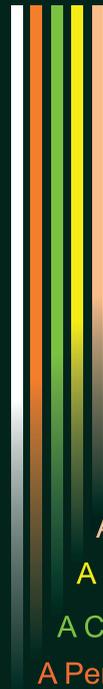


## Gestão de recursos cinegéticos no arquipélago dos Açores



A Galinhola

A Narceja

A Codorniz

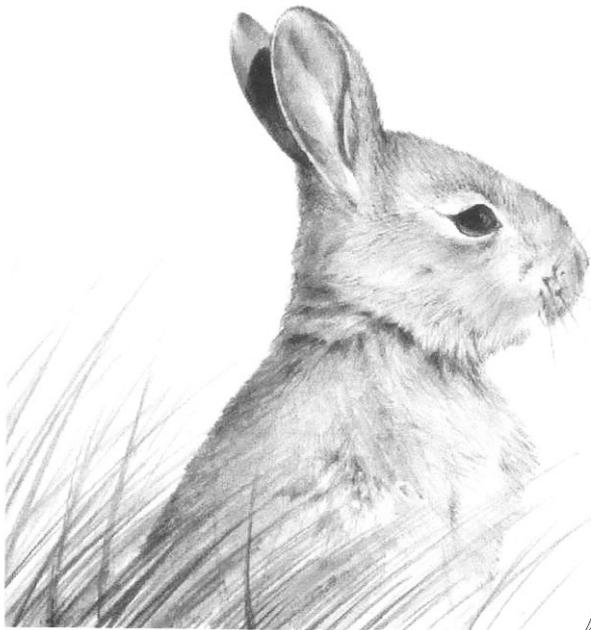
A Perdiz-cinzenta

O Coelho-bravo

## Gestão de recursos cinegéticos no arquipélago dos Açores



O Coelho-bravo



## **Ficha Técnica:**

---

**Autores:** Catarina Ferreira, Tiago Rodrigues, Manuel Leitão, Joana Paupério, David Gonçalves & Paulo Célio Alves

**Fotografias:** Tiago Rodrigues (páginas 4, 19), Manuel Leitão (páginas 9, 16, 19, 36, 39, 40),

**Desenhos e Capa:** Jorge Coutinho

**Edição:** CIBIO-UP e Direção Regional dos Recursos Florestais

**Impressão:** Greca Artes Gráficas

**Tiragem:** 1000 ex.

**Depósito Legal:** 344160/12

**ISBN:** 978-989-97418-3-6

Maio 2012

**Citação recomendada:** Ferreira, C., Rodrigues, T., Leitão, M., Paupério, J., Gonçalves, D. & Alves, P.C. (2012). Gestão de recursos cinegéticos no arquipélago dos Açores - O Coelho-bravo. CIBIO-UP e Direção Regional dos Recursos Florestais, Porto.

---

## **Nota prévia**

Nos últimos anos o Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO, Universidade do Porto) tem cooperado com a Direção Regional dos Recursos Florestais (DRRF) no desenvolvimento de estudos sobre várias espécies cinegéticas no arquipélago dos Açores.

Dada a sua grande relevância na região, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) tem sido uma das principais espécies-alvo desta cooperação. Assim, a presente publicação, além de apresentar aspetos gerais da biologia e gestão da espécie, tem por objetivo principal divulgar a informação recolhida ao longo de vários anos (2005 a 2011), nas ilhas das Flores, São Jorge e São Miguel.



# Índice

<b>I. INTRODUÇÃO HISTÓRICA</b> .....	1
<b>I.1 O COELHO-BRAVO NA PENÍNSULA IBÉRICA</b> .....	2
<b>II. ASPECTOS DA BIOLOGIA DO COELHO-BRAVO</b> .....	4
<b>II.1 CARACTERIZAÇÃO MORFOLÓGICA DA ESPÉCIE</b> .....	4
<b>II.1.1 Distinção de sexos e idades</b> .....	4
<b>II.2 REPRODUÇÃO</b> .....	7
<b>II.3 SELEÇÃO DE HABITAT E ALIMENTAÇÃO</b> .....	10
<b>II.4 COMPORTAMENTO</b> .....	11
<b>III – O COELHO-BRAVO NO ARQUIPÉLAGO DOS AÇORES</b> .....	13
<b>III.1 INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>III.2 ABUNDÂNCIA RELATIVA DE COELHO-BRAVO</b> .....	17
<b>III.3 DINÂMICA POPULACIONAL: CICLO REPRODUTIVO             E PADRÃO DE RECRUTAMENTO</b> .....	25
<b>III.3.1 Alguns parâmetros reprodutores do coelho-bravo recolhidos                 nas ilhas das Flores e de São Miguel</b> .....	25
<b>III.3.2 Padrão de recrutamento da população de coelho-bravo</b> .....	35
<b>III.4 MONITORIZAÇÃO DA ATIVIDADE CINEGÉTICA</b> .....	39
<b>IV – CONCLUSÕES</b> .....	49
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	54



## I. INTRODUÇÃO HISTÓRICA

A introdução do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) nas ilhas atlânticas (arquipélagos dos Açores, Madeira e Canárias; Figura 1) foi realizada pelos navegadores portugueses e espanhóis, durante o período dos Descobrimentos (Ferrand, 2008). Foi D. Afonso V quem mandou plantar várias espécies vegetais e introduzir coelhos nos Açores, antes e depois de conceder autorização (em 1439) para povoar as ilhas do arquipélago (Frutuoso, 1522-1591<sup>1</sup>).



**Figura 1.** Distribuição das duas subespécies reconhecidas de coelho-bravo na Península Ibérica (adaptado de Carneiro, 2010). O arquipélago dos Açores foi colonizado com coelhos provenientes da região de distribuição de *O. c. algerius*.

<sup>1</sup>As referências aos textos de Gaspar Frutuoso dizem respeito à sua obra *Saudades da Terra*, escrita maioritariamente na segunda metade do séc. XVI e apenas publicada em meados do século XX. Para o presente trabalho utilizou-se a edição integral de 2005.



Dados genéticos demonstram que essa introdução foi realizada utilizando animais pertencentes à subespécie *O. c. algirus*, provenientes de Portugal Continental (e eventualmente do Arquipélago da Madeira), uma vez que as populações de coelho-bravo dos Açores pertencem todas a esta subespécie (Ferrand, 2008; Figura 1).

A dispersão por diferentes continentes, ainda que mediada pelo Homem, evidencia a capacidade do coelho-bravo para colonizar ambientes muito diferentes (Flux, 1994). Trata-se de uma espécie extremamente plástica, de um ponto de vista ecológico (Lees & Bell, 2008), e como a maioria das espécies colonizadoras, é capaz de se adaptar a um espectro variado de condições ambientais. Este facto é comprovado pela ocorrência do coelho-bravo em locais com variadíssimos tipos de habitat e sujeitos a diferentes condições climáticas (desde zonas áridas a árticas) e em mais de 800 ilhas dispersas por todo o mundo (Armstrong, 1982; Flux & Fullagar, 1992). Por outro lado, vários estudos demonstraram a capacidade que os coelhos têm para se adaptarem a diferentes composições das comunidades de predadores (Barrio *et al.*, 2010b), a níveis diferentes de pressão de predação (Jaksic & Soriguer, 1981; Lombardi *et al.*, 2003) e de disponibilidade de alimento.

## 1.1 O COELHO-BRAVO NA PENÍNSULA IBÉRICA

No passado, o coelho-bravo era extremamente abundante na Península Ibérica. Esta parece ser, inclusive, a origem do nome *Hispania*, uma latinização da expressão fenícia *i-shepham-im*, que poderia significar “costa ou ilha de coelhos” (García-Bellido, 1945). Contudo, as populações de coelho-bravo têm vindo a diminuir consideravelmente desde o princípio do século XX, atingindo atualmente níveis de abundância muito inferiores aos registados historicamente. Os principais fatores que explicam esta diminuição são a perda e fragmentação do habitat (Delibes-Mateos *et al.*,



2010) e a incidência de duas doenças virais, a mixomatose nos anos 50 (Muñoz, 1960) e a doença hemorrágica viral (DHV) no final dos anos 80 (Villafuerte *et al.*, 1994). Outros fatores, como a exploração cinegética pouco sustentada (Williams *et al.*, 2007), a predação (Villafuerte, 1994; Moreno *et al.*, 2007) ou as alterações climáticas (Tablado, 2009) têm vindo a contribuir para a redução das populações deste pequeno mamífero no continente.

O declínio generalizado do coelho-bravo nas últimas décadas foi, por si só, responsável pela classificação recente desta espécie como *Vulnerável* e *Quase Ameaçada* no Livro Vermelho dos Vertebrados de Espanha (Villafuerte & Delibes-Mateos, 2007) e Portugal (Cabral *et al.*, 2005), respetivamente, segundo critérios da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN). A maior parte das populações de coelho-bravo ainda se encontra em declínio em diferentes regiões da Península Ibérica, sendo que as tendências são predominantemente negativas no centro-sul e nordeste de Espanha, bem como em Portugal (Delibes-Mateos *et al.*, 2009; Ferreira *et al.*, 2010).



## II. ASPECTOS DA BIOLOGIA DO COELHO-BRAVO

### II.1 CARACTERIZAÇÃO MORFOLÓGICA DA ESPÉCIE

O coelho-bravo é um mamífero de pequeno porte (Figura 2). Os exemplares da subespécie *O. c. algirus* apresentam um peso médio entre 0,9 kg e 1,3 kg. O dorso é de cor cinzento acastanhado e as partes inferiores são brancas. Por vezes aparecem indivíduos com



Figura 2. Coelho-bravo.

pelagem muito escura ou negra, ditos melânicos, inclusive nos Açores. A cauda é curta, com a parte inferior de cor branca. Tem as orelhas compridas, embora de menor tamanho do que as lebres. As extremidades posteriores, adaptadas à corrida, estão mais desenvolvidas do que as anteriores.

#### II.1.1 Distinção de sexos e idades

Os machos e as fêmeas apresentam tamanho e coloração similares, isto é, não existe dimorfismo sexual. A forma mais comum de identificar o sexo dos coelhos consiste na observação direta dos órgãos genitais externos (Figura 3), sendo, para tal, necessária a captura e manipulação dos animais. Em todo o caso, o sexo dos coelhos só é diferenciável a partir das 4 semanas de idade, pelo que em animais muito jovens é difícil distinguir o sexo.

A observação de testículos externos, ou em posição escrotal, assegura tratar-se de um macho. Contudo, a ausência destes no exterior não significa obrigatoriamente que seja uma fêmea, podendo tratar-se de um jovem

macho ou de um macho adulto com testículos internos, uma vez que estes são apenas visíveis externamente durante o período reprodutivo.

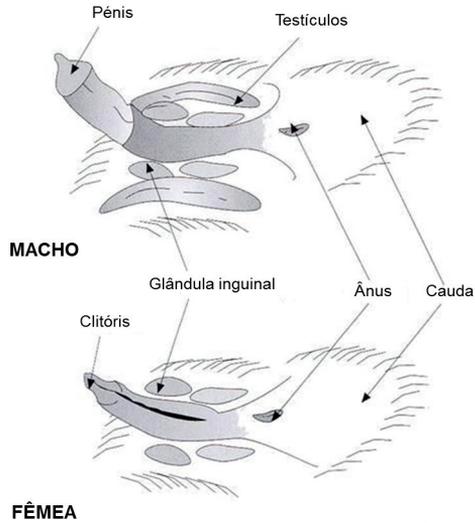
Os coelhos jovens podem-se distinguir dos adultos das seguintes formas:

a) Pelo peso corporal - Em geral considera-se um animal adulto quando este ultrapassa os 800 g. Embora simples, este método não é muito preciso já que o peso corporal depende diretamente da quantidade e qualidade de alimento disponível, que condicionam a condição física do animal, podendo, em condições muito favoráveis, um coelho com poucos meses atingir o peso e tamanho corporal de um adulto.

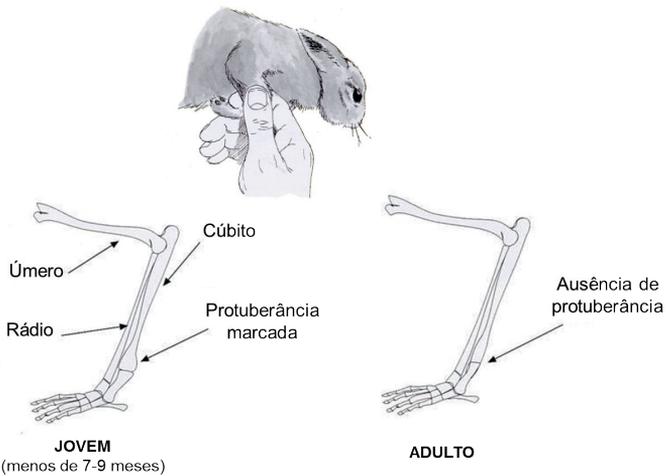
b) Através da palpação da epífise distal do cúbito localizada nas patas anteriores (Figura 4) - Este método permite detetar uma pequena saliência nos animais jovens, resultante do facto desta estrutura ainda não ter ossificado completamente. Depois dos 7 meses de vida esta estrutura ossifica passando os animais a ser considerados adultos.

c) Peso do cristalino do olho - Esta estrutura tem um crescimento contínuo ao longo da vida destes animais (estabilizando depois do crescimento corporal ter terminado), não é afetado por fatores nutricionais e é independente do sexo (Dudzinski & Mykytowicz, 1961; Augusteyn, 2007), pelo que a sua pesagem permite obter um cálculo exato da idade. Esta metodologia implica, contudo, o sacrifício do animal e o recurso a algum material de laboratório (como balanças de precisão e estufa), nem sempre de fácil acesso. No entanto, este método apresenta uma grande sensibilidade, podendo mesmo estimar a idade em dias, dada a existência de curvas de calibração. Por outro lado, é um método de simples aplicação durante a época cinegética, e pode fornecer informações adicionais sobre o ciclo e o sucesso da reprodução.





**Figura 3.** Distinção entre sexos no coelho-bravo através da observação dos órgãos genitais externos (adaptado de Ballesteros, 1998).



**Figura 4.** Distinção da idade (em jovens e adultos) por palpação do cúbito (adaptado de Ballesteros, 1998).



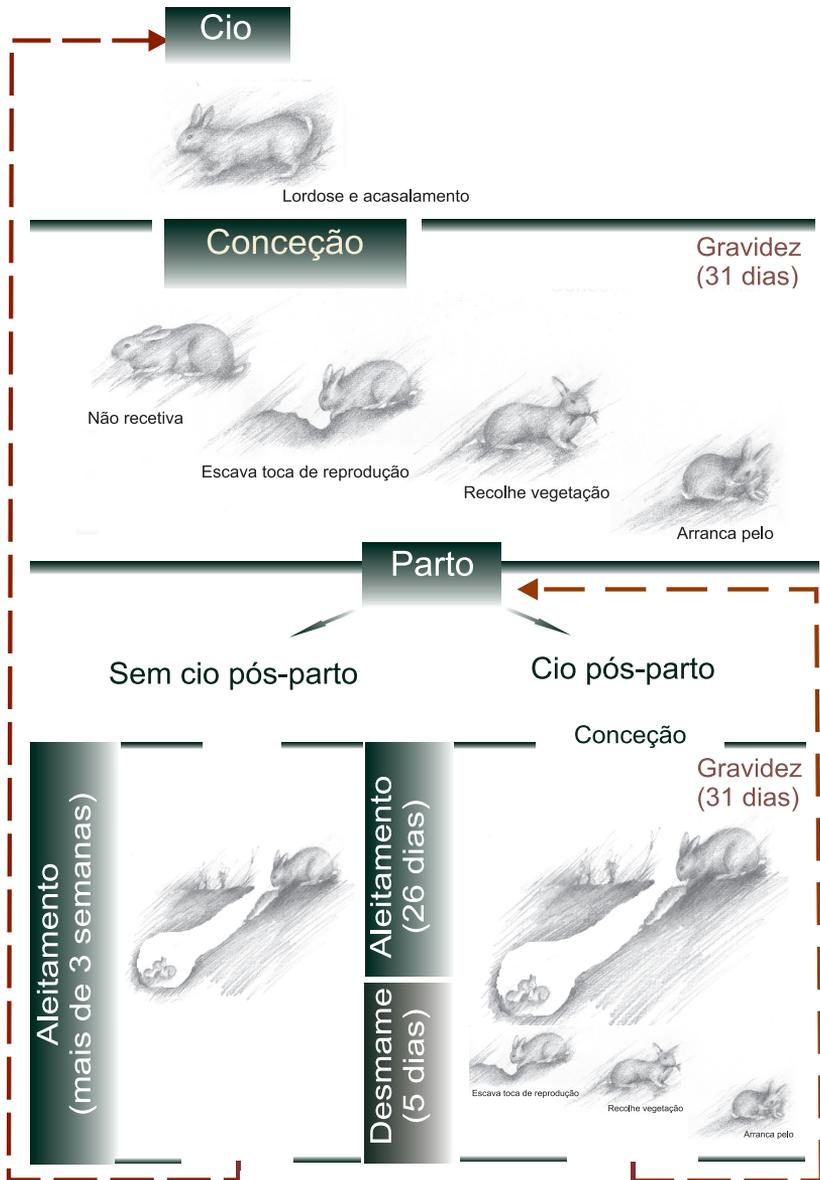
## II.2 REPRODUÇÃO

O reconhecido potencial reprodutivo dos coelhos advém de algumas características reprodutoras que se mantêm constantes ao longo da sua área de distribuição. Por exemplo, possuem uma maturidade sexual precoce, um curto período de gestação e um cio pós-parto (as fêmeas podem ficar prenhes logo após o parto; Figura 5), o que implica que a gestação e a lactação podem ocorrer em simultâneo (Bautista *et al.*, 2008). Por outro lado, as fêmeas são capazes de se reproduzir no seu primeiro ano de vida. O tamanho médio de ninhada é de cerca de 4 crias (no caso da subespécie *O. c. algirus*, Portugal continental, Gonçalves *et al.*, 2002; Tabela I).

**Tabela I.** Tamanhos médios da ninhada para coelhos *O. c. algirus* e *O. c. cuniculus* provenientes de populações ibéricas continentais e açorianas. *Nota:* \* estimado usando número de crias no ninho.

Subespécie Região	Tamanho médio da ninhada	Localização	Referência
<i>O. c. algirus</i>			
Sudoeste Espanha	3,2	Serra Morena	Soriguer (1981)
	3,5*	P.N. Doñana	Villafuerte (1994)
	3,9	P.N. Doñana	Delibes & Calderón (1979)
Centro/Sul Portugal	3,5	Contenda	Ribeiro (1977)
	3,9	Pancas	Gonçalves <i>et al.</i> (2002)
	4,2	Santarém	Alves (1994)
	4,4	Vila Viçosa	Alves (1994)
Açores Portugal	5,2	Faial	Carvalho <i>et al.</i> (1994)
	<b>3,7</b>	<b>Flores</b>	<b>Este estudo</b>
<i>O. c. cuniculus</i>			
Este Espanha	5,3	Alicante	Arques (2000)
Norte Espanha	4,1	Navarra	Rogers <i>et al.</i> (1994)





**Figura 5.** Esquema do ciclo reprodutivo do coelho-bravo, ilustrando o padrão típico de comportamento materno e a possível produção sobreposta de ninhadas (adaptado de Bautista *et al.*, 2008).



Dado que a gestação dura 31 dias, as fêmeas podem produzir potencialmente até 12 ninhadas por ano; no entanto, em geral têm entre 3 e 5 ninhadas.

Estes parâmetros são, porém, modelados por outros aspetos reprodutivos, que podem variar consideravelmente entre regiões, e que são determinados pelas condições ambientais e características individuais (Tablado *et al.*, 2009).

A ovulação das fêmeas não é um fenómeno espontâneo, ocorrendo, geralmente, cerca de 12 horas após a cópula (ovulação induzida pela cópula com o macho). Este processo é quase sempre seguido de gestação, porém algumas fêmeas podem apresentar os sinais típicos da gestação sem se encontrarem prenhes (fenómeno designado por pseudogestação). Os láparos nascem em pequenas câmaras escavadas a pouca profundidade pela fêmea uns dias antes do parto, sendo revestidas por vegetação e pelo que as coelhas arrancam da sua própria barriga



**Figura 6.** Láparos numa toca de reprodução (São Miguel).

(Figuras 5 e 6). Durante aproximadamente as primeiras três semanas após o parto, a fêmea acede à câmara onde estão as crias apenas uma vez ao dia, onde permanece apenas uns breves minutos para as amamentar; quando abandona a câmara, a fêmea tapa a entrada com terra (Zarrow *et al.*, 1965; Bautista *et al.*, 2008). Quando nascem, as crias têm um peso de 35-45g, não possuem pelo e são cegas. A primeira pelagem começa a aparecer aos 5 dias de idade e abrem os olhos entre os 10 e os 12 dias. Os láparos saem das



câmaras de cria ao final de 3 semanas de vida, apresentando um peso entre 150 e 200 g (Villafuerte, 1994). A partir desta idade, o crescimento é muito rápido, adquirindo aos três meses de idade 80% do seu peso definitivo (Villafuerte, 1994).

Em climas mediterrânicos, o padrão de reprodução do coelho-bravo é determinado maioritariamente pelas condições climáticas (variações térmicas, precipitação) e pela disponibilidade de alimento fresco (já que a quantidade de proteína é a que determina a entrada das fêmeas em cio, ex. Gonçalves *et al.*, 2002), mas também pelo tipo de solo (adequado ou não para a escavação de tocas), predação e, mais recentemente, pela introdução de agentes patogénicos (ex. Cotilla *et al.*, 2010), o que por sua vez influencia as flutuações populacionais intra-anuais. No sul da Península Ibérica, na sua área de distribuição natural, o período reprodutivo estende-se normalmente de Novembro a Junho, com um pico anual de abundância no fim de Maio, devido ao recrutamento juvenil (Gonçalves *et al.*, 2002).

### II.3 SELEÇÃO DE HABITAT E ALIMENTAÇÃO

Os coelhos podem ocupar uma grande variedade de habitats, apesar de preferirem zonas de clima mediterrânico, planas ou suavemente onduladas e revestidas por um mosaico de bosques, matos, solo nu e pastagens. Um fator limitante é a altitude, sendo uma espécie rara a partir dos 1500 metros de altitude (mas ver Flux, 2001). Também as baixas temperaturas e os níveis elevados de precipitação são fatores que condicionam a distribuição da espécie. A presença de solos maleáveis, que permitam escavar facilmente as tocas, é um fator que proporciona a sua ocorrência, embora existam populações que ocupam zonas de solos pedregosos onde os coelhos se escondem e constroem as tocas no interior da vegetação e entre as pedras (Palomares, 2003).



Apesar da elevada plasticidade, os coelhos mostram preferência pelos mosaicos paisagísticos que fornecem contiguamente tanto refúgio como alimento (Calvete *et al.*, 2004; Lombardi *et al.*, 2007). Podem alimentar-se da maior parte das espécies vegetais e apresentam uma taxa de conversão de alimento e digestão proteica extremamente eficazes através da coprofagia (reingestão das fezes; Hirakawa, 2001), o que os torna adaptáveis e resistentes a condições adversas (Stott, 2008). Apesar da herbivoria do coelho ser seletiva (Diaz, 2000) e preferirem alimentar-se de gramíneas, leguminosas e compostas altamente nutritivas, com baixo teor em fibra mas palatáveis (Soriguer, 1988), os coelhos podem ser forçados a alimentarem-se de outras plantas menos nutritivas, modificando a sua dieta durante períodos de escassez de alimento (Ferreira & Alves, 2009).

## II.4 COMPORTAMENTO

Os coelhos apresentam uma atividade essencialmente crepuscular e noturna, sendo durante os meses de primavera e verão que se observa uma maior atividade diurna (Villafuerte *et al.*, 1993; Diez *et al.*, 2005). O ritmo de atividade está intimamente associado com estratégias anti-predatórias, que condicionam os padrões de uso do habitat. Desta forma, os coelhos são mais ativos durante a noite em zonas abertas, refugiando-se durante o dia nas tocas ou no interior da vegetação (Villafuerte, 1994; Moreno *et al.*, 1996).

O coelho-bravo é um animal gregário para o qual a unidade social básica é o grupo familiar, constituído normalmente por 4-5 indivíduos adultos (Cowan, 1987). A função principal destes grupos familiares é a reprodução e a vigilância cooperativa em relação aos predadores. Nestes grupos sociais, os machos apresentam uma relação hierárquica, que se manifesta como uma relação de dominância linear entre vários indivíduos (Myers & Poole, 1959)



ou simplesmente a dominância simultânea de um só macho sobre vários subordinados (Myers & Schneider, 1964). Esta relação de dominância parece determinar a prioridade dos machos no acesso às respectivas fêmeas. Por sua vez, as fêmeas apresentam um comportamento mais variável, oscilando entre a aparente tolerância mútua até ao desenvolvimento de hierarquias muito semelhantes às dos machos, hierarquização derivada da posse e utilização da toca durante a reprodução (Myers & Poole, 1959). Quando a densidade populacional aumenta, as taxas de agressão também aumentam, apesar de que, neste caso, o incremento de agressividade entre os machos dá-se contra machos de outros grupos sociais como resultado da defesa do território do grupo familiar e das fêmeas. Nestas últimas, o aumento de agressividade ocorre entre indivíduos do mesmo grupo social para manter o domínio sobre a utilização da toca principal e a defesa das crias (Parer & Libke, 1991). Os grupos familiares vivem sobre uma superfície média de 3 ha, apesar de estarem descritas áreas muito menores (0,5 ha) em zonas de alta qualidade do meio (Doñana, Lombardi *et al.* 2007) e muito superiores em áreas de habitat menos favorável (5-15 ha; Barrio, 2010). Esta área pode ser partilhada com outros grupos sociais, com os quais mantêm graus diferentes de relação (Parer & Libke, 1991; Villafuerte, 1994).



### III. O COELHO-BRAVO NO ARQUIPÉLAGO DOS AÇORES

---

#### III.1 INTRODUÇÃO

O coelho-bravo distribuiu-se por todo o arquipélago dos Açores, em densidades variáveis, com exceção da ilha do Corvo onde a espécie não ocorre (Mathias *et al.*, 1998). Historicamente, a introdução desta espécie em ambientes novos, onde a comunidade de predadores é menos complexa, resultou no crescimento exponencial das populações locais deste pequeno mamífero, normalmente com consequências, económicas e ecológicas, desastrosas (ex. Rogers *et al.*, 1994). Nos Açores, a introdução do coelho-bravo na época dos Descobrimentos teve o mesmo efeito. Como refere Gaspar Frutuoso (1522-1591), na sua obra "Saudades da Terra", no século XVI, o coelho-bravo não só se alimentava da flora natural como também causava grandes danos nos campos agrícolas.

Nos Açores a comunidade de predadores naturais do coelho-bravo é pouco diversa e é representada essencialmente por duas espécies de rapina: o "milhafre" (*Buteo buteo rothschildi*) e o bufo-pequeno (*Asio otus*) (Equipa Atlas, 2008). Os restantes potenciais predadores, o furão (*Mustela putorius furo*) e a doninha (*Mustela nivalis*) e, eventualmente, as ratazanas (*Rattus rattus* e *R. norvegicus*, sobretudo como predadores de láparos), são espécies introduzidas (Mathias *et al.*, 1998; Silva *et al.*, 2008). Existem ainda os cães e gatos domésticos e assilvestrados, cujo impacto de predação poderá ser importante, à semelhança do que se verificou noutros locais da Macaronésia (ex. Medina & Nogales, 2009).

Em relação às doenças virais, que são um fator determinante da distribuição e abundância do coelho-bravo no continente, o aparecimento da



doença hemorrágica viral (DHV) no final da década de 1980 terá provocado mortalidades muito elevadas nas populações desta espécie da maioria das ilhas (Carvalho & Almeida, 1991; Carvalho *et al.*, 1994). Em relação à mixomatose, embora um dos seus principais vetores (uma pulga: *Spilopsyllus cuniculi*) esteja presente no arquipélago (Carvalho *et al.*, 1994), até hoje não se conhecem casos de coelhos afetados com esta doença nos Açores.

Apesar de ser considerado muito abundante em algumas ilhas do arquipélago, o coelho-bravo apresenta uma distribuição bastante heterogénea. Pelo facto de se tratar, paralelamente, de uma espécie cinegética, o estudo da sua biologia neste ecossistema insular assume uma grande importância, já que é essencial para uma correta gestão da espécie. Foi neste contexto que, em 2006, se celebrou um protocolo de colaboração entre o Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO, Universidade do Porto) e a Direção Regional dos Recursos Florestais (DRRF), cujo principal objetivo era aprofundar o estudo da biologia de várias espécies de grande relevância cinegética no arquipélago, entre as quais se destacava o coelho-bravo, com o intuito de melhorar a gestão das suas populações. A área de atuação da referida cooperação estende-se por todo o arquipélago, sendo que os estudos sobre o coelho-bravo se realizam, atualmente, em todas as ilhas, à exceção do Corvo, onde a espécie não está presente. No entanto, o volume de informação recolhido até ao momento sobre esta espécie é variável em função do início dos trabalhos em cada ilha, razão pela qual nesta publicação se apresentam apenas os resultados obtidos nas ilhas para as quais existe um maior volume de informação acumulado, nomeadamente Flores, São Jorge e São Miguel.



## Breve caracterização das ilhas

As ilhas dos Açores são todas de origem vulcânica. O arquipélago possui um clima temperado oceânico, com fraca amplitude térmica diurna e anual, e uma quebra de precipitação no Verão, insuficiente para se poder identificar uma estação seca (Ferreira, 2005). O mês mais frio é Fevereiro, com temperatura média entre 13 e 14° C, e o mês mais quente Agosto, com temperatura média entre 21 e 23° C (Ferreira, 2005). A precipitação média anual atinge pelo menos 800 mm no litoral, podendo chegar aos 3500 mm no topo das ilhas montanhosas (talvez 4500 mm nos flancos mais altos do Vulcão do Pico), com os valores a aumentar do grupo oriental ao grupo ocidental, separados por 600 km (Ferreira, 2005). Em cada ilha, em função da altitude, as condições climáticas mudam ao longo das vertentes; subindo algumas centenas de metros em altitude, o clima torna-se hiper-húmido com descida gradual da temperatura. Para além da precipitação e da sua distribuição ao longo do ano, a forte humidade relativa do ar e a presença de um teto nebuloso relativamente baixo e persistente, contribuem para o clima húmido dos Açores (Ferreira, 2005). Enquanto a família das Lauráceas possui grande importância nas formações florestais dos outros arquipélagos da Macaronésia, nos Açores ela é substituída por elementos mais temperados-húmidos, como espécies dos géneros *Ilex*, *Vaccinium*, *Taxus* e *Juniperus*. Contudo, o tipo de folha laurifólia é ainda o dominante e a maioria destas florestas pertencem ao tipo Laurissilva (Dias, 1994). Desde a chegada dos primeiros colonos aos Açores a flora das ilhas tem sofrido profundas e irreversíveis modificações (Furtado, 1984; Pereira *et al.*, 1998). Nas últimas décadas a intensificação da pecuária levou à conversão de grandes áreas florestais em pastagens (Figura 7) e espécies exóticas como *Pittosporum undulatum* e *Acacia* sp. têm conquistado vastas áreas (Dias,



1994; Sjögren, 2000).

Algumas plantas deliberadamente introduzidas para fins ornamentais, tais como *Hedychium gardneranum*, *Gunnera tinctoria* e *Clethra arborea*, tornaram-se invasoras constituindo uma séria ameaça à vegetação natural existente



Figura 7. Paisagem da ilha de São Miguel.

(Sjögren, 2000, 2001;

Silva & Smith, 2004). Nos últimos anos ocorreu também um aumento significativo da floresta de produção, sendo a espécie mais utilizada a *Cryptomeria japonica*, uma conífera exótica.

A ilha das Flores situa-se no grupo ocidental, sendo a maior das duas ilhas que o compõem. Com uma forma aproximadamente elíptica (dimensões máximas de cerca de 16,5 km por 11,5 km), ocupa uma área de 143 km<sup>2</sup>, na sua maior parte constituída por terreno montanhoso, caracterizado por grandes ravinas e falésias; o ponto mais alto da ilha é o Morro Alto, a 914 m de altitude (França *et al.*, 2003). É frequentemente considerada como o território mais ocidental da Europa (fora do continente europeu). Na ilha das Flores, atualmente a caça ao coelho-bravo é permitida durante todo o ano.

A ilha de São Jorge situa-se no grupo central, tem uma área de 246 km<sup>2</sup>, cerca de 55 km de comprimento e uma largura máxima de cerca de 7 km (França *et al.*, 2003). É atravessada por uma cordilheira montanhosa que atinge a altitude máxima de 1053 m, no Pico da Esperança. A costa é em



geral rochosa, com arribas altas e escarpadas. Na ilha de São Jorge, atualmente a caça ao coelho-bravo também é permitida durante todo o ano.

A ilha de São Miguel, a maior e mais populosa dos Açores, situa-se no grupo oriental. Tem uma superfície de cerca de 747 km<sup>2</sup> e largura e comprimentos máximos, respetivamente, de 16 km e 66 km (França *et al.*, 2003). Numa parte significativa da sua superfície apresenta um relevo bastante acidentado, com vários maciços vulcânicos. Na Serra da Tronqueira, na região do Nordeste, está situado o ponto mais elevado da ilha, o Pico da Vara, com 1105 m de altitude. O período do ano em que é permitida a caça ao coelho-bravo (período venatório), decorre, geralmente, de Outubro a Dezembro.

### III.2 ABUNDÂNCIA RELATIVA DE COELHO-BRAVO

A monitorização é um dos aspetos chave na gestão de populações naturais e, em particular, de espécies cinegéticas. Existem diversos métodos descritos para o efeito, que se dividem, de um modo geral, em dois grandes grupos: os métodos diretos e os indiretos (Tellería, 1986). No primeiro grupo incluem-se a contagem direta de animais ao longo de percursos pré-definidos, que no caso dos coelhos, se faz normalmente com o auxílio de um veículo e de um foco de luz, já que a altura ideal para o fazer é no crepúsculo ou à noite (faroladas; ex. Marchandea & Gaudin, 1994; Barrio *et al.*, 2010a). Os métodos indiretos incluem todos aqueles que se baseiam na contabilização dos indícios de presença dos animais. No caso do coelho-bravo, estes incluem latrinas, excrementos dispersos, tocas, escavadelas (Delibes-Mateos *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2010) e menos frequentemente, pegadas e pressão de pastoreio na vegetação. A correlação entre métodos diretos e indiretos nem sempre é elevada (Palomares, 2001; Fernández-de-Simón *et al.*, 2011), pelo que é recomendável a utilização simultânea de



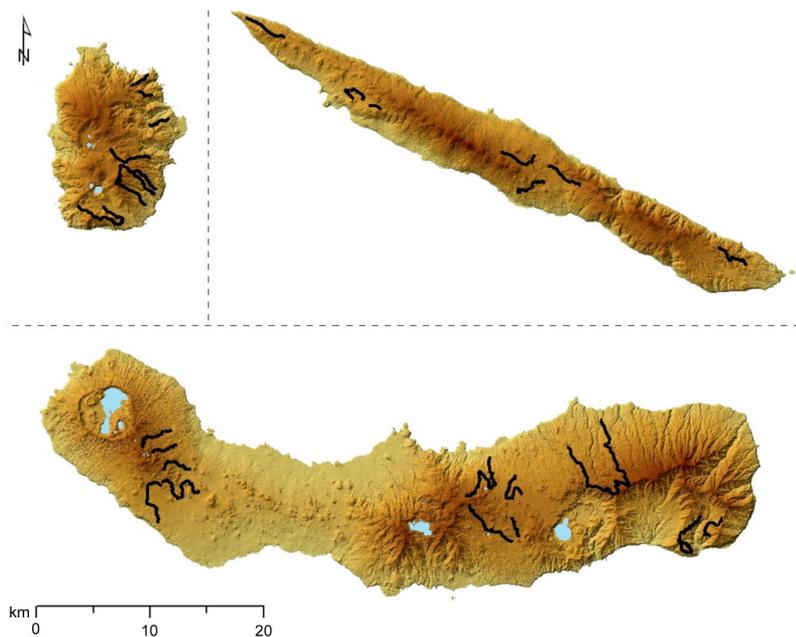
vários tipos de métodos, ou, no caso de impossibilidade da sua aplicação por questões logísticas ou de ausência de recursos, uma grande precaução na eleição do método, em função do objetivo pretendido e da sua aplicabilidade (condicionada, por exemplo, pelas características do meio).

O método de monitorização de coelho-bravo adotado no arquipélago dos Açores foi o da contagem direta de animais em transectos lineares. Este método é direto e a sua aplicação é generalizada, sendo adequado para regiões onde o coelho-bravo ocorre em densidades médias ou elevadas e a estrutura da paisagem proporciona uma boa visibilidade (Telleria, 1986; Moller *et al.*, 1996; Barrio *et al.*, 2010a). Por outro lado, este método permite a obtenção de Índices Quilométricos de Abundância (IKA), que correspondem ao número de coelhos observados por quilómetro percorrido e tem sido amplamente utilizado, nomeadamente em trabalhos para determinar a abundância de coelho e tendências populacionais em Espanha (ex: Moreno *et al.*, 2007) e França (Marchandeu & Gaudin, 1994).

O estudo da variação da abundância relativa de coelho-bravo nas ilhas das Flores, São Jorge e São Miguel foi, assim, efetuado com base na análise dos dados recolhidos durante os censos realizados pelos respetivos Serviços Florestais, ao longo de transectos pré-definidos, de comprimento e largura conhecidos, distribuídos por diferentes setores das três ilhas (Figura 8). A sua seleção foi efetuada pelos Serviços Florestais de cada ilha, com a assessoria do CIBIO. Os transectos foram realizados mensalmente, de carro, por uma equipa de duas pessoas (um observador e um condutor), com o auxílio de um foco, em duas noites consecutivas (Figura 9). Os resultados apresentados referem-se aos censos realizados nas ilhas:

- Flores: de Julho de 2006 a Julho de 2011;
- São Jorge: de Março de 2009 a Dezembro de 2011;
- São Miguel: de Outubro de 2005 a Setembro de 2011.





**Figura 8.** Localização dos transectos lineares (linhas a negro), distribuídos por sectores em cada ilha, para realização dos censos de coelho-bravo nas ilhas das Flores, São Jorge e São Miguel.



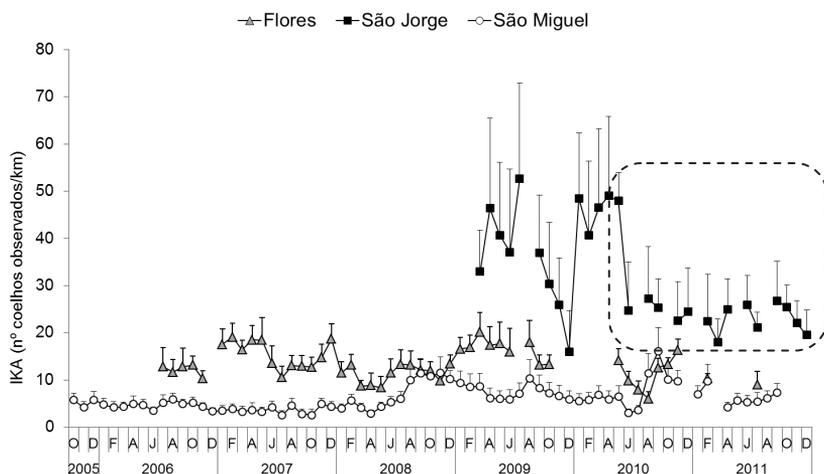
**Figura 9.** Ilustração do método de contagem direta de coelho-bravo em transectos lineares.



O método consistiu no registo, numa ficha de campo elaborada para o efeito, do número de coelhos observados durante cada percurso e de um conjunto de características, como a classe etária dos animais observados (jovem ou adulto, tendo em conta o tamanho corporal), a distância a que os coelhos foram avistados, o quilómetro e o lado do transecto (esquerdo ou direito) a que foram detetados. Na ficha de campo foram, ainda, registadas as condições climatéricas, hora inicial e final da prospeção, entre outro tipo de informação considerada pertinente.

Na Figura 10 representa-se a abundância relativa média (+ erro padrão) de coelho-bravo, expressa em número de coelhos observados por km (IKA), nas ilhas das Flores, São Jorge e São Miguel entre Outubro de 2005 e Dezembro de 2011. De uma maneira geral, considerando o conjunto de todos os transectos percorridos, é possível verificar que a abundância de coelho-bravo é, em termos médios e segundo o IKA, mais baixa em São Miguel (oscilando entre um mínimo de 2,5 e um máximo de 16 coelhos/km), seguida das Flores (entre 6 e 20 coelhos/km), sendo, praticamente o triplo em São Jorge (entre 15 e 52 coelhos/km). No caso de São Miguel, a abundância de coelho-bravo manteve-se mais ou menos constante (variando entre os 3 e 6 coelhos observados/km) com as devidas oscilações inter-anuais (apesar de pouco marcadas), desde o início dos censos, em Outubro de 2005, até Julho de 2008, momento a partir do qual se observou um aumento notório da abundância, em tendência crescente que voltou a estabilizar, nos últimos meses, entre os 6 e 12 coelhos/km (Figura 10). A partir desta data, a abundância de coelho em São Miguel exibiu um padrão de variação mais marcado, com máximos normalmente em Agosto-Setembro, e mínimos entre Abril e Junho de cada ano.





**Figura 10.** Variação mensal do valor médio (+ erro padrão) do índice quilométrico de abundância (IKA) de coelho-bravo entre Outubro de 2005 e Dezembro de 2011, nas ilhas das Flores, São Jorge e São Miguel, considerando a totalidade dos percursos efetuados em cada ilha. *Nota:* O quadrado a tracejado delimita o período durante o qual se realizaram ações contínuas de correção de densidade de coelho-bravo na ilha de São Jorge. Para os meses em que não se apresentam dados não foram realizados censos.

Na ilha das Flores, a abundância de coelho-bravo tem-se mantido aproximadamente constante desde o início dos censos, oscilando entre os 6 – 20 coelhos/km observados, nunca tendo ultrapassado os 20 coelhos/km e diminuindo raramente abaixo dos 10 coelhos/km, apesar de, em geral, a população da ilha apresentar uma tendência ligeiramente decrescente (Figura 10). O padrão de variação observado nas Flores caracteriza-se por uma abundância anual máxima entre Abril e Junho (com aumentos pontuais também registados no final de cada ano: Novembro-Dezembro) e mínima no Verão (Julho-Agosto). Relativamente à ilha de São Jorge, de salientar que a abundância de coelho-bravo era extremamente variável desde o início dos censos (Março de 2009; entre um mínimo de 15 e 52 coelhos/km) até Abril de 2010, momento a partir do qual a abundância estabilizou em níveis inferiores e com uma menor variabilidade (Figura 10). Esta data assinala o



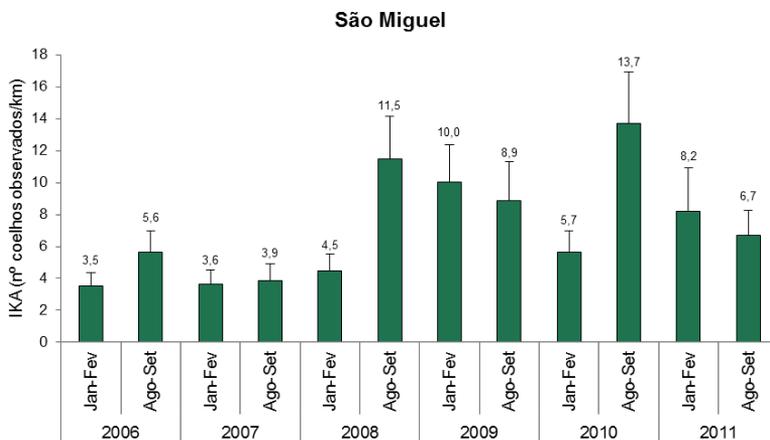
início da realização contínua de ações de correção de densidade de coelho-bravo, devidamente autorizadas pelo Serviço Florestal de São Jorge e protagonizadas pelos próprios proprietários, motivada pelos grandes prejuízos económicos causados pela espécie, que aparentemente estabilizou a abundância de coelho-bravo entre 20 e 30 coelhos observados/km (Figura 10).

Os resultados deste trabalho sugerem que a obtenção de valores mensais de abundância relativa de coelho-bravo proporcionada pela realização de censos mensais em cada ilha é essencial para compreender, com maior profundidade as variações naturais e as causadas pela aplicação de medidas de gestão específicas (caso de São Jorge, ver Figura 10) ou outros fatores (ex: doença), bem como a variação da abundância da espécie ao longo do tempo de forma a definir estratégias adequadas para a sua gestão. Não obstante, a monitorização mensal das populações acarreta custos, logísticos e económicos, não menosprezáveis que podem ser mitigados, desde que não coloquem em causa a qualidade ou representatividade da informação obtida. Neste sentido, a redução da monitorização para épocas cruciais, ajustada em função do ciclo de variação local da espécie, pode funcionar como um bom indicador da abundância, diminuindo os custos da monitorização a longo-prazo.

A título ilustrativo, na Figura 11 apresenta-se a variação da abundância relativa de coelho-bravo da ilha de São Miguel, entre Outubro de 2005 e Setembro de 2011, representada em apenas duas épocas do ano: Janeiro-Fevereiro (após o fecho da época de caça e no início do período reprodutivo) e Agosto-Setembro (período pós-reprodutivo e antes da abertura da época de caça). Pela análise da Figura 11, é possível verificar que na ilha de São Miguel, não se registará uma perda de informação importante caso se reduza a frequência da monitorização para duas vezes ao



ano, nas épocas definidas, já que, quer os valores de abundância, quer os padrões de variação, estão bem representados também desta forma.



**Figura 11.** Variação sazonal do valor médio (+ erro padrão) do índice quilométrico de abundância (IKA) de coelho-bravo entre Outubro de 2005 e Maio de 2011, na ilha de São Miguel.



# Coelho-bravo

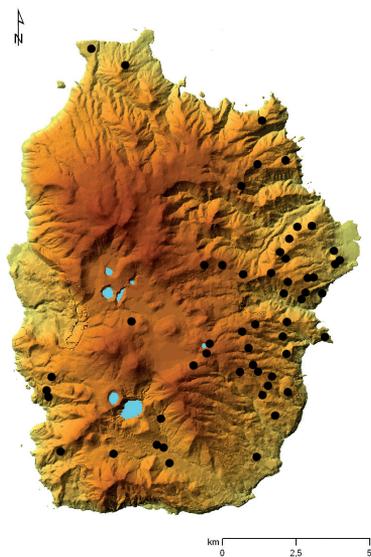


### III.3 DINÂMICA POPULACIONAL: CICLO REPRODUTIVO E PADRÃO DE RECRUTAMENTO

#### III.3.1 Alguns parâmetros reprodutores do coelho-bravo recolhidos nas ilhas das Flores e de São Miguel

O conhecimento das características reprodutivas de uma espécie cinegética é fundamental para a sua correta gestão e, conseqüentemente, para um ordenamento adequado da atividade cinegética. Embora exista informação detalhada sobre o ciclo reprodutivo das populações continentais de coelho-bravo (ex. Alves, 1994; Gonçalves *et al.*, 2002), a informação sobre a reprodução deste pequeno mamífero no arquipélago dos Açores é incipiente, estando publicados apenas alguns resultados obtidos no âmbito de expedições científicas realizadas no início dos anos 90 (Carvalho *et al.*, 1994). De forma a colmatar esta lacuna, realizou-se um estudo sobre o ciclo reprodutor e alguns parâmetros reprodutores na ilha das Flores. Esta informação é a primeira a ser obtida de forma continuada e a cobrir um ciclo anual completo no arquipélago.

O estudo da reprodução do coelho-bravo na ilha das Flores (Figura 12) iniciou-se em Novembro de 2006 e prolongou-se até Outubro de 2008, tendo por base a captura mensal, em vários locais da ilha, de cerca de 30



**Figura 12.** Locais de captura de coelhos-bravos na ilha das Flores, utilizados para o estudo do ciclo reprodutivo.



coelhos, a partir dos quais foram estimados alguns parâmetros biológicos. No total dos dois anos de amostragem foram analisados 691 coelhos, apesar de alguns destes animais não apresentarem condições para a recolha de todos os parâmetros desejados, razão pela qual se apresenta informação apenas para 688 coelhos (Anexo 1). Cada animal foi pesado ( $\pm 1$  g) e identificado com uma etiqueta onde constava o local e a freguesia de captura. Um globo ocular de cada coelho foi recolhido e colocado em formol (10%), a fim de se determinar a idade do animal através do método da pesagem do cristalino ocular (Dudzinski & Mykytowicz, 1961; Augusteyn, 2007; ver Secção III.3.2.). A determinação da idade dos indivíduos foi crucial para estimar a data do nascimento com precisão de dias, possibilitando, assim, o estudo da variação dos nascimentos ao longo dos anos (o que dá uma noção do padrão de recrutamento da população). Posteriormente os animais foram embalados congelados e enviados para São Miguel, onde se efetuaram as respetivas necrópsias por elementos da equipa do CIBIO. Os globos oculares foram processados nos laboratórios do CIBIO, localizados em Vairão, Vila do Conde. Registou-se, ainda, a seguinte informação para cada animal: sexo, idade, grau de desenvolvimento das glândulas mamárias (não desenvolvidas, desenvolvidas, com leite), posição dos testículos (externos ou inguinais). Pesaram-se, ainda, com uma precisão de  $\pm 0,001$  g, as gónadas (testículos e epidídimos nos machos; ovários nas fêmeas) e, nas fêmeas, procedeu-se à análise adicional do útero para determinação do peso ( $\pm 0,001$  g), deteção de embriões e de cicatrizes placentárias. No caso de fêmeas prenhes procedeu-se, também, à contagem do respetivo número de embriões. Considerou-se que um animal tinha atingido a maturidade sexual quando a sua massa corporal era superior à do animal mais leve (com menor peso corporal) e com testículos externos no caso dos machos (740 g) ou, no caso das fêmeas,



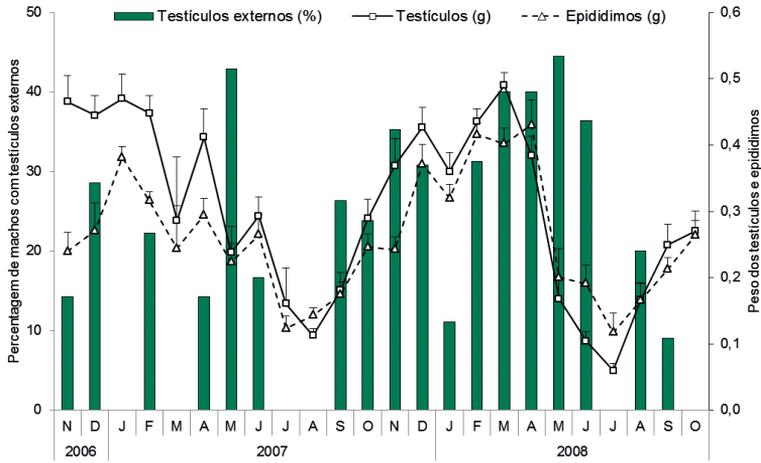
superior à do indivíduo mais leve com glândulas mamárias desenvolvidas (750 g).

No caso dos machos adultos a variação nos pesos dos testículos e dos epidídimos foi semelhante entre anos (Figura 13), sendo que, ao longo dos meses houve uma variação importante nestes dois parâmetros de desenvolvimento reprodutivo dos machos. Esta variação sazonal, ao longo do ano, pode ser descrita da seguinte forma (Figura 13): os valores mínimos ocorreram em Julho/Agosto; seguindo-se um aumento progressivo até Novembro; de Novembro a Abril os valores permaneceram no nível mais elevado, seguindo-se uma fase de diminuição progressiva (com algumas oscilações) até ao já referido nível mais baixo, de Julho-Agosto.

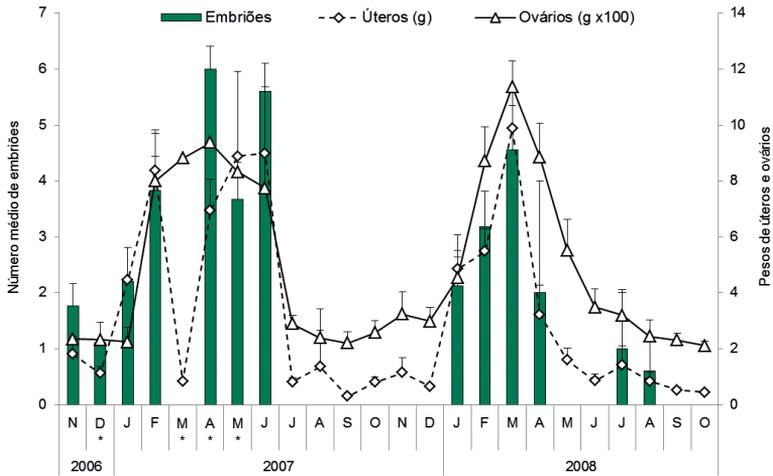
Em geral, foi possível encontrar machos com testículos externos praticamente ao longo de todo o ano, apesar de que a primavera foi a única estação do ano em que esta proporção superou os 40%, mais concretamente durante o mês de Maio em ambos os anos (Figura 13). No entanto, em Julho não foram encontrados machos com testículos externos, sendo esta observação consistente nos dois anos (Figura 13).

No caso das fêmeas adultas, o padrão de variação mensal do peso dos ovários parece ter sido semelhante entre os dois anos (Figura 14), com valores mais elevados entre Janeiro/Fevereiro e Maio/Junho e mais baixos entre Julho e Dezembro. O peso do útero variou de forma semelhante, com a exceção de, no segundo ano, a diminuição dos valores parecer ter ocorrido um mês mais cedo (Figura 14).





**Figura 13.** Variação mensal do peso médio (+ erro padrão) dos testículos e epidídimos de coelhos-bravos adultos capturados na ilha das Flores entre Novembro de 2006 e Outubro de 2008. As barras representam a porcentagem de animais com testículos externos ao longo do período de estudo (ver tamanho da amostra no Anexo 1).

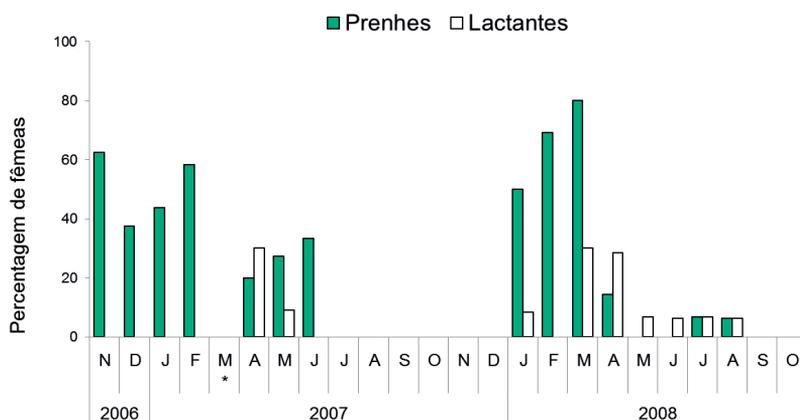


**Figura 14.** Variação mensal do peso médio (+ erro padrão) dos ovários e úteros de fêmeas de coelho-bravo adultas, capturadas na ilha das Flores entre Novembro de 2006 e Outubro de 2008 (ver tamanho da amostra no Anexo 1). \* meses com um só valor para peso dos ovários (Dez. 2006 e Mar., Abr. e Mai. 2007) ou peso do útero (Mar. 2007). As barras representam o número médio (+ erro padrão) de embriões por fêmea ao longo do período de estudo.



A variação do número de embriões encontrado em fêmeas prenhes acompanhou, de uma forma geral, a variação observada no peso médio dos ovários (Figura 14). O maior número de embriões foi registado na primavera (2007: Abril a Junho; 2008: Março; Figura 14). O tamanho médio da ninhada foi de  $3,65 \pm 0,21$  embriões ( $n=68$ ) e o número máximo de embriões registados numa fêmea prenhe foi de 7. O tamanho da ninhada esteve correlacionado com o peso médio dos ovários ( $r=0,55$ ;  $p<0,05$ ). O tamanho médio da ninhada estimado para a população de coelho-bravo da ilha das Flores encontra-se dentro dos limites descritos para a subespécie *O. c. algirus* noutras regiões da Península Ibérica, sendo substancialmente inferior ao descrito para a subespécie *O. c. cuniculus* (Tabela I).

Em 2006, no início deste estudo, foi possível encontrar fêmeas prenhes em proporções bastante elevadas (mais de 60% em Novembro; Figura 15). Em 2007, só se encontraram fêmeas prenhes na ilha das Flores durante o primeiro semestre do ano (exceto em Março de 2007), tendo sido a proporção mais alta registada em Fevereiro (quase 60%; Figura 15).

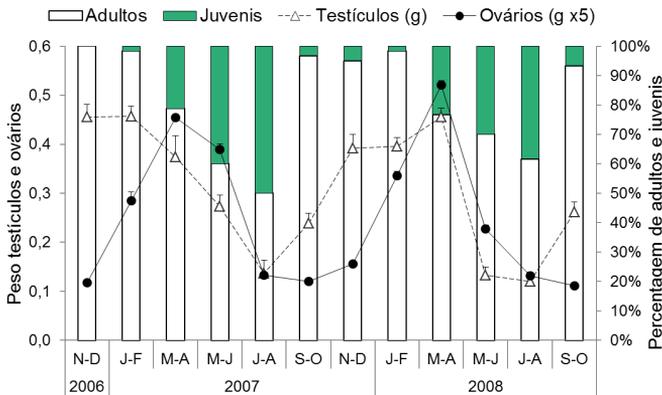


**Figura 15.** Variação mensal da proporção de fêmeas de coelho-bravo adultas gestantes e lactantes (ver tamanho da amostra no Anexo 1); \* Março de 2007 - apenas uma fêmea amostrada.



Em 2008, de Janeiro a Março, registou-se um aumento progressivo na proporção de fêmeas prenhes, observando-se o máximo em Março de 2008, mês em que 80% das fêmeas adultas capturadas estavam prenhes (Figura 15). Ao contrário do observado em 2007, em 2008 foi possível encontrar fêmeas prenhes e lactantes em Julho e Agosto; contudo, em nenhum destes anos se capturaram fêmeas prenhes ou lactantes durante Setembro e Outubro (Figura 15). A proporção mais alta de fêmeas lactantes foi registada durante Março/Abril de cada ano (2007: 37,5%; 2008: 31,2%).

De uma maneira geral, o período reprodutivo do coelho-bravo na ilha das Flores parece apresentar um máximo entre Janeiro e Abril e uma diminuição acentuada em Julho-Agosto de cada ano (Figura 16). Tendo em conta toda a informação recolhida é possível constatar que a proporção de coelhos sexualmente imaturos (jovens), entre os animais abatidos, aumentou de Março-Abril a Julho-Agosto em ambos os anos (Figura 16).

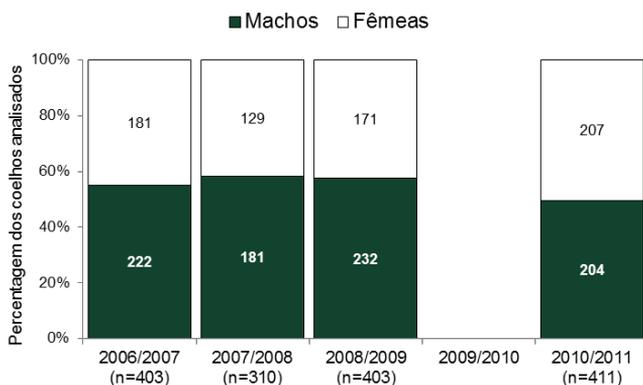


**Figura 16.** Variação bimestral da proporção de coelhos *Jovens* (sexualmente imaturos) e *Adultos* (sexualmente maduros) capturados na ilha das Flores entre Novembro de 2006 e Outubro de 2008. As linhas representam a variação do peso dos ovários e testículos dos adultos.



Considerando a totalidade dos animais obtidos neste período, a razão jovens:adultos em 2007 (59:89;correspondente a 40% de jovens) foi relativamente elevada quando comparada com a registada em 2008 (55:125; correspondente a 31% de jovens), no entanto, esta diferença não é significativa ( $\chi^2_1=2,71$ ;  $p> 0,05$ ). Em 2007, a época de reprodução parece ter sido ligeiramente mais longa do que a de 2008, atendendo à diminuição lenta do peso das gónadas dos adultos até Julho-Agosto em 2007, enquanto em 2008 esta diminuição ocorreu bruscamente em Maio-Junho (Figura 16).

Na ilha de São Miguel, durante os períodos venatórios de 2006/2007 a 2008/2009 e 2010/2011 (Outubro a Dezembro), foi recolhida, junto dos caçadores, durante a fiscalização, informação de um total de 1527 coelhos abatidos (Figura 17). Entre as épocas venatórias 2006/2007 e 2008/2009, esta informação incluiu, sempre que possível, para cada animal: data e local de captura, peso corporal (pesagem com dinamómetro ou balança digital;  $\pm 1g$ ), sexo e classe etária (jovem ou adulto, determinada pela palpação da epífise distal do cúbito, nos membros anteriores) e, para estimativa mais precisa da idade foi, ainda, recolhido um globo ocular de cada animal.



**Figura 17.** Percentagem de coelhos machos e fêmeas analisados no decorrer das épocas venatórias 2006/2007 a 2010/2011 na ilha de São Miguel.



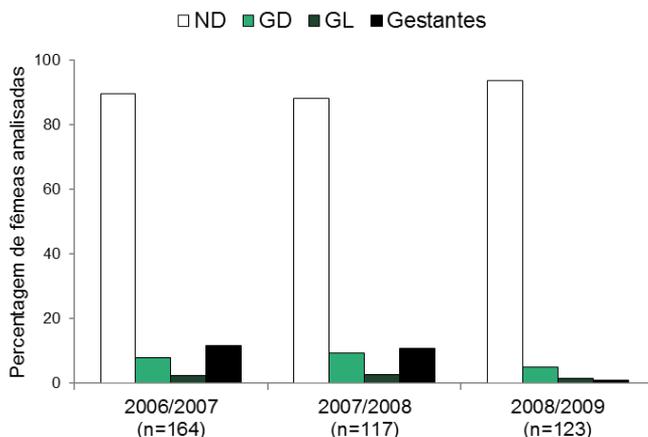
Embora de forma menos regular do que na ilha das Flores, nos períodos venatórios de 2006/2007 a 2008/2009 foi também registado o grau de desenvolvimento das glândulas mamárias nas fêmeas (ND - não desenvolvidas, GD - glândulas desenvolvidas, GL - Glândulas com leite) e, caso estas estivessem gestantes, o número de embriões. Nos machos procedeu-se ao registo da posição dos testículos (externos ou inguinais). A partir da época venatória 2008/2009, a recolha de informação decorreu apenas no âmbito dos inquéritos aos caçadores e, por este motivo, passou-se a registar apenas o número total de coelhos caçados, o peso e o sexo (com exceção da época 2009/2010 em que não foi possível registar o sexo dos coelhos). Desta forma, os resultados relativos à classe etária (determinada pelo peso seco do cristalino), peso e estatuto reprodutor dizem respeito apenas às épocas venatórias entre 2006/2007 e 2008/2009.

Em geral, a proporção de sexos não variou significativamente ( $\chi^2_3=7,29$ ;  $p>0,05$ ) entre períodos venatórios, sendo o valor médio da razão macho:fêmea de 1,2. No total das 404 fêmeas analisadas não foram observadas diferenças inter-anuais significativas no estado de desenvolvimento das glândulas mamárias ( $\chi^2_4=2,25$ ;  $p>0,05$ ; Figura 18). A maioria das fêmeas, cerca de 90 a 94%, apresentava glândulas mamárias não desenvolvidas, 5 a 9% glândulas desenvolvidas e somente 2 a 3% glândulas com leite. Embora o procedimento não tenha sido efetuado com regularidade, foi possível, para um total de 279 fêmeas capturadas durante a caça, proceder à necropsia, para verificar se estas estavam gestantes. Nos dois períodos venatórios iniciais a percentagem de fêmeas gestantes foi semelhante (11,6% e 10,9%), mas no último o valor baixou bastante, para cerca de 1,1% (Figura 18). Desta forma, é possível argumentar que na ilha de São Miguel durante a época venatória já são capturadas com regularidade fêmeas em pleno ciclo reprodutivo, gestantes e inclusive



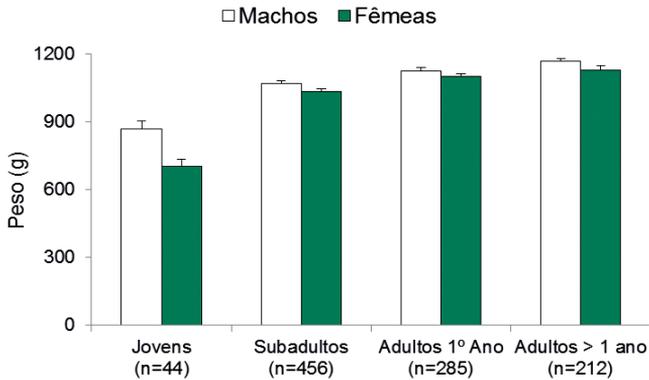
lactantes, podendo esta fração atingir, em alguns anos, cerca de 12% do total das fêmeas caçadas. Apesar da tendência da população em São Miguel seja de crescimento, é importante ter estes aspetos em atenção já que uma alteração brusca das condições ambientais ou a incidência de outros fatores não controlados (ex: doenças) pode causar uma alteração rápida nos efetivos populacionais e requerer uma atuação também rápida por parte de caçadores e da DRRF.

Na Figura 19 apresenta-se o peso dos animais abatidos durante os três períodos venatórios (2006/2007 a 2008/2009) em São Miguel, para cada sexo e classe etária [jovens ( $\leq 90$  dias); subadultos (91-180 dias); adultos de 1º ano (181-365 dias); - adultos  $> 1$  ano ( $> 365$  dias); de acordo com Arques & Peiró, 2005]. Os valores deste parâmetro não diferiram entre períodos venatórios ( $F_{2,971}=0,10$ ;  $p>0,05$ ). No entanto registaram-se diferenças entre sexos ( $F_{1,974}=15,19$ ;  $p<0,05$ ) e classes etárias ( $F_{3,970}=61,35$ ;  $p<0,05$ ).



**Figura 18.** Percentagem dos diferentes graus de desenvolvimento das glândulas mamárias e de gestantes, entre as fêmeas analisadas durante três períodos venatórios (2006/2007 a 2008/2009; n=404) em São Miguel; ND - não desenvolvidas, GD - glândulas desenvolvidas, GL - glândulas com leite.





**Figura 19.** Peso dos coelhos abatidos durante três épocas venatórias (2006/2007 a 2008/2009) na ilha de São Miguel, por sexo e por classe etária. A idade dos indivíduos foi estimada a partir do peso seco do cristalino (Augusteyn, 2007).

Em média, os machos apresentaram peso corporal mais elevado do que as fêmeas e, entre classes etárias, os jovens apresentaram peso corporal mais baixo. O peso médio de um coelho adulto, independentemente do sexo, ronda os 1150 g, o que se encontra dentro dos limites estabelecidos para a subespécie *O. c. algirus*.

Em última análise, a ausência de alguma informação em épocas críticas (como no caso de São Miguel) limita a explicação de algumas das observações relativas ao padrão reprodutivo encontrado. Além disso, é expectável encontrar diferenças inter-anuais na reprodução mesmo em cada ilha, associadas às variações ambientais (ver secção II desta publicação), o que reforça a necessidade de monitorização da atividade reprodutiva, de forma fiável, para que se possam emitir recomendações de gestão adequadas e eficazes.



### III.3.2 Padrão de recrutamento da população de coelho-bravo

A determinação da idade dos animais abatidos durante o ato venatório é extremamente importante, proporcionando informação fundamental para a planificação de uma gestão cinegética adequada. Conhecer a proporção de jovens e adultos de uma população possibilita prever a sua evolução demográfica e determinar o impacto que a atividade cinegética tem no estado da população. A existência de desequilíbrios na proporção de idades (bem como de sexos) conduz a populações instáveis com potenciais problemas. Por exemplo, uma população em que se caçam sempre muitos juvenis poderá indicar que há uma elevada taxa de recrutamento e, portanto, estar estável ou em crescimento; por outro lado, quando se caçam praticamente apenas indivíduos adultos, indicará que a produtividade da população é baixa e a substituição dos animais caçados será reduzida (Ballesteros, 1998).

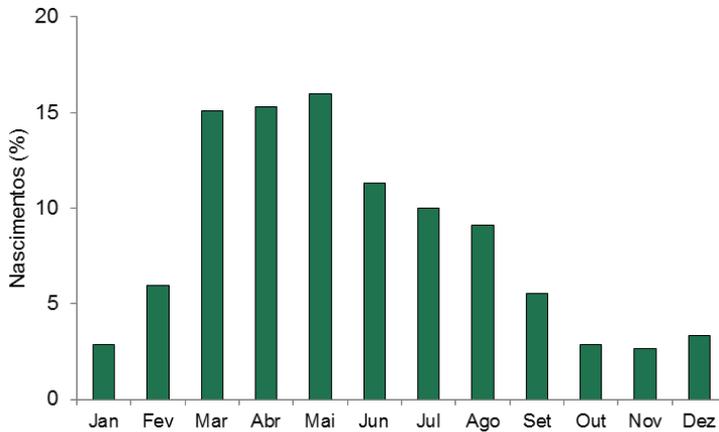
Para o estudo do padrão de recrutamento das populações de coelho-bravo nas ilhas das Flores e São Miguel, foi determinada a idade de cada indivíduo a partir do peso seco do cristalino (Figura 20; ver também secção II.1.1). A cada indivíduo capturado foi retirado um globo ocular (geralmente o direito), que foi fixado em formol (10%). Posteriormente o globo ocular foi retirado da solução, o cristalino extraído e colocado numa estufa a 100°C sendo o seu peso ( $\pm 0,001$  g) registado a cada 24 horas até estabilizar. Verificou-se que 72 horas eram suficientes para este processo de desidratação estar terminado (estabilização do peso do cristalino). Para o cálculo da idade do indivíduo, foi adotado o modelo determinístico de Dudzinski & Mykytowicz (1961), com as modificações propostas por Augusteyn (2007), que permite distinguir mais facilmente os indivíduos das classes mais jovens.





**Figura 20.** Recolha do globo ocular de animais caçados para determinação da idade pelo peso seco do cristalino.

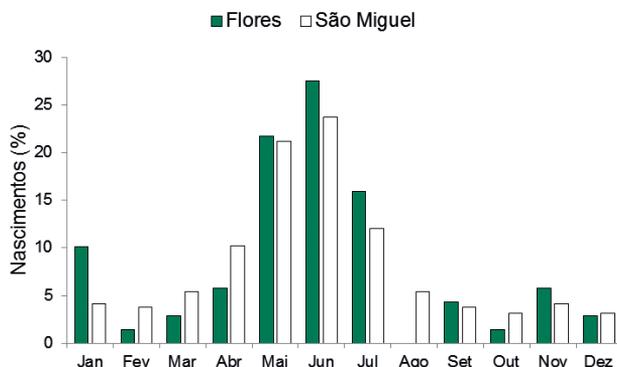
Considerando a idade, em dias, calculada pelo peso seco do cristalino, e o número de animais nascidos em cada mês, independentemente do ano, é possível verificar que ocorrem nascimentos durante praticamente todo o ano na ilha das Flores (Figura 21). O pico de nascimentos ocorre entre Março e Maio de cada ano (máximo em Maio), sendo a proporção máxima observada de nascimentos de 16%. A proporção de nascimentos diminui lentamente a partir de Maio até Setembro, sendo mínima (< 5%) nos meses de Outono/Inverno (entre Outubro e Janeiro; Figura 21).



**Figura 21.** Variação mensal da frequência de nascimentos inferida a partir da determinação da idade dos animais capturados ao longo de todo o ano (n=451), entre 2006 e 2008, na ilha das Flores. Idade determinada a partir do peso seco do cristalino (Augusteyn, 2007).



Para a ilha de São Miguel só estão disponíveis dados de animais capturados durante o período venatório, ou seja, entre Outubro e Dezembro de cada ano. Estimando a idade igualmente pelo peso seco do cristalino, na Figura 22 é apresentada a variação mensal de nascimentos, independentemente do ano. Para efeitos meramente de comparação entre ilhas, na mesma figura é apresentada a variação correspondente que seria obtida para a ilha das Flores, considerando apenas os animais capturados no mesmo período (Outubro-Dezembro). Desta forma é possível verificar que, utilizando apenas a informação proveniente dos coelhos caçados entre Outubro e Dezembro, o perfil de nascimentos ao longo dos meses é semelhante entre as duas ilhas, não existindo aparentemente diferenças nos padrões de recrutamento. No entanto, o padrão de recrutamento encontrado nas Flores nestas circunstâncias (Figura 22) é substancialmente diferente do observado quando se consideram os dados recolhidos de animais capturados durante todo o ano (Figura 21).



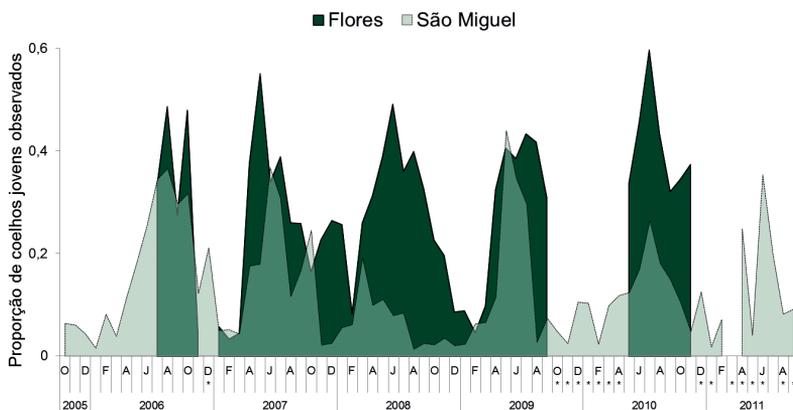
**Figura 22.** Variação mensal da frequência de nascimentos ocorridos em 2006 e 2007, inferidos a partir de coelhos capturados apenas entre Outubro e Dezembro, nas ilhas das Flores (n=69) e de São Miguel (n=481). Idade determinada a partir do peso seco do cristalino (Augusteyn, 2007).



Estas diferenças devem-se exclusivamente à redução da amostragem para um período de 3 meses apenas (Figura 22). Ao amostrar só uma parte do ciclo anual, os indivíduos que nasceram mais próximo do período de amostragem tenderão a estar sobre-representados em relação aos que nasceram há mais tempo e que entretanto foram sendo eliminados da população (mortalidade). Por este motivo, considera-se que o perfil apresentado para São Miguel, estimado com base em dados recolhidos durante apenas 3 meses (Figura 22), pode não ser representativo do padrão de recrutamento real das populações de coelho na ilha, como acontece nas Flores (Figuras 21 e 22). Este aspeto é extremamente importante uma vez que reforça o cuidado que se deve ter na análise de dados de reprodução obtidos num âmbito temporal restrito e a importância da manutenção destes estudos durante, pelo menos, um ciclo anual.

O padrão de nascimentos inferido para a ilha das Flores sugere que a proporção de coelhos jovens observados sofre um aumento progressivo a partir de Março/Abril, seguido de uma diminuição a partir de Agosto/Setembro (Figura 23). Adicionalmente, a comparação da variação mensal da proporção de coelhos jovens observados durante os censos noturnos entre as ilhas das Flores e de São Miguel confirma a existência de semelhanças entre ilhas, já que os picos de observação de jovens são, de uma forma geral, coincidentes no tempo (final da primavera, princípio do verão; Figura 23).





**Figura 23.** Variação mensal da proporção média de coelhos jovens observados no decorrer dos censos noturnos, considerando a totalidade dos percursos, nas ilhas das Flores (Julho de 2006 a Julho de 2011) e de São Miguel (Outubro de 2005 a Setembro de 2011). \* meses em que não se realizaram censos nas Flores.

### III.4 MONITORIZAÇÃO DA ATIVIDADE CINEGÉTICA

A captura de indivíduos das espécies cinegéticas, decorrente da própria atividade cinegética, pode proporcionar indicadores fiáveis do estado da população, permitindo também ajustar o esforço de exploração. O registo sistemático dos dados de caça em cada período venatório pode ser realizado através de entrevistas aos caçadores ou usando cadernos de caça (Ferreira & Alves, 2006).

As ações de fiscalização levadas a cabo pelos guardas florestais no arquipélago dos Açores (Figura 24), no decorrer de



**Figura 24.** Acção de fiscalização e obtenção de informação junto dos caçadores (São Miguel).



cada período venatório, constituem, portanto, uma oportunidade para a obtenção de dados da atividade cinegética que, por si só, ou relacionados com outra informação, como por exemplo os resultados dos censos populacionais ou o número de licenças emitidas anualmente, possibilitarão uma monitorização mais adequada à prossecução de uma gestão cinegética sustentada.

Na ilha de São Miguel, a partir do período venatório de 2008/2009, o Serviço Florestal de Ponta Delgada, alargou a todas as espécies cinegéticas, após algumas adaptações na metodologia, um sistema de monitorização da atividade cinegética que vinha aplicando à codorniz, desde há alguns anos. Este sistema baseia-se na realização de inquéritos aos caçadores durante o período venatório. Os guardas florestais receberam uma formação básica para o efeito (realizada pela equipa do CIBIO; Figura 25) e registam a informação recolhida junto dos caçadores numa ficha de campo preparada para tal, no decorrer das ações de fiscalização da caça.



**Figura 25.** Guardas florestais em formação (São Miguel).



Assim, são recolhidas todos os anos informações relevantes, que permitem obter resultados sobre:

i) a caracterização da dinâmica da atividade cinegética (zonas de residência dos caçadores *versus* zonas utilizadas para a caça, variação geográfica e por espécie cinegética da pressão de caça, opinião dos caçadores sobre alguns aspetos administrativos e de gestão da caça, como a adequação do período de caça e a sua perceção quanto à variação anual na abundâncias das espécies cinegéticas);

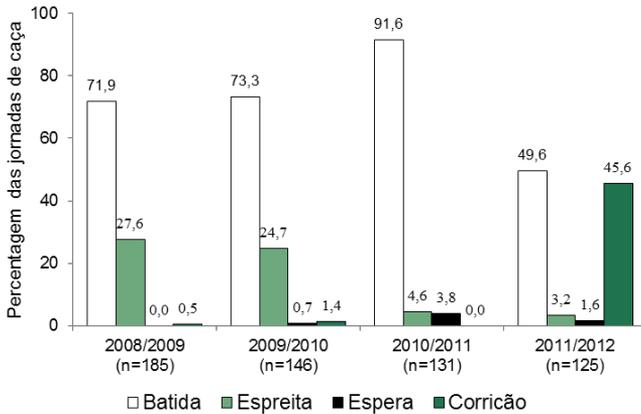
ii) a estimativa da abundância das espécies cinegéticas em período venatório (cálculo de índices cinegéticos de abundância, baseado no número de animais observados e/ou abatidos, no número de caçadores e o tempo que estes dedicaram à caça);

iii) a estrutura demográfica (composição em classes de idade e sexos) do conjunto de animais abatidos das espécies em que estes parâmetros são fáceis de obter por observação do animal, sem necessariamente recorrer à necropsia ou outros métodos mais trabalhosos.

Seguidamente são apresentados alguns exemplos deste tipo de informação recolhida para o coelho-bravo em São Miguel. É importante referir que o âmbito geográfico em que a informação foi recolhida se refere à área sob a responsabilidade do Serviço Florestal de Ponta Delgada, o que equivale, sensivelmente, à metade Oeste da ilha (ver Figura 28).

Na Figura 26 é apresentada a distribuição da percentagem de jornadas de caça dedicadas ao coelho-bravo, por processo de caça (sobre a descrição dos vários processos de caça ver Anexo 2), entre as épocas venatórias 2008/2009 e 2011/2012. De uma maneira geral, a caça de batida correspondeu ao processo mais utilizado pelos caçadores nas últimas épocas venatórias, apesar de na última época (2011/2012) terem recorrido também bastante à caça de corricção (Figura 26).

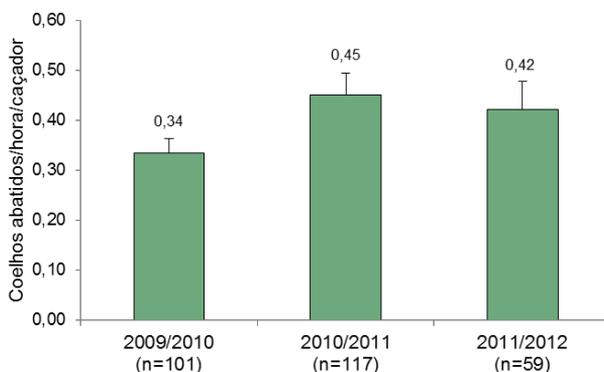




**Figura 26.** Percentagem de jornadas de caça dedicadas ao coelho-bravo na ilha de São Miguel (área fiscalizada pelo Serviço Florestal de Ponta Delgada), por processo de caça, entre as épocas venatórias 2008/2009 e 2011/2012; n=número de jornadas.

Nas épocas 2008/2009 e 2009/2010, o processo de caça de espreita teve também alguma expressão, embora tenha diminuído nas últimas épocas (Figura 26). A variação do número de coelhos abatidos por hora e por caçador (o equivalente a um índice cinegético de abundância) nas jornadas de caça de batida ao coelho-bravo, nos últimos três períodos venatórios, é apresentada na Figura 27. Apesar de ter existido uma tendência para valores de abundância da espécie mais elevados nos últimos dois períodos venatórios, as diferenças entre períodos não foram significativas (KW;  $H_{2,279}=2,76$ ;  $p>0,05$ ). A tendência de aumento de abundância de 2009/2010 para 2010/2011 é confirmada pelos resultados dos censos noturnos (Agosto-Setembro; ver Figura 11, secção III.2); o mesmo já não se verifica em relação à variação para 2011/2012, em que os censos noturnos indicam uma diminuição para níveis de 2009.





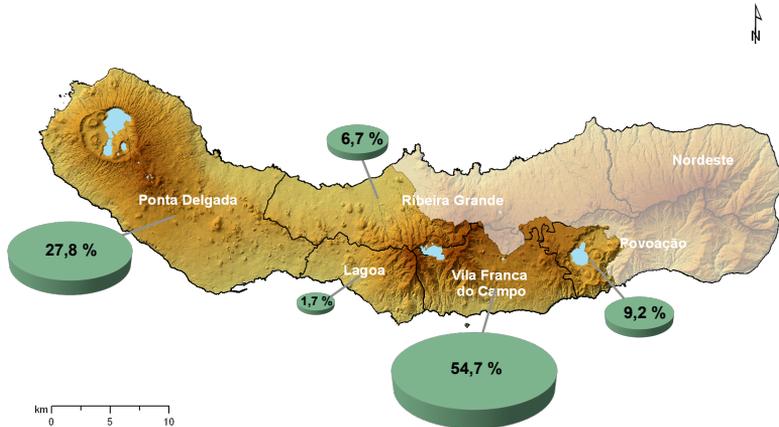
**Figura 27.** Variação anual do número de coelhos abatidos por hora e por caçador em jornadas de caça de batida dedicadas ao coelho-bravo na ilha de São Miguel (área fiscalizada pelo Serviço Florestal de Ponta Delgada) nos últimos períodos venatórios; n=número de jornadas.

Na Figura 28 é apresentada a distribuição da frequência (percentagem) das jornadas de caça de batida, por concelho, dedicadas ao coelho-bravo nos períodos venatórios de 2008/2009 a 2011/2012. É possível verificar que mais de 50% das jornadas amostradas se realizaram no concelho de Vila Franca do Campo, e perto de 30% em Ponta Delgada, sendo residual a proporção de jornadas efetuadas em outros concelhos. Estes resultados poderão estar influenciados pela eventual distribuição espacial heterogénea do esforço de fiscalização por parte do Serviço Florestal de Ponta Delgada.

Quando os caçadores foram questionados sobre a sua perceção relativamente à tendência populacional do coelho-bravo na ilha, durante os últimos períodos venatórios, as opiniões dividiram-se. No período venatório de 2008/2009 a maioria dos caçadores considerou que a população de coelho aumentou (55%) ou manteve-se (33,9%) em relação ao período anterior (Figura 29). Já no período venatório seguinte, a maioria dos caçadores considerou que a população de coelho manteve-se (41,8%) ou reduziu (37,1%). Porém, nas duas últimas épocas venatórias (2010/2011 e 2011/2012) mais de 60% dos caçadores considerou que a população de

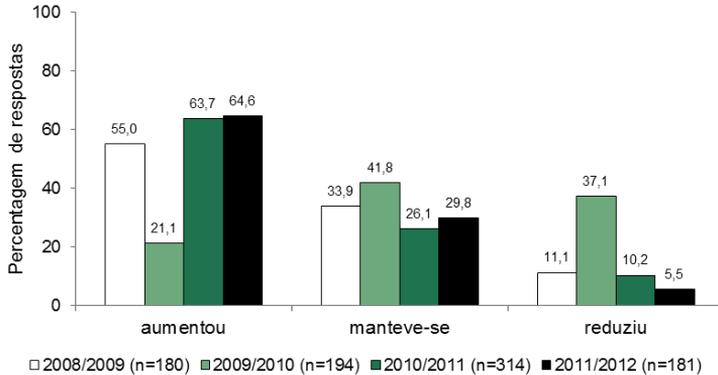


coelho-bravo aumentou, constituindo aqueles que apontaram para a diminuição uma proporção baixa ( $\leq 10\%$ ) dos caçadores entrevistados. Esta percepção corrobora a tendência para o aumento observado no índice cinegético de abundância nas últimas duas épocas venatórias (Figura 27).



**Figura 28.** Distribuição da frequência (percentagem) de jornadas de caça de batida dedicadas ao coelho-bravo na ilha de São Miguel (área fiscalizada pelo Serviço Florestal de Ponta Delgada), por concelho onde se realizaram, nos períodos venatórios de 2008/2009 a 2010/2011.

### Em relação ao ano passado, a população de coelho:



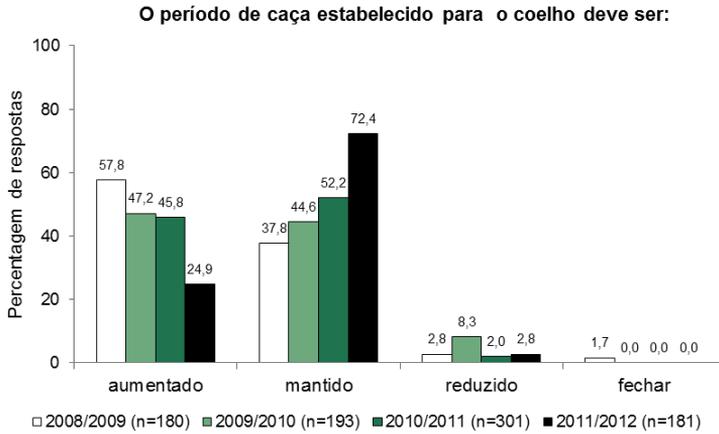
**Figura 29.** Percepção dos caçadores entrevistados nos períodos venatórios 2008/2009 a 2011/2012, relativamente à tendência populacional de coelho-bravo na ilha de São Miguel (área fiscalizada pelo Serviço Florestal de Ponta Delgada); n=número de caçadores que responderam em cada período.



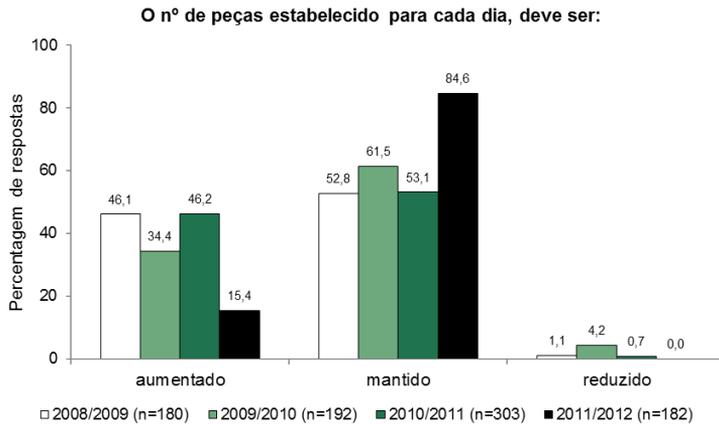
Na ilha de São Miguel, a época de caça ao coelho-bravo decorre normalmente entre Outubro e Dezembro de cada ano. Em relação ao ajustamento do período venatório estabelecido para a espécie (Figura 30), na época venatória de 2008/2009 a maioria dos caçadores respondeu que o período de caça ao coelho-bravo deveria ser aumentado (57,8%) ou mantido (37,8%); já na época seguinte, as opiniões foram mais equilibradas entre estas duas possibilidades (aumentar: 47,2%, manter: 44,6%). Não obstante, nas duas últimas épocas venatórias, a opinião de mais de 50% dos caçadores é de que o período de caça ao coelho-bravo deve ser mantido (2010/2011: 52,2%, 2011/2012: 72,4%). Apenas uma proporção residual dos caçadores entrevistados pensa que o período de caça ao coelho deveria ser diminuído e praticamente nenhum pensa que se deveria fechar a caça ao coelho (apenas 1,7% dos caçadores na época de 2008/2009 considerou esta possibilidade). Possivelmente pelo facto da perceção geral ser a de aumento da população de coelho-bravo (Figura 29), que se traduz num maior número de coelhos caçados (Figura 27), os caçadores adotam, mais frequentemente, uma postura conservadora de manutenção das condições atuais (Figura 30).

Esta interpretação é também corroborada pela perceção dos caçadores em relação ao número limite de peças abatidas estabelecidas por dia (Figura 31). De uma maneira geral, mais de 50% dos caçadores foi da opinião que este número limite deve ser mantido, e esta posição tem sido consistente ao longo dos quatro períodos venatórios amostrados, sendo inclusive mais perentória no último (Figura 31). Menos de 50% dos caçadores (no último período somente 15%) considerou que o número limite de coelhos estabelecido por dia deveria ser aumentado, e apenas uma percentagem residual dos caçadores (<5%) considerou que este limite deveria ser diminuído (Figura 31).



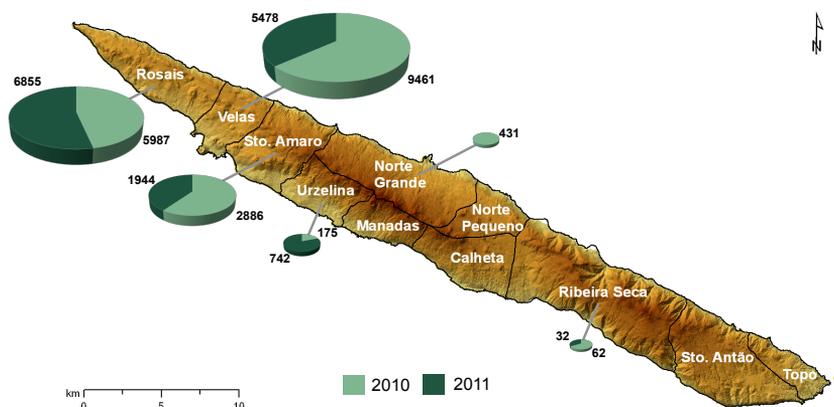


**Figura 30.** Opinião dos caçadores entrevistados nos períodos venatórios 2008/2009 a 2011/2012, relativamente ao período de caça estabelecido para o coelho-bravo na ilha de São Miguel (área fiscalizada pelo Serviço Florestal de Ponta Delgada); n=número de caçadores que responderam em cada período.



**Figura 31.** Opinião dos caçadores entrevistados nos períodos venatórios de 2008/2009 a 2011/2012, relativamente ao limite de peças estabelecido para o coelho-bravo por dia na ilha de São Miguel (área fiscalizada pelo Serviço Florestal de Ponta Delgada); n=número de caçadores que responderam em cada período.





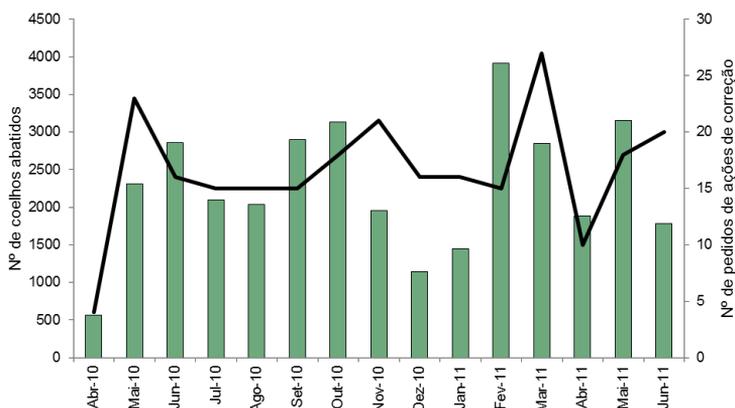
**Figura 32.** Distribuição do número de coelhos abatidos em 2010 (a partir de Abril) e 2011 (até Junho), no âmbito de ações de correção de densidade, por freguesia da ilha de São Jorge.

Na ilha de São Jorge, a informação relativa à atividade cinegética recolhida até ao momento está principalmente associada à realização de ações de correção de densidade de coelho-bravo, já que nesta ilha, as abundâncias de coelho são elevadas, gerando graves conflitos com a agricultura (ver secção III.2). Por este motivo, ao contrário do que acontece em São Miguel, a caça ao coelho-bravo ocorre durante todo o ano em São Jorge. A monitorização das ações de correção de densidade de coelho-bravo decorre a cargo do Serviço Florestal de São Jorge desde Abril de 2010. Na Figura 32 apresenta-se a distribuição do número total de coelhos caçados em 2010 (a partir de Abril) e 2011 (até Junho), no âmbito destas ações, por freguesia. As associações de agricultores também têm promovido jornadas de caça, com a participação de grupos numerosos de caçadores, muitas vezes vindos de outras ilhas ou do continente. O número de animais abatidos é importante, mas dado que o seu registo não foi efetuado com o rigor necessário numa fase inicial (Janeiro-Fevereiro 2011), no presente trabalho apresentam-se só os valores registados no âmbito das ações de correção de densidade.



As ações de correção de densidade de coelho-bravo foram realizadas principalmente na metade noroeste da ilha de São Jorge. Claramente, as freguesias onde mais coelhos se caçaram foram, por ordem de importância, a dos Rosais, Velas e Santo Amaro, especialmente em 2010 (Figura 32). Só na freguesia de Velas (com uma área de 1518 ha), foram caçados 9461 coelhos em 2010, o que representa aproximadamente 6 coelhos/ha. Este volume de coelhos abatidos é uma consequência direta de um maior número de proprietários que requerem o controlo de coelho nestas freguesias.

Entre Abril de 2010 e Junho de 2011, 216 proprietários efetuaram um total de 249 pedidos para controlar coelhos nos seus terrenos (Figura 33). No total, foram abatidos 34021 coelhos no decorrer destas ações de correção de densidade. Apesar de seguirem aproximadamente o mesmo padrão de variação entre Abril e Outubro de 2010, em geral, não existe uma correlação entre o número de coelhos abatidos e o número de ações de correção realizadas ( $r=0,42$ ;  $p>0,05$ ), o que implica que a relação entre as taxas de captura e o esforço aplicado seja altamente variável (Figura 33). O número mais elevado de coelhos caçados foi registado em Fevereiro 2011.



**Figura 33.** Variação mensal do número de pedidos de realização de ações de correção de densidade de coelho-bravo (linha) e do número de coelhos abatidos no âmbito destas ações (colunas) entre Abril de 2010 e Junho de 2011, na ilha de São Jorge.



## IV. CONCLUSÕES

---

A conservação das populações de coelho-bravo no arquipélago dos Açores está intimamente relacionada com a capacidade de prever e detetar a incidência de fatores ambientais e/ou antropogénicos que podem afetar os seus efetivos. Deste modo, é fundamental continuar com a monitorização da abundância de coelho-bravo em todas as ilhas, preferencialmente complementando esta informação com o estudo dos parâmetros reprodutivos, também muito importante no caso de espécies cinegéticas. Sem esta informação sobre a dinâmica populacional da espécie, qualquer esforço de gestão será limitado, podendo mesmo correr-se o risco de as medidas adotadas serem contraproducentes. No que respeita à frequência da monitorização, nas ilhas para as quais já existe um volume importante de informação acumulada (como em São Miguel ou, mesmo, nas Flores), esta poderia passar a ser realizada duas vezes por ano (Janeiro-Fevereiro e Agosto-Setembro), sem detrimento da sua qualidade. Não obstante, no caso de São Jorge, e em virtude da aplicação sistemática de medidas de gestão com grande impacto nas populações (como as ações de correção de densidade), será aconselhável manter a frequência mensal dos censos, para um maior controlo sobre a incidência destas medidas na população de coelho-bravo da ilha. Da mesma maneira, no futuro, para a monitorização do impacto da implementação de medidas de gestão específicas, ou inclusive, de doenças víricas, poderá voltar-se a um sistema de monitorização mensal.

Apesar de para a ilha de São Miguel a interpretação dos resultados ser mais limitada devido ao reduzido período de amostragem, a integração de toda a informação recolhida nas ilhas das Flores e de São Miguel referente ao ciclo reprodutivo do coelho-bravo, permite inferir um padrão reprodutivo



semelhante nestas duas ilhas. Assim, ocorre um mínimo reprodutivo para ambos os sexos entre Julho e Agosto, altura em que tanto machos como fêmeas exibem uma atividade reprodutora praticamente nula. Por oposição o pico global de desenvolvimento sexual em ambos os sexos ocorre entre Janeiro e Abril de cada ano, sendo que mais de 10% dos nascimentos acontecem entre Março e Julho (pico de nascimentos em Maio), o que provoca o aumento progressivo observado do número de juvenis na população entre Março e Agosto.

De uma maneira geral, a monitorização da atividade cinegética nas ilhas de São Miguel e São Jorge tem proporcionado informação muito interessante sobre, por um lado, a perceção geral dos caçadores relativamente às imposições legais sobre a caça ao coelho-bravo (período de caça, limites de peças abatidas por dia, etc.) e também sobre a sua sensibilidade em relação às oscilações da abundância da espécie. Por outro lado a monitorização também tem permitido a estimativa de índices cinegéticos de abundância. Esta informação poderá contribuir para o ajustamento do esforço de caça e perceber também até que ponto os caçadores estão sensíveis à necessidade destes ajustes. No caso de São Jorge, a monitorização das ações de correção de densidade permite obter uma noção do impacto das medidas de gestão intensivas aplicadas e ajustá-las. Em ambos os casos é recomendável a continuação desta monitorização. Seria desejável realizar um estudo específico sobre os prejuízos causados pelo coelho na ilha de São Jorge, para avaliar a extensão dos danos, sociais e económicos, provocados pela espécie. A monitorização da atividade cinegética, durante a fiscalização em período venatório, desenvolvida em São Miguel, está a ser implementada em outras ilhas do arquipélago, de maneira a ter uma ideia do gradiente de situações em que ocorre o coelho-bravo no arquipélago, contrastar as opiniões dos caçadores em função da



disparidade destas circunstâncias e desenvolver uma gestão cinegética mais eficaz e sustentada.

### **Ilha das Flores**

Apesar da elevada abundância de coelho-bravo encontrada na ilha das Flores, os valores são intermédios entre os observados em São Miguel e em São Jorge. Os resultados da monitorização revelam que a abundância se tem mantido relativamente estável desde o início da monitorização, facto que pode estar associado quer a limitações ecológicas da própria ilha (saturação da capacidade de carga), ou a uma limitação induzida pelo Homem (ex: caça, alterações do habitat, etc.). Em todo o caso, de uma forma geral, estas atividades não parecem estar a condicionar, de momento, os efetivos da espécie, apesar de ser imprescindível continuar a sua monitorização para a deteção de padrões que nos indiquem tendências inversas.

Em geral, o padrão reprodutivo do coelho-bravo na ilha das Flores caracteriza-se por uma “semi-pausa” reprodutiva entre os meses de Junho a Agosto, apesar de se observarem coelhos jovens e nascimentos praticamente todo o ano. O pico de reprodução ocorre entre Janeiro e Abril, apesar de haver fêmeas lactantes a partir de Novembro. Neste sentido, é muito provável que a ausência de crescimento da população esteja relacionada com algum controle exercido pela atividade cinegética, o que reforça a necessidade de continuar a monitorizar a população de forma continuada.

### **Ilha de São Jorge**

Claramente, as abundâncias de coelho-bravo registadas nesta ilha são extraordinárias, ultrapassando as observadas em zonas declaradas como praga no contexto ibérico (ex: Barrio, 2010). As ações de gestão realizadas até ao momento têm sido bem sucedidas no controlo dos efetivos de coelho-



bravo na ilha de São Jorge. Considerando que em 2011 foram abatidos, adicionalmente, 16765 coelhos por associações de agricultores, isto implica que em pouco mais de um ano o número total de coelhos caçados na ilha de São Jorge foi de 50786. Apesar da abundância de coelho continuar a ser alta, a sua tendência tem sido decrescente, sobretudo depois da aplicação sistemática de ações de controlo dirigido. Desta forma, a monitorização da população de coelho-bravo é essencial para supervisionar as flutuações de densidade e a resposta dos coelhos às medidas de gestão, de maneira a prevenir colapsos populacionais indesejados. Por exemplo, a promoção do turismo cinegético pode ser uma boa alternativa de gestão às ações de correção de densidade (ou mesmo um seu substituto, já que estas ações são bastante difíceis de supervisionar) para manter os efetivos de coelho em níveis sustentáveis, proporcionando simultaneamente uma fonte de rendimento adicional para a população local.

Neste sentido, seria também interessante a realização de estudos específicos sobre os fatores que condicionam as condições de sobreabundância de coelho-bravo na ilha (ex: ausência de predadores, disponibilidade excecional de alimento, condições climáticas, etc.) e, inclusive, experiências para testar diferentes tipos de repelentes e a sua eficácia.

### **Ilha de São Miguel**

A população de coelho-bravo na ilha de São Miguel apresenta uma abundância baixa/média, no contexto do arquipélago, embora com uma tendência ligeiramente crescente. Foram detetadas oscilações importantes na variação da abundância ao longo do ciclo anual, cujas razões subjacentes é importante apurar de forma a melhorar a sua gestão. Por outro lado, a combinação da limitada informação recolhida sobre a reprodução desta



espécie com os resultados da monitorização da abundância (nomeadamente a proporção de jovens observados), permite inferir um padrão geral de uma atividade reprodutora global que será semelhante à observada na ilha das Flores.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, P.C. (1994). *Estudo da reprodução e do estado de condição física de duas populações portuguesas de coelho-bravo*, *Oryctolagus cuniculus* L. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Portugal.
- ARMSTRONG, P. (1982). Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on Islands: A Case-Study of Successful Colonization. *Journal of Biogeography* 9(4): 353-362.
- ARQUES, J. (2000). Ecología y gestión cinegética de una población de conejos en el sur de la provincia de Alicante. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante, España
- ARQUES, J. & PEIRÓ, V. (2005). Estructura de sexos y edades de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus*) del Sudeste de España. *Mediterránea. Série de estudios biológicos*, 18: Época II.
- AUGUSTEYN, R.C. (2007). On the relationship between rabbit age and lens dry weight: improved determination of the age of rabbits in the wild. *Molecular Vision* 13: 2030–2034.
- BALLESTEROS, F. (1998). *Las especies de caza en España. Biología, Ecología y Conservación*. Estudio y Gestión del Medio. Colección Técnica. Oviedo.
- BARRIO, I.C. (2010). *The rabbit as an agricultural pest in its native distribution range*. Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba, España.
- BARRIO, I.C., ACEVEDO, P. & TORTOSA, F.S. (2010a). Assessment of methods for estimating wild rabbit population abundance in agricultural landscapes. *European Journal of Wildlife Research* 56:335–340.
- BARRIO, I.C., BUENO, C.G., BANKS, P.B. & TORTOSA, F.S. (2010b). Prey naiveté in an introduced prey species: the wild rabbit in Australia. *Behavioral Ecology* 21(5): 986–991.
- BAUTISTA, A., MARTÍNEZ-GÓMEZ, M. & HUDSON, R. (2008). Mother-Young and Within-Litter Relations in the European Rabbit *Oryctolagus cuniculus*. In P.C. Alves, N. Ferrand, & K. Hackländer (Eds.). *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology, and Conservation*. Pp. 211–223. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- CABRAL, M.J., ALMEIDA, J., ALMEIDA, P.R., DELLINGER, T., FERRAND DE ALMEIDA, N., OLIVEIRA, M.E., PALMEIRIM, J.M., QUEIROZ, A.I., ROGADO, L. & SANTOS-REIS, M. (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto de Conservação da Natureza. Lisboa.
- CALVETE, C., ESTRADA, R., ANGULO, E & CABEZAS-RUIZ, S. (2004). Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 19, 531–542.
- CARNEIRO, M. (2010). Divergence population genetics of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*): Investigating the early stages of incipient speciation and the demographic history of domestication. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Portugal.
- CARVALHO, G.D.F. & ALMEIDA, L.M. (1991). Contribuição para o estudo de uma população de coelhos selvagens (*Oryctolagus cuniculus*, L.) na Ilha de Santa Maria e o impacto do R.V.H.D. na população local. *Relatórios e Comunicações do Departamento de Biologia* 19: 61- 67.
- CARVALHO, G., FONSECA, A., CRUZ, A., CÉLIO, P., MANTUA, P., SIMÕES, C., SILVA, S. & ARRUDA, G. (1994). Estudo preliminar de alguns parâmetros de uma população de coelho selvagem (*Oryctolagus cuniculus*) da ilha do Faial – Açores. Expedição Científica Faial 1993, *Relatórios e Comunicações do Departamento de Biologia* 22: 49-60.



- COTILLA, I., DELIBES-MATEOS, M., RAMÍREZ, E., CASTRO, F., COOKE, B.D. & VILLAFUERTE, R. (2010). Establishing a serological surveillance protocol for rabbit hemorrhagic disease by combining mathematical models and field data: implication for rabbit conservation. *European Journal of Wildlife Research* 56(5): 725-733.
- COWAN, D.P. (1987). Group living in the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*): mutual benefit or resource localization? *Journal of Animal Ecology* 56(3): 779-795.
- DELIBES, M. & CALDERÓN, J. (1979). Datos sobre la reproducción del conejo, *Oryctolagus cuniculus* (L.), en Doñana, S.O. de España, durante un año seco. *Doñana Acta Vertebrata* 6: 91-99.
- DELIBES-MATEOS, M., FERRERAS, P. & VILLAFUERTE, R. (2008). Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodiversity and Conservation* 17: 559-574.
- DELIBES-MATEOS, M., FERRERAS, P. & VILLAFUERTE, R. (2009). European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* 39: 124-140.
- DELIBES-MATEOS, M., FARFÁN, M.A., OLIVERO, J. & VARGAS, J.M. (2010). Land use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation* 37: 169-176.
- DIAS, E. (1994). Atlantic Ocean: CPD Site AO1: Azores, Portugal (Autonomous Region). In Centers of Plante Diversity, a Guide and Strategy for their Conservation, ed. by Davis, Heywood and Hamilton, pp. 87-88. Vol. 1. Information Press, Oxford.
- DIAZ, A. (2000). Can plant palatability trials be used to predict the effect of rabbit grazing on the flora of ex-arable land? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78: 249-259.
- DÍEZ, C., PÉREZ, J.A., PRIETO, R., ALONSO M.E. & OLMEDO, J.A. (2005). Activity patterns of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*, L.1758), under semi-freedom conditions, during autumn and winter. *Wildlife Biology in Practice* 1 (1): 41-46.
- DUDZINSKI, M.L. & MYKYTOWICZ, R. (1961). The eye lens as an indicator of age in the wild rabbit in Australia, *CSIRO Wildlife Research*, 6:156-159.
- EQUIPA ATLAS (2008). *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Assírio & Alvim, Lisboa.
- FERNÁNDEZ-DE-SIMÓN, J., DÍAZ-RUIZ, F., CIRILLI, F., TORTOSA, F.S., VILLAFUERTE, R., DELIBES-MATEOS, M. & FERRERAS, P. (2011). Towards a standardized index of European rabbit abundance in Iberian Mediterranean habitats. *European Journal of Wildlife Research* 57:1091-1100.
- FERRAND, N (2008). Inferring the evolutionary history of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) from molecular markers. In P.C. Alves, N. Ferrand, & K. Hackländer (Eds.). *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology, and Conservation*. Pp. 47-63. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- FERREIRA, C. & ALVES, P.C. (2006). *Gestão de populações de coelho-bravo* (*Oryctolagus cuniculus algirus*). Federação Alentejana de Caçadores (Eds.).
- FERREIRA, C. & ALVES, P.C. (2009). Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) populations in Mediterranean ecosystems. *European Journal of Wildlife Research* 55: 487-496.
- FERREIRA, C., PAUPÉRIO, J. & ALVES, P.C. (2010). The usefulness of field data and hunting statistics in the assessment of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) conservation status in Portugal. *Wildlife Research* 37: 223-229.
- FERREIRA, D.B. (2005). Parte III - O ambiente climático. In C.A. Medeiros (Dir.) & A.B. Ferreira (Coord.). *Geografia de Portugal*. Vol. 1 - O Ambiente Físico. Circulo de Leitores, Lisboa.
- FLUX, J.E.C. (2001). Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on Ruapehu at 1800 m. *New Zealand Journal of Zoology* 28: 429-430.



- FLUX, J. E. C. (1994) World distribution. In H.V. Thompson & C.M. King (Eds.). *The European rabbit. The history and biology of a successful colonizer*. Pp. 8-21. Oxford University Press, Oxford.
- FLUX, J.E.C. & FULLAGAR, P.J. (1992). World distribution of the rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. *Mammal Review* 22(3/4): 151-205.
- FRANÇA, Z., CRUZ, J.V., NUNES, J.C. & FORJAZ, V.H., 2003 - Geologia dos Açores: uma perspectiva actual. *Açoreana* 10 (1): 11-140.
- FRUTUOSO, G. (1522-1591). *Saudades da Terra*. Instituto Cultural de Ponta Delgada, Ponta Delgada, Edição de 2005.
- FURTADO, D.S. (1984). Status e distribuição das plantas vasculares endémicas dos Açores. *Arquipélago. Série Ciências da Natureza* V: 197-209.
- GARCÍA-BELLIDO, A. (1945). España y los españoles hace dos mil años según la geografía de Estrabón. Espasa-Calpe, Madrid.
- 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.
- HIRAKAWA, H. (2001). Coprophagy in leporids and other mammalian herbivores. *Mammal Review* 31(1): 61-80.
- JAKSIC, F. & SORIGUER, R.C. (1981). Predation upon the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in the Mediterranean habitats of Chile and Spain: a comparative analysis. *Journal of Animal Ecology* 50:269- 281.
- LEES, A.C. & BELL, D.J. (2008). A conservation paradox for the 21<sup>st</sup> century: the European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus*, an invasive alien and an endangered native species. *Mammal Review* 38(4):304–320.
- LOMBARDI, L., FERNÁNDEZ, N. & MORENO, S. (2007). Habitat use and spatial behavior in the European rabbit in three Mediterranean environments. *Basic and Applied Ecology* 8: 453-463.
- LOMBARDI, L., FERNÁNDEZ, N., MORENO, S. & VILLAFUERTE R. (2003). Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity. *Journal of Mammalogy* 84(1): 26-36.
- 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.
- MATHIAS, M.L., RAMALHINHO, M.G., SANTOS-REIS, M., PETRUCCI-FONSECA, F., LIBOIS, R., FONS, R., FERRAZ DE CARVALHO, G., OOM, M.M. & COLLARES-PEREIRA M. (1998). Mammals from the Azores islands (Portugal): an updated overview. *Mammalia* 62(3): 397-407.
- MEDINA, F.M. & NOGALES, M. (2009). A review on the impacts of feral cats (*Felis silvestris catus*) in the Canary Islands: implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodiversity and Conservation* 18: 829-846
- 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.
- MORENO, S., BELTRAN, J.F., COTILLA, I., KUFFNER, B., LAFFITE, R., JORDÁN, G., AYALA, J., QUINTERO, C., JIMÉNEZ, A., CASTRO, F., CABEZAS, S. & VILLAFUERTE, R. (2007). Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Research* 34: 652–658.
- 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. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1656-1660.
- MUÑOZ, G. (1960). *Anverso y reverso de la mixomatosis*. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial, Madrid.



- MYERS, K. & POOLE, W.E. (1959). A study of the biology of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* L. in confined populations. I. The effects of density on home range and formation of breeding groups. *C.S.I.R.O. Wildlife Research* 4: 14-26.
- MYERS, K. & SCHNEIDER, E.C. (1964). Observations on reproduction, mortality and behaviour in small, free-living populations of wild rabbits. *CSIRO Wildlife Research* 9: 138-143.
- PALOMARES, F. (2001) Comparison of three methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29 (2): 578–585.
- PALOMARES, F. (2003). Warren building by European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in relation to cover availability in a sandy area. *Journal of Zoology* (London) 259: 63–67.
- PARER, I. & LIBKE, J.A. (1991). Biology of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in the southern tablelands of New South Wales. *Wildlife Research* 18: 237-241.
- PEREIRA, M.J., MOURA, M., MACIEL, G.B. & OLIVEIRA, J.B. (1998). Conseqvation of Natural Vegetation in Azores Islands. *Boletim do Museu Municipal do Funchal* Sup. 5: 299-305.
- RIBEIRO, O.L.(1977). *Contribuição para o estudo da biologia do coelho bravo (Oryctolagus cuniculus huxleyi Haeckel, 1874) em Portugal*. Relatório de Estágio, Faculdade de Ciências da Universidade Clássica de Lisboa, Portugal.
- ROGERS, P.M., ARTHUR, C.P. & SORIGUER, R.C. (1994). The rabbit in continental Europe. In H.V. Thompson & C.M. King (Eds.). *The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer*. Pp. 22-63. Oxford University Press, Oxford.
- SILVA, L., E., OJEDA, L. & LUENGO, J.L.R. (eds.) (2008). Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias. ARENA, Ponta Delgada.
- SILVA, L. & SMITH, C.W. (2004). A characterization of the non-indigenous flora of the Azores Archipelago. *Biological Invasions* 6: 193-204.
- SJÖGREN, E. (2000). Aspects on the biogeography of Macaronesia from a botanical point of view. *Arquipélago. Life and Marine Science* Sup. 2 (Part A): 1-9.
- SJÖGREN, E. (2001). *Plants and Flowers of the Azores*. Edição do autor.
- SORIGUER, R.C. (1981). Biología y dinámica de una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus*, L.) en Andalucía Occidental. *Doñana Acta Vertebrata* 8(Vol. Especial): 1-379.
- SORIGUER, R.C. (1988). Alimentación del conejo (*Oryctolagus cuniculus* L.1758) en Doñana. S.O., España. *Doñana Acta Vertebrata* 15(1): 141-150.
- STOTT, P. (2008). Comparisons of digestive function between the European hare (*Lepus europaeus*) and the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*): Mastication, gut passage and digestibility. *Mammalian Biology. Zeitschrift für Säugetierkunde* 73: 276-286.
- TABLADO, Z., REVILLA, E. & PALOMARES (2009). Breeding like rabbits: Global patterns of variability and determinants of European wild rabbit reproduction. *Ecography* 32: 310-320.
- TELLERÍA, J.L. (1986). *Manual para el censo de vertebrados terrestres*. Editorial Raíces, Madrid.
- VILLAFUERTE, R. (1994). Riesgos de predación y estrategias defensivas del conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en el Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba, España.
- VILLAFUERTE, R., & DELIBES-MATEOS, M. (2007). El conejo. In L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Pp. 490-491. Ministerio de Medioambiente-Dirección General para la Biodiversidad-SECEM, Madrid.
- 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: 176–179.



- 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.
- WILLIAMS, D., ACEVEDO, P., GORTÁZAR, C., ESCUDERO, M.A., LABARTA, J.L. & VILLAFUERTE, R. (2007). Hunting for answers: rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population trends in northeastern Spain. *European Journal of Wildlife Research* 53: 19-28.
- ZARROW, M.X., DENENBERG, V.H. & ANDERSON, C.O. (1965). Rabbit: frequency of suckling in the pup. *Science* 150: 1835-1836.



## **Agradecimentos**

Pelo apoio e colaboração prestados, em várias fases do trabalho realizado, agradece-se às seguintes pessoas e/ou entidades:

- Eng.<sup>a</sup> Helena Flor de Lima e Eng. José Mendes da DRRF.
- Eng. Vítor Carvalho e todos os Mestres Florestais do Serviço Florestal de Ponta Delgada.
- Eng. José Maria Freitas, Eng. João Luís Pacheco, Eng. José Sequeira, Eng. Aníbal Lopes e todos os Mestres Florestais do Serviço Florestal das Flores e Corvo.
- Eng. Mário Fagundo, Eng.<sup>a</sup> Anabela Isidoro, Eng. André Jesus e todos os Mestres Florestais do Serviço Florestal do Nordeste.
- Eng.<sup>a</sup> Carla Moutinho, Eng.<sup>a</sup> Sara Cabeceiras, todos os Mestres Florestais e outros elementos do Serviço Florestal de São Jorge.
- Caçadores de São Miguel e Associação de Caçadores Jorgense.
- Colaboradores do CIBIO: Rómulo Sobral, Cândida Vale, Joana Torres, Pedro Moreira, Ana Silva, Carlos Pereira, Filipa Palmeirim e Raquel Neves.

## Anexo 1

**Tabela** - Constituição da amostra da população de coelho-bravo da ilha das Flores, por sexo, em cada mês do período de estudo (Novembro de 2006 a Outubro de 2008;  $n=688$ ).

Mês/Ano	Sexualmente maduros		TOTAL	Sexualmente imaturos		TOTAL
	<i>Machos</i>	<i>Fêmeas</i>		<i>Machos</i>	<i>Fêmeas</i>	
Nov/2006	14	16	30	0	0	0
Dez/2006	14	16	30	0	0	0
Jan/2007	13	16	29	0	1	1
Fev/2007	18	12	30	0	0	0
Mar/2007	3	1	4	0	0	0
Abr/2007	7	15	22	2	5	7
Mai/2007	7	4	11	9	7	16
Jun/2007	12	10	22	1	5	6
Jul/2007	9	6	15	5	10	15
Ago/2007	10	5	15	7	8	15
Set/2007	19	9	28	0	2	2
Out/2007	21	9	30	0	0	0
Nov/2007	17	12	29	1	0	1
Dez/2007	13	15	28	1	1	2
Jan/2008	18	12	30	0	0	0
Fev/2008	16	13	29	1	0	1
Mar/2008	20	10	30	0	0	0
Abr/2008	10	6	16	13	1	14
Mai/2008	9	11	20	6	4	10
Jun/2008	11	11	22	3	5	8
Jul/2008	8	5	13	7	10	17
Ago/2008	10	14	24	4	2	6
Set/2008	11	16	27	0	3	3
Out/2008	14	15	29	1	0	1
<b>TOTAL</b>	<b>304</b>	<b>259</b>	<b>563</b>	<b>61</b>	<b>64</b>	<b>125</b>

## **Anexo 2**

**Processos de caça permitidos na Região Autónoma dos Açores** (Artigo 67.º do Decreto Regulamentar Regional n.º 4/2009/A, Diário da República, 1.ª série - N.º 86 - 5 de Maio de 2009):

- a) De salto - aquele em que o caçador se desloca para procurar, perseguir ou capturar exemplares de espécies cinegéticas que ele próprio levanta, com ou sem auxílio de cães de caça;
- b) De espera - aquele em que o caçador, parado, emboscado ou não, com ou sem negaça ou chamariz e com ou sem cães de caça para cobro, aguarda as espécies cinegéticas a capturar;
- c) De espreita - aquele em que o caçador se desloca com vista à sua aproximação às espécies cinegéticas com auxílio de arma de caça;
- d) De batida - aquele em que o caçador aguarda para capturar as espécies cinegéticas que lhe são levantadas por batedores, com ou sem cães;
- e) De corricão - aquele que é exercido sem arma de caça, com ou sem pau, com o auxílio de cães;
- f) Com furão - aquele em que o caçador se coloca à espera para capturar coelhos com auxílio de furão;
- g) De cetraria - aquele em que o caçador, para capturar espécies cinegéticas, utiliza aves de presa para esse fim adestradas, com ou sem auxílio de cães de caça.



**Contactos:**

**Centro de Investigação em  
Biodiversidade e Recursos  
Genéticos (CIBIO)**

Campus Agrário de Vairão  
Rua Padre Armando Quintas  
4485-661 Vairão  
Tel.: 252 660 411 · Fax 252 661 780  
e-mail: [cibio.up@cibio.up.pt](mailto:cibio.up@cibio.up.pt)

**Direcção Regional dos Recursos  
Florestais**

Rua do Contador, 23  
9500-050 Ponta Delgada (Açores)  
Tel.: 296 286 288/9 · Fax 296 286 745  
e-mail: [info.drpf@azores.gov.pt](mailto:info.drpf@azores.gov.pt)