



**UNIVERSIDADE DE ÉVORA**  
**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

**Mestrado de Biologia de Conservação**

**Dissertação**

**Metodologia de quantificação das populações de *Alectoris rufa* e  
implicações na sua gestão cinegética, no sul de Portugal**

Marta Roque Martins de Sousa Mattioli

**Orientador:**

Prof. Aux. António Pedro Santos

**Coorientador:**

Prof. Ass. Russell Gerardo Alpizar Jara

**Mestrado de Biologia da Conservação**

**Dissertação**

**Metodologia de quantificação das populações de *Alectoris rufa* e implicações na sua gestão cinegética, no sul de Portugal**

Marta Roque Martins de Sousa Mattioli

**Orientador:**

Prof. Aux. António Pedro Santos

**Coorientador:**

Prof. Ass. Russell Gerardo Alpizar Jara

***E diz a perdiz ao coelho:***

***- Onde vais amigo velho?***

***- Onde vais perdiz? - diz o coelho.***

Lengalenga popular

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar gostaria de agradecer à Serçaça, em especial ao Eng. Nuno Vacas pelo seu interesse no trabalho e disponibilidade em fornecer os meios logísticos e técnicos necessários à sua execução, bem como ao João do Monte, por me ter passado o seu conhecimento e me ter acompanhado ao longo de todo o trabalho de campo.

Ao meu orientador Prof. Pedro Santos por me ter guiado em direcção ao objectivo, e ao Prof. Russel Alpizar-Jara pela sua capacidade de tornar tudo mais simples e mais fácil.

Ao Prof. João Rabaça pelos conselhos nas sessões de PSII e pela cedência de bibliografia. À Prof. Isabel Ramos em primeiro lugar por me fazer descobrir a metodologia de análise multicritério e pelo de aconselhamento de última hora e cedência de bibliografia.

Ao Nuno e ao Vasco por fazerem parte da minha vida, por me motivarem a querer chegar mais longe todos os dias, e por terem suportado a minha ausência física e sobretudo psicológica, principalmente na recta final da tese. Em particular ao Vasco por não se ter cansado de ouvir “agora não pode ser, estou a trabalhar!”.

À restante família, principalmente à minha mãe e o meu irmão, por fazerem de mim que sou hoje.

À Dulce pelo “2 vírgula 2” e pela sua paciência e capacidade de me motivar.

A todos os restantes amigos que de alguma forma contribuíram para a concretização deste meu objectivo.

Obrigado.

## ÍNDICE

A. Índice de Figuras.....	página 6
B. Índice de Tabelas.....	página 7
C. Resumo.....	página 8
D. Abstract.....	página 9
1. Introdução .....	página 10
2. Material e métodos	
2.1. Área de estudo.....	página 17
2.2. Trabalho de campo.....	página 21
2.2.1 Batida.....	página 21
2.2.2 Transectos lineares.....	página 23
2.2.3 Observações contínuas.....	página 25
2.3. Tratamento de dados	
2.3.1 Batida.....	página 26
2.3.2. Amostragem por transectos lineares.....	página 27
2.3.3. IQA.....	página 28
2.3.4. Observações contínuas.....	página 29
2.3.5. Comparação entre métodos	
2.3.5.1Comparação dos resultados da batida e observações contínuas com a amostragem por transectos lineares.....	página 29
2.3.5.2 Análise Multicritério do custo-benefício dos métodos.....	página 30
3. Resultados	
3.1. Batida.....	página 33
3.2. Amostragem por transectos lineares.....	página 34
3.3. IQA.....	página 37
3.4.Observações contínuas.....	página 37
3.5. Comparação entre métodos	
3.5.1Comparação dos resultados da batida e observações contínuas com a amostragem por transectos lineares.....	página 38
3.5.2 Análise Multicritério do custo-benefício dos métodos.....	página 40
4. Discussão.....	página 45
5. Conclusões.....	página 50
6. Referências bibliográficas.....	página 51

## A. Índice de Figuras

1. Localização da área de estudo, em coordenadas projetadas do sistema Lisboa\_Hayford\_Gauss\_IgeoE, com o limite azul a ZCT da Alápega, com 724 ha, e a vermelho a ZCT Pena, com 757 ha.
2. Usos de solo nas duas ZCT, em cima Pena e em
3. Representação esquemática do método de batida, a azul o perímetro da área batida, as setas a laranja representam os batedores, os pontos vermelhos os observadores e as setas vermelhas as faixas de observação.
4. Localização das quatro áreas de batida dentro do limite da ZCT da Pena, assinaladas a cores diferentes e identificadas pelo seu número.
5. Funções de detetabilidade das várias análises realizadas no DISTANCE. As três primeiras correspondem às análises efetuadas para a ZCT da Pena e a última para a ZCT da Alápega.
6. Resultados obtidos com as observações contínuas, sem excluir as duplas observações. Em cima Bloco B da ZCT da Pena e em baixo Bloco A da ZCT da Alápega. A vermelho estão representados os percursos e deteções do primeiro dia de amostragens, a verde as do segundo dia e a salmão as do terceiro dia.
7. Árvore dos oito pontos de vista definidos.
8. Árvore dos oito pontos de vista definidos.

## B. Índice de Tabelas

1. Cronologia do trabalho de campo e métodos aplicados nas duas ZCT.
2. Análise de variância realizada ao número de indivíduos observados vivos pelos 7 observadores nas quatro batidas.
3. Resultados obtidos para a área da batida 1, na ZCT da Pena.
4. Resultados obtidos com os dados de amostragem por transectos lineares na ZCT da Pena e na ZCT da Alápega no DISTANCE. Estão indicadas as classes em que os dados das distâncias foram agrupados, o tipo de funções e respetivo número de parâmetros de ajustamento, AIC do modelo, valor de  $p$  para o teste Chi-quadrado, metade da largura da faixa de observação efetiva (ESW), probabilidade de deteção ( $p = Pa$ ) e valor do estimador da densidade obtido (D).
5. Valores obtidos para as duas ZCT, os vários blocos de amostragem, comprimento do transecto (L), o número de animais avistados (n), e o IQA por transecto, bloco de amostragem e para toda a ZCT.
6. Resultados obtidos com os dados de amostragem por distância na ZCT da Pena, para a área da batida 1 e para o bloco B das observações. Estão indicadas as classes em que os dados das distâncias foram agrupados, o tipo de funções e respetivo número de parâmetros de ajustamento, AIC do modelo, valor de  $p$  para o teste Chi-quadrado, metade da largura da faixa de observação efetiva (ESW), probabilidade de deteção ( $p = Pa$ ) e valor do estimador da densidade obtido (D).
7. Enumeração dos descritores de cada ponto de vista.
8. Forma de cálculo dos valores de cada alternativa para os vários pontos.
9. Matriz de avaliação dos métodos para os pontos de vista.
10. Matriz de resultados dos métodos para os vários pontos de vista.
11. Matriz de resultados e valores globais, resultantes da aplicação de coeficientes aos vários pontos de vista.
12. Matriz de resultados e valores globais, resultantes da aplicação de pesos aos vários pontos de vista, na primeira análise de sensibilidade.
13. Matriz de resultados e valores globais, resultantes da aplicação de pesos aos vários pontos de vista, na segunda análise de sensibilidade.

### **C. Resumo**

#### **Metodologia de quantificação das populações de *Alectoris rufa* e implicações na sua gestão cinegética, no sul de Portugal**

*Alectoris rufa* é uma espécie cinegética do sudoeste europeu, que desempenha um papel ecológico importante, e tem uma dimensão socioeconómica relevante. É essencial utilizar métodos de estimação da abundância das suas populações que apresentem boa relação custo-benefício. Aplicaram-se quatro métodos em duas Zonas de Caça Turísticas (ZCT) do concelho de Alcácer-do-Sal, Portugal: batida, amostragem por transectos lineares, observações contínuas e índice quilométrico de abundância (IQA). Os métodos batida, observações contínuas e IQA foram comparados com a amostragem por transectos lineares. Todos os métodos foram avaliados através duma análise multicritério de custo-benefício. Os resultados obtidos revelaram diferenças entre si, tanto nos custos como nos benefícios. A amostragem por transectos lineares foi o método que apresentou melhor relação custo-benefício, sendo recomendada a sua aplicação à gestão cinegética desta espécie.

**Palavras-chave:** gestão cinegética, batida, amostragens por distâncias, observações contínuas, IQA, Sul de Portugal.



## **D. Abstract**

### **Alectoris rufa population quantification methodology and its applications on species game management, in south Portugal**

#### **Abstract**

*Alectoris rufa* is a small game species from southern Europe, which has a major ecological role and socioeconomic relevance as well. As such, it is crucial to use cost-benefit and cost-effective animal abundance estimating methods in order to support game management in game reserves. Four methods were applied in two tourist game areas in Alcáçer- do-Sal county: driven counts, line transect sampling, territory mapping, IKA (Index of Kilometric Abundance). Driven counts and territory mapping were compared with line transect sampling estimators. Multi-criteria cost-benefit analysis was performed to evaluate the methods. Results pointed out the differences between methods, in costs as well in benefits. Line transect sampling was the selected method due to a better performance between costs and benefits. Its use on game management of this specie is recommended.

**Keywords:** game management, driven counts, line transect sampling, territory mapping, IKA, South Portugal.

## 1. Introdução

*Alectoris rufa* (Linnaeus, 1758) ou perdiz-vermelha é uma ave, da família *Phasianidae* e ordem dos *Galliformes*, endémica do continente europeu, sendo nativa da Península Ibérica, França e Itália (García 1998, BirdLife\_International 2012a). Está ainda naturalizada noutros países (García 1998, BirdLife\_International 2012b) como por exemplo no Reino Unido desde o século XVIII (García 1998). Supõe-se que o ancestral das espécies deste género tenha surgido há 6 milhões de anos no Mio-Plioceno (Randi et al. 1992). Seguiu-se uma evolução simpátrica no paleártico ocidental (Randi et al. 1992, García 1998) que deu origem às espécies atuais. Concretamente a espécie em estudo só se estabeleceu totalmente no Holoceno (Randi et al. 1992), existindo inclusive uma subespécie endémica da península ibérica *Alectoris rufa hispanica* (Seoane, 1894).

A perdiz-vermelha assume um papel de espécie-chave, dado que interage com um número significativo de outras espécies, das quais se destacam os seus vários predadores, desde répteis, aves a mamíferos como o ameaçado lince-ibérico (Nadal 1995, Puga et al. 1998). A perdiz-vermelha tem também um papel relevante ao nível socioeconómico, dado que é uma das espécies de caça-menor mais apreciada (Buruaga et al. 1991). O período venatório legal desta espécie é entre Outubro e Janeiro (MAMAOT 2012).

A perdiz-vermelha apresenta mudanças comportamentais ao longo de um ciclo de vida anual. No outono, à medida que os recursos disponíveis diminuem, inicia-se a formação dos bandos invernais, altura em que as perdizes se concentram nos habitats de melhor qualidade (García 1998). A formação de casais, inicia-se em Fevereiro e comporta três fases comportamentais, o isolamento, a exploração do domínio vital, para selecionar o local onde instalará o ninho e a nidificação, ao longo das quais se define o domínio vital de cada casal (García 1998). A postura ocorre entre meio de Abril a Maio e a incubação tem uma duração média de 23 dias (García 1998, Pereira et al. 1999). Os perdigotos permanecem com os progenitores, formando os bandos familiares, até ao Outono, quando se inicia novamente a formação dos bandos invernais (García 1998).

É uma espécie que utiliza diversos habitats naturais e seminaturais (Meriggi et al. 1992, Nadal 1995, Borralho et al. 1997, Calero 1998), onde obtém os vários recursos essenciais para a sua sobrevivência. À exceção dos juvenis que se alimentam substancialmente de insetos (Baragaño 2000), a sua alimentação, baseia-se em matéria vegetal obtida em habitats naturais, seminaturais ou artificiais (Santos 1994, Pereira et al. 1999). Obtém abrigo em habitats com coberto arbóreo significativo ou habitats dominados pelo estrato arbustivo (Nadal 1995). Ocorre ainda em zonas montanhosas rochosas (Duarte et al. 2011, BirdLife\_International 2012a).

Apesar de nas últimas décadas se verificar um declínio do efetivo populacional contínuo e moderado, com perdas de efetivos populacionais superiores a 10% (BirdLife\_International 2012b), a perdiz-vermelha apresenta a nível global o estatuto de conservação de *pouco preocupante* (BirdLife\_International 2012a, IUCN 2012), dado que é vasta a sua área de distribuição e ocorre em grande abundância em diversas regiões (IUCN 2012). Em Portugal não se assumem quebras populacionais tão acentuadas como em Espanha (BirdLife\_International 2012b), pelo que tem a nível nacional o mesmo estatuto de conservação atribuído pela IUCN (Cabral et al. 2008). Ao nível europeu encontra-se protegida pela Diretiva Europeia 2009/147/EC, diploma que trata dos assuntos relacionados com a conservação das aves selvagens, mais especificamente pelo que diz respeito ao Anexo II, onde se encontra listada.

As principais causas apontadas para o declínio da perdiz-vermelha são: o abandono do meio rural e a consequente homogeneização da paisagem que se traduz na perda do mosaico de habitat ótimo para a espécie (Nadal 1995, Borralho et al. 2000, BirdLife\_International 2012b), uso de pesticidas (Potts 1986), introdução de espécies aparentadas (Laviña 1998, Casa et al. 2012), presença de predadores oportunistas em densidades elevadas (Nadal 1995), doenças patogénicas (Potts 1986, Millan et al. 2004) e miscigenação com populações de perdizes-vermelhas produzidas em cativeiro (Nadal 1995, Alonso et al. 2005, Casa et al. 2012). Nalguns casos a ausência de ordenamento cinegético foi também responsável pela redução do número de efetivos das populações de *Alectoris rufa* (Santos 1994).

A gestão cinegética sustentável da perdiz-vermelha divide-se em duas grandes áreas de intervenção: (1) gestão do habitat e (2) gestão de populações. (García 1998, Otero 2000). Ao nível da gestão direta do habitat, deve-se promover um mosaico de diferentes tipos de coberto, que pode englobar manchas de montado, de bosque, de matagal, de olival, pastagens e culturas agrícolas. O objetivo será criar orlas entre manchas de estrato arbóreo e de estrato herbáceo, e entre manchas de estrato arbustivo e estrato herbáceo (Nadal 1995, Borralho et al. 2000). Se necessário, para complementar a fonte de alimento fornecida pelas pastagens e restantes cobertos, são criadas zonas de comedouros, abastecidas com cereais, como o trigo. O acesso à água é frequentemente um fator limitante para estas populações (Otero 2000). Para o minimizar, os pontos de água naturais são limpos e recuperados e, quando necessário, é instalada uma rede de bebedouros artificiais, normalmente junto dos comedouros. A gestão do habitat vai aumentar a sua capacidade de suporte do meio não só para a perdiz-vermelha como para todas as outras espécies que beneficiem da sua existência ou que partilhem as mesmas necessidades ecológicas, principalmente outras aves (Stoate & Szczur 2001).

A gestão de populações compreende a gestão da perdiz-vermelha, bem como a gestão dos seus predadores. A gestão de populações inclui o desenho do plano de tiro anual ou ainda os reforços populacionais (Schmidt 1998). O controlo de predadores é realizado sobre as espécies e pelos meios permitidos pela legislação em vigor (MAMAOT 2012). A pressão destes predadores, incide sobretudo sobre ovos e juvenis (Potts 1986, Nadal 1995, Puga et al. 1998). Este controlo vai determinar uma menor mortalidade nestas fases do ciclo de vida, visando-se acelerar o aumento da população.

É fundamental na gestão de uma espécie cinegética como a perdiz-vermelha a estimacão da sua abundância. De facto, a estimacão da abundância animal de determinada espécie deverá ocorrer a montante do planeamento da sua conservacão e/ou gestão (Shaw 1985, Bibby et al. 2000). A estimacão da abundância animal teve origem ainda no séc. XIX, e conheceu grande desenvolvimento nas primeiras décadas do séc. XX, dado que foi reconhecida a sua

importância para a compreensão da dinâmica populacional das espécies (McCullough 1992, White & Nichols 1992). Ao conhecer o efetivo populacional de determinada área e sua dinâmica, nomeadamente numa zona de caça, é possível definir objetivos de gestão e maximizar o ajustamento das medidas de gestão, nas quais se inclui o estabelecimento do plano de tiro anual (Shaw 1985, Warner 1992, Potts & Aebischer 1995).

Existem diversos métodos que nos permitem determinar dois tipos de abundância: a absoluta, que traduz o número de indivíduos existente por área ou volume e a relativa que é traduzida por um índice, que estabelece uma relação entre contagens e esforço de amostragem. Estes métodos têm que lidar com vários fatores que podem provocar reduzir a sua exatidão e precisão (Rabaça 1995, Bibby et al. 2000). Estes fatores estão associados ao trabalho de campo inerente ao método, limitações metódicas, aos técnicos que os executam, limitações neuro-sensoriais (Buckland et al. 1993, Bibby et al. 2000, Buckland et al. 2001), às condições climáticas, limitações climáticas, e ainda ao “objeto” que se pretende quantificar, neste caso uma população biológica que se encontra em determinado(s) habitat(s), ou seja, limitações bio-ecológicas (Bibby et al. 2000, Williams et al. 2001). As limitações metódicas podem ser previstas e controladas, nomeadamente através da imposição de pressupostos, permitindo a padronização dos métodos (Williams et al. 2001). As limitações neuro-sensoriais podem ser ultrapassadas através do treino dos executores, sendo muito importante a realização de amostragens-teste, onde o técnico se apercebe das situações que podem gerar dúvidas quanto ao cumprimento dos pressupostos estabelecidos (Bibby et al. 2000, Buckland et al. 2001). As limitações climáticas podem ser contornadas ao realizar as sessões de amostragem apenas em condições climáticas padronizadas. A replicação em dias consecutivos suavizará possíveis efeitos climáticos nos resultados (Fernandez-de-Simon et al. 2011). As limitações bio-ecológicas são por vezes impossíveis de contornar, uma vez que estão relacionadas com fatores não controláveis: atividade e comportamento da espécie numa base diária, anual e inter-anual, e características do(s) habitat(s) onde ocorre, mais especificamente do seu grau de visibilidade em cada biótopo onde ocorre (Bibby et al. 2000).

A determinação da abundância absoluta é mais exigente que a determinação da abundância relativa, uma vez que requer a utilização de mais recursos humanos e logísticos (Shaw 1985). Dentro dos métodos que permitem quantificar a abundância absoluta existem dois subtipos, aqueles que equivalem a um censo total da população e aqueles que lidam com amostragem de população, permitindo definir um estimador da densidade absoluta (Shaw 1985, Rabaça 1995). Por outro lado, os métodos de estimação da abundância relativa são menos exigentes do ponto de vista do custo de aplicação, mas têm sido bastante criticados (Warner 1992, Anderson 2001, Williams et al. 2001, Anderson 2003). O resultado obtido com os índices é muitas vezes tido como uma aproximação à dimensão da população total de determinada área, quando deveria ser assumido que representa uma aproximação à dimensão da população amostrada, em determinada área. A probabilidade de detetar indivíduos é conceptualmente assumida como constante ao longo dos diferentes habitats, entre diferentes observadores, e outros fatores, ou seja, não são reconhecidas algumas limitações do método. As contagens obtidas ( $C$ ) estão dependentes da probabilidade de deteção ( $\beta$ ), pelo que  $E(C) = \beta \times N$ , em que  $N$  é a dimensão da população total (Anderson 2001, Williams et al. 2001, Anderson 2003). Existem autores que admitem as limitações dos índices, no entanto defendem que qualquer estimativa de densidade duma população biológica terá desvios não previstos, e que por isso se os índices forem aplicados segundo protocolos padronizados e/ou calibrados com métodos de estimação da densidade absoluta têm validade e utilidade para a conservação e gestão das populações (Engeman 2003, Johnson 2008, Fernandez-de-Simon et al. 2011).

Neste sentido, vários autores têm tentado estabelecer relações quantitativas entre métodos que estimam a abundância absoluta e métodos que estimam a abundância relativa através de índices, como o IQA (Ricci 1989, Duarte & Vargas 2001, Fernandez-de-Simon et al. 2011). No entanto, há que também ter em conta que nem sempre existe uma relação linear monotónica entre o valor do índice e a dimensão da população ou a densidade da mesma (Williams et al. 2001).

Neste aspeto, a perdiz-vermelha tem características que a tornam uma boa espécie para estudar métodos de estimação da abundância animal, uma vez que é

uma ave sedentária, especialmente no período reprodutor, na Primavera, aquando da formação dos casais (Potts 1986). Nesta altura do ano os seus domínios vitais ficam confinados a áreas com dimensão aproximada de 5 ha (Ricci 1985) e só em situações de elevadas densidades é que os domínios vitais dos diferentes grupos reprodutores se podem sobrepor (Ricci 1985). Na fase inicial ambos os membros do casal têm um comportamento compatível com a sua deteção, ao contrário do que acontece no período de incubação dos ovos (García 1998), em que os seus movimentos são menos frequentes, reduzindo a sua probabilidade de deteção. À exceção dos matos, onde a espécie fica bem camuflada, os biótopos em que ocorre têm uma visibilidade boa a muito boa, dado que possuem uma densidade arbórea característica dos sistemas agroflorestais, baixa, e uma altura e densidade do subcoberto que permite uma boa deteção da espécie (Potts 1986), dado que as suas cores se destacam.

Existem vários métodos de estimação da abundância da perdiz-vermelha propostos por diversos autores, principalmente entre 1950 e 2000. Os vários métodos propostos para estimar da abundância absoluta englobam esquema de censo, designadamente métodos de batida (Duarte & Vargas 2001), mapeamento do território (Potts 1986), amostragem por transectos lineares (Borrvalho et al. 1996, Duarte & Vargas 2001, Santos et al. 2009), e ainda métodos de estimação da abundância relativa, como o IQA (Ricci 1989). A amostragem por transectos lineares, dada a sua definição de pressupostos, tendo em conta a probabilidade de deteção (Buckland et al. 1993, Buckland et al. 2001), e existindo um programa informático DISTANCE 6.0, que permite para modelar os dados (Thomas et al. 2010), parece ser o de mais fácil utilização, constituindo no entanto um grande desafio a sua aplicação à perdiz-vermelha o facto da distribuição dos indivíduos não ser aleatória, existindo um gradiente de densidade em relação à estrada, em que a estrada tem um efeito positivo (Borrvalho et al. 1996).

A escolha de um método de eleição para aplicação na gestão cinegética, pode ser um processo de decisão difícil, dado que cada método tem sempre vantagens e desvantagens (Shaw 1985). Por um lado, alguns dos métodos são mais fáceis de aplicar do ponto de vista da logística, mas ao mesmo tempo podem não fornecer estimadores fiáveis ou mesmo aplicáveis a toda a zona de caça. Por outro lado,

existem métodos exigentes do ponto de vista da logística mas que podem trazer estimadores, em que há medição da incerteza, da situação populacional em toda ou em parte da zona de caça. A aproximação multicritério permite considerar quantitativamente vários aspetos das nossas opções em simultâneo, ordenando as várias opções face ao(s) objetivo(s) que pretendemos cumprir (Costa 1992, Ramos 2002, DCLG 2009). A metodologia de análise multicritério permite tornar mais objetivo o processos de decisão, pois apesar de ter em conta os valores e objetivos definidos pelos atores do processo de decisão, padroniza a avaliação de preferência através de parâmetros quantitativos, conciliando a avaliação do seu custo com o benefício, ao contrário do que acontece nos trabalhos de alguns autores em se testam diferentes métodos de estimação da abundância da perdiz-vermelha, analisando o custo e o benefício separadamente (Borrvalho et al. 1996, Duarte & Vargas 2001).

Com este trabalho pretende-se identificar quais os métodos para quantificar a dimensão de populações de *Alectoris rufa* em zonas de caça (ZC) no sul de Portugal que apresentam melhor relação ente o seu custo e benefício, permitindo uma melhor aproximação aos objetivos de gestão cinegética. Será avaliada a aplicação de um conjunto de métodos, batida, amostragem por transectos lineares, IQA e observações contínuas, em duas ZCT com densidades de perdiz-vermelha diferentes, efetuando um estudo metodológico útil. Esta informação contribuirá o estabelecimento de planos de tiro mais racionais, facultando as bases para obter uma boa estimação da densidade global de ZC, do ponto de vista da sua exatidão e precisão. Será ainda discutida a aplicação dos métodos noutros objetivos de gestão.

Tendo em conta a informação reunida e os objetivos do trabalho definiram-se por isso duas hipóteses:

H<sub>1</sub> Todos os métodos têm uma relação entre o custo e o benefício igual.

H<sub>2</sub> A relação entre o custo e o benefício dos métodos é independente do valor densidade de perdizes-vermelhas.

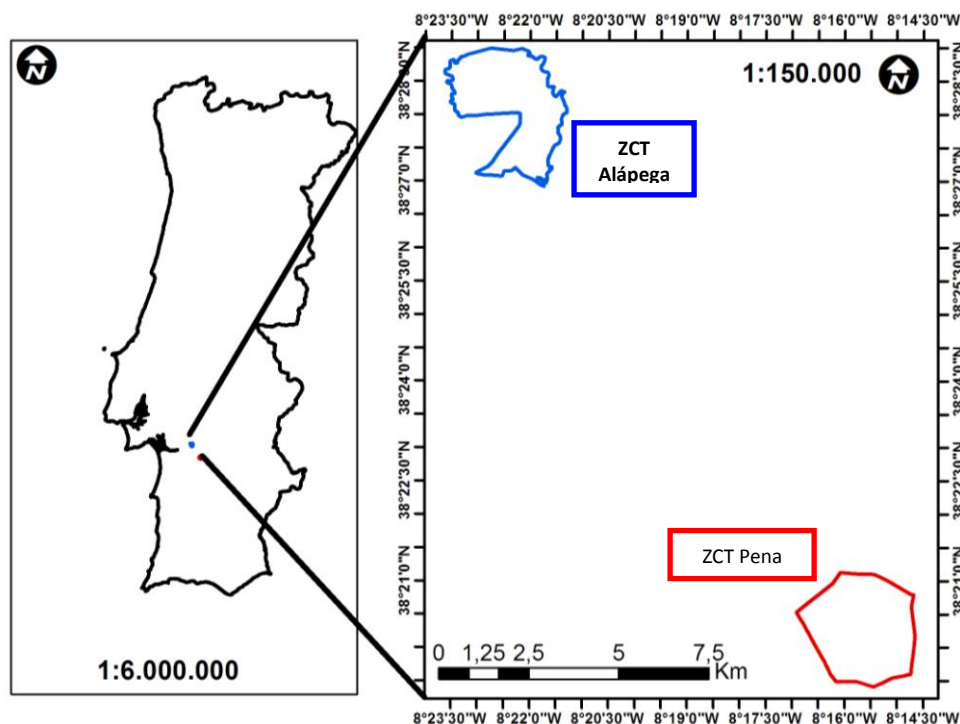
As respostas a estas questões permitirão auxiliar os gestores cinegéticos na seleção do(s) método(s) com a melhor relação custo-benefício, promovendo a gestão sustentada desta espécie cinegética.



## Materiais e métodos

### 2.1. Área de estudo

Seleccionaram-se duas ZCT, que apresentam densidades de perdiz-vermelha diferentes (figura 1), no distrito de Setúbal, concelho de Alcácer do Sal. Segundo a classificação bioclimática da terra de Rivas-Martínez (2004), o clima da região é mediterrâneo pluviestacional oceânico, de termótipo mesomediterrâneo inferior e ombroclima subhúmido. A precipitação média anual ronda os 600 mm e Dezembro e Janeiro são os meses mais húmidos. Os ventos predominantes têm as direções noroeste e oeste, com velocidade média de 8,5 km / h (Instituto de Meteorologia 2011).



**Figura 1** Localização da área de estudo, em coordenadas projetadas do sistema Lisboa\_Hayford\_Gauss\_GeoE, com o limite azul a ZCT da Alápega, com 724 ha, e a vermelho a ZCT Pena, com 757 ha.

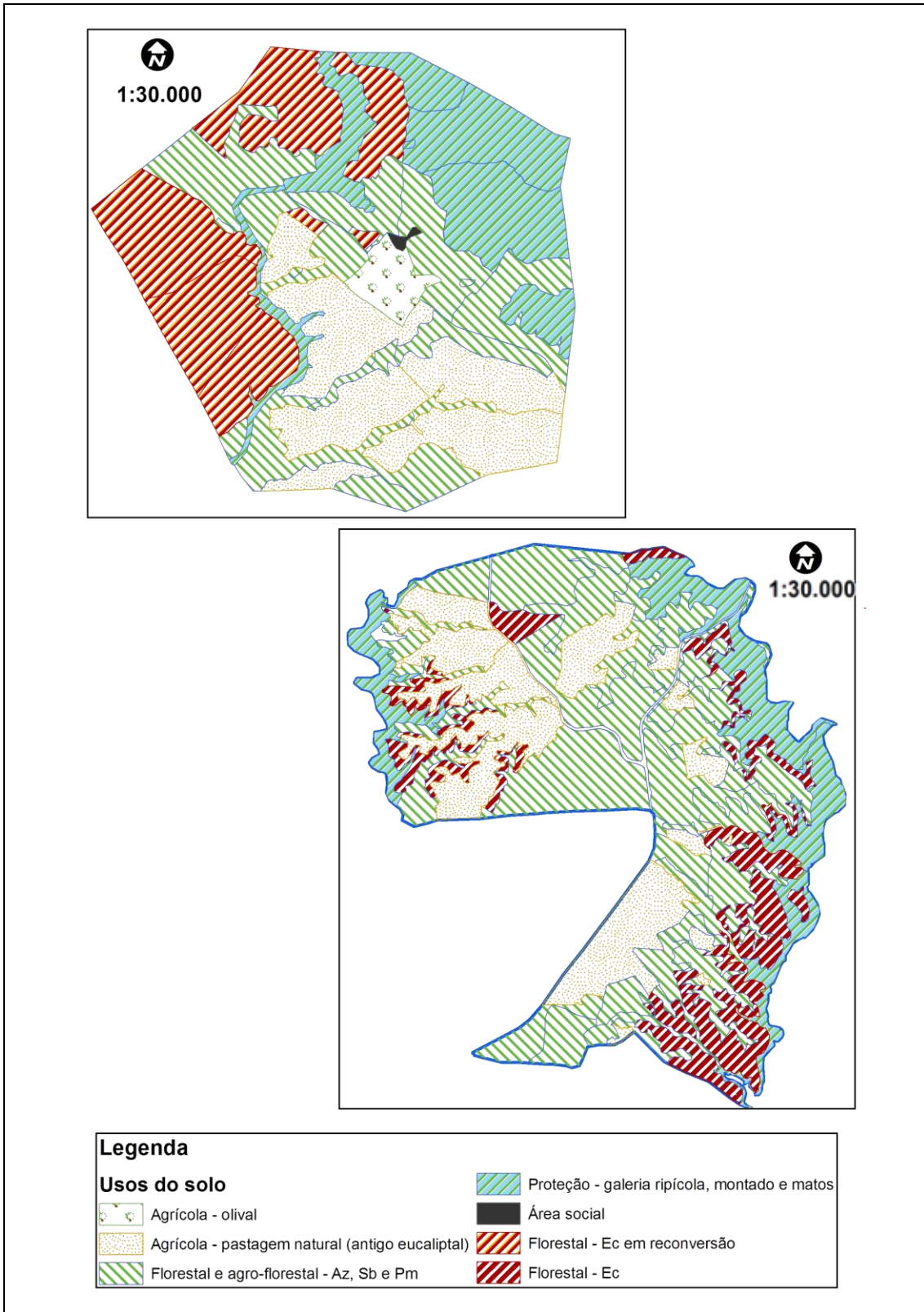
A ZCT da Pena (processo nº 4220) tem 757 ha e localiza-se na freguesia do Torrão. No que respeita à sua altimetria, apresenta como cota mínima 37 m e como cota máxima 148 m. Os declives são no geral medianos, 15%, variando entre os 4% e os 30%. A zona

noroeste é a mais elevada, apresentando também os declives mais acentuados. Relativamente à sua hidrografia, pertence à bacia hidrográfica do Sado, possuindo diversas linhas de água afluentes da ribeira do Vale da Ursa, que tem geralmente um caudal reduzido, embora nas alturas de maior precipitação apresentem um regime de escorrência torrencial. Apresenta solos incipientes, solos litólicos não húmicos pouco insaturados normais de rochas microfíricas claras e solos mediterrâneos pardos de materiais calcáricos, com uma capacidade de uso de solos de Classe E, na sua grande maioria. O uso do solo (figura 2) é predominantemente florestal e agro-florestal. Da vegetação que compõe estes espaços destaca-se o estrato arbóreo, composto por várias espécies *Quercus suber*, *Q. rotundifolia*, *Pinus pinea*, *P. pinaster* e *Eucalyptus spp.* e o estrato arbustivo que é dominado por *Cistus ladanifer* e *Arbutos unedo* e várias espécies dos géneros *Cistus*, *Lavandula*, *Ulex* e *Stauracanthus*. A densidade do coberto arbóreo varia entre as 60 árvores / ha e 200 árvores / ha, e o estrato arbustivo ocupa 40% do subcoberto, sendo a restante porção dominada por espécies das famílias das Asteráceas e Poáceas. O uso agrícola está também representado por um olival e por pastagem natural, anteriores áreas de eucaliptal, composta por espécies das famílias das Asteráceas, Poáceas e Fabáceas. Quanto à sua gestão cinegética, realiza-se desde 2006 uma gestão ativa dirigida ao fomento desta espécie, que contempla diversas ações de gestão deste mosaico de habitats bem como a instalação de estruturas artificiais. É realizada a instalação de zonas de sementeira com triticales, feita a limpeza de matos de *Cistus ladanifer*, controlo de predadores, essencialmente corvídeos e raposas, manutenção duma rede de comedouros e bebedouros / pontos de água naturais, e outras ações relacionadas com a gestão das áreas florestal e agrícola que é formada por zonas de pastagem natural e um olival. Desde 2009 realiza-se um evento cinegético por ano dirigido a esta espécie que consiste em quatro batidas num só dia, cada uma com sete portas equidistantes (50 m). O número de perdizes observadas vivas e número de perdizes abatidas têm sido utilizados para avaliar a densidade relativa da espécie.

A ZCT da Alápega (processo nº 5546) tem uma área de 724 ha e localiza-se na freguesia de Santa Susana. Relativamente à sua altimetria, apresenta como cota mínima 100 m e como cota máxima os 142 m. O declive médio é acentuado, 20%, variando entre os 5%

e os 40%. A zona norte, que ladeia as estradas nacional e municipal, é a mais elevada e mais aplanada. Relativamente à sua hidrografia, pertence à bacia hidrográfica do Sado, possuindo diversas linhas de água de cabeceira que fluem para a ribeira de S. Cristóvão ou para a ribeira de Santa Susana, localizadas nos seu limite Este e em parte do limite Oeste, respetivamente. Têm geralmente um caudal reduzido, embora nas alturas de maior precipitação apresentem um regime de escorrência torrencial. Apresenta na sua maioria solos incipientes, solos litólicos de xistos ou grauvaques, com uma capacidade de uso de solos de Classe E. O uso do solo (figura 2) é predominantemente florestal e agro-florestal. Da vegetação que compõe estes espaços destacam-se o estrato arbóreo, composto por várias espécies, como sejam, *Quercus suber*, *Q. rotundifolia*, *Pinus pinea* e *Eucalyptus spp.*, e o estrato arbustivo que é dominado por *Cistus ladanifer* e *Arbutos unedo* e várias espécies dos géneros *Cistus*, *Lavandula*, *Ulex* e *Stauracanthus*. A densidade do coberto arbóreo varia entre as 60 árvores / ha e 150 árvores / ha, e o estrato arbustivo ocupa 40% do subcoberto, sendo a restante porção dominada por espécies das famílias das Asteráceas e Poáceas. O uso agrícola está também representado por pastagem natural, anteriores áreas de eucaliptal, composta por espécies das famílias das Asteráceas, Poáceas e Fabáceas. Nesta ZCT a gestão cinegética da perdiz-vermelha é mais recente, embora em 2006 se tenham iniciado trabalhos de gestão florestal compatíveis com a gestão cinegética, só em 2011 se começaram a aplicar medidas de gestão específicas para esta espécie, como a instalação da rede de comedouros e bebedouros / pontos de água naturais, a instalação de zonas de pastagem e o controlo de predadores, pelo que as condições ainda não são as ótimas para a mesma.

À exceção do relevo e declive, que é mais pronunciado e acentuado na ZCT da Alápega, as duas ZCT são muito semelhantes do ponto de vista das condições biofísicas e do uso do solo. Os gestores cinegéticos destas ZCT definem a densidade de perdizes-vermelhas da ZCT da Pena como elevada densidade, enquanto a ZCT da Alápega tem uma densidade baixa. A diferença na dimensão populacional de perdiz-vermelha verificada ente as duas ZCT é explicada pela diferença entre os respetivos históricos de gestão cinegética (García 1998).



**Figura 2** Usos de solo nas duas ZCT, em cima Pena e em baixo Alápega.

## 2.2. Trabalho de campo

O trabalho de campo realizou-se entre Novembro de 2011 e em Março de 2012 (Tabela 1). Foram aplicados três métodos de avaliação da dimensão da população de *Alectoris rufa* na ZCT da Pena, e dois métodos na ZCT da Alápega. A diferença no número de métodos entre as duas ZCT deveu-se a questões logísticas que não foram possíveis de cumprir na ZCT da Alápega, ou seja, não existiram recursos financeiros para suportar a realização de uma batida nesta ZCT, enquanto na ZCT da Pena a gestão cinegética já comporta a realização anual do método de batida.

**Tabela 1** Cronologia do trabalho de campo e métodos aplicados nas duas ZCT.

	<b>Batida</b>	<b>Transectos lineares e Observações contínuas</b>
<b>ZCT Pena</b>	4 Áreas no dia 19 de Novembro de 2011	Bloco A dias 5, 6 e 7 Bloco B dias 20, 21 e 22 Março de 2012
<b>ZCT Alápega</b>		Bloco A dias 12, 13 e 14 Bloco B dia 26 Março de 2012

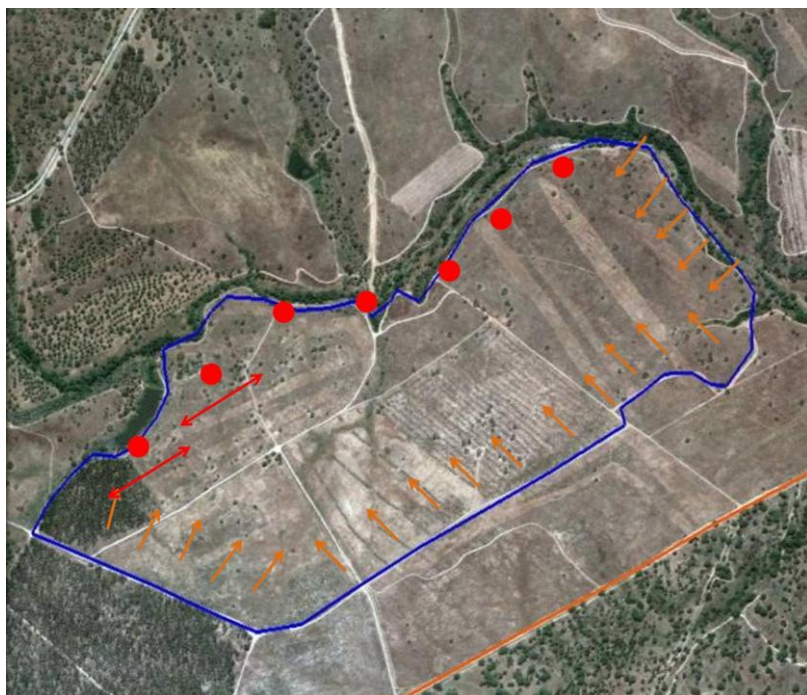
### 2.2.1. Batida

No dia 19 de Novembro de 2011 foi realizada na ZCT da Pena uma caçada utilizando o método de batida. Este método de caça equivale a um método de censo da população de perdiz-vermelha, dado que para além de permitir a caça destas aves, em que se assume-se que se pode contabilizar a população total de áreas pré-definidas. Neste caso foi aplicado em 4 zonas, contíguas e não contíguas, com áreas compreendidas entre os 72 e os 114 ha, numa área totalizando 389 ha.

Foram previamente seleccionadas as quatro áreas, escolhida a secção do seu perímetro onde se instalaria a linha de tiro, onde se colocaram 7 portas equidistantes. Foi feita a cartografia destas áreas, com recurso a um aparelho de GPS (Trimble) e computador

com o programa informático ArcGis 9.3 e com o *plug-in* Google Earth, dado que este último possui imagens de satélite mais atuais do que as disponíveis no ArcGis.

No dia das batidas um grupo de 50 pessoas, os batedores, distribuíram-se de forma equidistante ao longo do perímetro das áreas, com cerca de 3 km. Foram avançando ao longo da área fazendo ruídos de modo a encaminharem as perdizes em direção à secção do perímetro onde estava a linha de tiro (figura 3). Os movimentos dos batedores foram orientados através de radiotransmissores por três pessoas colocadas em posições privilegiadas do ponto de vista da observação da área.



**Figura 3** Representação esquemática do método de batida, a azul o perímetro da área batida, as setas a laranja representam os batedores, os pontos vermelhos os observadores e as setas vermelhas as faixas de observação.

Atrás de cada porta/caçador estava posicionado um observador, que ia registando o número de indivíduos desta espécie avistados vivos, bem como o número de indivíduos abatidos, dentro da sua faixa de observação. Foi combinado previamente entre os observadores os limites das faixas de observação de cada um, com 50 m, de modo a evitar duplas contagens entre os observadores. Todas as observações foram registadas numa folha de registo que se encontra em anexo. Os observadores eram

experientes tendo já participado em eventos cinegéticos como este, não tendo, por exemplo, nenhuma dificuldade em identificarem a espécie.

Todo este procedimento envolveu o trabalho, em parte especializado, de aproximadamente 60 pessoas durante 4 horas, 2 tratores com reboque e 3 veículos 4 x 4.

De modo a fomentar a padronização do método enunciam-se os seguintes pressupostos:

1. Todas as perdizes levantam voo com a passagem dos batedores.
2. Cada observador vê e regista todas as perdizes que passam apenas na sua faixa de observação, bem como o número de animais que são mortos.
3. O cálculo da área das batidas é exato.
4. Não há duplas contagens entre batidas.
5. As condições de observação e da topografia são semelhantes entre batidas. Incide sobre a capacidade dos observadores verem 100% dos animais que ocupam essa área.

Ao definir os pressupostos 1 e 2 estamos então a assumir que a probabilidade de deteção de indivíduos neste método é 1, pelo que a contagem efetuada corresponde à população total daquela área.

### **2.2.2. Transectos lineares**

Este método teve como objetivo estimar a densidade absoluta primaveril de perdizes-vermelhas de cada ZCT, através do método amostragem por transectos lineares (Buckland et al. 2001, Buckland et al. 2004, Thomas et al. 2010) ao mesmo tempo que se avaliou a densidade relativa primaveril, através do IQA (Ricci 1989), ao longo de transectos lineares percorridos com veículo 4 x 4. Uma vez que o período reprodutor da perdiz-vermelha ocorre desde o final de Janeiro até Agosto, há que ter em conta as fases comportamentais desta etapa do ciclo de vida bem como a sua duração. O mês preferencial para executar este método em Portugal é Março, fase em que os casais já

estão estabelecidos, sendo o seu domínio vital de 5 ha (Ricci 1985), mas ainda não têm ninho, pelo que são facilmente avistados (Potts 1986, García 1998).

Foram seguidas várias diretrizes, propostas por outros autores. Em primeiro lugar, foram definidas várias possibilidades de transectos em ArcGis a partir da rede viária das ZCT, maximizando a passagem entre biótopos distintos (Ricci 1989), ao mesmo tempo que se minimizasse a passagem perto dos limites exteriores das ZCT, ou as situações de fraca visibilidade (Ricci 1989). Foi ainda verificado se no mínimo se cumpria com a proporção de 2 km de transecto para 100 ha de área amostrada. De modo a introduzir alguma aleatoriedade na amostragem foram alternados os pontos de partida, e existiram pequenas variações entre os percursos dos transectos. Os transectos foram realizados por dois observadores treinados, em que um deles tinha a tarefa de conduzir o veículo e observar principalmente o lado esquerdo do veículo e o outro para além de observar principalmente o lado direito ia registando todas as informações recolhidas. Os transectos foram realizados nas 3 primeiras horas após o nascer do sol, sensivelmente entre as 7 h e as 11h, a uma velocidade média de 10 km / h (Ricci 1989, Duarte & Vargas 2001). Os transectos foram percorridos em dias de boa visibilidade e de condições meteorológicas estáveis, ou seja, sem precipitação, nevoeiro ou vento forte (Ricci 1989). Foram efetuados, em cada zona de caça, em blocos de amostragem de três dias consecutivos, sempre que possível, com o objetivo de eliminar ou reduzir o impacto de desvios ou erros provocados por variações em variáveis ambientais ou outras não identificadas (Fernandez-de-Simon et al. 2011). Tanto na Pena como na Alápega realizaram-se 2 blocos de amostragem, entre 5 e 26 de Março. Porém o segundo bloco da Alápega compreendeu apenas um dia, dado que as condições meteorológicas entretanto se alteraram. Não foi realizado mais nenhum bloco, pois a partir do final de Março a visibilidade das perdizes seria alterada devido à mudança de comportamento (García 1998).

Esta metodologia teve por base os seguintes pressupostos (Buckland et al. (1993) (Buckland et al. 2001, Buckland et al. 2004, Thomas et al. 2010):

1. Os objetos na linha têm uma probabilidade de deteção igual a 1.
2. Os objetos não se movem.



3. As medições são precisas.
4. As observações são independentes.
5. A localização do animal é independente da posição do transecto.

Toda a informação foi registada numa ficha de campo: condições meteorológicas, observadores, hora da observação, dimensão do cluster, ou seja, número de animais avistados em simultâneo e ainda distância perpendicular do centro do cluster à linha percorrida pelo veículo. Nas situações em que a distância era inferior a 10 m esta foi determinada visualmente (de forma aproximada), tendo como referência a largura das estradas (com 4 m); nos casos em que a distância era superior a 10 m utilizou-se um dispositivo laser medidor de distâncias. Todos os transectos realizados foram marcados com GPS, registando-se o também ponto de cada deteção.

Para além dos equipamentos e veículo, este procedimento envolveu o trabalho especializado de 2 observadores, em que pelo menos 1 era especializado, em 6 sessões na ZCT da Pena, totalizando 153 km em 19h04m e, e em 4 sessões na ZCT Alápega, totalizando 63 km em 9h36m.

### **2.2.3. Observações contínuas**

De modo a colmatar o facto do método descrito anteriormente utilizar a rede viária recorreu-se a outro método, baseado nos princípios do mapeamento do território (Potts 1986). Foram realizados percursos realizados a pé em dias consecutivos, fazendo um mapeamento das observações nos vários dias, cujo tratamento de dados possibilitou estimar um valor de densidade de acordo com os pressupostos assumidos. Neste caso foram definidas aleatoriamente duas zonas de aplicação do método, com áreas compreendidas entre os 20 ha e os 50 ha, em cada ZCT, onde um observador especializado realizou três percursos.

Este método foi aplicado nos mesmos dias que o método descrito anteriormente, e por isso com condições meteorológicas estáveis, nalguns dias ainda durante o período da manhã, entre as 10 h e as 12 h, enquanto noutros dias esperou-se pelas 4 horas que antecediam o pôr-do-sol, entre as 15 h e as 17 h.

Foi necessário um equipamento GPS, um observador especializado durante 7h31m para em 6 sessões avaliar 89 ha na ZCT da Pena e 3h37m para avaliar em 4 sessões 51 ha na ZCT da Alápega.

De modo a padronizar o método enunciam-se os seguintes pressupostos:

1. Nesta altura do ano a perdiz-vermelha exhibe domínio vital de 5 ha (Ricci 1985), assumindo-se também que não há migrações ou mortalidade enquanto decorre a amostragem neste espaço de 3 dias.
2. Todas as perdizes reagem à passagem do observador até uma distância máxima de 20 m.
3. Todas as duplas observações em cada percurso são detetadas.
4. Todas as duplas observações entre cada percurso são detetadas.
5. A distância percorrida em cada percurso deve ser semelhante.

Cada vez que se detetavam perdizes-vermelhas registavam-se essas presenças num mapa e numa ficha de campo, anotando o número de indivíduos avistados. Sempre que possível anotou-se também a direção para onde voaram após contacto com o observador, com vista a minimizar o risco de duplas contagens. A partir do primeiro bloco de amostragem, passou-se a registar com o GPS o percurso exato em cada sessão de amostragem, bem como o ponto de observação de todos os indivíduos avistados.

## **2.3. Tratamento de dados**

### **2.3.1. Batida**

Em primeiro lugar foi avaliado o cumprimento dos pressupostos do método. Foi abordado o segundo pressuposto analisando a variância das contagens de cada observador através duma ANOVA simples, sendo o único fator o observador, de modo a verificar se existiam diferenças significativas entre as contagens totais de cada observador.

A obtenção dos valores de densidade absoluta no momento da batida,  $\hat{D}b_{MB}$ , após batida,  $\hat{D}b_{AB}$ , e primaveril,  $\hat{D}b_p$ , a partir das contagens absolutas foram obtidos da seguinte forma

$$\hat{D}b_{MB} = \frac{n}{a_B} \quad \hat{D}b_{AB} = \frac{(n - n_a)}{a_B}$$

$$\hat{D}b_p = \hat{D}b_{AB} \times t_{si}$$

onde n representa o número de animais avistados vivos,  $n_a$  representa o número de animais abatidos,  $a_B$  a área da batida e  $t_{si}$  representa a taxa de sobrevivência invernada que se considerou de 0,8 (Calero 1991, Nadal 1995).

### 2.3.2. Amostragem por transectos lineares

A amostragem por transectos lineares é um método de estimação da densidade populacional desenvolvido desde 1960, por vários autores, mais recentemente por Buckland et al. (1993, 2001, 2004). Baseia-se nas distâncias perpendiculares entre um transecto linear percorrido, por um veículo, avião ou barco, e os indivíduos observados de uma determinada população biológica. Com base numa função de detetabilidade, é calculada a densidade absoluta dessa população, numa determinada área. A função de detetabilidade permite calcular a porção de indivíduos que se estima terem sido observados ( $P_a$ ), através daquilo que se designa por *effective strip width* (ESW), ou seja, metade da largura da faixa, paralela ao transecto, dentro da qual todos os indivíduos são detetados. Só é possível aplicar este método com base no conjunto dos pressupostos definidos no ponto 2.2.2. Para auxiliar este processo foi desenvolvido um programa informático, DISTANCE 1998-2012, que nos facilita o processo de modelação (Thomas et al. 2010). Permite também obter um elevado grau de detalhe dos resultados e tratamento estatístico dos mesmos.

Previamente ao tratamento dos dados recolhidos nos transectos lineares com veículo 4 x 4 analisou-se o cumprimento de cada pressuposto.

Tratou-se a informação recolhida pelo GPS, de modo a poder calcular o comprimento dos vários transectos e a determinar a localização dos pontos de observação (ver mapas em anexo).

Os dados registados foram passados para formato digital compatível com o programa informático. Foi feita uma análise aos dados, tomando como unidade de observação o *cluster* neste caso de 1, 2, 3 ou 4 indivíduos avistados em simultâneo. Em análise exploratória verificou-se a necessidade de truncar os dados e/ou de construir classes de distâncias de observação, bem como quais as funções de detetabilidade e respetivo número de parâmetros que melhor se ajustavam aos nossos dados.

Foram efetuadas várias análises sem truncatura dos dados, com construção de vários grupos de classes em que as funções que melhora se ajustaram foram as funções de risco (*hazard*) com termo de ajustamento polinomial simples, hermítico ou cosseno.

### **2.3.3. IQA**

O IQA é um índice de estimação da densidade relativa que nos dá a relação entre o número de indivíduos observados por quilómetro percorrido.

Neste caso apenas importa considerar os pressupostos 1, 2, 4 e 5 definidos no ponto 2.2.2, já que o pressuposto 3 está apenas relacionado com a amostragem por transectos lineares. Tal como para a amostragem por transectos lineares, considerou-se que estes pressupostos foram cumpridos.

Para a medição do comprimento dos transectos foi utilizada a informação recolhida pelo GPS.

Seguidamente calculou-se o índice quilométrico de abundância (IQA) para a área global de cada ZCT amostrada

$$IQA = \frac{n}{L}$$

onde  $n$  representa o número de indivíduos observados no transecto de comprimento  $L$ . Foi primeiro calculado o IQA para cada dia de amostragem e calcularam-se as médias por bloco de amostragem e uma média global.

#### **2.3.4. Observações contínuas**

Procedeu-se à verificação do cumprimento dos vários pressupostos.

Seguidamente foi calculado o limite exterior das áreas de amostragem. Uma vez que não se recolheram dados GPS no bloco de amostragem A da ZCT da Pena, o cálculo do seu limite exterior foi diferente dos restantes blocos de amostragem. Foram criados buffers com um raio de 126 m à volta dos pontos das observações, tendo como referência um domínio vital de 5 ha (Ricci 1985). Foi delimitado o perímetro usando os buffers como limite. Para os seguintes blocos de amostragem calculou-se a área amostrada através dum buffer de 20 m em torno do percurso percorrido.

Em primeiro lugar analisaram-se as observações por dia, de forma a eliminar as duplas contagens em cada percurso, a partir dos registos nas fichas de campo. Depois procedeu-se à eliminação de duplas contagens entre os percursos, a partir da sobreposição dos buffers que representam o domínio vital de cada observação.

#### **2.3.5. Comparação entre métodos**

##### **2.3.5.1. Comparação dos resultados da batida e observações contínuas com a amostragem por transectos lineares**

Iremos comparar os resultados obtidos com a amostragem por transectos lineares com os restantes métodos, dado que a amostragem por transectos lineares foi o único método utilizado para determinar a abundância absoluta em toda a área das ZCT. Fez-

se a comparação apenas para a ZCT da Pena, dado que dispúnhamos de mais observações, e por isso as estimativas serão mais fiáveis.

Uma vez que os métodos da batida e das observações contínuas permitiu calcular a densidade populacional para uma área restrita, foi necessário adaptar os dados obtidos com a amostragem por transectos lineares, isto é, foram selecionadas apenas as observações dentro dessas áreas. Introduziram-se esses dados no programa informático DISTANCE 6.0 e calculou-se a densidade apenas para essas áreas.

Finalmente foi explorada a relação quantitativa entre o estimador do DISTANCE para a densidade populacional absoluta de cada ZCT e o IQA, índice da densidade populacional relativa de cada ZCT.

#### **2.3.5.2. Análise Multicritério do custo-benefício dos métodos**

O objetivo é a seleção de um método de avaliação da densidade primaveril de *Alectoris rufa* em ZC no sul de Portugal para aplicação à gestão cinegética – objetivo central. A análise multicritério é uma metodologia que permite avaliar de forma sistemática as várias alternativas que nos permitam atingir determinado(s) objetivo(s), neste caso os vários métodos testados (Costa 1992). Dado que se trata dum processo de decisão complexo, decorrente da heterogeneidade dos métodos e da dualidade custo-benefício, é crucial analisar a informação de forma consistente (DCLG 2009). Esta assenta em vários passos que são auxiliados por um conjunto de métodos e técnicas. Genericamente, são definidos pontos de vista de como atingir um objetivo central ou a resolução de determinada problemática, com base nos valores dos atores envolvidos no processo. Em seguida, são definidos descritores que permitem avaliar o impacto das várias alternativas nos pontos de vista definidos. Quanto maior o impacto das alternativas mais próxima está essa alternativa da resolução da problemática, mais propriamente dentro das alternativas disponíveis aquela que produzir um maior impacto é a melhor opção para a resolução do contexto de decisão.

Foi utilizada a técnica SMARTS (Simple multi-attribute ranking technic with Swings), inicialmente proposta por Edwards “SMART”, à qual mais tarde se adicionou o “S” de

Swings (Costa 1997, DCLG 2009). Este método permite guiar a análise multicritério em oito passos metodológicos.

Em primeiro lugar é necessário identificar os atores desta problemática, neste caso gestores cinegéticos. Esta análise é feita em função dos seus valores para com o conhecimento da densidade das espécies cinegéticas, ou seja explorando a relação entre custos e benefícios dos vários métodos, que representam neste caso as várias alternativas (DCLG 2009). O facto de já existir um objetivo pré-estabelecido facilita a abordagem a este tipo de metodologia (Costa 1997).

Tendo em conta os valores dos atores foram definidos os pontos de vista relevantes para a resolução da problemática definida, segundo os princípios de exaustividade, operacionalidade, isolabilidade, ausência de redundância e dimensão mínima (Keeney & Raiffa 1993).

O passo seguinte consiste em avaliar o impacto de cada alternativa perante os vários pontos de vista definidos. Para esse efeito são definidos descritores, de preferência quantitativos e não ambíguos, ou níveis de impacto para cada um dos pontos de vista (Costa 1992, Ramos 2002). Nos casos em que foi necessário utilizaram-se várias variáveis para o cálculo dos descritores. A escala de cada descritor deve ser unidirecional, ou seja, quanto maior a pontuação mais impacto tem no ponto de vista e vice-versa. Elaborou-se uma matriz de avaliação com as pontuações obtidas para cada ponto de vista em cada alternativa.

Por forma a normalizar as escalas dos valores obtidos na matriz de avaliação, ou seja, obter a mesma escala para cada ponto de vista, considerou-se que a pontuação mais elevada, 100, corresponde à alternativa com um impacto mais favorável perante o ponto de vista correspondente, e que 0 representa a alternativa com um impacto menos favorável. Para definir os valores das alternativas intermédias foram utilizados dois métodos, o direct rating e o método da bissecção (Costa 1992, Ramos 2002, DCLG 2009). A matriz de avaliação foi então convertida numa matriz de resultados.

Para obter um valor global para cada alternativa é necessário combinar os resultados obtidos para cada ponto de vista, através dum modelo aditivo. Os vários pontos de vista foram hierarquizados segundo o método de swing weights (Costa 1992, Ramos

2002). Neste método o primeiro passo é ordenar os objetivos, analisando a variação no impacto produzida pela mudança de determinado objetivo em detrimento de outro. Em seguida quantifica-se essa mudança, atribuindo 100 ao objetivo que hipoteticamente pudesse mudar a posição de pior nível de impacto para melhor nível de impacto. Os restantes valores dos pontos de vista são definidos tendo sempre como referência a mudança produzida pelo primeiro ponto de vista. Esses coeficientes são depois normalizados de modo a que a sua soma seja igual a 1. O modelo aditivo é construído possibilitando finalmente o cálculo do valor global para cada alternativa ( $V(A)$ )

$$V(A) = \sum_{j=1}^n k_j v_j(a_j), \text{ com } \sum_{j=1}^n k_j = 1 \text{ e } k_j > 0$$

onde  $v_j(a_j)$  é o valor de impacto da alternativa  $A$  no ponto de vista  $j$ ,  $k_j$  o coeficiente de ponderação do ponto de vista  $j$  e  $n$  o número de pontos de vista.

Com base nos valores obtidos há que tomar uma decisão provisória.

Para concluir efetuou-se uma análise de sensibilidades, que é crucial nos casos em que existem alternativas com valores globais semelhantes. O objetivo é avaliar a robustez do modelo, gerando também um melhor nível de compreensão da problemática à qual se aplica o modelo (Goodwin & Wright 1991). Consiste na avaliação dos valores dos descritores que provocam alteração na ordenação das alternativas. Neste caso foi aplicada uma análise de sensibilidade baseada sobre as ponderações, que permite estudar o grau de influência de cada descritor sobre o resultado final.



### 3. Resultados

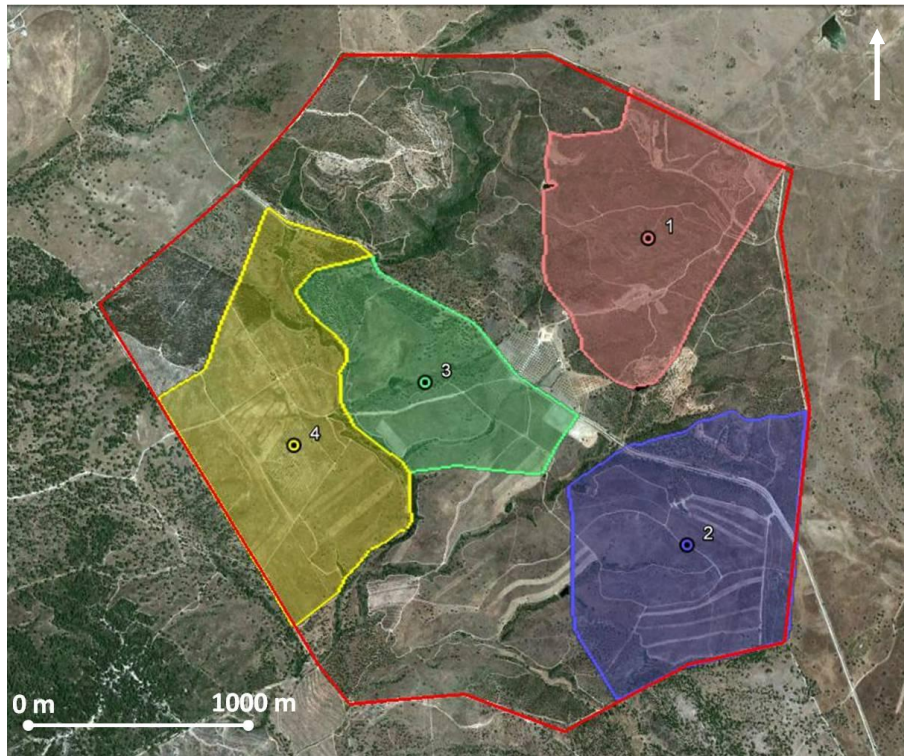
#### 3.1. Batida

No que respeita ao cumprimento do primeiro pressuposto, é sabido que existe a possibilidade de indivíduos desta espécie ficarem pousados no solo sem se mexerem, apesar da presença humana, numa tentativa de se camuflarem. No entanto, visto o elevado número de pessoas presentes em cada batida e a raridade deste tipo de comportamento, considerou-se que este pressuposto foi cumprido. O resultado da ANOVA simples (Tabela 4) revelou que podemos aceitar a hipótese nula,  $p > \alpha$ , ou seja, não existiram diferenças significativas entre as contagens dos vários observadores. Apesar deste resultado não significar diretamente a aceitação do pressuposto 2, por razões que serão discutidas, assumiu-se o seu cumprimento. O terceiro pressuposto foi também considerado cumprido. No que toca ao quarto pressuposto este foi violado. A partir da primeira batida já não pode ser garantido que não existam duplas contagens entre as batidas, uma vez que os animais que não são abatidos voam para trás da linha de tiro e vão pousar ainda dentro da área da zona de caça, com elevadas probabilidades, especialmente entre a batida 3 e 4, de ir para outra área que será posteriormente batida. Assim serão apenas tratados os dados relativos à primeira batida.

**Tabela 2** Análise de variância realizada ao número de indivíduos observados vivos pelos 7 observadores nas quatro batidas.

ANOVA						
<i>Source of Variation</i>	<i>SS</i>	<i>df</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>P-value</i>	<i>F crit</i>
Between Groups	254,2857	6	42,3810	0,583607	<b>0,737999</b>	4,45582
Within Groups	1016,667	14	72,6190			
Total	1270,952	20				

Os resultados destas observações revelaram que a densidade primaveril para a área da Batida 1, com 92,33 ha (figura 5), com foi de 1,21 perdizes / ha (Tabela 3).



**Figura 5** Localização das quatro áreas de batida dentro do limite da ZCT da Pena, assinaladas a cores diferentes e identificadas pelo seu número.

**Tabela 3** Resultados obtidos para a área da batida 1, na ZCT da Pena.

Estimador	Valor Nº indivíduos / ha
$\hat{D}b_{MB}$	1,90
$\hat{D}b_{AB}$	1,52
$\hat{D}b_p$	1,21

### 3.2. Amostragem por transectos lineares

Considerou-se que todos os pressupostos foram cumpridos, embora ainda se discuta a validade do pressuposto 5 e suas implicações no estimador da densidade obtido com o DISTANCE, nomeadamente na definição da função de detetabilidade.

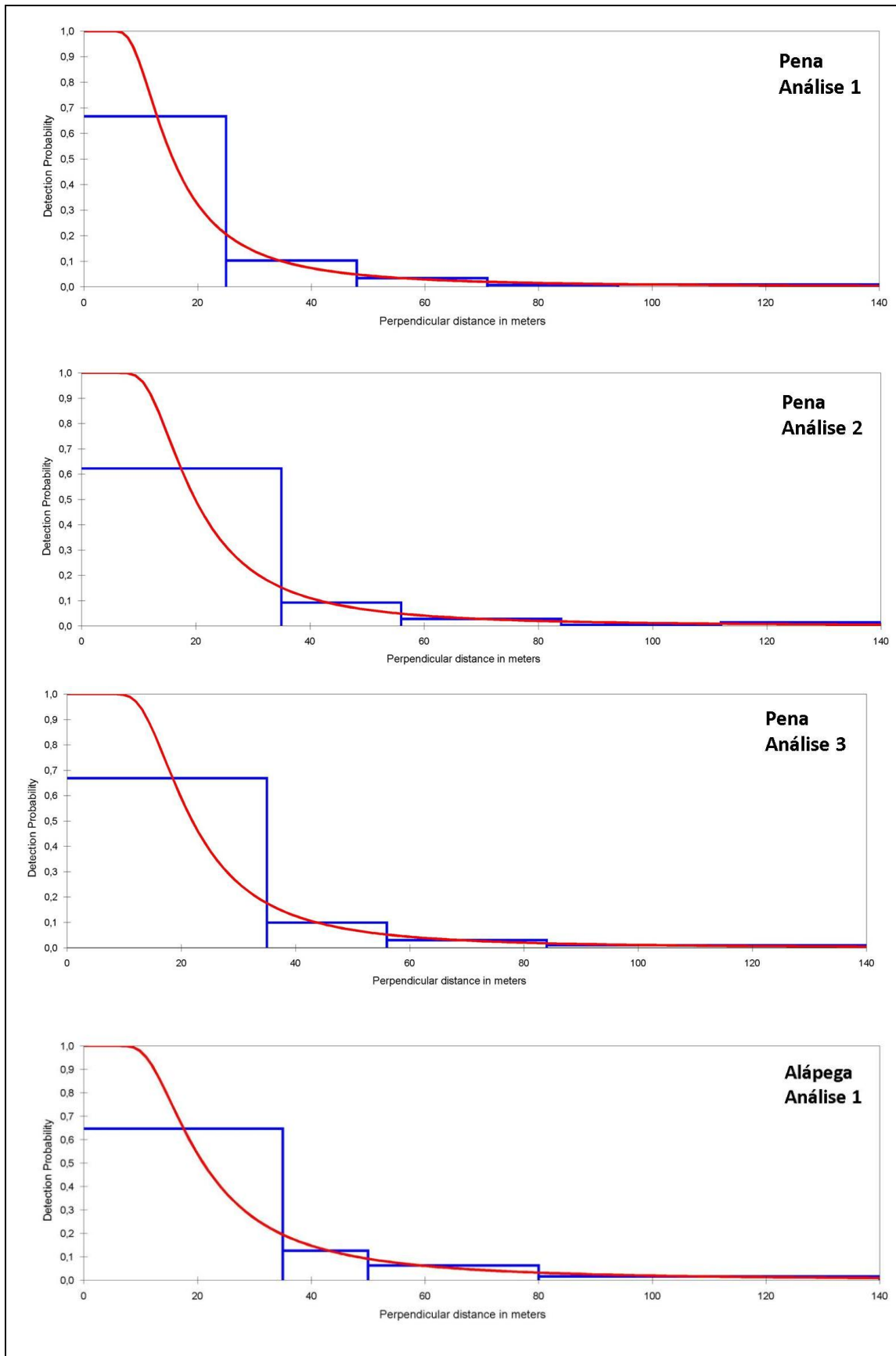
No caso da ZCT da Pena a análise que melhor se ajustou aos nossos dados foi a análise

3, com AIC = 263 (Tabela 4), e para a ZCT da Alápega foi a análise 1, a única análise apresentada, dado que todas as outras não se revelaram plausíveis devido aos elevados coeficientes de variação dos parâmetros estimados. Nos modelos da função de detetabilidade é evidente que a proporção de indivíduos detetados é elevada junto ao transecto percorrido e diminui drasticamente a partir dos 20 m.

Obteve-se uma estimativa da densidade de 0,52 indivíduos / ha na ZCT da Pena, com um coeficiente de variação de 25%. Na ZCT da Alápega foi obtida uma densidade de 0,10 indivíduos / ha, com um coeficiente de variação de 76%. Este coeficiente de variação é elevado, dado que dispomos de um número de observações reduzido para estes transectos.

**Tabela 4** Resultados obtidos com os dados de amostragem por transectos lineares na ZCT da Pena e na ZCT da Alápega no DISTANCE. Estão indicadas as classes em que os dados das distâncias foram agrupados, o tipo de funções e respetivo número de parâmetros de ajustamento, AIC do modelo, valor de p para o teste Chi-quadrado, metade da largura da faixa de observação efetiva (ESW), probabilidade de deteção ( $p = P_a$ ) e valor do estimador da densidade obtido (D).

		ZCT Pena			ZCT Alápega
		Análise 1	Análise 2	Análise 3	Análise 1
<b>Classes (m)</b>		0; 25; 48; 71; 94; 140	0; 35; 56; 84; 112; 140	0; 35; 56; 84; 140	0; 35; 50; 80; 140
<b>Tipo</b>		Hazard hermítico	Hazard coseno	Hazard coseno	Hazard coseno
<b># parâmetros</b>		2	2	2	2
<b>AIC</b>		344,1	272,7	263,2	41,3
<b>Chi-p</b>		0,449	0,726	0,896	0,814
<b>ESW (m)</b>	med	20,3	24,9	26,8	27,4
	%CV	20,4	26,1	22,2	73,98
<b>p</b>	med	0,15	0,18	0,19	0,2
	%CV	20,4	26,1	22,0	74,0
<b>D (indv/ha)</b>	med	0,681	0,555	0,517	0,102
	min	0,427	0,318	0,315	0,026
	max	1,085	0,969	0,847	0,406
	%CV	23,7	28,7	25,2	76,0



**Figura 6** Funções de detetabilidade das várias análises realizadas no DISTANCE. As três primeiras correspondem às análises efetuadas para a ZCT da Pena e a última para a ZCT da Alápega.

### 3.3. IQA

Foram obtidos os IQA para cada um dos transectos e respetivas médias (Tabela 5).

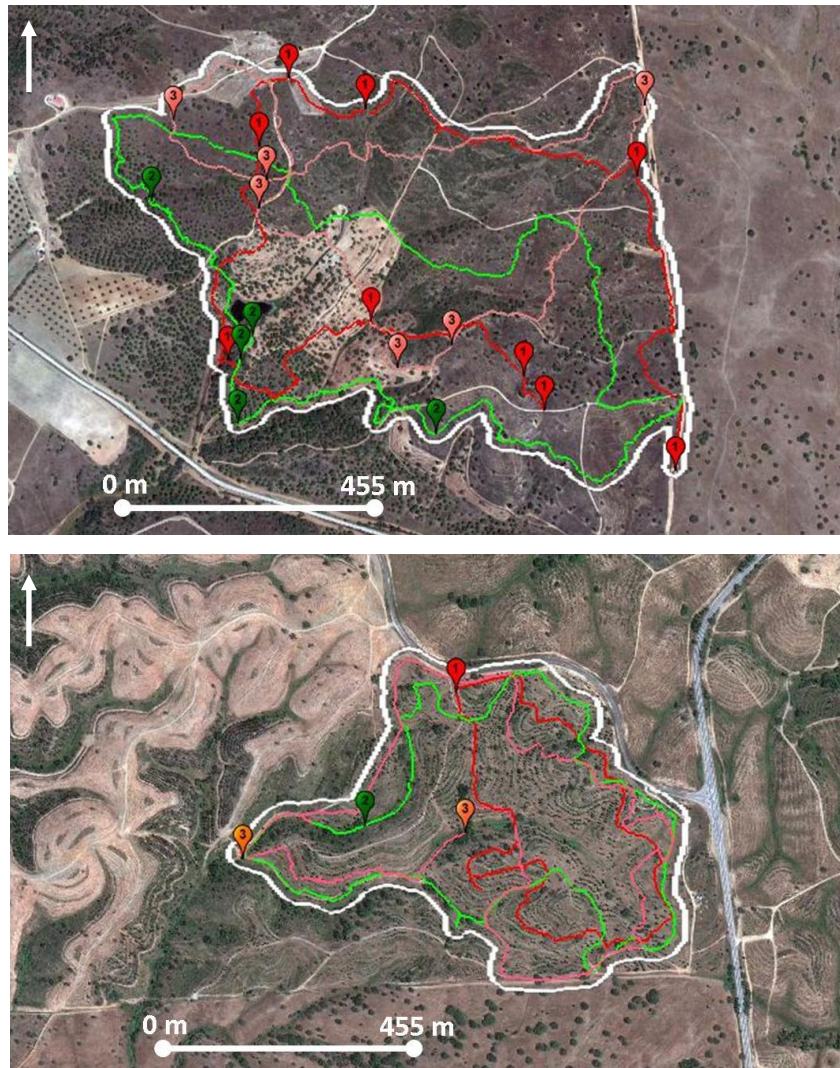
**Tabela 5** Valores obtidos para as duas ZCT, os vários blocos de amostragem, comprimento do transecto (L), o número de animais avistados (n), e o IQA por transecto, bloco de amostragem e para toda a ZCT.

		Dia	L (km)	n	IQA (nº indivíduos / km)		
					transecto	bloco	global
ZCT Pena	Bloco A	5	22,34	71	3,18	3,29	2,78
		6	24,48	81	3,31		
		7	26,94	91	3,38		
	Bloco B	20	26,95	50	1,86	2,26	
		21	27,34	55	2,01		
		22	24,94	73	2,93		
ZCT Alápega	Bloco A	12	23,89	12	0,50	0,61	0,52
		13	21,36	18	0,84		
		14	18,37	9	0,49		
	Bloco B	26	18,76	8	0,43	0,43	

### 3.4. Observações contínuas

Por questões de uniformidade dos dados e do cumprimento de todos os pressupostos apenas foram analisados os resultados obtidos para o bloco de amostragem B na ZCT da Pena e para o bloco de amostragem A na ZCT da Alápega (figura 7).

Quanto à ZCT da Pena foram identificados 10 casais e 2 indivíduos isolados em 50 ha, o que perfaz uma densidade de 0,44 perdizes / ha. Na ZCT da Alápega foram detetados 3 casais em 28 ha o que perfaz uma densidade de 0,21 perdizes / ha.



**Figura 7** Resultados obtidos com as observações contínuas, sem excluir as duplas observações. Em cima Bloco B da ZCT da Pena e em baixo Bloco A da ZCT da Alápega. A vermelho estão representados os percursos e deteções do primeiro dia de amostragens, a verde as do segundo dia e a salmão as do terceiro dia.

### 3.5. Comparação entre métodos

#### 3.5.1. Comparação dos resultados da batida e observações contínuas com a amostragem por transectos lineares

Apenas foram feitas comparações para a ZCT da Pena, dado que para a ZCT da Alápega não dispomos de dados suficientes para o fazer.

No que respeita à ZCT da Pena a estimativa obtida com o DISTANCE para a densidade na área da batida 1, com 92 ha, foi de 0,52 indivíduos / ha (Tabela 6), enquanto com o método de batida foram estimados 1,21 indivíduos / ha. Quanto à estimativa do DISTANCE para a área do bloco B das observações contínuas, com 50 ha, foi de 0,79 indivíduos / ha (Tabela 6), enquanto com o método de observações contínuas foi de 0,44 indivíduos / ha.

**Tabela 6** Resultados obtidos com os dados de amostragem por distância na ZCT da Pena, para a área da batida 1 e para o bloco B das observações. Estão indicadas as classes em que os dados das distâncias foram agrupados, o tipo de funções e respetivo número de parâmetros de ajustamento, AIC do modelo, valor de p para o teste Chi-quadrado, metade da largura da faixa de observação efetiva (ESW), probabilidade de deteção ( $p = P_a$ ) e valor do estimador da densidade obtido (D).

		ZCT Pena	
		Área batida	Área observações contínuas
Classes (m)		0; 35;70; 105; 140	0; 35;70; 105; 140
Tipo		Half-normal coseno	Half-normal coseno
# parâmetros		2	1
AIC		84,9	23,0
Chi-p		0,351	0,990
ESW (m)	med	42,4	24,9
	%CV	9,4	14,4
pa	med	0,25	0,18
	%CV	9,4	14,0
D (indv/ha)	med	0,518	0,787
	min	0,373	0,468
	max	0,718	1,325
	%CV	16,6	24,5

Quanto à relação entre a estimativa das amostragens por distâncias e os valores IQA obtidos, convém destacar que ambos têm por base os mesmos pressupostos, à exceção do facto da amostragem por transectos lineares assumir que a probabilidade de deteção não é constante. Na amostragem por transectos lineares define-se

$$\hat{D} = \frac{n}{2L\hat{\mu}}, \text{ em que } \hat{\mu} = \int g(x)dx = P_a w$$

onde  $\hat{\mu}$  é metade da largura da faixa efetiva de observação,  $g(x)$  a função de detetabilidade,  $P_a$  a probabilidade de deteção,  $w$  distância máxima de observação,  $\hat{D}$  o estimador de densidade dado pelo DISTANCE,  $n$  o número de indivíduos observados e  $L$  o comprimento do transecto, pelo que

$$\hat{D} = \frac{IQA}{2\hat{\mu}} \vee \hat{D} = IQA, \hat{\mu} = 0,5, \text{ em que } \hat{\mu} = ESW$$

Como se pode verificar o estimador do DISTANCE não é mais que um ajustamento do IQA, que tem em conta a probabilidade de deteção. Por outras palavras o estimador do DISTANCE é a versão padronizada do IQA, transformando-o num estimador de densidade absoluta.

### 3.5.2. Análise Multicritério do custo-benefício dos métodos

Foram obtidos oito pontos de vista (figura 8) e oito descritores (Tabela 7). Cada descritor foi calculado de preferência de forma quantitativa (Tabela 8).

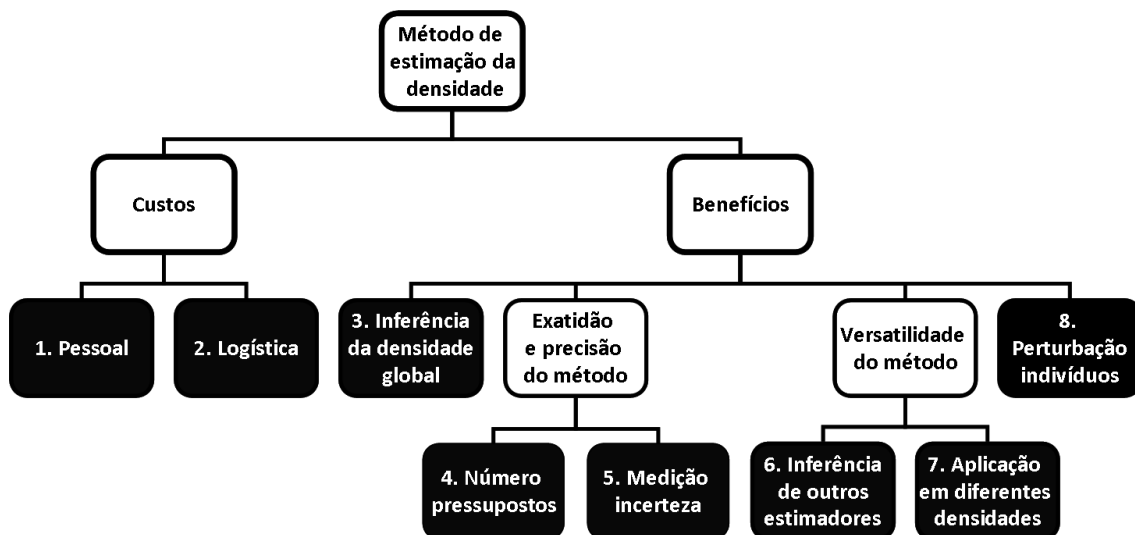


Figura 8 Árvore dos oito pontos de vista definidos.



**Tabela 7** Enumeração dos descritores de cada ponto de vista.

Ponto de vista	Descritor	
1	A	Nº de horas, técnicos e sua qualificação para cada sessão de amostragem
2	B	Nº de equipamentos e seu valor
3	C	Propoção da área amostrada em relação à área total
4	D	Número de pressupostos
5	E	Medição da incerteza e sua dimensão
6	F	Existência de outras estimativas para além da densidade
7	G	Performance em densidades diferentes
8	H	Possibilidade de perturbar atividade dos indivíduos amostrados

**Tabela 8** Forma de cálculo dos valores de cada alternativa para os vários pontos.

<p><b>Descritor A</b></p> <p>onde <math>t</math> é a duração média de cada sessão amostral, <math>\#s_a</math> é o número de sessões de amostragem, <math>\#o</math> o número operadores sem qualificação e <math>\#o_q</math> o número de operadores qualificados.</p>	$f(A) = t \times \#s_a \times (\#o + 2 \times \#o_q)$
<p><b>Descritor B</b></p> <p>onde <math>\#E_1</math> é o número de equipamentos de valor entre 500 € e 5000 € e <math>\#E_2</math> é o número de equipamentos cujo valor ultrapassa os 5000 €.</p>	$f(B) = \#E_1 + 2 \times \#E_2$
<p><b>Descritor C</b></p> <p>onde <math>a</math> é a área amostrada em cada sessão de amostragem e <math>A</math> é a área total da zona de caça.</p>	$f(C) = \frac{a}{A}$
<p><b>Descritor D</b> - Este descritor é calculado pelo número de pressupostos definidos e aplicados em cada método (<math>\#P</math>).</p>	
<p><b>Descritor E</b> - Este descritor assume o valor de 0 quando não há análise de variância e é calculado da seguinte forma quando existe análise de variância onde <math>CV</math> é o coeficiente de variação em percentagem.</p>	
$f(E) = 100 - CV$	
<p><b>Descritor F</b> - Este descritor adquire o valor de 100, quando existem outras estimativas para além da estimação da densidade das perdiz-vermelhas, e 0 quando obtemos apenas a estimação da densidade (OE).</p>	
<p><b>Descritor G</b> - Quando decorrente da aplicação do método existe perturbação da atividade das populações o resultado deste descritor é 0 e quando a perturbação é mínima é 100 (<math>P_p</math>).</p>	
<p><b>Descritor H</b> - Diferença da aplicação do método quando em áreas com densidades de perdizes diferentes (PD), em que o resultado de 0 significa que há diferença, ou seja, por alguma razão o método é mais eficiente em determinada condição ou mais fácil de aplicar e 100 para os métodos em que essa diferença não se verificar.</p>	

Quanto às variáveis  $t$ ,  $\alpha$ ,  $A$  foi feita uma média entre os resultados obtidos para as duas ZCT. No que respeita à variável  $\#s_o$  para a batida tem o valor de 1, e para os restantes métodos considerou-se que 6 sessões de amostragem é o valor ótimo. Para o descritor G considerou-se que o método da batida é o único em que existe perturbação da atividade das perdizes-vermelhas, dado que em todos os outros métodos a única reação que por vezes existe é um pequeno voo de modo a aumentar a “distância de segurança” ou a se camuflarem, enquanto na batida os indivíduos obrigatoriamente são conduzidos para fora dos seus domínios vitais.

A matriz de avaliação (Tabela 9) permitiu determinar quais os descritores em que foi necessário efetuar a normalização da escala, de modo a obter a matriz de resultados (Tabela 10). Os descritores A e B foram determinados a partir do método de bissecção, enquanto os restantes foram determinados a partir do método de *direct rating*.

Obteve-se o modelo aditivo final, em que o ponto de vista área amostrada é o mais determinante e a comparação com outros métodos o menos determinante. Foram obtidos os valores globais para cada modelo, onde a amostragem por transectos lineares é o método obteve mais pontuação, seguido do IQA (Tabela 11).

**Tabela 9** Matriz de avaliação dos métodos para os pontos de vista.

		Pontos de vista							
		Pessoal	Logística	Área amostrada	Pressupostos	Medição incerteza	Outras estimativas	Perturbação	Densidades diferentes
Métodos	Batida	128	12	0,12	4	0	0	0	100
	Amostragem por transectos lineares	69	4	1,00	5	75	100	100	0
	IQA	47	3	1,00	3	0	0	100	0
	Observações contínuas	12	1	0,05	5	0	0	100	0

**Tabela 10** Matriz de resultados dos métodos para os vários pontos de vista.

		Pontos de vista							
		Pessoal	Logística	Área amostrada	Pressupostos	Medição incerteza	Outras estimativas	Perturbação	Densidades diferentes
Métodos	Batida	0	0	20	50	0	0	0	100
	Amostragem por transectos lineares	23	50	100	0	100	100	100	0
	IQA	35	62,5	100	100	0	0	100	0
	Observações contínuas	100	100	0	0	0	0	100	0

**Tabela 11** Matriz de resultados e valores globais, resultantes da aplicação de coeficientes aos vários pontos de vista.

		Pontos de vista								V(A)
		Pessoal	Logística	Área amostrada	Pressupostos	Medição incerteza	Outras estimativas	Perturbação	Densidades diferentes	
Coeficientes		0,20	0,09	0,22	0,13	0,19	0,09	0,03	0,04	
Métodos	Batida	0	0	20	50	0	0	0	100	15,56
	Amostragem por transectos lineares	23	50	100	0	100	100	100	0	62,38
	IQA	35	63	100	100	0	0	100	0	51,44
	Observações contínuas	100	100	0	0	0	0	100	0	32,22

A análise de sensibilidade servirá para determinar se ajustamentos nos coeficientes dos pontos de vista mudarão significativamente a ordem das várias alternativas. Fizeram-se duas análises de sensibilidade, em que na primeira alteraram-se os coeficientes dos dois pontos de vista relacionados com os custos (tabela 12), e em segundo lugar alteraram-se os coeficientes de pontos de vista relacionados com os

benefícios (tabela 13): número de pressupostos, medição da incerteza e existência de outros estimadores para além da densidade. A escolha dos pontos de vista aos quais se procedeu à alteração dos coeficientes foi dirigida àqueles que mais importância têm para a gestão cinegética, por um lado todo o tipo de custos e por outro lado a obtenção de estimativas a partir de métodos mais fiáveis. Apesar das mudanças não houve alteração na ordenação das várias alternativas, pelo que podemos concluir que o modelo aditivo final é robusto.

**Tabela 12** Matriz de resultados e valores globais, resultantes da aplicação de pesos aos vários pontos de vista, na primeira análise de sensibilidade.

		Pontos de vista								V(A)
		Pessoal	Logística	Área amostrada	Pressupostos	Medição incerteza	Outras estimativas	Perturbação	Densidades diferentes	
Coeficientes		0,20	0,14	0,21	0,12	0,18	0,08	0,03	0,04	
Métodos	Batida	0	0	20	50	0	0	0	100	14,43
	Amostragem por transectos lineares	23	50	100	0	100	100	100	0	61,21
	IQA	35	62,5	100	100	0	0	100	0	51,96
	Observações contínuas	100	100	0	0	0	0	100	0	37,11

**Tabela 13** Matriz de resultados e valores globais, resultantes da aplicação de pesos aos vários pontos de vista, na segunda análise de sensibilidade.

		Pontos de vista								V(A)
		Pessoal	Logística	Área amostrada	Pressupostos	Medição incerteza	Outras estimativas	Perturbação	Densidades diferentes	
Coeficientes		0,19	0,08	0,21	0,15	0,20	0,10	0,03	0,04	
Métodos	Batida	0	0	20	50	0	0	0	100	15,63
	Amostragem distâncias	23	50	100	0	100	100	100	0	62,65
	IQA	35	63	100	100	0	0	100	0	50,31
	Transectos aleatórios	100	100	0	0	0	0	100	0	30,21

#### 4. Discussão

A estimação da densidade primaveril obtida com o método da batida (1,21 indivíduos / ha) foi a mais alta relativamente a todos os outros métodos. Para além disso excedeu também as expectativas dos gestores cinegéticos da ZCT da Pena, que estimam a densidade média desta ZCT em cerca de 1 indivíduo / ha. Comparativamente a outros métodos, a batida terá uma maior probabilidade de sobrestimar a densidade de perdizes-vermelhas, dado que os indivíduos de áreas confinadas são intencionalmente perturbados. Para além disso este método é bastante pesado do ponto de vista da sua logística e apresenta pressupostos razoáveis, à exceção do pressuposto 2. Este pressuposto prende-se com a detetabilidade das perdizes-vermelhas mas também com a possibilidade de dupla contagem entre os observadores, ou seja a capacidade de deteção do observador. A análise de variância realizada, apesar de não mostrar diferenças significativas entre as contagens dos observadores, não nos permite refutar a possibilidade das duplas contagens. Só poderia ser excluída a possibilidade de duplas contagem se o número de indivíduos que atravessam cada faixa de observação fosse uniforme, derivado da sua distribuição na área batida, sendo que a sua direção de voo também teria de ser perpendicular à linha de tiro. Neste caso poderia ainda ter ocorrido um erro sistemático pelos vários observadores, que também não seria detetado nesta análise. Se assumirmos que o número de indivíduos que atravessam cada faixa de observação não é uniforme, o número de perdizes a detetar não é independente da posição de cada observador, pelo que um número de contagens semelhantes entre observadores pode significar que existiram diferenças entre a capacidade de deteção dos observadores.

Quanto à amostragem por transectos lineares importa destacar que a ZCT da Pena apresentou uma estimativa da densidade absoluta intermédia em relação aos outros dois métodos, enquanto a ZCT da Alápega apresentou uma estimativa menor que a obtida com as observações contínuas. Comparando os coeficientes de variação das estimativas obtidas para cada ZCT, na ZCT da Pena foi aceitável, enquanto na ZCT da Alápega foi elevado. Embora não tenha sido possível por razões já enumeradas, seria

crucial realizar mais transeptos de modo a obter uma estimativa mais precisa. Os valores das estimativas em ambos os casos estão de acordo com o esperado (García 1998), no caso da ZCT da Pena que já possui um historial de gestão de alguns anos dirigida a esta espécie, e no caso da ZCT da Alápega, com gestão cinegética para a espécie desde há 1 ano, que apresenta uma densidade de perdiz-vermelha ligeiramente superior ao que se espera numa área não intervencionada. Em relação à possível violação do pressuposto 5, uma consequência previsível desta situação seria que as estimativas se apresentassem sobrevalorizadas. No entanto, a densidade da rede viária, nomeadamente, na ZCT da Pena é bastante elevada, pelo que se pode considerar que esta amostragem, inerente a este método, é representativa, em que as estradas não constituem um elemento de descontinuidade (Andersen et al. 1985 *in* Borralho et al. (1996)). Apesar disso, importa ainda referir que a amostragem por transectos lineares é um método robusto face à violação deste pressuposto, desde que seja garantido um número de réplicas suficiente (5 a 10) (Afonso & Alpizar-Jara 2006). De modo a conseguir um melhor ajustamento da função de detetabilidade agruparam-se os dados por classes de distâncias como sugerido por Borralho et al. (1996), sendo notório que a detetabilidade é muito elevada nos primeiros metros junto ao transecto diminuindo drasticamente a partir dos 20 m.

Para aplicar a amostragem por transectos lineares a esta espécie é importante tentar cobrir bem ambos os lados do transecto. Por vezes, o facto de os observadores verem muitas vezes as perdizes-vermelhas na linha do transecto pode interferir com a intensidade de procura fora da estrada, ao contrário do que acontecerá com os observadores que estejam a detetar animais que tenham um comportamento repulsivo em relação ao transecto percorrido.

Quanto ao IQA verificou-se mais uma vez que é importante fazer replicação das amostragens.

As estimativas obtidas com as observações contínuas revelaram-se no caso da ZCT da Pena as de menor valor, enquanto na ZCT da Alápega as mais elevadas, comparativamente aos outros métodos. Este método foi mais fácil de executar, desde

a componente no campo ao tratamento dos dados, no caso da ZCT da Alápega, dado que é mais fácil detetar as duplas contagens em cada percurso e entre percursos. Uma das desvantagens deste tipo de métodos é a dificuldade em interpretar os dados (Best 1975, Bibby et al. 2000), que são especialmente nas situações de elevada densidade, o que pode produzir um enviesamento de magnitude e erro desconhecidos (Best 1975). Uma vez que se trata dum método cumulativo é crucial acertar o esforço de amostragem em função da área amostrada e da densidade de indivíduos. Por um lado, consideramos que se deveria aumentar o esforço de amostragem, aumentando o número de percursos de 3 para 6. Para além de 6 percursos corre-se o risco de aumentar a dificuldade de interpretação dos dados (Bibby et al. 2000).

Se assumirmos que o estimador obtido através do DISTANCE é um bom estimador da densidade de perdizes pudemos inferir que no método da batida terá ocorrido a situação de duplas contagens sistemáticas. É importante destacar que a principal dificuldade inerente ao método de batida é realmente a questão das duplas contagens. Com algum treino, nomeadamente se os observadores puderem ir ao local antes do dia de amostragem, de modo a criarem referências espaciais para a sua faixa de observação, talvez será possível ultrapassar esta dificuldade.

Quanto à comparação entre os estimadores obtidos com o DISTANCE e os valores obtidos com as observações contínuas, verificou-se que a amostragem por transectos lineares devolve uma estimativa bastante superior para aquela área, bloco B da ZCT da Pena, que à partida será fiável, dado que foi conseguido um bom ajustamento. Neste caso, podemos especular que a estimativa devolvida pelas observações contínuas terá sido subestimada, nomeadamente porque o número de percursos realizados talvez não tenha sido o suficiente para cobrir toda a área amostrada.

Apesar de não ser possível estabelecer o mesmo termo de comparação na ZCT da Alápega, iremos comparar o valor obtido com as observações contínuas com a estimativa de densidade devolvida pelo DISTANCE para toda a zona de caça. Neste caso a estimativa dada pelas observações contínuas foi superior à obtida com o DISTANCE. Esta comparação sugere, que apesar da atratividade à estrada, o DISTANCE

poderá não sobrestimar a densidade desta espécie, tal como foi referido anteriormente.

Esta comparação com a amostragem por transectos lineares leva a crer que as observações contínuas, tal como foram aplicadas, podem fornecer um bom indicador da densidade mínima das áreas amostradas, arranjando um compromisso entre o número de percursos e a clareza dos resultados.

Relativamente à comparação entre o IQA e a amostragem por distância ficou esclarecido que sempre que soubermos a ESW, metade da largura da faixa de observação efetiva, é possível converter este índice de densidade relativa num valor de densidade absoluta. No entanto, e como é possível observar pelos resultados, a ESW é um parâmetro variável, nas nossas análises variou entre os 20 e os 40 m, e que apenas pode ser estimada pela amostragem por transectos lineares. A menos que tenhamos uma situação muito semelhante do ponto de vista populacional, características de biótopo e condições meteorológicas, a ESW não deve ser generalizada, pois está derivada da probabilidade de deteção (Buckland et al. 1993, Buckland et al. 2001, Williams et al. 2001).

Para finalizar iremos escrutinar os resultados obtidos através da análise multicritério. A amostragem por transectos lineares destacou-se por várias razões. Não tendo sido o método que acarretou mais custos, foi claramente aquele que mais benefícios trouxe, dos quais se destacam a medição da incerteza e facto de a estimativa ser aplicada a toda a ZCT.

Por outro lado, o método das observações contínuas foi o que apresentou um melhor impacto face aos custos, mas o que apresentou pior impacto em relação ao ponto de vista mais determinante, a proporção da área amostrada.

Apesar do IQA ter apresentado um valor global próximo ao obtido com a amostragem por distância, não significa que deva ser a segunda opção. Como já foi referido a única diferença entre os dois métodos consiste no registo das distâncias perpendiculares entre a deteção e o transecto. Tem sido apontada como razão para escolha do IQA, ao



invés da amostragem por transectos lineares, o facto de serem métodos fáceis de aplicar em estudos dirigidos à estimação da abundância de várias espécies em simultâneo (Engeman 2003, Johnson 2008), assumindo que se perde informação (Johnson 2008). No caso da estimação de uma só espécie como a perdiz-vermelha, o facto da amostragem por transectos lineares necessitar de pelo menos um observador qualificado não deve ser o motivo para não o utilizar na gestão cinegética como sugerido por Duarte & Vargas (2001). O grau de investimento necessário para aplicar a amostragem por transectos lineares é pequeno face aos benefícios decorrentes da mesma, devendo ser recomendado, nomeadamente ao ICNF, o seu ensino em ações formações de gestão cinegética, com vista a fomentar a profissionalização do setor. Por outro lado, é também evidente que a padronização do IQA é uma operação sensível, que não pode ser generalizada.

## 5. Conclusões

Como já vimos, as várias alternativas de que dispúnhamos são bastante diferentes entre si, pelo que poderão apoiar diferentes objetivos de gestão. O método de batida pode ser aplicado como medida da densidade numa área com menos de 100 ha, nos casos em que esse método for aplicado com o objetivo de caça, conciliando duas ações de gestão, e tendo em conta as recomendações já mencionadas. A amostragem por transectos lineares é o método de eleição para determinar a densidade de perdizes-vermelhas em ZC, devendo-se apenas proceder a amostragens-teste para treino dos observadores. A amostragem por observações contínuas só deve ser aplicada por um observador qualificado, e recomenda-se mais uma vez amostragens-teste. Neste caso, este método pode ser aliado à amostragem por transectos lineares, pois como foi referido este método é um bom estimador da densidade mínima. Para efeitos de gestão cinegética o intervalo de confiança obtido com o DISTANCE pode ser encurtado, adotando como limite mínimo a estimativa das observações contínuas, desde que esta seja representativa para a ZC.

Para concluir podemos dizer que à hipótese 1 foi refutada, dado que todos os índices apresentaram relações custo-benefício diferentes. No que respeita à hipótese 2 verificou-se também a sua rejeição, dado que tanto a amostragem por transectos lineares como as observações contínuas revelaram diferenças no seu processo de análise entre as duas ZCT. No caso da amostragem por transectos lineares obteve-se maior precisão nas estimativas da ZCT da Pena, enquanto com as observações contínuas o grau de incerteza, relativo, face aos resultados é menor na ZCT da Alápega.

## 6. Referências bibliográficas

Afonso, A. and R. Alpizar-Jara (2006). Estimação em amostragem por distâncias com distribuições espaciais não homogêneas. XIV Congresso Anual SPE, Covilhã.

Alonso, M. E., et al. (2005). "Study of survival, dispersal and home range of autumn-released red-legged partridges (*Alectoris rufa*)."  
British Poultry Science **46**(4): 401-406.

Andersen, D. E., et al. (1985). "Line transect analysis of raptor abundance along roads"  
Wildlife Society Bulletin **13**: 533-539 in Borralho, R., et al. (1996). "Is driven transect sampling suitable for estimating red-legged partridge *Alectoris rufa* densities?"  
Wildlife Biology **2**(4): 259-268.

Anderson, D. R. (2001). "The need to get basics right in wildlife field studies."  
Wildlife Society Bulletin **29**(4): 1294-1297.

Anderson, D. R. (2003). "Head to Head. Response to Engeman: Index values rarely constitute reliable information."  
Wildlife Society Bulletin **31**(1): 288-291.

Baragaño, J. (2000). Alimentación natural de los pollos de perdiz roja (*Alectoris rufa* L.). Patrimonio natural y propiedad rural en España C. O. Muerza, EXLIBRIS EDICIONES, S. L.

Best, L. B. (1975). "Interpretational errors in the mapping method as a census technique."  
The Auk **92**: 452-460.

Bibby, C. J., et al. (2000). Bird census techniques. London, Uk, Academic Press.

BirdLife\_International (2012a). *Alectoris rufa*. IUCN Red List of Threatened Species, IUCN.

BirdLife\_International (2012b). "Species factsheet: *Alectoris rufa*." Consultado em 20 de Julho, 2012, em URL <http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=144>

Borralho, R., et al. (1996). "Is driven transect sampling suitable for estimating red-legged partridge *Alectoris rufa* densities?"  
Wildlife Biology **2**(4): 259-268.

Borralho, R., et al. (1997). "Uso do habitat de perdiz-vermelha no Verão: elaboração de modelos multivariados recorrendo a um SIG."  
Ingenium **22**(2): 71-74.

Borralho, R., et al. (2000). "Factores affecting the distribution of red-legged partridges *Alectoris rufa* in an agricultural landscape of southern Portugal."  
Bird Study **47**: 304-310.

Buckland, S. T., et al. (1993). Distance sampling: estimating abundance of biological populations. London, Chapman and Hall: 446.

Buckland, S. T., et al. (2001). Introduction to Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford, UK, Oxford University Press.

Buckland, S. T., et al. (2004). Advanced Distance Sampling. New York, Oxford University Press.

- Buruaga, M. S. d., et al. (1991). Reconocimiento de sexo y edad en especies cinegeticas. Vitoria-Gasteiz, Gobierno Vasco.
- Cabral, M. J., et al. (2008). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal - Peixes Dulciaquícolas e Migrados, Anfíbios, Répteis, Aves e Mamíferos. Lisboa, Assírio e Alvim.
- Calero, A. (1991). Ordenacion y Gestion de caza menor. Manual de ordenación y gestión cinegetica. Corrales. Badajoz, IFEBA.
- Calero, A. J. L. (1998). Recuperación y Gestión de la Perdiz Roja en España. La perdiz roja. Madrid, Grupo Editorial V. Fedenca.
- Casa, F., et al. (2012). "Fitness consequences of anthropogenic hybridization in wild red-legged partridge (*Alectoris rufa*, Phasianidae) populations." Biological Invasions **14**: 295-305.
- Costa, C. A. B. e. (1992). Structuration, construction et exploitation d'un modèle multicritère d'aide à la decision. Lisboa, Portugal, Universidade Técnica de Lisboa. **Tese Doutoramento**.
- Costa, C. A. B. e. (1997). "Contributo da metodologia multicritério na elaboração do Plano Estratégico de Barcelos." Sociedade e Território **24**: 102-115.
- DCLG, D. o. C. a. L. G. (2009). Multi-criteria analysis: a manual. London.
- Duarte, J., et al. (2011). "New data on mortality, home range, and dispersal of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) released in a mountain range." European Journal of Wildlife Research **57**(3): 675-678.
- Duarte, J. and J. M. Vargas (2001). "Survey methods for red-legged partridge (*Alectoris rufa*) in olive groves in southern Spain." Game and Wildlife Science **18**(2): 141-156.
- Engeman, R. M. (2003). Head to Head. More on the need to get the basics risht: population indices.
- Fernandez-de-Simon, J., et al. (2011). "Towards a standardized index of European rabbit abundance in Iberian Mediterranean habitats." European Journal of Wildlife Research **57**: 1091-1100.
- García, D. J. N. (1998). La Bioecología de la Perdiz Roja. La perdiz roja. Madrid, Grupo Editorial V. Fedenca: 33-48.
- Goodwin, P. and G. Wright (1991). Decision analysis for management judgment. Chichester, Uk, Jonh & Wiley.
- Instituto de Meteorologia, I. P. (2011). "Ficha climatológica: Estação de Setúbal." Normais climatológicas. Consultado em 20 de Julho, 2012, em [www.meteo.pt/pt/oclima/normais.clima/](http://www.meteo.pt/pt/oclima/normais.clima/)
- IUCN (2012). "The IUCN Red List of Threatened Species." Consultado em 7 de Junho, 2012, em URL
- Johnson, D. H. (2008). "In defense of indices: The case of bird surveys." The Journal of Wildlife Management **72**(4): 857-868.

Keeney, R. L. and H. Raiffa (1993). Decisions with multiple objectives. Preferences and values tradeoffs. Cambridge, Uk, Cambridge University Press.

Laviña, M. V. A. (1998). Características genéticas de la Perdiz Roja española. La perdiz roja. Madrid, Grupo Editorial V. Fedenca.

MAMAOT (2012). Portaria nº 137/2012. 11 de Maio. Diário da República.

McCullough, D. R. (1992). Introduction. Wildlife 2001: Populations, Oakland, California, USA, Elsevier Applied Science.

Meriggi, A., et al. (1992). "Influence of habitat on density and breeding success of grey and red-legged partridges." Bolletino di zoologia **59**: 289-295.

Millan, J., et al. (2004). "Ecology of nematode parasitism in red-legged partridges (*Alectoris rufa*) in Spain." Helminthologia **41**(1): 33-37.

Nadal, J. (1995). Impacto de la predación sobre las poblaciones de la perdiz roja. Caza y Vida Silvestre. F. I. Caixa". Barcelona, Editorial Aedos.

Otero, C. (2000). Plan APROCA para la recuperación de la perdiz roja. Patrimonio natural y propiedad rural en España. C. O. Muerza, EXLIBRIS EDICIONES, S. L.

Pereira, D. C., et al. (1999). A vida da Perdiz. C. d. E. A. P. B. Neves". Lisboa.

Potts, G. R. (1986). The Partridge: pesticides, predation and conservation. London, Collins Professional and Technical Books.

Potts, G. R. and N. J. Aebischer (1995). "Population dynamics of the Grey Partridge *Perdix perdix* 1793-1993: monitoring, modelling and management." IBIS **137**: S29-S37.

Puga, M. Y., et al. (1998). La Perdiz Roja. Identidad de los predadores e intensidad de la depredación. La perdiz roja. Madrid, Grupo Editorial V. Fedenca.

Rabaça, J. E. (1995). Métodos de censo de aves: aspectos gerais, pressupostos e princípios de aplicação. Lisboa, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves.

Ramos, I. A. J. (2002). Avaliação ambiental estratégica multicritério. Lisboa, Universidade Técnica de Lisboa. **Tese de Doutoramento em Planeamento Regional e Urbano**.

Randi, E., et al. (1992). "Biochemical analysis of relationships of mediterranean *Alectoris* partridges." The Auk **109**(2): 358-367.

Ricci, J. C. (1985). "Variations du mode d'occupation de l'espace chez la perdix rouge (*Alectoris rufa* L.) depuis la formation des couples jusqu'à la couvaison." Acta Ecologica (Ecol. Gener.) **6**(3): 281-293.

Ricci, J. C. (1989). "Une nouvelle method por estimer la densité des perdrix rouges au printemps dans le Midi méditerranéen." Gibier Faune Sauvage **6**: 145-148.

Santos, J., et al. (2009). Avaliação do sucesso de medidas de gestão do habitat na recuperação de população de perdiz-vermelha *Alectoris rufa* L., no vale do Rio Sabor. VI Congresso de Ornitologia da SPEA e IV Congresso Ibérico de Ornitologia, SPEA e SEO. Elvas.

Santos, P. A. (1994). Interação entre o Javali, *Sus scrofa* Linnaeus, 1758, e a perdiz-vermelha, *Alectoris rufa* (Linnaeus, 1758): Dinâmica interespecífica e ordenamento cinético. Departamento de Ecologia. Évora, Universidade de Évora. **Tese de aptidão pedagógica e capacidade científica**.

Schmidt, C. G. (1998). Las repoblaciones con Perdiz Roja. La perdiz roja. Madrid, Grupo Editorial V.FEDENCA.

Shaw, J. H. (1985). Introduction to wildlife management. New York McGraw-Hill, Inc.

Stoate, C. and J. Szczur (2001). "Could game management have a role in the conservation of farmland passerines? A case study from a Leicestershire farm." Bird Study **48**: 279-292.

Thomas, L., et al. (2010). "Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size." Journal of Applied Ecology **47**: 5-14.

Warner, R. E. (1992). Long-term perspectives of upland game bird research in North America. Wildlife 2001: Populations, Oakland, California, USA, Elsevier Applied Science.

White, G. C. and J. D. Nichols (1992). Introduction to the methods session. Wildlife 2001: Populations, Oakland, California, USA, Elsevier Applied Science.

Williams, B. K., et al. (2001). Analysis and management of animal populations. San Diego, Academic Press.