II. Forests. *Journal of Range Management* 35(2): 239-242.

HOMOLKA, M. (1987). A comparison of the trophique niches of *Lepus europaeus* and *Oryctolagus cuniculus*. *Folia Zoologica* 36 (4): 307-317.

HOMOLKA, M. (1988). Diet of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in an agrocoenosis. *Folia Zoologica* 37 (2): 121-128.

IBORRA, O. (1995). Historique de la répartition et situation actuelle de l'habitat du lapin de garenne dans les régions de climat méditerranéen. *Forêt méditerranéenne* 163: 299-312.

IBORRA, O & LUMARET, J.P. (1997). Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia* 61 (2): 205-218.

KING, D. R.; WHEELER, S. H. & ROBINSON, M. H. (1984). Daytime locations of european rabbits at three localities in south-western Australia. *Australian Wildlife Research* 11: 89-92.

KIRKPATRICK, R. L. & KIBBE, D. P. (1971). Nutritive restriction and reproductive characteristics of captive cottontail rabbits: 332-337.

KREBS, C. J. (1986). Are lagomorphs similar to other small mammals in their population ecology? *Mammal Review* 16(3/4): 187-194.

LAMARQUE, F. (1997). Maladies virales du lapin de garenne et du lièvre: le point sur les travaux financés par l'Office National de la Chasse. *Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 221: 14-17.

LETTY, J.; MARCHANDEAU, S. & CLOBERT, J. (1998). Étude expérimentale de différents facteurs affectant la réussite des repeuplements de lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*). *Gibier Faune Sauvage* 15(2): 453-464.

LITVAITIS, J. A. (2000). *Investigating food habits of terrestrial vertebrates.* Em *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Methods and cases in conservation science.* L. B. a. T. K. F. (Eds.). Columbia University Press, New York. 289 pp.

LOMBARDI, L.; FERNÁNDEZ, N.; MORENO, S. & VILLAFUERTE, R. (2003). Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution, and activity. *Journal of Mammology* 84 (1): 26-36.

LUMEIJ, J. T. (1997). *Disease risks with translocations of leporids.* Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop, Clermont-Ferrand, France, 8-11 July 1996. *Gibier Faune Sauvage* 14 (3): 516-517.

MAIA, M.J.; REGO, F.C.; FONSECA, M.M. & BUGALHO, J.F. (1997). Dieta de uma população de veados durante o período de reprodução: análise micro-histológica das fezes. *Calibre 12*: 16-20

MARCHANDEAU, S. & GAUDIN, J. C. (1994). Effets du sens du transect et de la période d'observation sur la valeur des indices kilométriques d'abondance de lapins de garenne (*Oryctolagus cuniculus*). *Gibier Faune Sauvage* 11: 85-91.

MARCHANDEAU, S.; AUBINEAU, J.; BAUDRON, P.; BLANCHET, L.; CHAUVET, C.; LEGROS, E.; MERLET, C. & SURET, H. (1999). La pathologie du lapin de garenne dans l'ouest de la France. *Bulletin Mensuel de l'ONCFS* 245: 10-15.

MARCHANDEAU, S. & BOUCRAUT-BARALON, C. (1999). Épidémiologie de la myxomatose et des caliciviroses apparentées à la VHD dans une population sauvage de lapins de garenne (*Oryctolagus cuniculus*). *Gibier Faune Sauvage* 16(1): 65-80.

MARCHANDEAU, S. & BOUCRAUT, C. (2000). Le lapin de garenne: une réelle résistance des fortes populations à la myxomatose et à la VHD. *Gibier Faune Sauvage* 250: 14-17.

MARCHANDEAU, S.; LETTY, J. & AUBINEAU, J. (2000). Le lapin de garenne: repeuplements et survie dans l'Ouest de la France. *Gibier Faune Sauvage* 250: 8-13.

MARQUES, C. & MATHIAS, M. L. (2001). The diet of the European wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), on different coastal habitats of Central Portugal. *Mammalia* 65(4): 437-449.

MARTIN, M.C. & MARRERO, P. (1999). Dieta primaveral del conejo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Alegranza, islas Canarias (Lagomorpha, Leporidae). *Vieraea* 27: 105-113.

MARTINS, H. & BORRALHO, R. (1998). Avaliação da selecção de habitat pelo coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) numa zona do Centro de Portugal através da análise de indícios de presença. *Silva Lusitana* 6: 73-88.

MARTINS, H.; ELSTON, D. A.; MAYES, R. W. & MILNE, J. A. (2002). Assessment of the use of *n*-alkanes as markers to describe the complex diets of herbivores. *Journal of Agricultural Science* 138: 425-434.

MARTINS, H.; MILNE, J.S. & REGO, F. (2002). Seasonal and spatial variation in the diet of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) in Portugal. *Journal of Zoology, London* 258: 395-404.

MARTÍNEZ, T. (1988). Utilisation de l'analyse micrographique des fèces pour l'étude du régime alimentaire du bouquetin de la Sierra Nevada (Espagne). *Mammalia* 52 (4): 465-473

MÁTRAI, K.; ALTBÄCKER, V. & HAHN, I. (1998). Seasonal diet of rabbits and their browsing effect on juniper in Bugac Juniper Forest (Hungary). *Acta Theriologica* 43 (1): 107-112.

MAUVY, B.; PEROUX, R.; LARTIGES, A. & SIDAINE, M. (1991). Repeuplement en lapins de garenne: résultats des essais effectués dans le nord du Massif Central. Première partie: la survie et la dispersion des animaux lachés. *Bulletin Mensuel de l'ONCFS* 157: 9-20.

McGEE, J.M. (1982). Small mammal populations in an unburned and early fire successional sagebrush community. *Journal of Range Management* 35(2): 177-180.

McMAHAN, C. A. (1964). Comparative food habits of deer and three classes of livestock. *Journal of Wildlife Management* 28(4): 798-808.

MOLLER, H.; NEWTON, K. & McKINLAY, B. (1996). Day-time transect counts to measure relative abundance of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Zoology, London* 239: 406-410.

MOLLOT, B. & GRANVAL, P. (1996). Efficacité de la jachère faune sauvage. *Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 214: 24-29.

MONTEIRO, F. Q. (1994). *Estudo de um repovoamento de coelho-bravo* (Oryctolagus cuniculus) *no Parque Nacional de Doñana. Factores condicionantes do seu resultado.* Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 92 pp.

MONTEIRO, A. S. (1999). *Incidência da Doença Hemorrágica Viral em populações portuguesas de coelho-bravo* (Oryctolagus cuniculus algirus). Relatório de Estágio. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 77 pp.

MORENO, S. (1991). *La predación como fenómeno natural de regulación de las poblaciones de conejos.* Em: Ifeba (Ed). Manual de Ordenación y Gestión Cinegética: 61-66

MORENO, S. (1991). Situación actual de las poblaciones de conejo. Evaluación de las actuaciones de manejo y propuestas para el futuro. *Boletín SECEM* 3: 32-40.

MORENO, S. & VILLAFUERTE, R. (1995). Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 73: 81-85.

MORENO, S.; VILLAFUERTE, R. & DELIBES, M. (1996). Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits. *Can. J. Zoology* 74: 1656-1660.

MORENO, S. & VILLAFUERTE, R. (1997). *Translocating rabbits* (Oryctolagus cuniculus)*: the influence of habitat quality on survival rate and population growth.* Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop, Clermont-Ferrand, France, 8-11 July 1996. *Gibier Faune Sauvage* 14(3): 520-521.

MORENO, S.; VILLAFUERTE, R.; QUEIRÓS, F. & JORDÁN, G. (1997). Qual é o melhor período do ano para realizar repovoamentos de coelho-bravo? *Calibre 12*: 8-12.

NADAL, J. (2000). Gestión de las poblaciones de caza menor: 12-16.

NORBURY, G.; NORBURY, D. C. & HEYWARD, R. P. (1998). Behavioural responses of two predator species to sudden declines in primary prey. *Journal of Wildlife Management* 62(1): 45-58.

ODUM, E.P. (1971). *Fundamentals of Ecology*. 3rd Edition. W.B. Saunders Company (Eds.).

OLIVEIRA, C. (2000). *Contribuição para o estudo da distribuição do Lince-ibérico* (Lynx pardinus *Temminck, 1858) no Barlavento Algarvio*. Relatório Interno Instituto de Conservação da Natureza/Divisão de *Habitats* e Ecossistemas. 14 pp.

PAGES, M.V. (1980). Méthodes d'étude de la répartition spatiale du lapin de garenne dans deux milieux différents du Languedoc. *Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*: 111-125

PAIS, M.C. & PALMA, L. (1998). *Selecção de habitat, distribuição e abundâncias relativas do coelho-bravo* (Oryctolagus cuniculus) *nas serras do Algarve e do Sudoeste Alentejano*. Relatório final integrado no Programa LIBERNE. 34 pp.

PALMA, L. (1999). *O coelho-bravo nas serras do Sudoeste de Portugal. Influência das actividades humanas. Indicações para a gestão da espécie e do seu habitat*. Relatório final. 44 pp.

PALOMARES, F.; GAONA, P.; FERRERAS, P. & DELIBES, M. (1995). Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9(2): 295-305.

PALOMARES, F.; CALZADA, J. & REVILLA, E. (1996). El manejo del hábitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente idénticas. *Revista Florestal* 9: 201-210.

PALOMARES, F. & DELIBES, M. (1997). Predation upon European rabbits and their use of open and closed patches in Mediterranean habitats. *Oikos* 80: 407-410.

PALOMARES, F. (2001). Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29(2): 578-585.

PAPILLON, Y. & GODRON, M. (1997). *Distribution spatiale du lapin de garenne* (Oryctolagus cuniculus) *dans le Puy-de-Dôme: l'apport des analyses de paysages*. Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop, Clermont-Ferrand, France, 8-11 July 1996. *Gibier Faune Sauvage* 14(3): 303-324.

PINTO, B. (1999). *Estudo de um repovoamento experimental de coelho-bravo usando um cercado de protecção temporário*. Relatório final apresentado ao Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa. 17 pp.

PINTO, B. (2000). Situação actual do Lince-ibérico no Barlavento Algarvio e Sudoeste Alentejano. Instituto de Conservação da Natureza/Divisão de *Habitats* e Ecossistemas. Relatório Interno. 17 pp.

PIRES, J.P.E. (2001). *Ecologia alimentar da raposa* [Vulpes vulpes (Linnaeus 1758)] *no Parque Natural da Serra da Estrela*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada apresentada a Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 78 pp.

PIRES, A E. & FERNANDES, M.L. (2003). Last lynxes in Portugal? Molecular approaches in a pre-extinction scenario. *Conservation Genetics* 4: 525-532.

PLANO DE BACIA HIDROGRÁFICA DAS RIBEIRAS DO ALGARVE (1999). *1ª Fase – Análise e Diagnóstico da Situação de Referência*. Ministério do Ambiente. 310 pp.

PRADA (2001). Effects of fire on the abundance of large mammalian herbivores in Mato Grosso, Brazil. *Mammalia* 65(1): 55-62.

PUTMAN, R.J. (1984). Facts from faeces. *Mammal Rev.* 14 (2): 79-97.

QUINTANA, R.D.; MONGE, S. & MALVÁREZ, A I. (1994). Feeding habits of the capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) in afforestation areas of the Lower Delta of the Paraná River, Argentina. *Mammalia* 58 (4): 569 – 580.

QUINTANA, R.D. (2002). Influence of livestock grazing on the capybara's trophique niche and forage preferences. *Acta Theriologica* 47(2): 175-183.

REINO, L.M.; BORRALHO, R. & BUGALHO, J.F. (2000). Revisão da utilização das culturas para a fauna na gestão de aves cinegéticas. *Revista de Ciências Agrárias* XXIII: 48-71.

REIS, M.C. (1999). *Utilização de Pastagens Mediterrânicas pelo Coelho-bravo* (Oryctolagus cuniculus L.) *no Final do Verão*. Relatório de Estágio da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa. 42 pp.

RIVAS-MARTÍNEZ, S.; LOUSÃ, M.; DÍAZ, T.E.; GONZÁLEZ, F.F. & COSTA, J.C. (1990). Le vegetación del sur de Portugal (Sado, Alentejo y Algarve). *Itinera Geobot.* 3: 5-126.

RODRÍGUEZ, J. L.; RODRÍGUEZ, J. C. & RAMOS, M. T. (1988). Autumn diet selectivity of the Corsica mouflon (*Ovis ammon musimon* Schreber, 1782) on Tenerife (Canary Islands). *Mammalia* 52(4): 475-481.

ROEMER, G. W.; COONAN, T. J.; GARCELON, D. K.; BASCOMPTE, J. & LAUGHRIN, L. (2001). Feral pigs facilitate hyperpredation by golden eagles and indirectly cause the decline of the island fox. *Animal Conservation* 4: 307-318.

ROGERS, P. M. (1981). Ecology of the european wild rabbit Oryctolagus cuniculus (L.) in Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 18: 355-371.

ROSATI, V.R. & BUCHER, E.H. (1992). Seasonal diet of the Chacoan Cavy (*Pediolagus salinicola*) in the western Chaco, Argentina. *Mammalia* 56 (4): 567-574.

ROUSI, M. (1997). *Variation in resistance of forest trees to hare* (Lepus sp.) *browsing.* Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop, Clermont-Ferrand, France, 8-11 July 1996. *Gibier Faune Sauvage* 14(3): 281-293.

SARMENTO, P.; CRUZ, J. & GONÇALVES, P. (2000). Recuperação do habitat e das presas do Lince-ibérico na Serra da Malcata. *Habitat Malcata*. 4 pp.

SILVA, M. O. (1984). *Hidrogeologia do Algarve Oriental*. Dissertação de Doutoramento apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 260 pp.

SILVA, M. J. B. L. (1989). *Hidrogeologia do Miocénico do Algarve*. Dissertação de Doutoramento apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 377 pp.

SIMÕES, R. (1995). *O coelho-bravo* Oryctolagus cuniculus L. *no Algarve. Viroses e outros factores limitantes*. Relatório de Estágio de Licenciatura em Engenharia Florestal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real. 71 pp.

SIMONETTI, J. A. (1989). Microhabitat use by *Oryctolagus cuniculus* in central Chile: a reassessment. *Mammalia* 53(3): 363-368.

SNPRCN (1990). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Secretaria de Estado do Ambiente e Defesa do Consumidor, SNPRCN. Lisboa.

SORIGUER, R. C. (1981). Estructuras de sexos y edades en una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) de Andalucía Occidental. *Acta Vertebrata* 8: 225-236.

SORIGUER, R. C. (1983). Consideraciones sobre el efecto de los conejos y los grandes herbívoros en los pastizales de la Vera de Doñana. *Acta Vertebrata* 10(1): 155-168.

SORIGUER, R. C. (1980). El conejo, *Oryctolagus cuniculus* (L.), en Andalucía Occidental: parámetros corporales y curva de crecimiento. *Acta Vertebrata* 7(1): 83-90.

SORIGUER, R. C. (1988). Alimentación del conejo (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) en Doñana. SO, España. *Acta Vertebrata* 15(1): 141-150.

SORIGUER, R. C. & AMAT, J. A. (1988). Feeding of Cabrera Vole in west-central Spain. *Acta Theriologica* 33(42): 589-593.

SORIGUER, R.C. (1991). *El conejo* (Oryctolagus cuniculus *L.*) *en los hábitats mediterráneos ibéricos. El valor d su Biologia, Ecologia y Comportamiento en el manejo de sus poblaciones*. Em: Ifeba (Ed). Manual de Ordenación y Gestión Cinegética: 61-66

STODART, E. & MYERS, K. (1966). The effects of different foods on confined population of wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* (L.). CSIRO *Wildl. Res.* 11: 111-124.

SUTHERLAND, W. J. (1996). *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge.

TANGNEY, D.; FAIRLEY, J. & O'DONNELL, G. (1995). Food of Irish hares, *Lepus timidus hibernicus* in western Connemara, Ireland. *Acta Theriologica* 40(4): 403-413.

TELLERÍA, J.L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Editorial Raíces, Madrid. 278 pp.

THOMAS, A. S. (1956). Biological effects of the spread of Myxomatosis among rabbits. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 3: 239-242.

THOMAS, A. S. (1958). Changes in vegetation since the advent of Myxomatosis. *Journal of Ecology* 48: 287-306.

TORRES, M.; SÁNCHEZ, C.; RAMÍREZ, M.A.; MORALES, M.; BÁRCENA, J.; FERRER, J.; ESPUÑA, E.; PAGÈS-MANTÉ, A. & SÁNCHEZ-VIZCAÍNO, J.M. (2001). First field trial of a transmissible recombinant vaccine against Myxomatosis and rabbit haemorrhagic disease. *Vaccine* 19: 4536-4543.

TROUT, R. C. & TITTENSOR, A. M. (1989). Can predators regulate wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* population density in England and Wales? *Mammal Review* 19 (4): 153-173.

TROUT, R.C.; LANGTON, S.; SMITH, G.C. & HAINES-YOUNG, R.H. (2000). Factors affecting the abundance of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in England and Wales. *Journal of Zoology, London* 252: 227-238.

TURKOWSKI, F. J. (1975). Dietary adaptability of the desert cottontail. *Journal of Wildlife Management* 39(4): 748-756.

VARGAS, J.M. & DUARTE, J. (2001). La gestión de caza como herramienta de conservación. *Quercus* 187: 13-17.

VAVRA, M.; RICE, R.W. & HANSEN, R.M. (1978). A comparison of esophageal fistula and fecal material to determine steer diets. *Journal of Range Management* 31: 11-13.

VAZ, P. (1997). *Características gerais do PNSACV – A fauna*. Atlas do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. 2 pp.

VILLAFUERTE, R. & JORDAN, G. (1991). *Valoración y manejo de espécies silvestres: el conejo. Aplicación en la gestión*. Centre de Recursos i Documentació del Castell de Montesquiu.

VILLAFUERTE, R.; KUFNER, M. B.; DELIBES, M. & MORENO, S. (1993). Environmental factors influencing the seasonal daily activity of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a Mediterranean area. *Mammalia* 57 (3): 341-347.

VILLAFUERTE, R. (1994). *Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo,* Oryctolagus cuniculus, *en el Parque Nacional de Doñana*. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade de Córdoba. 228 pp.

VILLAFUERTE, R.; CALVETE, C.; GORTÁZAR, C. & MORENO, S. (1994). First epizootic of rabbit haemorrhagic disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 30 (2): 176-179.

VILLAFUERTE, R.; CALVETE, C.; BLANCO, J.C. & LUCIENTES, J. (1995). Incidence of viral haemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia* 59: 651-659.

VILLAFUERTE, R. & MORENO, S. (1997). Predation risk, cover type, and group size in european rabbits in Doñana (SW Spain). *Acta Theriologica* 42 (2): 225-230.

VILLAFUERTE, R.; LITVAITIS, J.A. & SMITH, D.F. (1997). Physiological responses by lagomorphs to resource limitations imposed by habitat fragmentation: implications for condition-sensitive predation. *Can. J. Zool.* 75: 148-151.

VILLAFUERTE, R.; VIÑUELA, J. & BLANCO, J.C. (1998). Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84: 181-188.

VILLAFUERTE, R. & VIÑUELA, J. (1999). Size of rabbits consumed by black kites increased after a rabbit epizootic. *Mammal Review* 29 (4): 261-264.

WALLAGE-DREES, J.M.; IMMINK, H.J.; BRUYN, G. & SLIM, P. (1986). The use of fragment-identification to demonstrate short-term changes in the diet of rabbits. *Acta Theriologica* 31 (22): 293-301.

WESTOBY, M.; ROST, G.R. & WEIS, J.A. (1976). Problems with estimating herbivore diets by microscopically identifying plant fragments from stomachs. *Journal of Mammology* 57: 167-172.

WILDE, D. B. (1979). Pygmy rabbit reproduction: possible modification by drought conditions. 559-571.

WILSON, D. E.; COLE, F. R.; NICHOLS, J. D.; RUDRAN, R. & FOSTER, M. S. (1996). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Institute Press, Washington.

WOLFE, A; WHELAN, J. & HAYDEN, T.J. (1996). The diet of the mountain hare (*Lepus timidus hibernicus*) on coastal grassland. *J. Zool.* London 240: 804-810.

YUNGER, J. A. (2002). Response of two low-density populations of *Peromyscus leucopus* to increased food availability. *Journal of Mammology* 83(1): 267-279.

ZHENG, T.; NAPIER, A. M.; PARKES, J. P.; O'KEEFE, J. S. & ATKINSON, P. H. (2002). Detection of RNA of rabbit haemorrhagic disease virus from New Zealand wild rabbits. *Wildlife Research* 29: 683-688.

ZYZNAR, E. & URNESS, P. J. (1969). Qualitative identification of forage remnants in deer faeces. *Journal of Wildlife Management* 33(3): 506-510.

Anexo I - Elaboração da Colecção de Referência

- Depois de secas e prensadas, retirar amostras de cada uma das estruturas das plantas, fragmentá-las e colocá-las em frascos pequenos;
- Adicionar quantidade suficiente de um detergente lixiviado a 50% para cobrir os fragmentos dentro do frasco;
- Deixar repousar o tempo necessário até que os fragmentos adquiram uma tonalidade transparente (altura em que o detergente já actuou e degradou todos os componentes orgânicos da epiderme) – pode demorar um dia ou vários dias, varia de espécie para espécie;
- Lavar 4 a 5 vezes com água destilada numa placa de vidro, retirando o excesso com uma pipeta de plástico;
- Adicionar quantidade suficiente de Castanho de Bismarck a 1% à placa de vidro, de modo a embeber os fragmentos no corante;
- Deixar o corante actuar (pelo menos 24 horas; nesta situação a amostra fica preservada durante dias a fio);
- Passar um fragmento para uma lâmina com uma gota de água destilada;
- À lupa separar as duas epidermes, abaxial da adaxial, mecanicamente, com o auxílio de uma pinça e de um bisturi;
- Depois de separadas, colocar a lâmina com a epiderme numa placa de vidro com álcool etílico a 100% e deixar repousar durante 5 minutos (o álcool enrijece os tecidos, tornando as epidermes mais resistentes ao manuseamento);
- Limpar a lâmina com papel absorvente e deixar evaporar o álcool;
- Passar a lâmina para uma placa de vidro com xilol (solução fixante) e deixar actuar durante 5 minutos;
- Limpar a lâmina com papel absorvente e deixar evaporar o xilol;
- Adicionar uma gota de Bálsamo do Canadá ao fragmento (preparações definitivas) e colocar a lamela;
- Deixar repousar até secar minimamente para observação ao microscópio óptico;
- Marcar a lâmina e levar à estufa para secagem definitiva.

Anexo II - Análise microhistológica dos excrementos de coelho-bravo

- Colocar a amostra na trituradora (malha de 3 mm) e fragmentar os excrementos para o tubo da trituradora;
- Despejar o conteúdo do tubo para um crivo (malha de 63 μm – ficam depositados os fragmentos da epiderme) e lavar a amostra com água destilada;
- Passar o crivado para uma placa de Petri com o auxílio de um esguicho;
- Adicionar algumas gotas de um detergente lixiviado e deixar actuar até o crivado adquirir uma tonalidade transparente;
- Passar o conteúdo da placa para o crivo e lavar com o auxílio de um esguicho;
- Passar o crivado para um tubo de centrífuga e centrifugar durante 10 minutos a 2000 rpm;
- Retirar o sobrenadante e adicionar o corante;
- Deixar o corante actuar cerca de 2 horas;
- Centrifugar durante 10 minutos a 3000 rpm para remover o corante em excesso;
- Eliminar o sobrenadante e passar o conteúdo do tubo para uma placa de vidro (que possui uma grelha por baixo dela) com o auxílio de um esguicho;
- Retirar uma gota da amostra de cada quadrícula, com uma pipeta de plástico, e montar entre lâmina e lamela para observação imediata.

Anexo III – Matriz de similaridades obtida a partir do cálculo das distâncias Euclidianas entre amostras (M = Monte Serrada; C = Cadaveiro; V = Vilarinha e B = Cabeços Bordeira).

	M1	M2	M3	M4	C1	C2	C3	C4	V1	V2	V3	V4	B1	B2	B3
M2	11.4204														
M3	12.7126	5.35204													
M4	3.09198	3.05451	0.786017												
C1	10.0779	3.38925	4.43279	2.88624											
C2	12.4147	1.96322	4.86597	2.81514	7.02332										
C3	11.7551	1.41164	4.7211	1.56561	6.76315	2.063									
C4	2.49656	2.37957	0.990459	0.689881	0.774552	0.790468	0.0212206								
V1	9.65086	1.55711	3.1649	1.64675	3.02507	5.08162	4.92953	0							
V2	9.69255	1.51924	5.08936	2.06055	6.21264	6.12662	6.4603	0	4.2298						
V3	9.30732	2.78552	6.75468	3.83847	9.35725	6.65919	6.78689	2.20694	8.67838	7.84924					
V4	3.24245	3.06295	0.560211	3.17446	0.83314	0.794924	0.661071	0.769622	0.627251	0.213449	5.63731				
B1	9.63289	11.4149	9.98431	5.89093	9.35576	11.2771	10.7078	5.37599	7.53707	8.28466	9.22191	6.47902			
B2	9.7162	2.66031	3.1178	1.23295	2.08006	2.83402	2.50536	0	0.883845	1.78736	5.94898	1.04105	8.01204		
B3	11.589	13.1215	15.3991	0.135782	16.2482	17.1676	16.8701	0	11.3935	9.50077	6.03026	2.40978	13.721	14.5211	
B4	2.28779	2.56492	1.39268	1.34839	2.10758	2.0542	0.679236	0.486162	1.71375	2.12755	3.28663	2.78878	5.074	1.29995	0.0687823

Anexo IV – Listagem das espécies vegetais recolhidas e identificadas nas quatro áreas de estudo e respectiva correspondência com género e família a que pertencem.

Espécie	Género	Família
Allium sp.	Allium	LILIACEAE
Ammophila arenaria (L.) Link	Ammophila	GRAMINEAE
Anacyclus radiatus Loisel	Anacyclus	COMPOSITAE
Anagallis arvensis L.	Anagallis	PRIMULACEAE
Anagallis latifolia L. Lange		
Anagallis monelli L.		
Anarrhinum bellidifolium (L.) Willd.	Anarrhinum	SCROPHULARIACEAE
Andryala arenaria (DC.) Boiss. & Reuter	Andryala	COMPOSITAE
Anemone palmata L.	Anemone	RANUNCULACEAE
Anthemis arvensis L.	Anthemis	COMPOSITAE
Arbutus unedo L.	Arbutus	ERICACEAE
Arisarum vulgare Targ.-Tozz.	Arisarum	ARACEAE
Asphodelus ramosus ssp. *distalis* L.	Asphodelus	LILIACEAE
Chenopodium sp.	Chenopodium	CHENOPODIACEAE
Atriplex sp.	Atriplex	CHENOPODIACEAE
Avena barbata Pott ex Link	Avena	GRAMINEAE
Avenula sp.	Avenula	GRAMINEAE
Bellardia trixago (L.) All.	Bellardia	SCROPHULARIACEAE
Bellis anua L.	Bellis	COMPOSITAE
Briza máxima L.	Briza	GRAMINEAE
Calendula arvensis L.	Calendula	COMPOSITAE
Calluna vulgaris (L.) Hull	Calluna	ERICACEAE
Campanula rapunculus L.	Campanula	CAMPANULACEAE
Carduus tenuiflorus Curtis	Carduus	COMPOSITAE
Carlina sp.	Carlina	COMPOSITAE
Carpobrotus edulis (L.) N. E. Br.	Carpobrotus	AIZOACEAE
Carthamus lanatus L.	Carthamus	COMPOSITAE
Carum verticillatum (L .) Koch	Carum	UMBELLIFERAE
Centaurea ornata Willd.	Centaurea	COMPOSITAE

Anexo IV – Listagem das espécies vegetais recolhidas e identificadas nas quatro áreas de estudo e respectiva correspondência com género e família a que pertencem (continuação).

Espécie	Género	Família
Centaurium erythraea Rafn	Centaurium	GENTIANACEAE
Centaurium erythraea ssp. *grandiflorum*		
Centaurium microcalyx		
Centranthus calcitrapae (L.) Dufresne	Centranthus	VALERIANACEAE
Chaetopogon fasciculatus ssp. *fasciculatus* (Link) Hayek	Chaetopogon	GRAMINEAE
Chamaemelum nobile (L.) All.	Chamaemelum	COMPOSITAE
Cistus crispus L.	Cistus	CISTACEAE
Cistus ladanifer L.		
Cistus salvifolius L.		
Coleostephus myconis (L.) Reichenb. fil.	Coleostephus	COMPOSITAE
Crepis vesicaria L.	Crepis	COMPOSITAE
Cynara algarbiensis	Cynara	COMPOSITAE
Cynara cardunculus		
Dactylis glomerata L.	Dactylis	GRAMINEAE
Daphne gnidium L.	Daphne	THYMELAEACEAE
Daucus carota L.	Daucus	UMBELLIFERAE
Digitaria sp.	Digitaria	GRAMINEAE
Echium plantagineum L.	Echium	BORRAGINACEAE
Erica arborea L.	Erica	ERICACEAE
Erica australis L.		
Erica erigena R. Ross		
Erica scoparia L.		
Erica umbellata L.		
Erodium cicutarium (L.) L'Herit	Erodium	GERANIACEAE
Erodium laciniatum		
Erodium malacoides		
Eryngium dilatatum	Eryngium	UMBELLIFERAE
Eucalyptus globulus Labill.	Eucalyptus	MYRTACEAE
Festuca sp.	Festuca	GRAMINEAE
Foeniculum vulgare Miller	Foeniculum	UMBELLIFERAE
Galactites tomentosa Moench	Galactites	COMPOSITAE

Anexo IV – Listagem das espécies vegetais recolhidas e identificadas nas quatro áreas de estudo e respectiva correspondência com género e família a que pertencem (continuação).

Espécie	Género	Família
Genista hirsuta Vahl	Genista	LEGUMINOSAE
Genista sp.		
Genista triacanthos Brot.		
Gladiolus illyricus Kock	Gladiolus	IRIDACEAE
Halimium calycinum (L.) K. Koch	Halimium	CISTACEAE
Halimium halimifolium *(L.) Willk.*		
Halimium ocymoides *(Lam.) Willk.*		
Halimium sp.		
Helichrysum italicum (Roth.) G. Don fil.	Helichrysum	COMPOSITAE
Helichrysum stoechas (L.) Moench		
Holcus sp.	Holcus	GRAMINEAE
Hordeum murinum L.	Hordeum	GRAMINEAE
Hymenocarpus lotoides	Hymenocarpus	LEGUMINOSAE
Hypochoeris glabra L.	Hypochoeris	COMPOSITAE
Inula viscosa	Inula	COMPOSITAE
Iris xiphium L.	Iris	IRIDACEAE
Lamarckia aurea (L.) Moench	Lamarckia	GRAMINEAE
Lavandula luisierii (Rozeira) Rivas-Martínez	Lavandula	LABIATAE
Lavatera olbia L.	Lavatera	MALVACEAE
Leontodon taraxacoides (Vill.) Mérat	Leontodon	COMPOSITAE
Leontodon tuberosus L.		
Lepidophorum repandum (L.) DC.	Lepidophorum	COMPOSITAE
Linum bienne Miller	Linum	LINACEAE
Lonicera etrusca G. Santi	Lonicera	CAPRIFOLIACEAE
Lotus corniculatus L.	Lotus	LEGUMINOSAE
Lotus corniculatus ssp. *carpetanus*		
Lotus hispidus DC. *in* Lamark & De Candolle.		
Lotus ornithopodioides L.		
Lotus pedunculatus Cav.		
Lotus sp.		
Lupinus luteos L.	Lupinus	LEGUMINOSAE
Lythrum salicaria L.	Lythrum	LYTHRACEAE

Anexo IV – Listagem das espécies vegetais recolhidas e identificadas nas quatro áreas de estudo e respectiva correspondência com género e família a que pertencem (continuação).

Espécie	Género	Família
Malva hispanica L.	Malva	MALVACEAE
Misopates orontium (L.) Rafin.	Misopates	SCROPHULARIACEAE
Myrtus communis L.	Myrtus	MYRTACEAE
Orchis mascula (L.) L.	Orchis	ORCHIDACEAE
Ornithogalum broteroi Laínz	Ornithogalum	LILIACEAE
Ornithogalum unifolium L.		
Ornithopus sp.	Ornithopus	LEGUMINOSAE
Oxalis pes-caprae L.	Oxalis	OXALIDACEAE
Papaver somniferum L.	Papaver	PAPAVERACEAE
Phalaris sp.	Phalaris	GRAMINEAE
Phillyrea angustifolia L.	Phillyrea	OLEACEAE
Pinus pinaster Ait.	Pinus	PINACEAE
Pinus pinea L.		
Pistacia lentiscus L.	Pistacia	ANACARDIACEAE
Plantago coronopus L.	Plantago	PLANTAGINACEAE
Plantago lanceolata L.		
Pulicaria odora (L.) Rchb.	Pulicaria	COMPOSITAE
Quercus coccifera L.	Quercus	FAGACEAE
Quercus ilex L.		
Quercus suber L.		
Ranunculus sp.	Ranunculus	RANUNCULACEAE
Raphanus raphanistrum L.	Raphanus	CRUCIFERAE
Reseda media Lag.	Reseda	RESEDACEAE
Rhamnus alaternus L.	Rhamnus	RHAMNACEAE
Rubus sp.	Rubus	ROSACEAE
Rubus ulmifolius Schott.		
Rumex induratus Boiss. & Reuter	Rumex	POLYGONACEAE
Salvia officinalis L.	Salvia	LABIATAE
Sanguisorba minor Scop.	Sanguisorba	ROSACEAE
Sanguisorba verrucosa		
Scilla monophyllos Link	Scilla	LILIACEAE

Anexo IV – Listagem das espécies vegetais recolhidas e identificadas nas quatro áreas de estudo e respectiva correspondência com género e família a que pertencem (continuação).

Espécie	Género	Família
Scolymus hispanicus L.	Scolymus	COMPOSITAE
Secale cereale L.	Secale	GRAMINEAE
Senecio jacobaea L.	Senecio	COMPOSITAE
Senecio lividus L.		
Senecio vulgaris L.		
Sesamoides purpurascens (L.) G. Lópes	Sesamoides	RESEDACEAE
Silene gallica L.	Silene	CARYOPHYLLACEAE
Sinapis arvensis L.	Sinapis	CRUCIFERAE
Spergula arvensis L.	Spergula	CARYOPHYLLACEAE
Spergularia bocconei (Scheele) Asch. & Graebn	Spergularia	CARYOPHYLLACEAE
Spergularia sp.		
Thapsia villosa L.	Thapsia	UMBELLIFERAE
Thymus camphoratus Hoffmanns. & Link	Thymus	LABIATAE
Thymus capitellatus Hoffmanns. & Link		
Thymus sp.		
Tolpis barbata (L.) Gaertner	Tolpis	COMPOSITAE
Trifolium angustifolium L.	Trifolium	LEGUMINOSAE
Trifolium arvense L.		
Trifolium campestre Schreb.		
Triseteria sp.	Triseteria	GRAMINEAE
Tuberaria guttata (L.) Fourr.	Tuberaria	CISTACEAE
Tuberaria plantaginea (Willd.) Gallego		
Urginea maritima (L.) Baker	Urginea	LILIACEAE
Verbascum sinuatum L.	Verbascum	SCROPHULARIACEAE
Vulpia myuros (L.) CC Gmel.	Vulpia	GRAMINEAE
Xolantha guttata (L.) Raf.	Xolantha	CISTACEAE

Anexo V.1 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas em Monte Serrada.

ESPÉCIES	Out-01	Dez-01	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Agrostis sp.	0,00	0,00	0,00	3,25	3,50	1,50
Anagallis sp.	0,75	0,00	0,00	0,75	0,00	0,25
Avena barbata	0,75	2,25	0,48	0,00	7,25	0,50
Andryala sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	1,50	0,00
Avenula sp.	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	1,25
Arbutus unedo	0,25	0,00	0,00	0,00	0,50	0,25
Asphodelus ramosus subesp. *distalis*	0,75	0,00	0,00	0,50	0,00	0,25
Briza minor	4,50	8,75	0,95	1,75	10,25	0,75
Briza sp.	0,00	0,00	3,81	0,00	2,75	0,00
Briza maxima	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,25
Carduus tenuiflorus	3,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Campanula rapunculus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,25
Centaurium erythraea	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Caryophyllaceae	4,50	0,00	0,48	4,50	0,25	2,25
Chaetopogon fasciculatus	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Centaurium sp.	0,00	0,00	0,48	0,00	0,75	0,00
Centranthus calcitrapa	0,00	0,00	0,48	0,00	0,25	0,00
Cistaceae	2,00	1,00	1,43	5,75	2,75	3,50
Cistus ladanifer	0,50	3,00	0,00	1,75	0,00	1,75
Cistus salvifolius	0,00	0,00	0,00	1,75	0,00	1,00
Colestephus myconis	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Compositae	2,25	0,00	7,62	1,25	3,25	0,75
Cruciferae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Cynara cardunculus	0,25	0,00	0,00	0,25	0,00	0,25
Cynara sp.	0,50	0,00	0,00	1,25	0,00	0,50
Cynosurus echinatus	3,75	0,75	0,00	1,50	0,25	0,50
Cynosurus sp.	0,00	0,00	1,43	0,00	1,75	0,00
Dactylis glomerata	4,50	6,25	0,95	1,75	5,50	7,50
Daphne gnidium	0,50	0,00	0,00	0,50	0,00	1,00
Digitaria sp.	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Erica arborea	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Erica australis	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
Erica erigena	0,25	0,00	0,00	1,00	0,25	0,25
Erica scoparia	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
Erica sp.	0,25	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Erica umbellata	0,25	0,00	0,00	6,00	0,00	1,25
Ericaceae	6,25	0,00	2,86	3,50	3,00	0,25
Inflorescência	2,50	0,00	0,00	2,00	0,00	3,00
Fagaceae	0,00	0,00	0,48	0,00	0,00	0,25
Genista sp.	0,75	0,00	0,00	1,50	0,25	0,00
Gladiolus illyricus	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Gramineae	11,00	21,25	17,14	5,50	21,00	10,25

Anexo V.1 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas em Monte Serrada (continuação).

ESPÉCIES	Out-01	Dez-01	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Halimium halimifolium	0,00	0,00	0,48	0,00	0,50	2,00
Helichrysum stoechas	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25
Holcus sp.	3,75	0,00	0,00	0,50	0,50	2,75
Hordeum leporinum	2,00	3,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Hordeum murinum	0,00	8,50	0,00	0,25	0,50	0,50
Hordeum sp.	0,00	0,00	0,00	2,00	0,75	0,50
Lamarckia aurea	0,00	2,50	0,00	0,00	0,75	0,00
Lavandula luisierii	2,25	0,00	0,95	1,50	0,50	4,00
Lavatera olbia	0,25	0,25	0,00	0,00	0,50	3,25
Leguminosae	1,75	0,00	8,57	14,00	2,00	8,25
Liliaceae	0,75	1,50	0,00	0,75	3,75	3,25
Micropyrum sp.	3,75	0,00	0,00	1,50	5,00	2,25
Malva hispanica	0,00	0,50	0,48	0,25	0,50	1,00
Não Identificado	11,00	6,50	9,52	8,50	8,50	4,50
Oleaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Orchis mascula	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25	0,50
Ornithogalum broteroi	0,00	0,00	0,00	2,25	0,00	0,00
Ornithogalum sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Ornithogalum unifolium	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
Ornithopus sp.	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,25
Papaver somniferum	0,00	0,00	1,90	0,00	0,25	0,00
Pétala	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Phalaris sp.	4,25	1,25	0,00	1,00	0,50	1,00
Phillyrea angustifolia	1,50	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00
Phillyrea sp.	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Pistacia lentiscus	0,00	0,00	0,00	1,25	0,00	1,50
Pulicaria odora	2,75	0,00	22,38	0,00	1,00	0,00
Quercus ilex	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
Quercus suber	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Quercus sp.	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00
Raphanus raphanistrum	1,25	0,25	6,67	1,75	1,75	0,50
Rhamnus alaternus	1,00	0,25	0,00	0,75	0,00	0,00
Rumex sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
Sanguisorba minor	0,00	0,00	0,00	1,50	0,00	0,50
Secale cereale	4,75	25,50	0,48	1,25	1,25	0,25
Semente	0,00	1,75	0,00	0,00	0,00	0,00
Senecio lividus	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,25
Senecio sp.	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,50
Sesamoides purpurascens	0,25	0,25	0,00	0,25	0,00	0,00
Sinapis arvensis	0,75	0,00	0,00	5,25	0,00	16,50
Spergula arvensis	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00

Anexo V.1 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas em Monte Serrada (continuação).

ESPÉCIES	Out-01	Dez-01	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Thapsia villosa	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Thymus camphoratus	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
Thymus sp.	0,25	0,00	0,00	0,25	1,25	0,25
Trifolium sp.	2,75	0,00	10,00	4,00	1,50	2,75
Tricoma	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Urginea maritima	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00

Anexo V.2 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas no Cadaveiro.

ESPÉCIES	Out-01	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Ago-02	Out-02
Agrostis sp.	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00	0,75
Anagallis monelli	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Anarrhinum bellidifolium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Andryala arenaria	0,25	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Asphodelus ramosus subesp. *distalis*	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
Avena barbata	0,00	0,00	0,25	1,50	0,00	0,25
Avenula sp.	0,00	0,00	1,75	0,00	0,00	0,00
Briza maxima	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00
Briza minor	5,00	1,25	1,00	1,00	0,50	1,50
Campanula rapunculus	0,00	0,00	0,25	0,00	0,25	0,75
Cápsula	0,25	0,00	0,25	0,00	0,25	0,00
Carduus tenuiflorus	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00	1,75
Carlina sp.	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Caryophyllaceae	7,25	5,50	14,25	0,00	1,00	1,25
Caule	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Centaurium microcalyx	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Centaurium sp.	0,25	0,25	0,00	0,00	0,00	0,75
Chaetopogon fasciculatus	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75
Chamaemelum nobile	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Cistaceae	0,75	0,00	1,50	0,00	1,50	3,00
Cistus ladanifer	5,50	14,25	0,00	10,75	8,00	6,50
Cistus salvifolius	10,25	6,50	0,00	0,00	2,25	4,50
Coleostephus myconis	0,50	0,00	0,25	0,00	0,00	0,25
Compositae	0,50	1,25	2,50	1,50	1,25	0,75
Cynara cardunculus	0,25	2,25	0,25	0,00	0,75	0,25
Cynara sp.	1,25	0,00	1,00	0,00	1,25	1,00
Cynosurus echinatus	10,00	0,25	1,00	0,25	0,00	0,00
Cynosurus sp.	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
Dactylis glomerata	0,75	3,25	2,75	3,75	0,75	1,25
Daphne gnidium	2,00	1,50	0,00	0,25	2,00	1,00
Echium sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Erica arborea	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Erica australis	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Erica erigena	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00
Erica scoparia	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Erica sp.	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,25
Erica umbellata	0,25	1,00	1,00	0,25	0,50	0,50
Ericaceae	2,00	4,00	1,00	2,25	2,00	1,25
Fagaceae	0,00	0,00	1,75	0,00	0,00	0,00
Festuca sp.	0,00	0,00	4,25	0,00	0,00	0,00
Fruto	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Anexo V.2 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas no Cadaveiro (continuação).

ESPÉCIES	Out-01	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Ago-02	Out-02
Galactites tomentosa	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00
Genista sp.	1,00	0,00	1,75	0,50	3,25	3,50
Genista triacanthos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Gladiolus illyricus	0,00	0,50	0,00	0,25	0,00	0,00
Gramineae	8,50	18,50	16,50	13,50	8,50	11,75
Halimium halimifolium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,25
Helichrysum stoechas	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00
Holcus sp.	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,25
Hordeum leporinum	2,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,25
Hordeum murinum	0,00	1,25	0,75	0,25	0,00	0,25
Hordeum sp.	0,50	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Hymenocarpos lotoides	0,00	0,00	0,00	0,25	0,50	0,00
Inflorescência	3,50	0,00	0,00	0,00	0,25	1,25
Iridaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75
Labiatae	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Lamarckia aurea	0,00	0,50	0,00	0,25	0,00	0,25
Lavandula luisierii	2,50	1,75	5,25	0,00	0,25	3,00
Lavatera olbia	3,00	1,50	0,25	2,00	4,00	0,75
Leguminosae	1,00	3,75	4,50	17,50	17,00	14,00
Lepidophorum repandum	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Liliaceae	0,00	1,00	0,00	1,25	1,00	0,50
Linaceae	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Lotus hispidus	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Lotus ornithopodioides	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Lotus sp.	0,50	0,50	0,25	0,00	2,25	0,25
Lupinus luteo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Malva hispanica	0,00	1,00	0,50	3,50	0,25	2,25
Malvaceae	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Micropyrum sp.	0,00	0,25	1,75	2,50	1,75	2,50
Não Identificado	7,00	10,50	9,25	9,25	7,50	8,00
Oleaceae	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Orchis mascula	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Ornithogalum broteroi	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Ornithogalum sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Ornithopus sp.	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,50
Papaver somniferum	0,25	2,00	2,25	3,50	2,75	0,00
Pétala	2,00	1,00	0,25	1,25	0,75	0,25
Phalaris sp.	0,00	0,50	0,00	3,25	1,00	0,50
Phillyrea angustifolia	0,75	0,25	0,00	0,50	0,25	0,00
Pistacia lentiscus	1,25	0,00	0,25	0,00	0,00	0,50
Pulicaria odora	3,75	0,00	0,00	0,00	1,00	1,75

Anexo V.2 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas no Cadaveiro (continuação).

ESPÉCIES	Out-01	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Ago-02	Out-02
Quercus ilex	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Quercus sp.	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Quercus suber	1,25	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Raphanus raphanistrum	4,25	0,75	6,00	0,00	1,50	1,50
Rhamnaceae	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Rhamnus alaternus	0,75	0,00	0,75	0,00	1,25	1,25
Rumex sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
Salvia officinalis	0,50	0,25	0,00	0,25	0,75	0,00
Sanguisorba minor	4,50	0,00	0,25	0,00	0,25	0,00
Secale cereale	1,50	0,75	2,50	2,00	0,50	1,25
Semente	0,00	1,50	0,00	0,25	0,00	0,00
Senecio sp.	0,00	0,25	0,25	0,25	0,00	0,25
Sesamoides purpurascens	0,25	0,50	0,00	0,75	0,00	0,00
Sinapis arvensis	0,00	0,00	1,50	0,25	0,00	1,50
Spergularia bocconei	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Spergularia sp.	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Thapsia villosa	0,00	0,75	0,00	0,00	0,50	0,25
Thymelaeceae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Thymus camphoratus	0,00	0,00	0,00	3,50	0,00	0,00
Thymus sp.	0,00	0,50	0,00	0,00	8,00	2,50
Tricoma	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
Trifolium sp.	0,75	3,25	4,00	10,00	9,00	6,50
Trifolium subterraneum	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25
Tuberaria plantaginea	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00

Anexo V.3 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas nos Cabeços da Bordeira (continuação).

ESPÉCIE	Out-01	Dez-01	Fev-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Agrostis sp.	1,50	0,00	0,00	0,25	2,00	0,25
Anagallis sp.	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Andryala arenaria	4,75	0,50	0,00	0,25	0,25	0,00
Arbutus unedo	0,25	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Asphodelus ramosus	0,25	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00
Avena barbata	1,00	2,00	0,25	0,75	1,75	0,50
Avenula sp.	0,75	0,00	0,25	1,50	3,00	0,25
Briza maxima	0,00	0,00	0,00	0,00	1,50	1,00
Briza minor	3,25	1,75	1,25	0,00	13,25	1,25
Bromus sp.	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Campanula rapunculus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cápsula	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Carduus tenuiflorus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Carlina sp.	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Caryophyllaceae	3,50	0,50	0,25	10,75	0,75	0,00
Caule	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Centaurium erythraea subesp. *grandiflorum*	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Centaurium microcalyx	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Centaurium sp.	0,25	0,00	0,25	0,00	0,25	0,25
Centranthus calcitrapa	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chaetopogon fasciculatus	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00
Cistaceae	1,75	1,75	6,00	2,25	1,25	2,00
Cistus ladanifer	2,25	3,00	10,25	0,25	1,50	1,50
Cistus salvifolius	0,00	0,25	0,25	1,25	0,50	0,25
Cistus sp.	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
Coleostephus myconis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Compositae	0,25	1,00	1,00	0,75	0,75	2,25
Cynara cardunculus	0,50	0,50	0,25	0,25	0,00	0,00
Cynara sp.	0,75	0,25	1,75	2,50	0,00	0,25
Cynosurus echinatus	3,25	0,00	0,00	0,75	5,50	0,00
Cynosurus sp.	5,00	0,00	0,00	1,00	2,25	0,00
Dactylis glomerata	9,00	9,00	2,00	0,00	6,75	8,00
Daphne gnidium	0,25	0,25	2,75	0,50	0,00	0,25
Digitaria sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00
Erica arborea	0,75	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Erica erigena	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
Erica sp.	0,00	0,00	0,50	0,25	0,00	0,00
Erica umbellata	0,75	0,25	1,00	4,00	0,00	0,00
Ericaceae	1,00	0,00	2,50	4,00	0,25	0,25

Anexo V.3 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas nos Cabeços da Bordeira (continuação).

ESPÉCIE	Out-01	Dez-01	Fev-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Erodium sp.	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Fagaceae	0,00	1,25	1,25	3,50	0,00	2,00
Festuca sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	1,25	0,25
Fruto	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Galactites tomentosa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,25
Genista hirsuta	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00	0,00
Genista sp.	1,25	0,50	4,00	6,50	0,25	0,00
Gladiolus illyricus	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Gramineae	7,75	14,75	15,50	8,75	8,25	16,50
Halimium halimifolium	0,00	0,00	0,75	0,00	0,75	4,25
Holcus sp.	4,50	0,00	0,00	0,00	0,25	6,00
Hordeum leporinum	0,00	0,00	0,00	0,75	0,25	0,00
Hordeum murinum	0,00	0,75	1,50	0,00	0,00	1,00
Hordeum sp.	0,25	0,00	0,00	1,25	4,25	0,00
Hymenocarpus lotoides	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Inflorescência	0,25	0,00	0,00	0,25	2,00	0,00
Lamarckia aurea	0,00	0,25	0,75	0,00	0,00	0,25
Lavandula luisierii	6,25	0,25	0,25	1,75	5,50	7,75
Lavatera olbia	0,00	0,50	0,00	0,25	0,00	2,75
Leguminosae	0,25	1,00	6,00	4,00	3,50	7,00
Liliaceae	0,00	1,00	0,00	1,00	0,50	0,25
Lotus hispidus	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Lotus ornithopodioides	0,50	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Lotus sp.	0,50	0,00	0,75	0,25	0,25	0,00
Lupinus luteos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Malva hispanica	0,00	1,50	4,50	0,00	1,50	3,50
Micropyrum sp.	4,75	0,00	0,25	0,25	3,00	0,25
Não Identificado	5,25	5,25	5,50	9,50	6,25	7,50
Oleaceae	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Ornithogalum broteroi	0,00	0,25	0,00	1,50	0,00	0,00
Ornithogalum unifolium	0,00	0,25	0,00	1,00	0,00	0,00
Ornithopus sp.	0,00	0,00	0,00	0,75	0,25	0,00
Papaver somniferum	0,50	0,50	1,25	0,00	0,00	1,00
Pétala	0,00	0,75	1,00	0,00	2,25	0,25
Phalaris sp.	4,75	3,50	2,25	0,75	0,75	0,00
Phillyrea angustifolia	0,00	0,00	1,25	2,25	0,00	0,00
Phillyrea sp.	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,50
Pistacia lentiscus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,50
Polygonaceae	0,00	0,25	0,00	0,00	0,25	0,25

Anexo V.3 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas nos Cabeços da Bordeira (continuação).

ESPÉCIE	Out-01	Dez-01	Fev-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Pulicaria odora	11,25	8,25	1,00	0,00	1,00	3,75
Quercus ilex	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Quercus sp.	0,00	0,00	0,50	1,00	0,00	0,00
Quercus suber	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
Raphanus raphanistrum	2,50	0,00	0,00	7,25	6,00	0,50
Resedaceae	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rhamnus alaternus	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	1,00
Rumex sp.	0,25	0,00	0,75	0,00	0,25	0,00
Salvia officinalis	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sanguisorba minor	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25
Secale cereale	0,50	2,75	2,50	3,75	0,75	0,75
Semente	0,25	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Senecio lividus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Senecio sp.	0,25	0,00	1,50	0,00	0,25	0,25
Senecio vulgaris	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
Sesamoides purpurascens	0,00	1,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Simapis arvensis	0,25	0,75	0,25	0,00	1,75	0,25
Spergula arvensis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,25
Thapsia villosa	0,50	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
Thymus camphoratus	0,00	0,25	0,00	1,00	0,25	0,00
Thymus sp.	0,00	0,00	6,25	0,00	0,25	2,00
Tolpis barbata	0,00	0,25	0,00	4,00	0,00	0,00
Trifolium sp.	1,50	2,25	6,00	2,75	1,75	5,50
Trifolium subterraneum	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Tuberaria plantaginea	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Tuberaria sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Umbelliferae	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vulpia myuros	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Xolantha guttata	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00

Anexo V.4 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas na Vilarinha.

ESPÉCIES	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Agrostis sp.	0,75	0,00	2,75	1,50	1,75	0,00
Allium sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Anagallis arvensis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Andryala arenaria	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	0,25
Andryala sp.	0,75	0,00	0,00	0,00	5,25	0,00
Arbutus unedo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Asphodelus ramosus subesp. *distalis*	0,00	0,25	0,00	0,50	0,00	0,00
Avena barbata	0,50	0,50	0,50	0,75	0,50	0,00
Avenula sp.	0,00	0,25	5,25	0,50	1,00	0,75
Briza maxima	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Briza minor	1,00	2,50	4,50	1,75	10,75	3,75
Briza sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Campanula rapunculus	0,00	0,25	0,00	0,50	0,00	0,25
Carduus tenuiflorus	0,00	0,25	0,00	1,50	0,00	0,00
Carlina sp.	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00
Caryophyllaceae	3,25	0,00	0,50	6,00	0,00	0,00
Centaurium microcalyx	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Centaurium sp.	3,00	0,00	0,00	0,50	0,00	2,00
Centranthus calcitrapa	0,00	0,25	0,00	0,00	0,75	0,00
Chaetopogon fasciculatus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	1,00
Chamaemelum nobile	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chamaemelum sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Cistaceae	1,00	0,25	2,00	4,50	3,25	0,25
Cistus ladanifer	1,00	6,00	0,00	2,25	1,00	0,50
Cistus salvifolius	1,25	0,00	0,00	1,50	0,00	3,00
Coleostephus myconis	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Compositae	2,00	0,50	2,00	2,75	0,50	2,50
Cruciferae	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Cynara cardunculus	0,25	0,50	0,00	0,25	0,00	0,25
Cynara sp.	0,75	0,00	0,00	0,50	0,25	0,75
Cynosurus echinatus	0,00	0,50	7,75	2,00	0,25	0,00
Cynosurus sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
Dactylis glomerata	5,00	11,00	17,00	3,50	18,75	14,25
Daphne gnidium	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,25
Daucus carota	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Echium plantagineum	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25
Echium sp.	3,25	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
Erica erigena	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
Erica sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Erica umbellata	0,50	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
Ericaceae	0,75	0,50	0,25	2,50	1,00	1,50

Anexo V.4 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas na Vilarinha (continuação).

ESPÉCIES	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Erodium sp.	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Inflorescência	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00
Fagaceae	0,75	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00
Festuca sp.	0,00	0,00	0,25	1,00	0,00	0,25
Fruto	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00	0,00
Genista sp.	4,25	0,25	0,00	1,75	0,25	0,00
Genista triacanthos	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,50
Geraniaceae	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Gladiolus illyricus	0,00	0,25	0,00	0,25	0,00	0,75
Gramineae	12,25	25,25	21,75	6,75	13,50	17,50
Halimium halimifolium	0,50	0,00	1,25	1,50	0,75	0,00
Halimium sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Holcus sp.	3,50	0,00	2,25	1,75	2,00	0,00
Hordeum murinum	0,25	1,25	0,25	0,00	0,75	1,25
Hordeum sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,25
Hymenocarpus lotoides	0,00	0,25	0,00	0,75	0,00	0,00
Iridaceae	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,25
Juncus sp.	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,50
Labiatae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Lamarckia aurea	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	3,00
Lavandula luisierii	4,75	1,00	5,00	1,25	1,50	0,00
Lavatera olbia	1,50	0,00	0,75	0,75	1,00	0,50
Leguminosae	7,25	4,50	2,75	2,50	5,25	0,25
Liliaceae	2,75	0,50	0,00	1,75	0,00	1,75
Lotus hispidus	0,25	0,25	0,25	0,25	0,00	0,25
Lotus ornithopodioides	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Lotus sp.	0,25	0,00	0,25	0,00	0,00	0,50
Lupinus luteos	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Malva hispanica	5,00	4,50	0,75	3,25	0,25	19,00
Micropyrum sp.	0,25	0,00	0,25	4,50	1,25	0,25
Não Identificado	6,00	4,75	5,00	5,75	6,75	6,00
Oleaceae	0,00	0,25	0,00	0,50	0,00	0,00
Orchis mascula	2,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ornithogalum broteroi	0,00	0,25	0,00	4,25	0,00	0,00
Ornithogalum unifolium	0,25	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00
Ornithopus sp.	0,00	0,00	2,00	2,00	0,00	0,00
Papaver somniferum	0,00	0,00	0,75	0,25	3,00	0,25
Pétala	0,00	0,00	2,00	0,25	0,25	0,50
Phalaris sp.	0,50	0,50	0,25	4,75	3,00	0,00
Phillyrea angustifolia	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00
Pinus pinaster	1,50	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00

Anexo V.4 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes espécies vegetais consumidas na Vilarinha (continuação).

ESPÉCIES	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Pinus sp.	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Pistacia lentiscus	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,25
Plantago sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
Polygonaceae	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Pulicaria odora	2,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25
Raphanus raphanistrum	0,50	0,00	2,00	1,75	2,50	0,00
Resedaceae	0,25	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
Rhamnus alaternus	0,50	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00
Rubus sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Rumex bucephalorus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Rumex induratus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Rumex sp.	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	2,25
Salvia officinalis	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,25
Sanguisorba minor	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
Scilla monophyllos	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Secale cereale	0,25	4,00	1,00	1,00	2,00	3,00
Senecio jacobaea	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Senecio lividus	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00
Senecio sp.	0,00	0,25	0,75	0,25	0,00	0,50
Senecio vulgaris	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Sesamoides purpurascens	0,00	0,50	0,00	1,00	0,00	2,75
Silene sp.	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Sinapis arvensis	0,00	0,00	0,75	0,25	0,00	0,25
Spergula arvensis	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00
Spergularia bocconei	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,25
Thapsia villosa	0,00	1,00	0,00	0,50	0,00	0,25
Thymus camphoratus	0,00	8,75	0,00	0,00	0,00	0,00
Thymus sp.	2,00	0,50	0,00	0,25	0,75	0,25
Tolpis barbata	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Trifolium sp.	13,00	9,25	8,25	2,00	4,50	0,50
Trifolium subterraneum	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00
Triseteria sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,50
Tuberaria plantaginea	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
Umbelliferae	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
Urginea maritima	0,00	0,25	0,00	0,50	0,00	0,00

Anexo VI.1 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes famílias consumidas em Monte Serrada.

FAMÍLIAS	Out-01	Dez-01	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
ANACARDIACEAE	0,00	0,00	0,00	1,25	0,00	0,00
CAMPANULACEAE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,25
CARYOPHYLLACEAE	4,50	0,00	0,48	5,50	0,25	2,25
CISTACEAE	2,50	4,00	1,90	9,25	3,25	8,25
COMPOSITAE	9,25	0,25	30,00	3,50	5,75	2,50
CRUCIFERAE	2,00	0,25	6,67	7,00	1,75	17,25
ERICACEAE	7,25	0,00	2,86	12,75	3,75	2,00
FAGACEAE	0,25	0,75	0,48	0,00	0,00	0,75
GENTIANACEAE	0,00	0,25	0,48	0,00	0,75	0,00
GRAMINEAE	43,25	83,00	25,24	20,25	61,75	29,75
IRIDACEAE	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
LABIATAE	3,00	0,00	0,95	1,75	1,75	4,75
LEGUMINOSAE	5,25	0,00	18,57	20,50	3,75	11,25
LILIACEAE	3,50	1,50	0,00	3,50	4,25	4,25
MALVACEAE	0,25	0,75	0,48	0,25	1,00	4,25
Não Identificado	13,50	8,50	9,52	10,50	8,50	7,75
OLEACEAE	1,50	0,25	0,00	0,00	2,00	2,50
ORCHIDACEAE	0,25	0,00	0,00	0,00	0,25	0,50
PAPAVERACEAE	0,00	0,00	1,91	0,00	0,25	0,00
POLYGONACEAE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
PRIMULACEAE	0,75	0,00	0,00	0,75	0,00	0,25
RESEDACEAE	0,25	0,25	0,00	0,25	0,00	0,00
RHAMNACEAE	1,00	0,25	0,00	0,75	0,00	0,00
ROSACEAE	0,00	0,00	0,00	1,50	0,00	0,50
THYMELAEACEAE	0,50	0,00	0,00	0,50	0,00	1,00
UMBELLIFERAE	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
VALERIANACEAE	0,00	0,00	0,48	0,00	0,25	0,00

Anexo VI.2 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes famílias consumidas no Cadaveiro.

FAMÍLIAS	Out-01	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Ago-02	Out-02
ANACARDIACEAE	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BORRAGINACEAE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
CAMPANULACEAE	0,00	0,00	0,25	0,00	0,25	0,75
CARYOPHYLLACEAE	7,50	5,50	14,25	0,25	1,00	1,25
CISTACEAE	16,50	20,75	1,50	10,75	12,25	14,25
COMPOSITAE	7,25	4,25	5,75	2,00	4,25	6,25
CRUCIFERAE	4,25	0,75	7,50	0,25	1,50	3,00
ERICACEAE	2,25	6,00	3,00	2,50	2,50	2,00
FAGACEAE	1,25	0,75	2,00	0,00	0,00	0,00
GENTIANACEAE	0,25	0,25	0,00	0,00	0,00	1,00
GRAMINEAE	28,50	28,00	34,75	29,00	13,00	23,50
IRIDACEAE	0,00	0,50	0,00	0,25	0,00	0,75
LABIATAE	3,00	2,50	5,50	3,75	9,00	5,50
LEGUMINOSAE	3,25	8,25	11,00	28,25	32,50	25,00
LILIACEAE	0,00	1,50	0,00	1,25	2,25	0,75
MALVACEAE	3,00	2,50	0,75	5,75	4,25	3,00
Não Identificado	13,25	13,00	9,75	10,75	9,50	9,50
OLEACEAE	0,75	0,25	0,50	0,50	0,25	0,50
ORCHIDACEAE	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
PAPAVERACEAE	0,25	2,00	2,25	3,50	2,75	0,00
POLYGONACEAE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
PRIMULACEAE	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00
RESEDACEAE	0,25	0,50	0,00	0,75	0,00	0,00
RHAMNACEAE	0,75	0,00	1,00	0,00	1,25	1,25
ROSACEAE	4,50	0,00	0,25	0,00	0,25	0,00
SCROPHULARIACEAE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
THYMELAEACEAE	2,00	1,50	0,00	0,25	2,25	1,00
UMBELLIFERAE	0,00	0,75	0,00	0,00	0,50	0,25

Anexo VI.3 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes famílias consumidas nos Cabeços da Bordeira.

FAMÍLIAS	Out-01	Dez-01	Fev-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
CAMPANULACEAE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
CARYOPHYLLACEAE	3,50	0,67	0,25	10,75	0,75	1,25
CISTACEAE	4,00	7,00	17,50	4,50	4,00	8,25
COMPOSITAE	18,50	14,33	5,50	4,75	2,50	9,00
CRUCIFERAE	2,75	1,00	0,25	7,25	7,75	0,75
ERICACEAE	2,75	0,33	4,25	9,50	0,25	0,25
FAGACEAE	0,00	3,00	1,75	4,50	0,00	2,50
GENTIANACEAE	0,25	2,67	0,50	0,00	0,25	0,25
GERANIACEAE	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00
GRAMINEAE	46,50	46,67	27,00	21,00	56,75	36,25
IRIDACEAE	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00
LABIATAE	6,75	0,33	6,50	6,75	6,00	9,75
LEGUMINOSAE	4,25	5,67	17,50	14,50	6,25	12,50
LILIACEAE	0,25	2,00	0,00	3,50	1,50	0,25
MALVACEAE	0,00	2,67	4,50	0,25	1,50	6,25
Não Identificado	7,25	8,00	7,00	9,75	10,50	8,00
OLEACEAE	0,00	0,00	2,25	2,50	0,75	2,00
PAPAVERACEAE	0,50	0,67	1,25	0,00	0,00	1,00
POLYGONACEAE	0,25	0,33	0,75	0,00	0,50	0,25
PRIMULACEAE	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
RESEDACEAE	0,50	1,33	0,25	0,00	0,00	0,00
RHAMNACEAE	0,00	1,00	0,00	0,50	0,00	1,00
ROSACEAE	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,25
THYMELAEACEAE	0,25	0,33	2,75	0,00	0,00	0,25
UMBELLIFERAE	0,50	1,33	0,00	0,00	0,50	0,00
VALERIANACEAE	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Anexo VI.4 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes famílias consumidas na Vilarinha.

FAMÍLIAS	Dez-01	Fev-02	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
ANACARDIACEAE	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,25
BORRAGINACEAE	3,25	0,25	0,00	0,00	0,50	0,25
CAMPANULACEAE	0,00	0,25	0,00	0,50	0,00	0,25
CARYOPHYLLACEAE	3,25	0,00	0,50	7,00	0,00	0,25
CISTACEAE	3,75	6,25	3,25	10,00	5,00	4,00
COMPOSITAE	6,25	4,25	2,75	6,25	6,00	5,25
CRUCIFERAE	0,50	0,00	2,75	2,25	2,50	0,25
ERICACEAE	1,25	0,50	0,25	3,25	1,75	1,75
FAGACEAE	0,75	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00
GENTIANACEAE	3,00	0,00	0,00	0,50	0,00	2,25
GERANIACEAE	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00
GRAMINEAE	25,50	45,75	63,75	29,75	59,00	46,75
IRIDACEAE	0,00	0,25	0,50	0,25	0,00	1,00
JUNCACEAE	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,50
LABIATAE	6,75	10,25	5,00	2,00	2,50	0,50
LEGUMINOSAE	24,75	15,25	13,25	9,50	10,00	2,00
LILIACEAE	3,00	1,25	0,00	7,75	0,00	2,00
MALVACEAE	6,50	4,50	1,50	4,00	1,25	19,50
Não Identificado	6,00	6,75	5,25	10,25	7,00	6,50
ORCHIDACEAE	2,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OLEACEAE	0,00	0,25	0,00	1,00	0,00	0,00
PAPAVERACEAE	0,00	0,00	0,75	0,25	3,00	0,25
PINACEAE	1,50	0,25	0,00	0,50	0,00	0,00
PLANTAGINACEAE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00
POLYGONACEAE	0,00	0,50	0,00	0,25	0,00	2,75
PRIMULACEAE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
RESEDACEAE	0,25	0,50	0,00	1,00	0,00	2,75
RHAMNACEAE	0,50	0,00	0,00	1,00	0,25	0,00
ROSACEAE	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,25
THYMELAEACEAE	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,25
UMBELLIFERAE	0,00	1,00	0,50	0,50	0,00	0,25
VALERIANACEAE	0,00	0,25	0,00	0,00	0,75	0,00

Anexo VII.1 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes porções de plantas consumidas em Monte Serrada.

PORÇÕES PLANTAS	Out-01	Dez-01	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Caule	2,50	1,25	1,43	3,25	0,25	2,00
Flor	1,25	0,25	6,67	1,75	1,75	0,50
Folha	69,00	84,75	45,71	72,00	57,00	64,50
Fruto	0,00	0,00	0,48	0,00	0,00	0,25
Inflorescência	10,75	5,25	6,19	5,00	28,00	8,00
Não Identificado	11,00	6,50	9,52	8,50	8,50	4,50
Pétala	5,50	0,00	30,00	7,75	4,50	19,25
Semente	0,00	1,75	0,00	1,75	0,00	1,00
Tricoma	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00

Anexo VII.2 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes porções de plantas consumidas no Cadaveiro.

PORÇÕES PLANTAS	Out-01	Dez-01	Abr-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Caule	7,75	0,25	1,00	0,50	1,75	0,75
Flor	4,25	0,25	6,00	0,00	0,25	1,50
Folha	51,50	73,25	72,75	84,00	82,50	72,75
Fruto	0,50	0,00	2,25	0,00	0,50	0,00
Inflorescência	9,75	5,00	5,25	4,25	1,75	7,25
Não Identificado	7,00	10,50	9,25	9,25	7,50	8,00
Pétala	9,00	2,50	3,00	1,75	2,50	5,25
Semente	10,25	8,25	0,00	0,25	2,25	4,50
Sépala	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00
Tricoma	0,00	0,00	0,50	0,00	0,50	0,00

Anexo VII.3 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes porções de plantas consumidas nos Cabeços da Bordeira.

PORÇÕES PLANTAS	Out-01	Dez-01	Fev-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Caule	0,00	1,67	1,00	0,75	4,50	0,50
Flor	2,50	0,00	0,00	7,25	6,00	0,50
Folha	51,00	76,33	93,5	77,75	54,5	85,75
Fruto	1,50	0,00	0,00	0,00	0,50	0,25
Inflorescência	25,75	1,00	1,50	1,50	21,5	0,75
Não Identificado	5,25	7,00	0,00	9,50	6,25	7,50
Pétala	13,25	13,33	3,50	1,00	5,75	4,50
Semente	0,75	0,33	0,50	1,25	1,00	0,25
Sépala	0,00	0,33	0,00	1,00	0,00	0,00

Anexo VII.4 – Variação temporal da frequência relativa das diferentes porções de plantas consumidas na Vilarinha.

PORÇÕES PLANTAS	Out-01	Dez-01	Fev-02	Jun-02	Ago-02	Out-02
Caule	0,00	1,75	2,00	1,50	1,75	0,75
Flor	0,50	0,00	2,00	1,50	2,50	0,00
Folha	82,75	88,00	70,25	73,75	58,25	86,75
Fruto	0,00	0,00	1,00	0,50	1,25	0,00
Inflorescência	4,00	1,75	17,75	11,00	27,75	0,00
Não Identificado	6,00	0,00	5,25	0,00	6,75	6,00
Pétala	5,50	3,25	1,75	4,25	1,75	3,50
Semente	1,25	0,25	0,00	1,50	0,00	3,00
Sépala	0,00	0,25	0,00	0,25	0,00	0,00