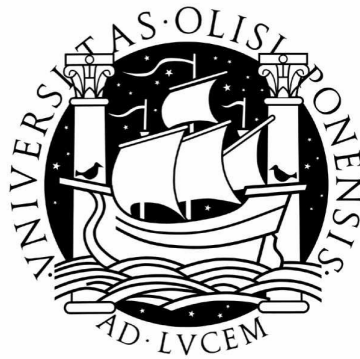


Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



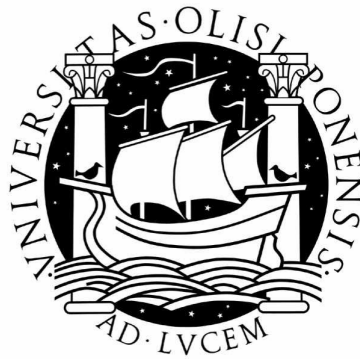
**CONTRIBUIÇÃO PARA UMA ESTRATÉGIA DE
CONSERVAÇÃO PARA O CAMALEÃO-COMUM,
CHAMAELEO CHAMAELEON (LINNAEUS, 1758), NO
SUL DE PORTUGAL**

Patrícia Granja Garcia Brás

Mestrado em Biologia da Conservação

2011

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



**CONTRIBUIÇÃO PARA UMA ESTRATÉGIA DE
CONSERVAÇÃO PARA O CAMALEÃO-COMUM,
CHAMAELEO CHAMAELEON (LINNAEUS, 1758), NO
SUL DE PORTUGAL**

Patrícia Granja Garcia Brás

Tese orientada por:
Professor Doutor Octávio Paulo
Professor Doutor Francisco Andrade

Mestrado em Biologia da Conservação

2011

Agradecimentos

Ao professor Octávio Paulo, pelo facto de me ter disponibilizado a informação necessária sobre os camaleões, por me ter proporcionado a oportunidade de “mergulhar” no mundo da modelação estatística e dos Sistemas de Informação Geográfica, ferramentas estas tão importantes para a prática da Biologia da Conservação.

Ao professor Francisco Andrade, por toda a paciência e auxílio prestado no esclarecimento das muitas dúvidas que foram surgindo, por todo o apoio e motivação que me deu nos momentos de maior desânimo, por ter acreditado em mim.

Ao professor Pedro Rodrigues por todos os esclarecimentos preciosos, sem os quais o R teria sido bem mais complicado.

Aos CoBig's pelo companheirismo e pela partilha de momentos de ânimo e desânimo. Estamos todos no mesmo “barco” e este apoio foi fundamental.

Aos meus amigos... estejam em Coimbra ou em Lisboa. Já passámos por muitas aventuras, pessoal! Não vos vou nomear porque sabem bem a quem me refiro. A lista ainda ficava grandinha e não quero correr o risco de me esquecer de algum. Depois ainda me faziam a folha!

À minha família... em especial aos meus pais. Sem vocês nunca teria sido possível concretizar esta aventura. Obrigada por acreditarem em mim e por me proporcionarem a concretização dos meus sonhos!!

Resumo

Sabe-se actualmente que a distribuição do camaleão-comum em Portugal se limita ao litoral algarvio. A sua distribuição coincide com áreas de elevada pressão turística e de crescimento urbanístico acentuado. A conjugação destas características com o facto da espécie apresentar uma reduzida capacidade de dispersão contribui para que a perda e fragmentação do habitat constituam os principais factores de ameaça para a espécie. Tendo em conta estas observações, revela-se a necessidade de aprofundar conhecimentos que nos permitam conhecer o estatuto da espécie em termos da sua conservação e delinear acções de conservação que se revelem eficazes.

Procurou-se com esta investigação contribuir para uma gestão e conservação adequadas da população de camaleão-comum em Portugal. Para tal, procedeu-se à identificação da área de distribuição da espécie. Esta identificação foi efectuada a uma resolução espacial elevada, de modo a permitir delinear acções de conservação em função de unidades de planeamento de dimensões reduzidas e com significado biológico. A área de distribuição identificada revelou-se bastante reduzida e fragmentada. Este procedimento permitiu-nos também identificar tipos de habitat que apresentam uma maior adequabilidade para a sobrevivência da espécie. Foram também identificadas áreas prioritárias para a implementação de acções de conservação, tendo em vista a maximização da eficácia dessas mesmas acções em função dos constrangimentos económicos associados a estas intervenções. Procedeu-se ainda à aplicação do critério B da IUCN ao camaleão-comum em Portugal, o que revelou que a espécie se encontra numa situação que justifica a sua inclusão numa categoria de ameaça.

Palavras-chave: *Chamaeleo chamaeleon*, área de distribuição, modelação de probabilidade de ocorrência, modelos lineares generalizados, sistemas de informação geográfica, áreas prioritárias para conservação.

Abstract

As is widely known, the distribution of the common chameleon in Portugal is limited to the Algarve coast. Its distribution coincides with areas of high tourist pressure and strong urban growth. The combination of these characteristics with the fact that the species has a reduced ability to spread helps making the loss and fragmentation of habitat the main threat factors to the species. Therefore, there is a need to increase knowledge in order to know the conservation status of the species and outline truly effective conservation measures.

This research project arises in a tentative way to contribute to an appropriate management and conservation of the population of the common chameleon in Portugal. In order to accomplish this task, the range of the species was identified. This identification was performed at a high spatial resolution, in order to allow outline actions in terms of conservation planning units of limited size and biological significance. The identified distribution area of *Chamaeleo chamaeleon* in Portugal proved to be substantially reduced and fragmented. This procedure also enabled us to identify habitat types that have a greater fitness for the survival of the species. Priority areas for implementation of conservation actions were also identified, with a view to maximize the effectiveness of those actions in light of economic constraints associated with these interventions. The IUCN B criterion was implemented to the common chameleon in Portugal, revealing that the species currently justifies a threatened conservation status in the country.

Key-words: *Chamaeleo chamaeleon*, distribution area, modelling probability of occurrence, generalized linear models, geographic information systems, conservation priority areas.

Índice

1. Introdução	1
1.1. Declínio da biodiversidade e suas principais causas	1
1.2. Identificação da área de distribuição de espécies	2
1.3. O camaleão-comum (<i>Chamaeleo chamaeleon</i> , Linnaeus, 1758)	5
2. Objectivos	8
3. Metodologia	9
3.1. Área de estudo	9
3.2. Descrição da base de dados	10
3.3. Identificação da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal	11
3.3.1. Análise da base de dados	12
3.3.2. Construção do modelo de distribuição potencial	13
3.3.3. Mapeamento do modelo de distribuição potencial	20
3.3.4. Identificação da área de distribuição	22
3.4. Identificação de áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal e avaliação da sua representatividade em reservas já existentes	24
3.5. Aplicação dos critérios da IUCN (International Union for Conservation of Nature) ao camaleão-comum em Portugal	29
4. Resultados	32
4.1. Identificação da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal	32
4.1.1. Análise da base de dados	32
4.1.2. Construção do modelo de distribuição potencial	33
4.1.3. Mapeamento do modelo de distribuição potencial	36
4.1.4. Identificação da área de distribuição	40
4.2. Identificação de áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal e avaliação da sua representatividade em reservas já existentes	41
4.3. Aplicação dos critérios da IUCN ao camaleão-comum em Portugal	45
5. Discussão e conclusões	46
5.1. Identificação da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal	46
5.2. Identificação de áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal e avaliação da sua representatividade em reservas já existentes	49
5.3. Aplicação dos critérios da IUCN ao camaleão-comum em Portugal	49
6. Bibliografia	50

1. Introdução

1.1. Declínio da biodiversidade e suas principais causas

O crescimento da população humana tem como consequência o aumento do seu impacto sobre a Terra. Todos os organismos exercem um efeito sobre o ambiente que os rodeia e o ser humano não constitui excepção (Vitousek *et al.* 1997). Ocupa uma grande superfície da Terra e compete directamente com outras espécies por recursos naturais (Mace *et al.* 2001).

A extinção faz parte do processo evolutivo natural. Os registos fósseis constituem um testemunho disso mesmo. Assiste-se actualmente a um acentuado declínio da biodiversidade, sendo este fenómeno de extinção denominado por “sexta extinção”, uma vez que a sua magnitude se compara às cinco extinções em massa reveladas nos registos geológicos. No entanto, as principais causas deste declínio têm como principal agente o ser humano. Estão directa e indirectamente relacionadas com a acção antropogénica, sendo elas a perda de habitat, a introdução de espécies exóticas, a sobreexploração e a poluição (Frankham, Ballou & Briscoe 2002). Segundo Pimm *et al.* (1995), vários autores têm sugerido, com base no tempo médio de persistência das espécies obtido através da análise dos registos fósseis, que a actual taxa de extinção é de 100 a 1000 vezes superior às épocas pré-humanas. Caso as espécies actualmente consideradas ameaçadas se extingam neste século, as taxas futuras de extinção poderão mesmo ser dez vezes superiores às actuais (Pimm *et al.* 1995). Assim, o impacto desta “sexta extinção” poderá ter consequências diferentes daquelas provocadas pelos cinco grandes fenómenos de extinção anteriores, uma vez que as espécies estão a desaparecer a uma taxa muito superior à origem de novas espécies (Frankham, Ballou & Briscoe 2002).

A Biologia da Conservação surge como resposta da comunidade científica às alterações ambientais que ocorrem a nível global (Orians & Soulé 2001), com o objectivo de proteger a diversidade biológica da Terra (Meine, Soulé & Noss 2006).

A perda de habitat apresenta-se como o factor de maior impacto na extinção de espécies (Pimm & Raven 2000; Davies, Gascon & Margules 2001). O crescimento e desenvolvimento da população humana conduzem ao seu aumento, sendo que, em finais da década de 90, entre um terço a metade da superfície da Terra encontrava-se já transformada pela acção humana (Vitousek *et al.* 1997). A perda de habitat não significa apenas a perda de espaço. Abrange também todo o tipo de degradação e fragmentação

que limitam o potencial de persistência das espécies (Mace *et al.* 2001). Desta perda de habitat resultam populações parcial ou totalmente isoladas, dependendo o tipo de isolamento de factores como a distância entre os fragmentos, a distribuição geográfica e o padrão espacial das populações, as características da matriz entre os fragmentos e o seu impacto na dispersão, a capacidade de dispersão das espécies, entre outros. Poderão então surgir populações totalmente isoladas (“ilhas”), ou poderão surgir outros tipos de estrutura populacional, como as metapopulações ou as estruturas *stepping-stone*, por exemplo, onde o isolamento não é total (Frankham, Ballou & Briscoe *et al.* 2002). Quanto mais pequenos e mais isolados se tornam os fragmentos, maior a probabilidade das espécies que os ocupam se extinguirem e menor a probabilidade desses fragmentos serem reocupados por indivíduos de fragmentos vizinhos (Mace *et al.* 2001). Nestas situações, as populações apresentam um maior risco de extinção, uma vez que estão mais susceptíveis a fenómenos de estocasticidade ambiental, demográfica, a catástrofes naturais e a perda de variabilidade genética (devido a efeitos da deriva genética, da consanguinidade e do efeito fundador) (Shaffer 1987; Davies, Gascon & Margules 2001).

De modo a fazer face às elevadas taxas de extinção de espécies, são necessárias medidas de conservação urgentes e eficazes. Para tal, é fundamental a existência de estimativas quanto à distribuição espacial das espécies que se procuram proteger (Hernandez *et al.* 2006).

A criação de áreas protegidas desempenha um papel de extrema importância na tentativa de minimizar a perda de biodiversidade (Ferrier 2002). No entanto, os objectivos de conservação nem sempre podem ser atingidos através da utilização estrita de reservas (Reid 1996 *in* Ferrier 2002). É cada vez maior o reconhecimento dessas reservas enquanto uma parte central de uma rede mais vasta de áreas protegidas através de vários tipos de medidas, como por exemplo a aplicação de incentivos de conservação e o controlo em terrenos privados (Ferrier 2002).

1.2. Identificação da área de distribuição de espécies

O conhecimento detalhado da distribuição geográfica de uma espécie constitui um requisito essencial para a concepção e execução de planos adequados de gestão e conservação (Ferrier 2002; Hernandez *et al.* 2006). A identificação de áreas para a implementação de acções de conservação implica a representatividade e capacidade de

persistência dos aspectos da biodiversidade que pretendemos conservar nas áreas seleccionadas (Margules & Pressey 2000). Assim, o planeamento de acções de conservação requer, geralmente, a tomada de decisões quanto a unidades de planeamento de dimensões reduzidas, implicando um conhecimento das áreas de distribuição dos alvos das acções de conservação com uma resolução espacial elevada (Ferrier 2002). No entanto, este conhecimento detalhado levanta algumas dificuldades. Os registos existentes relativamente à distribuição das espécies são, na sua maioria, incompletos e apresentam inúmeros enviesamentos (Ferrier 2002; Williams, Margules & Hilbert 2002; Pressey 2004). No entanto, nem sempre é possível a realização de novas amostragens devido a constrangimentos, quer de tempo, quer económicos. Assim, a identificação dos valores e limitações dos registos existentes torna-se essencial para que se possa obter toda a informação que esses dados possam fornecer, minimizando os enviesamentos que daí possam resultar. Esta avaliação é um processo que consome algum tempo, mas revela-se fundamental para que o modo de tratamento desta informação seja aquele cujos dados não violem as suas assumpções. É também de extrema importância que esta avaliação permita identificar aquelas situações em que os registos existentes devam ser rejeitados, uma vez que violam as assumpções dos vários tipos de tratamento que lhes possam ser aplicados (Williams, Margules & Hilbert 2002).

São vários os constrangimentos associados aos registos existentes. Muitas vezes, a recolha desta informação é efectuada em locais onde já se espera encontrar a espécie ou então consistem em registos oportunistas. A base de dados a ser utilizada consiste com frequência na compilação de informação proveniente de investigadores ou instituições diferentes, sendo por vezes difícil, ou mesmo impossível, aceder ao método de amostragem subjacente a tais recolhas (Williams, Margules & Hilbert 2002).

A cobertura geográfica da informação existente é geralmente insuficiente e encontra-se separada por extensas áreas sem informação, concentrando-se muitas vezes em redor de localidades e em locais com acesso por estrada. Assim, muitas unidades de planeamento, ou seja unidades espaciais acerca das quais se pretende tomar decisões quanto a acções de conservação (por exemplo, quadrículas de uma grelha sobreposta à área de estudo, polígonos obtidos em função de características específicas da área), permanecem sem qualquer amostragem. Daqui decorre o problema das falsas-ausências (erros de omissão). Uma espécie pode ser dada como ausente de uma unidade de planeamento pelo facto dessa unidade nunca ter sido amostrada. Este problema torna-se mais relevante quando a identificação da área de distribuição da espécie está a ser

efectuada a uma resolução espacial mais elevada, sendo as unidades de planeamento de dimensões mais reduzidas e em maior número, o que diminui a probabilidade da sua amostragem (Ferrier 2002).

Os enviesamentos temporais são também a ter em conta aquando da utilização de registos já existentes. Os padrões de ocupação de uma espécie podem mudar ao longo do tempo, principalmente em ambientes rapidamente transformados. Assim, uma espécie dada como presente num determinado local no passado pode já lá não se encontrar (Maddock & Plessis 1999; Williams, Margules & Hilbert 2002).

A falta de precisão relativamente aos locais onde os registos foram efectuados pode também constituir um problema. Muitas vezes estes registos têm apenas o nome de uma localidade (Soberón, Llorente & Oñate 2000). Mesmo aqueles registos que já têm associadas coordenadas geográficas, obtidas através do Sistema de Posicionamento Global (GPS), apresentam também imprecisões. A diferença entre o ponto de localização verdadeiro e a localização estimada por GPS não é constante, existindo uma variabilidade inerente a este erro. Têm sido detectadas diferenças de 100m ou menos, até alguns quilómetros (Frair *et al.* 2010). Assim, nem sempre é possível detectar o local exacto onde o registo foi efectuado. Daqui se depreende que esta dificuldade é acrescida em trabalhos a uma resolução espacial elevada, onde se pretende uma precisão superior.

A insuficiência de informação relativamente à distribuição de uma espécie pode ser colmatada através da modelação da sua distribuição, diminuindo assim a ocorrência de erros de omissão (Ferrier 2002). Ao estabelecer uma relação estatística entre os registos de presença e ausência de uma espécie e características ambientais (Guisan & Zimmermann 2000), a modelação da sua distribuição permite-nos obter uma medida do potencial de ocupação em áreas não abrangidas pela amostragem (Hernandez *et al.* 2006). Várias abordagens estatísticas têm sido utilizadas com este propósito, entre elas, a regressão múltipla e as suas formas generalizadas, envelopes ambientais, abordagens bayesianas e técnicas de ordenação, entre outras (Guisan & Zimmermann 2000).

Os resultados obtidos através da modelação estatística podem ser transpostos para um Sistema de Informação Geográfica (SIG) (Ferrier 2002), o que nos permitirá mapear o potencial de ocupação da espécie. A utilização conjunta de ferramentas estatísticas e de SIGs permite-nos aceder à relevância biológica dos resultados estatísticos, uma vez que estes são assim confrontados com os padrões de distribuição das características no terreno (Ewers, Marsh & Wearn 2010). Para além de nos permitir colmatar a insuficiente cobertura geográfica dos registos existentes, a modelação da

distribuição de uma espécie poderá também prestar um valioso auxílio na identificação de possíveis áreas para reintrodução, na tomada de decisões relativamente à selecção de áreas para conservação e estratégias de gestão, assim como na identificação de áreas potenciais para a realização de novas investigações (Graham *et al.* 2004).

1.3. O camaleão-comum (*Chamaeleo chamaeleon*, Linnaeus, 1758)

O camaleão-comum, *Chamaeleo chamaeleon* (Linnaeus, 1758), pertence à família Chamaeleonidae. Existem cerca de 150 a 160 espécies pertencentes a esta família, as quais se distribuem por nove géneros distintos. O camaleão encontra-se actualmente em África, Madagáscar, sul da Europa, Arábia, Índia e Sri Lanka, assim como em ilhas e arquipélagos circundantes. Os indícios apontam para que o centro de dispersão desta família se localize em África (Barbadillo 1996). A zona Oriental deste continente, assim como Madagáscar, apresentam a maior diversidade de espécies. O género *Chamaeleo* apresenta a maior distribuição desta família, e contém as únicas quatro espécies que se encontram fora de África e Madagáscar (Tolley & Burger 2007). Na zona Norte de África apenas se encontra uma espécie, o camaleão-comum, a mesma que ocupa o Sul da Europa, apresentando a distribuição mais setentrional de todo o grupo e a maior área de distribuição da família (Pinto 1997). Esta espécie apresenta uma vasta ocupação circum-mediterrânica, encontrando-se em locais tão diversos como no Sul da Europa (Portugal, Espanha e Grécia), em algumas ilhas mediterrâneas (Chipre, Malta, Sicília e Creta), no Norte de África (Marrocos, Argélia, Tunísia, Líbia e Egipto) e no Sudoeste Asiático (Turquia, Líbano, Israel, Arábia Saudita, Síria e Iémen) (Blasco *et al.* 1985). A Península Ibérica constitui o limite Norte de distribuição da espécie, sendo ocupada pela subespécie *Chamaeleo chamaeleon chamaeleon* (Linnaeus) (Miraldo *et al.* 2005).

O primeiro autor a referir a presença de camaleões na Península Ibérica foi Linnaeus, no seu *System Naturae*, em 1766: “*Habitat in Africae, Asiae, Hispaniae australis arboribus*” (in Paulo *et al.* 2002). Em Portugal, a ocorrência desta espécie só foi documentada em 1945, por Themido (1945), o qual indica que: “Esta enorme colónia de camaleões descende, segundo informações dignas do melhor crédito, de exemplares trazidos do Sul da Espanha e de Marrocos, há cerca de 25 anos, por operários algarvios que periodicamente iam trabalhar nas fábricas instaladas naquelas regiões.” É unicamente neste parágrafo que se baseia a ideia de que a espécie terá sido

introduzida em Portugal por volta de 1920. No entanto, um estudo mais recente acerca da origem do camaleão-comum na Península Ibérica (Paulo *et al.* 2002) refere que as populações que se encontram no Algarve serão originárias da costa atlântica de Marrocos, provavelmente de Essaouira. A confirmar-se esta origem, é muito provável que a colonização tenha sido efectuada devido à acção humana, uma vez que esta região se encontra geograficamente distante da Península Ibérica. Essaouira foi um importante porto de comércio desde, pelo menos, o século VII D. C., pelo que é favorecida a hipótese de que o camaleão tenha sido introduzido em Portugal muito antes da data referida por Themido. Esta controvérsia acerca da origem das populações ibéricas apresenta consequências em termos de eventuais medidas de conservação da espécie. A avaliação do estatuto de conservação de uma espécie, segundo os critérios da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), está dependente do facto de ser ou não considerada autóctone. É à autoridade regional que cabe a tomada de decisão. Por exemplo, pode decidir não considerar para avaliação espécies que se encontrem dentro do território em causa há menos de um século (IUCN 2003). No caso específico do camaleão-comum, a espécie já é considerada em Portugal como merecedora de avaliação do seu estatuto de conservação. Não seria justificável uma situação contrária face aos fortes indícios de colonização ancestral e devido ao facto de não provocar, pelo menos aparentemente, danos na fauna autóctone, sendo mesmo considerada como um elemento de grande valor ecológico (Ferrand de Almeida *et al.* 2001). Tal facto reveste-se de maior importância, uma vez que a maior parte das populações desta espécie se encontram em clara regressão (Fernández 1990). É importante distinguir a introdução de espécies exóticas danosas de outro tipo de situações.

Actualmente, o camaleão-comum apresenta o estatuto de *Pouco Preocupante* (LC) no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (2006). Na Europa, encontra-se catalogado como uma espécie de interesse no Anexo IV da Directiva Habitats da União Europeia (92/43/CE), como estritamente protegido no Anexo II da Convenção de Berna e no nível C1, o nível mais elevado, da convenção CITES (3626/82/CE).

Em 1989 foi realizado em Portugal o primeiro estudo acerca da biologia do camaleão-comum (Paulo 1989). Em 1994 teve início um estudo co-financiado pelo Parque Natural da Ria Formosa e pelo programa LIFE (Programa para o Conhecimento e Gestão do Património Natural), no âmbito do qual foram produzidos vários relatórios internos anuais, abordando diversas questões como a demografia de algumas populações, a descrição dos habitats onde a espécie ocorre, a delimitação da área de

distribuição, assim como a análise genética das populações. Estas investigações foram realizadas pelo grupo de trabalho coordenado pelo Prof. Dr. Octávio Paulo e tiveram o seu término em 1999. Após este estudo foram ainda desenvolvidas outras investigações pelo mesmo grupo, onde questões de distribuição, densidades e habitats preferenciais foram abordadas. É na continuidade destes estudos que se insere o presente trabalho.

O camaleão é uma espécie diurna e arborícola, descendo ao solo apenas para mudar de árvore ou arbusto. Apresenta várias características que lhe permitem estar perfeitamente adaptado a esta situação. Destaca-se a forma do corpo lateralmente achatado, o que lhe permite um maior equilíbrio, assim como a cauda preênsil, que funciona como um órgão de apoio. Os seus membros são pentadáctilos e os dedos estão organizados em dois grupos opostos entre si, o que lhes permite funcionar como uma pinça. Os membros anteriores apresentam três dedos internos e dois externos. Nos membros posteriores verifica-se o oposto. Existe ainda uma membrana epitelial que une os dedos de cada grupo entre si, conferindo uma maior consistência e força à forma de pinça configurada (Barbadillo 1996).

A estratégia alimentar do camaleão é do tipo *sit-and-wait*, estratégia esta característica de outros sáurios, como dos agamídeos e dos iguanídeos. A alimentação do camaleão-comum é essencialmente constituída por insectos voadores, principalmente por ortópteros, dípteros e lepidópteros (Rosário 1997).

Na Península Ibérica, a reprodução desta espécie ocorre entre finais de Junho e Setembro. A postura dos ovos decorre no Outono, sendo na maior parte dos casos efectuada em Outubro, podendo atrasar-se até Dezembro. O tempo de incubação é bastante demorado, podendo prolongar-se entre onze a doze meses (Barbadillo 1996). A espécie passa por um período de letargia de Dezembro a Março, altura em que os indivíduos se enterram no solo, junto a raízes de arbustos (Ferrand de Almeida *et al.* 2001).

Sendo uma espécie de movimentos lentos, torna-se uma presa fácil quando descoberta por predadores, entre os quais se destacam a ratazana, a cobra-rateira e algumas aves como o peneireiro-vulgar e o tartaranhão-caçador. No entanto, esta dificuldade é contrastada com características de comportamento críptico. Para além da capacidade de alterar o seu padrão de coloração em função do meio em que se encontra, do estado emocional, da época do ano, da idade e do sexo (Ferrand de Almeida *et al.* 2001), os seus movimentos lentos e furtivos ajudam a que passe despercebido (Tolley & Burger 2007).

Em Portugal, a distribuição do camaleão comum limita-se ao litoral algarvio, desde Vila Real de Santo António, a Leste, até Lagos, a Oeste. A espécie ocorre frequentemente em habitats caracterizados por pinhais costeiros, dunas litorais com vegetação e pomares tradicionais (alfarrobeiras, figueiras, amendoeiras, oliveiras, entre outros) (Miraldo *et al.* 2005).

As investigações efectuadas apontam para que a população se encontre muito fragmentada, principalmente entre Quarteira e Lagos, e para que apresente alternância entre elevadas densidades em habitats óptimos e baixas densidades em habitats sub-óptimos (Miraldo & Paulo 2010).

O camaleão-comum é uma espécie com uma reduzida capacidade de dispersão natural (Blasco *et al.* 1985). Em Portugal, a sua distribuição coincide com áreas onde a pressão turística é muito elevada, sendo o crescimento urbanístico acentuado. A conjugação destas duas características contribui para que a perda e fragmentação de habitat constituam os principais factores de ameaça para a espécie. Como consequência, alguns núcleos populacionais têm ficado isolados e habitats adequados para a ocorrência da espécie têm vindo a desaparecer. Outro factor de ameaça decorre do facto de pomares tradicionais estarem a ser transformados em monoculturas de citrinos, com uma consequente utilização de produtos agroquímicos (Miraldo & Paulo 2010).

2. Objectivos

Pretende-se com este estudo contribuir para uma gestão e conservação adequadas da população de camaleão-comum em Portugal.

Apesar de bem protegido em termos de legislação europeia (ver ponto 1.3), esta espécie encontra-se classificada no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (2006) como *Pouco Preocupante* (LC). Tendo em consideração o contexto actual da área de ocupação da espécie, depreende-se a necessidade urgente de averiguar o nível de vulnerabilidade do camaleão-comum e de delinear acções de conservação para o mesmo.

O camaleão é uma espécie muito carismática e apelativa para o público em geral, constituindo uma excelente *flagship species*. As *flagship species* desempenham o seu papel na concretização de objectivos estratégicos, nomeadamente no aumento da consciencialização e do apoio financeiro do público em geral para acções de conservação (Walpole & Leader-Williams 2002; Mace, Possingham & Leader-Williams

2007). Tendo em conta o contexto específico da área em estudo e o facto dos recursos financeiros e humanos disponíveis serem reduzidos, o desenvolvimento de uma estratégia que promova o aumento da consciencialização do público e um maior apoio financeiro para acções de conservação poderá constituir um bom meio para a potencialização do sucesso destas acções, numa área onde o turismo constitui um aspecto fundamental na economia da região. As *flagship species* podem desempenhar um papel fundamental em termos de estratégia sócio-económica, podendo trazer benefícios a outras espécies (Walpole & Leader-Williams 2002).

Pretende-se com este estudo contribuir para uma gestão e conservação adequadas da população de camaleão-comum em Portugal, através de três objectivos:

1) Procura-se obter um conhecimento detalhado da distribuição da espécie através da utilização de registos de presença e ausência obtidos ao longo de vários anos. Devido a constrangimentos económicos e de tempo, nem sempre é possível a realização de novas amostragens, pelo que se torna essencial o desenvolvimento de abordagens que maximizem a utilização de informação já existente, minimizando os enviesamentos que daí possam surgir (Williams, Margules & Hilbert 2002).

2) Procura-se também identificar áreas prioritárias para a conservação da espécie e avaliar a sua representatividade em reservas já existentes. Não se pretende aqui identificar uma possível reserva para a conservação da espécie, mas sim identificar áreas que seriam prioritárias quer para a inclusão numa possível reserva, quer em termos de aplicação de outras possíveis estratégias de conservação.

3) Por último, pretende-se actualizar a aplicação dos critérios da IUCN ao camaleão-comum em Portugal.

3. Metodologia

3.1. Área de estudo

A delimitação da área de estudo foi efectuada com base na área de distribuição potencial estimada por Camilo-Alves (1999) e nos locais de amostragem considerados. Assim, a área de estudo corresponde às cartas militares números 576, 583A, 584, 585, 586, 587, 588, 589, 590, 591, 592, 593, 594, 595, 596, 597, 598, 599, 600, 601, 602, 603, 604, 605, 606, 607, 608, 609, 610, 611 e 612 da série M 888, à escala 1:25 000, produzidas pelo Instituto Geográfico do Exército (IGeoE).

3.2. Descrição da base de dados

Os dados utilizados para a concretização desta investigação são provenientes de amostragens efectuadas na região do Algarve entre os anos de 1994 e 2007. O trabalho efectuado entre 1994 e 1999 inseriu-se num projecto co-financiado pelo Parque Natural da Ria Formosa e pelo programa LIFE da União Europeia. Os dados correspondentes aos anos de 2002 e 2007 foram obtidos no âmbito de investigações efectuadas pela mesma equipa de trabalho envolvida no projecto acima referido, coordenada pelo Prof. Dr. Octávio Paulo. Os dados obtidos em 2007 não tinham, até ao momento, passado por qualquer tipo de análise. As amostragens efectuadas abrangem os meses de Maio a Outubro, meses em que a espécie se encontra em actividade.

A selecção das áreas a amostrar nos anos de 1994 a 1999 foi efectuada com base em registos prévios de presença da espécie, obtidos através de bibliografia. A amostragem compreendeu transectos efectuados a pé e de carro. Os primeiros consistiam em caminhar por um período mínimo de 15 minutos, ao longo de uma faixa de terreno. Todas as árvores e arbustos eram inspeccionados, sendo os camaleões detectados visualmente. Os transectos realizados de carro ocorreram ao longo das estradas principais, a baixa velocidade (30-40 km/hora), de modo a detectar camaleões mortos acidentalmente por atropelamento. Todos os registos efectuados entre 1994 e 1999 decorreram entre os meses de Julho e Outubro, durante o dia (Miraldo *et al.* 2005).

A área prospectada nos anos de 2002 e 2007 corresponde às cartas militares números 576, 583A, 584, 592, 593, 594, 595, 596, 597, 598, 599, 600, 601, 602, 603, 604, 605, 606, 607, 608, 609, 610, 611 e 612 da série M 888, à escala 1:25 000, produzidas pelo Instituto Geográfico do Exército (IGeoE). Para a selecção desta área foram utilizadas como referências a área de distribuição potencial do camaleão comum estimada por Camilo-Alves (1999), assim como todos os registos de presença da espécie obtidos entre os anos de 1994 e 1999 (Miraldo 2002/2003). Em 2007 foram ainda tidos em consideração os registos efectuados em 2002.

A selecção dos locais de amostragem dentro da área prospectada foi efectuada com base na carta de ocupação de solo de 1990 (COS'90) (Miraldo 2002/2003), desenvolvida pelo Centro Nacional de Informação Geográfica (CNIG), o qual integra actualmente o Instituto Geográfico Português (IGP) (Caetano *et al.* 2008). A sua aquisição pode ser efectuada gratuitamente através de *download* no *site* do IGP. A COS'90 apresenta um formato vectorial e divide o espaço em polígonos, ou seja, em unidades de paisagem em função da utilização e ocupação do solo (Caetano *et al.* 2008).

Foi então efectuada uma selecção aleatória de polígonos a amostrar, tendo em conta a área a prospectar. Os polígonos cuja ocupação correspondia a *áreas artificiais* e a *águas* não foram incluídos nesta selecção, uma vez que a presença de camaleão foi aqui previamente considerada negativa, devido à ausência de extracto vegetal (Miraldo 2002/2003).

A metodologia de amostragem adoptada nos anos de 2002 e 2007 consistiu na realização de transectos nos polígonos previamente seleccionados. A área a prospectar em cada transecto não apresentava um espaço definido dentro de cada polígono. O transecto tinha que ser efectuado no polígono seleccionado e apresentava uma duração de 20 minutos, sendo os camaleões identificados visualmente (Miraldo 2002/2003). Em 2002 a amostragem decorreu durante os meses de Setembro e Outubro. Em 2007 nos meses de Maio, Junho, Julho e Outubro. Todas as prospecções foram efectuadas durante a noite, sendo este método considerado mais eficaz na detecção da espécie (Miraldo 2002/2003).

Todos os registos de presença e ausência encontram-se georeferenciados mediante GPS, permitindo-nos obter assim a sua distribuição espacial.

Pelo que acima foi exposto depreende-se a complexa estrutura desta base de dados, obtida ao longo de vários anos e com estratégias metodológicas distintas.

3.3. Identificação da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal

A fiabilidade de uma área de distribuição identificada com base em registos de presença e ausência é, em parte, função de possíveis enviesamentos espaciais, temporais e taxonómicos das respectivas bases de dados (Margules & Pressey 2000; Soberón, Llorente & Oñate 2000; Ferrier 2002). A utilização deste tipo de registos deve ser precedida de uma análise cuidada relativamente aos possíveis enviesamentos que lhes são comuns (Soberón, Llorente & Oñate 2000). Os enviesamentos tornam-se mais severos quando a resolução espacial a que se pretende efectuar o trabalho é maior, ou seja, mais pormenorizada (Ferrier 2002; Pressey 2004). Este é o caso, uma vez que a identificação da área de distribuição da espécie destina-se a contribuir para uma correcta gestão e conservação do camaleão-comum em Portugal, o que implica tomadas de decisão ao nível de unidades de planeamento de dimensões reduzidas.

3.3.1. Análise da base de dados

Os registos utilizados para a concretização deste estudo não apresentam enviesamentos taxonómicos. A espécie *Chamaeleo chamaeleon* é a única do género em Portugal. Não se verificam ocorrências de espécies similares no nosso território, sendo uma espécie inconfundível. No entanto, o mesmo não se verifica relativamente a enviesamentos espaciais e temporais.

De modo a efectuar uma análise relativamente a possíveis enviesamentos espaciais, todos os registos de presença e ausência da espécie foram sobrepostos a um mapa do Algarve, com uma grelha de quadrículas de 5x5 km com projecção Universal de Mercator Transversa (UTM). Optou-se por uma grelha de 5x5 km, uma vez que as unidades de planeamento a utilizar neste estudo são de dimensões reduzidas. Caso existam quadrículas não prospectadas dentro da área de estudo significa que existem unidades de planeamento relativamente às quais não existe qualquer informação quanto à presença ou ausência da espécie.

O facto de existirem dados recolhidos há muitos anos pode também introduzir enviesamento temporal, uma vez que os padrões de ocupação podem mudar com o tempo (Maddock & Plessis 1999; Williams, Margules & Hilbert 2002), especialmente numa área como o Algarve, onde ocorre uma elevada pressão turística com uma conseqüente urbanização contínua. A desactualização dos registos de presença e ausência da espécie, devido à rápida transformação do habitat, foi analisada recorrendo à sobreposição da COS'90 e da carta de ocupação de solo de 2007 (COS'07).

Após a análise dos registos que serviram de base à identificação da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal, verificou-se que a utilização desta informação sobreposta a um mapa, com o intuito de daí inferir directamente a área de distribuição da espécie, nos fornece uma ideia incompleta e enviesada da sua distribuição actual. Assim, optou-se por uma metodologia que permite minimizar as falhas e enviesamentos da base de dados de partida. Tal como já foi referido, a insuficiência de informação relativamente à distribuição de uma espécie pode ser colmatada através da modelação da sua distribuição, diminuindo assim a ocorrência dos erros de omissão (Ferrier 2002).

3.3.2. Construção do modelo de distribuição potencial

A escolha das características a utilizar enquanto variáveis preditoras recaiu sobre os designados preditores indirectos. Segundo os três tipos de gradientes ecológicos definidos por Austin (1980), Austin *et al.* (1984) e Austin & Smith (1989), os preditores indirectos não têm uma relevância fisiológica directa no desempenho das espécies. No entanto, são mais fáceis de medir e são muitas vezes utilizados devido à boa correlação que apresentam com os padrões observados nas espécies. Podem assim substituir uma combinação de variáveis de recurso e de variáveis directas (Guisan, Weiss & Weiss 1999; Guisan & Zimmermann 2000). Segundo Fisher (1990, *in* Guisan & Zimmermann 2000), a ocupação de solo constitui o factor com maior poder preditivo, quando se trata de modelar uma distribuição numa paisagem perturbada pela actividade humana.

Foram utilizadas duas variáveis preditoras: a *ocupação de solo* e o *grau de coberto florestal*. A informação relativa às duas variáveis foi obtida a partir da COS'90, cuja nomenclatura resulta da combinação de vários tipos de características associadas ao uso e ocupação do solo. O seu sistema de categorização apresenta um grau de especificidade bastante elevado, apresentando mais de oitocentos tipos diferentes de categorizações. A área de estudo considerada para esta investigação abrange um total de 249 categorias de ocupação de solo, tal como definidas pela COS'90.

Para a variável *ocupação de solo*, as características apresentadas na COS'90 foram agrupadas em treze categorias mais abrangentes (Tabela 1). Este agrupamento resultou da consideração de características consideradas mais pertinentes para a espécie em estudo, com base em investigações anteriores (Pinto 1997; Miraldo 2002/2003; Miraldo *et al.* 2005).

A variável *grau de coberto florestal* resulta da razão entre a área da projecção horizontal da copa da árvore e a área total do polígono. Foram considerados três graus de coberto florestal: inexistente (para ocupações de solo não florestais) (codificado como 0), inferior a 50% (codificado como 1) e superior a 50% (codificado como 2).

Dada a complexa estrutura da base de dados disponível, optou-se por utilizar apenas os registos efectuados no ano de 2002 para a tarefa de modelação. Esta decisão resulta da ponderação de três factores: 1) imprecisões inerentes ao próprio Sistema de Posicionamento Global (GPS); 2) identificação exacta das variáveis preditoras associadas a cada registo; 3) heterogeneidade quanto às metodologias utilizadas na selecção dos locais de amostragem e na própria amostragem ao longo dos vários anos.

Tabela 1. Níveis da variável *ocupação de solo*.

Categoria	Código	Características
Área agrícola	A	Esta categoria agrupa todas as culturas anuais, culturas permanentes, pomares, culturas anuais associadas a culturas permanentes e territórios agro-florestais.
Pinhal	P	Esta categoria inclui todos os territórios constituídos por pinheiro manso (<i>Pinus Pinea</i>), pinheiro bravo (<i>Pinus pinaster</i>) ou por ambos.
Sobreiral	S	São aqui incluídos todos os territórios ocupados por sobreiro (<i>Quercus suber</i>) e por azinheira (<i>Quercus ilex</i>) ou por ambos.
Eucaliptal	E	A categoria eucaliptal agrupa todas as áreas ocupadas predominantemente por eucalipto (<i>Eucalyptus globulus</i>).
Folhosas diversas	F	Esta categoria inclui todas as folhosas com exceção do sobreiro, da azinheira e do eucalipto.
Pinheiros e Sobreiros	PS	Esta categoria é constituída por áreas ocupadas simultaneamente pelas espécies incluídas nos agrupamentos Pinhal e Sobreiral.
Pinheiros e Folhosas diversas	PF	Esta categoria é constituída por áreas ocupadas simultaneamente pelas espécies incluídas nas categorias Pinhal e Folhosas diversas.
Matos	M	São aqui incluídas as áreas ocupadas por comunidades arbustivas e sub-arbustivas.
Duna litoral	T	Nesta categoria encontram-se incluídas todas as dunas litorais que apresentam alguma cobertura vegetal.
Sapal	U	Estão aqui incluídos todos os sapais.
Inculto	V	Esta categoria inclui solos sem qualquer vegetação e áreas sem vegetação arbustiva que apresentam um predomínio de vegetação herbácea.
Área artificial	X	Esta categoria inclui todas as áreas artificializadas associadas às actividades humanas. Estão aqui incluídas infra-estruturas como tecido urbano, aeroportos, zonas industriais e comerciais, zonas portuárias, equipamentos culturais e de lazer, espaços verdes artificiais e áreas improdutivas associadas a actividades extractivas e a outras actividades humanas, como pedreiras, lixeiras e estaleiros de construção civil.
Águas	W	Nesta categoria estão incluídas todas as superfícies com água, como lagos, lagoas, cursos de água, entre outros.

A avaliação do modo através do qual características ambientais influenciam a distribuição de uma espécie requer a associação entre essas mesmas características e locais que se sabem ser de presença ou de ausência da espécie (Kaliontzopoulou *et al.*

2008). Tal como referido, aquando da descrição da base de dados utilizada para a realização desta investigação, todos os registos de presença e ausência da espécie encontram-se georeferenciados mediante GPS. No entanto, a imprecisão espacial é um problema inerente aos dispositivos que estabelecem uma localização a partir deste sistema. Assim, não foi possível efectuar uma associação precisa de todos os registos às variáveis preditoras consideradas para este estudo. Apenas os dados obtidos em 2002 apresentam registos da característica de *ocupação de solo* e do *grau de coberto florestal* associados a cada local de amostragem em função da COS'90. Em 2002 foram também tomadas medidas quanto às possíveis alterações nos padrões apresentados pelas variáveis preditoras ao longo do tempo. A selecção dos locais a amostrar foi efectuada com base na COS'90 e a amostragem realizou-se em 2002. Numa área onde a pressão turística é muito elevada, sendo o crescimento urbanístico acentuado, é de esperar que tenham ocorrido muitas alterações nos habitats. Para contornar este problema, aquando da selecção aleatória dos polígonos a amostrar foi seleccionado um número elevado de polígonos por cada habitat. Foi atribuído um número de ordem a cada polígono seleccionado, estabelecendo assim a ordem de amostragem. Nos casos em que o polígono já não era representativo do habitat em questão passou-se a amostrar o polígono de ordem de amostragem seguinte (Miraldo 2002/2003).

Os únicos registos cuja estratégia de amostragem foi efectuada em função das variáveis preditoras foram os de 2002 e de 2007. Para que a análise estatística conduza a um modelo representativo da população, a amostra deve constituir um sub-grupo representativo dessa mesma população. Apenas os dados respeitantes aos anos de 2002 e de 2007 seguiram uma estratégia de amostragem aleatória. As amostragens não aleatórias não permitem a quantificação do erro, fornecendo assim informações cuja precisão não é possível avaliar (Pestana & Velosa 2010). Tendo em conta o facto de que as variáveis preditoras aqui utilizadas apresentam uma distribuição desigual ao longo da área de estudo, a estratégia de amostragem mais adequada seria a estratificada, de modo a que as características que ocorrem com maior frequência não se encontrem sobre-representadas. A estratégia de amostragem seguida não foi essa. Guisan & Zimmermann (2000) sugerem uma re-amostragem, a partir da base de dados disponível, ou uma recolha adicional de dados. Apesar destas estratégias não culminarem numa verdadeira amostragem estratificada aleatória, permitiriam minimizar algum enviesamento daqui resultante. Não foi possível aplicar nenhuma destas estratégias. A re-amostragem da base de dados não foi efectuada, uma vez que a quantidade de informação perdida seria

muito grande, podendo levar a enviesamentos resultantes do reduzido tamanho da amostra. Amostragens de tamanho reduzido levam a uma diminuição do poder preditivo do modelo, quando comparado com modelos desenvolvidos com base em um maior número de registos (McPherson, Jetz & Rogers 2004). Efectuar uma recolha adicional de dados também não foi possível, uma vez que tal procedimento seria dispendioso quer em termos de tempo quer em termos económicos.

A abordagem estatística utilizada para a modelação da distribuição potencial do camaleão-comum em Portugal consistiu numa regressão logística binomial. A regressão logística binomial pertence aos modelos lineares generalizados (GLM) e é utilizada quando a variável resposta é binária, podendo as variáveis preditoras serem de qualquer tipo. Na regressão logística binomial é modelada a probabilidade da variável resposta ser igual a 1, para um determinado valor das variáveis preditoras (Quinn & Keough 2002). A variável resposta utilizada na modelação da distribuição do camaleão-comum em Portugal consiste em registos de presença (codificados como 1) e ausência (codificados como 0) da espécie, ou seja, é uma variável binária cuja distribuição subjacente é a de Bernoulli (uma forma abreviada da distribuição binomial) (Crawley 2007). As variáveis preditoras são de dois tipos. A *ocupação de solo* é uma variável qualitativa, constituindo um factor com 11 níveis (as categorias “áreas artificiais” e “águas” não foram analisadas, uma vez que se considerou à partida não reunirem condições para a ocorrência da espécie) e o *grau de coberto florestal* é uma variável quantitativa.

Os GLM apresentam três componentes essenciais: uma componente aleatória, um preditor linear e uma função de ligação (Weiss 2006; Crawley 2007).

A componente aleatória consiste na variável resposta, a qual se assume ser independente e pode apresentar vários tipos de distribuições incluindo as normal, poisson, binomial, gamma e binomial negativa. Desta componente aleatória resulta a estrutura do erro (diferença entre os dados e os valores ajustados estimados pelo modelo), sendo portanto admitidos erros com várias distribuições (Crawley 2007). No caso específico da modelação da área de distribuição do camaleão-comum, a variável resposta e a estrutura do erro apresentam uma distribuição binomial.

Os modelos lineares generalizados estimam os valores ajustados através da transformação de um valor obtido com o preditor linear (η – eta), o qual consiste na soma linear de uma ou mais variáveis explicativas, χ_j :

$$\eta = \beta_0 + \beta_1 \chi_1 + \beta_2 \chi_2 + \dots + \beta_p \chi_p$$

em que os χ s correspondem aos valores das diferentes variáveis explicativas e os β s consistem nos parâmetros estimados através dos dados (Crawley 2007).

O preditor linear e a variável resposta (obtida nos dados e estimada pelo modelo) encontram-se ligados pela função de ligação. Assim, para a obtenção do preditor linear é efectuada uma transformação dos valores da variável resposta obtida nos dados, através da função de ligação. Para a obtenção dos valores estimados pelo modelo é aplicado o inverso da função de ligação aos valores do preditor linear. Existem várias funções de ligação. Para erros com distribuição binomial, a função de ligação *logit* é, geralmente, a mais apropriada (Crawley 2007). Sendo p a probabilidade de sucesso e $1-p$ a probabilidade de insucesso, dá-se à expressão $p/(1-p)$ a designação de “odds”. À expressão $\log(p/(1-p))$ dá-se o nome *logit* (“logistic inverse transformation”). Para obter o valor ajustado, ou seja, a probabilidade de sucesso p para cada valor das variáveis predictoras, basta calcular o antilog : $p = \exp(\log(p/(1-p)))/(1 + \exp(\log(p/(1-p))))$ (Crawley 2007).

Os GLM apresentam um conjunto de pressupostos menos restritivos do que os modelos lineares, o que lhes permite terem uma maior aplicabilidade. Não assumem uma variância constante e não assumem uma relação de linearidade entre a variável resposta e as variáveis explicativas. Assumem, no entanto, que as variáveis predictoras estão linearmente relacionadas com o *logit* da variável resposta. Os parâmetros do modelo são estimados através do critério da máxima verosimilhança (Quinn & Keough 2002).

Todos os procedimentos estatísticos foram efectuados no programa R (versão 2.10.0), o qual se encontra disponível para *download*. A análise foi iniciada com o modelo completo, ou seja, com as duas variáveis predictoras isoladas e com essas mesmas variáveis em interacção. Tendo em conta o Princípio da Parcimónia, segundo o qual o modelo deve ser representativo da realidade, mas de entre um conjunto de modelos que explicam um determinado fenómeno, devemos escolher o mais simples (Crawley 2007; Pestana & Velosa 2010), procedeu-se à redução do modelo retirando as variáveis predictoras que apresentavam um menor nível de significância. A comparação entre o modelo completo e os modelos reduzidos foi efectuada através da função anova usando o teste do qui-quadrado (Weiss 2006). Efectuou-se a selecção do modelo através do “critério de informação Akaike” (AIC), corrigido para amostras pequenas (AICc). O AICc deve ser utilizado quando $n / K < 40$, sendo que n corresponde ao número de

observações e K consiste no número de parâmetros estimados pelo modelo (Weiss 2006). O AIC é um critério de selecção que penaliza parâmetros supérfluos que se encontrem no modelo (Crawley 2007), prevenindo assim o *overfitting* (Weiss 2006). Quanto maior o número de parâmetros existentes no modelo, maior é o ajustamento do modelo aos dados. Caso tivéssemos um parâmetro para cada dado, o ajustamento seria perfeito (Crawley 2007). No entanto, correríamos o risco de encontrar inúmeras relações entre as variáveis predictoras e a variável resposta que existem na amostra mas não na população. Muitas dessas relações constituiriam apenas ruído, uma vez que não existem na realidade. Deste modo, o modelo perderia poder explicativo e preditivo (Babyak 2004; Crawley 2007). Quanto menor o valor do AIC melhor o ajustamento do modelo, sendo penalizados os modelos que apresentam parâmetros supérfluos (Crawley 2007).

A relação de linearidade entre a variável preditora quantitativa e o *logit* da variável resposta foi verificada através do teste de linearidade de Wald (Weiss 2006).

A qualidade do ajustamento do modelo foi verificada através do teste Hosmer-Lemeshow modificado, disponível na biblioteca *Design* do programa R (versão 2.10.0) (Weiss 2006). O valor da *Deviance* não foi considerado, uma vez que segundo Faraway (2006) não nos dá uma indicação da qualidade do ajustamento para dados não agrupados.

Por vezes existem valores extremos que podem estar a condicionar as estimativas dos parâmetros do modelo. Casos estes valores estejam a condicionar o modelo são então observações influentes, sendo importante a sua detecção. Para a sua detecção aplicam-se medidas de diagnóstico (Quinn & Keough 2002). As medidas de *Leverage* são uma medida de quão extrema uma dada observação é relativamente aos valores da variável preditora. Consiste numa medida de quanto os valores da variável preditora influenciam a variável resposta (Quinn & Keough 2002; Crawley 2007). Os resíduos consistem em medidas do afastamento dos valores observados relativamente aos valores ajustados (Quinn & Keough 2002). As medidas de influência combinam as medidas de *leverage* e os resíduos, fornecendo assim uma medida da influência de cada observação (Quinn & Keough 2002). As medidas de influência utilizadas foram os valores de Df_{beta} e a distância de Cook.

O poder preditivo do modelo foi avaliado através da análise da curva ROC (Característica Operativa do Receptor) e de *cross-validation*. As curvas ROC tiveram origem na teoria de detecção do sinal (Weiss 2006). Ao efectuarmos predições espaciais

podemos cometer erros de omissão (falsos negativos) e erros de comissão (falsos positivos). As curvas ROC representam graficamente a sensibilidade (a percentagem de verdadeiros positivos preditos correctamente) contra a especificidade (a percentagem de verdadeiros negativos preditos correctamente) avaliando o poder preditivo do modelo ao longo do continuum de probabilidades possíveis como ponto de *cut-off*. O ponto de *cut-off* consiste no valor probabilístico acima do qual são preditas as presenças e abaixo do qual são preditas as ausências. A área sob a curva (AUC – area under the curve) resultante desta representação gráfica, reflecte assim a proporção de predições correctas e incorrectas, ao longo de um conjunto de pontos de *cut-off* possíveis. Deste modo, fornece-nos uma medida do poder preditivo do modelo. Quanto maior a AUC melhor a capacidade preditiva do modelo (Manel, Williams & Ormerod 2001; Weiss 2006). Os valores da AUC variam entre 0 e 1. Uma AUC igual a 1 significa que o modelo apresenta uma capacidade de discriminação perfeita. Uma AUC igual ou inferior a 0,5 significa que a capacidade de discriminação do modelo não é melhor do que uma escolha ao acaso (Pearce & Ferrier 2000; Elith *et al.* 2006). Segundo Elith *et al.* (2006), um modelo com uma AUC superior a 0,75 apresenta uma boa capacidade de discriminação. As curvas ROC permitem-nos também obter o ponto de *cut-off* óptimo, consistindo este no ponto da curva onde a soma da sensibilidade e da especificidade é maximizada (Manel, Williams & Ormerod 2001).

Idealmente, a avaliação do poder preditivo de um modelo deveria ser efectuada com um conjunto de dados independentes daqueles utilizados na sua construção. No entanto, a quantidade de dados disponíveis costuma ser reduzida, pelo que queremos utilizar todos os dados na construção do modelo (Fielding & Bell 1997). Para a construção e avaliação do modelo da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal utilizou-se também um único conjunto de dados. Assim, de modo a obter uma maior segurança nos resultados obtidos pela curva ROC, na avaliação do poder preditivo do modelo, utilizámos também o método de *cross-validation*. Com esta metodologia, o conjunto dos dados é aleatoriamente dividido em k subconjuntos com aproximadamente o mesmo tamanho. Um subconjunto é utilizado para ajustar o modelo e os restantes são utilizados na avaliação do seu poder preditivo. Este procedimento é repetido até que todos os subconjuntos sejam utilizados na avaliação (Weiss 2006; Cawley & Talbot 2010). O procedimento de *cross-validation* foi efectuada através da função *cv.glm* da biblioteca *boot* do programa R e os dados foram divididos em dez

subconjuntos. Esta função fornece-nos uma estimativa não da exactidão, mas sim da inexactidão preditiva do nosso modelo (Weiss 2006).

3.3.3. Mapeamento do modelo de distribuição potencial

O mapeamento dos resultados obtidos através da modelação da distribuição potencial do camaleão-comum em Portugal foi efectuado no programa gvSIG (versão 1.9), o qual se encontra disponível para *download* gratuito na internet. Como mapa de base foi utilizada a área da COS'90 correspondente à área de estudo. A COS'90 tem uma escala de 1:25 000, sendo a unidade mínima cartográfica de 1 hectare. O sistema de referência utilizado é o Hayford-Gauss Militar.

Os polígonos da COS'90 abrangidos pela área de estudo foram agrupados em função dos habitats resultantes da combinação das variáveis preditoras. Desta combinação resultaram 16 habitats distintos: área agrícola (A), pinhal com coberto florestal superior a 50% (P2), pinhal com coberto florestal inferior a 50% (P1), sobreiral com coberto florestal superior a 50% (S2), sobreiral com coberto florestal inferior a 50% (S1), eucaliptal (E), folhosas diversas (F), pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50% (PS2), pinheiros e sobreiros com coberto florestal inferior a 50% (PS1), pinheiros e folhosas diversas (PF), matos (M), duna litoral (T), sapal (U), inculto (V), área artificial (X) e águas (W). Não foi possível efectuar a discriminação do grau de coberto florestal nos *eucaliptais*, *folhosas diversas* e *pinheiros e folhosas diversas* porque a amostragem disponível não apresentava essa diferenciação. Os polígonos adjacentes caracterizados pelo mesmo habitat foram fundidos num único polígono através da função *dissolve*.

Os resultados obtidos através da modelação estatística permitiram-nos a obtenção de vários mapas com informação pertinente para a análise da situação do camaleão-comum em Portugal: um mapa probabilístico de distribuição da espécie para o ano de 1990, um mapa de ocorrências previstas para o ano de 1990 e um mapa de ocorrências previstas para o ano de 2007. Para a concretização do primeiro, os valores de probabilidade de ocorrência da espécie associados a cada habitat foram agrupados em cinco categorias de intervalos iguais: probabilidade muito baixa, baixa, média, elevada e muito elevada. Foi acrescentada uma sexta categoria, denominada por ausência, destinada a classificar os habitats *águas* e *área artificial*. As seis categorias foram expressas cartograficamente, associando cada habitat à categoria correspondente.

O mapa de ocorrências previstas para o ano de 1990 é constituído pelas áreas onde é assumida a presença da espécie, tendo em conta o ponto de *cut-off* óptimo obtido através da análise da curva ROC. Os habitats com valores de probabilidade de ocorrência superiores ao ponto de *cut-off* foram mantidos no mapa, enquanto que aqueles que apresentavam probabilidades inferiores foram retirados.

O mapa de ocorrências previstas para o ano de 2007 foi obtido através da actualização do anterior. Devido a constrangimentos económicos, não nos foi possível obter a Carta de Ocupação de Solo de 2007 (COS'07) com o nível de detalhe necessário para uma aplicação directa dos valores de probabilidade de ocorrência associados a cada habitat. A COS'07 consiste numa actualização da COS'90 e apresenta uma nomenclatura com cinco níveis hierárquicos. As classes de nível mais detalhado estão contidas nas classes de menor detalhe, pelo que uma classe de nível 5 deve ser analisada tendo em conta as características dos níveis precedentes (IGP 2010). Para uma expressão cartográfica imediata sobre a COS'07 da modelação estatística realizada, seria necessária a obtenção desta carta com um nível de detalhe 5. Só assim seria possível distinguir, por exemplo, se uma área florestal consistiria num pinhal ou num eucaliptal. Apenas foi possível a obtenção da COS'07 com nível 2, uma vez que se encontram disponíveis para *download* gratuito, no *site* do IGP, os níveis 1 e 2 da sua nomenclatura. Tendo em conta os constrangimentos apresentados, recorreu-se à utilização conjunta do programa *Google Earth* (GE) e da COS'07 com nível hierárquico 2 para a actualização do mapa de ocorrências previstas para o ano de 1990. Para tal, o sistema de referência do mapa foi convertido para o sistema de projecção UTM (fuso 29N), com o elipsóide Hayford e Datum WGS84. Após esta conversão, foi possível importar o ficheiro do mapa, em formato *shp* (*shapefile*), para o programa *shp2kml*, o qual se encontra-se disponível para *download* gratuito na internet e tem como função converter ficheiros *shp* em ficheiros *kml*, os quais são suportados pelo programa GE. Efectua ainda a transformação das coordenadas projectadas para coordenadas geográficas. Após esta transformação, o mapa de ocorrências previstas foi importado para o GE e sobreposto à área correspondente. Procedeu-se então a uma comparação directa entre as características dos habitats identificadas na COS'90 e as características observadas no GE, com imagens do ano de 2007. A consulta simultânea da COS'07 possibilitou o esclarecimento de algumas dúvidas, nomeadamente quanto ao grau de coberto florestal. A distinção entre as várias formações florestais revelou-se difícil através da observação das imagens do GE. Optou-se assim por assumir que uma zona

caracterizada por uma área florestal em ambos os anos deverá apresentar a mesma formação (por exemplo, caso fosse pinhal em 1990, assume-se que em 2007 também o é). Os polígonos que em 2007 já não eram constituídos por características associadas a valores probabilísticos de ocorrência superiores ao ponto de *cut-off* foram retirados do mapa. Após este exercício, os polígonos que mantiveram as características associadas à presença da espécie foram sobrepostos à COS'07, no software gvSIG (versão 1.9), de modo a seleccionar nesta os polígonos correspondentes. Este procedimento deveu-se à necessidade de corrigir algumas diferenças em termos de formas geométricas e áreas de um mesmo polígono (por exemplo, uma área agrícola pode-se ter mantido, no entanto pode ter sofrido algumas alterações em termos da sua forma geométrica e respectiva área). Após estes procedimentos, obtivemos então o mapa de ocorrências previstas para o ano de 2007.

A modelação da área de distribuição de uma espécie fornece-nos informação relativamente ao potencial de ocupação dos habitats pela espécie em estudo, em função de um conjunto de variáveis tidas em consideração. Permite-nos assim conjecturar acerca da presença ou ausência da espécie em áreas não abrangidas pela amostragem (Hernandez *et al.* 2006). No entanto, podem existir outros factores não considerados no processo de modelação estatística que condicionem também a distribuição da espécie (Williams, Margules & Hilbert 2002). Tendo em consideração estes aspectos inerentes aos procedimentos de modelação, o mapa de ocorrências previstas não foi considerado como a área de distribuição da espécie. Foi utilizado enquanto ferramenta, juntamente com o mapa probabilístico de distribuição, para uma definição mais precisa da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal.

3.3.4. Identificação da área de distribuição

O primeiro problema a resolver, neste apuramento da área de distribuição da espécie em estudo, consistiu no facto das variáveis preditoras não terem permitido efectuar uma limitação da área de distribuição em termos de latitude. As populações que se encontram na Península Ibérica constituem o limite setentrional da espécie (Miraldo *et al.* 2005) e o factor impeditivo de uma distribuição mais a Norte ficou por identificar. De modo a corrigir este problema foi sobreposta à área de estudo uma grelha de quadrículas de 5x5 km em projecção UTM. A estas duas camadas, sobrepostas no programa gvSIG (versão 1.9), adicionaram-se ainda todos os pontos de presença e

ausência da espécie. A cada ponto de presença foi adicionado um *buffer* de 1 km. Todas as quadrículas prospectadas que não apresentavam prospecções positivas nem eram sobrepostas por um *buffer* de uma prospecção positiva eram retiradas, desde que esta condição se mantivesse nas quadrículas que lhe seguiam a Norte. Através deste procedimento corrigiram-se os três mapas já obtidos.

A modelação da área de distribuição de uma espécie resulta sempre num certo grau de incerteza, podendo a área de distribuição estar sobre ou subestimada (Underwood, D'Agrosa & Gerber 2009). Foi efectuada uma segunda correcção com o intuito de minimizar esta incerteza, tirando proveito dos registos efectuados nos anos de 1994 a 1999 e em 2007. Para tal, foram sobrepostos o mapa probabilístico de distribuição, o mapa de ocorrências previstas para o ano de 2007, a COS'07 e a COS'90. As prospecções efectuadas entre 1994 e 1999 foram também adicionadas e confrontadas com a COS'90. Uma vez que as imprecisões resultantes do GPS impediram a localização exacta das prospecções, criou-se um *buffer* de 400 m à volta das prospecções positivas. Optou-se por esta medida em função da experiência obtida com as prospecções efectuadas em 2002. Um *buffer* de 400 m não é restritivo. Poderá eventualmente ser um pouco maior do que o erro real, mas assim minimizamos o risco de sub-representar a área de distribuição da espécie. Os polígonos que se encontravam dentro do raio do *buffer* foram confrontados com o mapa probabilístico de distribuição. Foram seleccionados na COS'90 todos aqueles que se encontravam dentro do raio e que apresentavam uma probabilidade baixa de ocorrência. Não foi seleccionado nenhum polígono nos casos em que dentro do raio do *buffer* estava incluído um habitat associado a uma probabilidade de ocorrência da espécie superior ao ponto de *cut-off*, situações estas em que se considerou esse o local da prospecção, uma vez que a probabilidade de ocorrência se revelava aí mais elevada. Os polígonos seleccionados na COS'90 foram sobrepostos à COS'07. Nesta apenas foram seleccionados aqueles que mantinham as mesmas características. Devido à natureza das características dos polígonos incluídos na categoria de probabilidade baixa, foi possível efectuar esta comparação directa. Em situações de área florestal seguiu-se o critério acima referido.

As prospecções efectuadas em 2002 e em 2007 foram directamente sobrepostas à COS'07, tendo sido igual a metodologia realizada. Este procedimento foi também efectuado com algumas das prospecções realizadas em 2002 porque, apesar do modelo estatístico predizer correctamente a maioria dos dados utilizados na sua construção, verificou-se alguma sub-representação. Tendo em conta o facto de que estes dados

tinham indicações relativamente às características dos polígonos onde a prospecção tinha sido efectuada, foram seleccionados os polígonos, independentemente do nível de probabilidade apresentado, que dentro do raio do *buffer* de 400 m apresentavam a mesma classificação.

Dada a natureza diversificada do habitat *área agrícola*, os polígonos seleccionados através da metodologia descrita foram restringidos à área de 1 km em volta das prospecções positivas que levaram à selecção desses mesmos polígonos. Este procedimento deve-se ao facto de diferentes práticas agrícolas resultarem em impactos diversos na capacidade de sobrevivência da espécie. Uma vez que este estudo não permitiu efectuar uma distinção entre as diferentes práticas agrícolas, optou-se por esta metodologia uma vez que não faria sentido extrapolar a presença do camaleão-comum para áreas que apesar de agrícolas apresentam características muito distintas daquelas onde a espécie foi detectada.

A área de distribuição do camaleão-comum em Portugal resulta então da combinação do mapa de ocorrências previstas para o ano de 2007 em conjunto com os polígonos associados a pontos de amostragem onde a espécie tinha sido detectada, mas que o modelo estatístico previa apresentar uma probabilidade baixa de presença.

3.4. Identificação de áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal e avaliação da sua representatividade em reservas já existentes

A prioritização de áreas para a implementação de acções de conservação constitui um aspecto fundamental numa estratégia de conservação da biodiversidade que se pretende eficaz, enfrentando constrangimentos económicos e sociais (Ferrier 2002; Wilson, Carwardine & Possingham 2009). A selecção de áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal considerou enquanto unidades de planeamento os polígonos do mapa da área de distribuição da espécie, representativos dos habitats considerados para este estudo. Tal como referido anteriormente, são considerados 16 habitats distintos, resultantes da combinação das características de ocupação de solo e do grau de coberto florestal.

Não se pretende com esta selecção estabelecer uma possível reserva para a conservação da espécie, mas sim identificar áreas que seriam prioritárias em termos de

inclusão numa possível reserva e em termos de aplicação de outras possíveis estratégias de conservação.

Esta selecção foi efectuada em função de um conjunto de critérios, os quais foram organizados entre si, constituindo as regras que definem o algoritmo utilizado. Esses critérios consistem em: 1) ocorrência de prospecções positivas nos polígonos; 2) probabilidade de ocorrência da espécie e 3) adjacência entre polígonos.

A selecção destes critérios deveu-se à consideração de um conjunto de princípios que se consideram potenciar a eficácia de uma estratégia de conservação, tendo em conta os constrangimentos económicos. Assim, foi atribuído um maior peso aos polígonos que apresentavam prospecções positivas com o intuito de minimizar o nível de incerteza na área de selecção (Araújo & Williams 2000). Uma vez que os recursos disponíveis para o desenvolvimento de acções de conservação são escassos, a redução do nível de incerteza associado às áreas seleccionadas constitui um aspecto fundamental. No entanto, os registos existentes relativamente à distribuição das espécies são, na sua maioria, incompletos e apresentam inúmeros enviesamentos (Ferrier 2002; Williams, Margules & Hilbert 2002; Pressey 2004). Assim, a insuficiência de informação relativamente à distribuição de uma espécie pode ser colmatada através da modelação da sua distribuição, diminuindo a ocorrência de erros de omissão (Ferrier 2002). Deste modo, para além dos polígonos onde foram efectuadas prospecções, foram também considerados os restantes polígonos incluídos na área de distribuição da espécie, tendo sido a sua selecção efectuada em função da probabilidade de ocorrência da espécie e da sua adjacência com outros polígonos seleccionados. A probabilidade de ocorrência enquanto critério de selecção tem sido utilizada por alguns autores, os quais estabeleceram uma relação inversa entre a probabilidade de extinção e a probabilidade de ocorrência (ver Araújo & Williams 2000; Gates & Donald 2000; Araújo, Williams & Fuller 2002). Assim, a probabilidade de ocorrência tem sido utilizada enquanto substituto da probabilidade de persistência de uma espécie num determinado local para períodos de tempo relativamente curtos (Cabeza *et al.* 2004). No entanto, há que ter em atenção o facto da persistência de uma espécie ser influenciada por vários factores. O conhecimento aprofundado das ameaças e da vulnerabilidade da espécie a essas ameaças poderá melhorar as estimativas relativas às probabilidades de persistência (Araújo & Williams 2000). A probabilidade de ocorrência do camaleão-comum em Portugal para os vários tipos de habitat considerados foi obtida através do estabelecimento de uma relação estatística entre os registos de presença e ausência da

espécie e características ambientais, constituindo assim uma medida de adequabilidade do habitat para a espécie em causa. Estes modelos consistem em aplicações do conceito de nicho ecológico, o qual associa a *fitness* de uma espécie ao seu ambiente (Hirzel & Le Lay 2008). Tendo em conta todas estas considerações optou-se então por utilizar as probabilidades de ocorrência da espécie em função do tipo de habitat enquanto critério de selecção, permitindo-nos tomar opções perante unidades de planeamento não prospectadas e permitindo-nos também atribuir pesos diferentes aos registos de presença, em função da adequabilidade do habitat. Segundo Gates & Donald (2000), uma estratégia de conservação será mais eficaz se melhorar ou manter os habitats mais adequados para espécie em vez de investir esforços em habitats menos adequados, permitindo que áreas chave sejam deterioradas.

A adjacência entre os polígonos constituiu um dos critérios de selecção de modo a procurar minimizar problemas associados à fragmentação do habitat. A probabilidade de ocorrência de uma espécie num determinado local só se mantém caso as características desse habitat se mantiverem também elas estáveis (Cabeza *et al.* 2004). No entanto, o estatuto de protecção atribuído a uma área nem sempre garante a estabilidade das suas condições. Em áreas de dimensões reduzidas a dinâmica dos seus ecossistemas é muito influenciada por factores externos. Por outro lado, quanto menor o rácio orla / área, menor é o impacto dos efeitos de orla (Saunders, Hobbs & Margules 1991). Assim, alterações nos habitats que rodeiam as áreas seleccionadas para protecção podem levar a alterações na probabilidade futura de ocorrência da espécie. Em locais onde existem grandes pressões para alteração do habitat, como é o caso do Algarve, é de esperar que as suas características sejam rapidamente alteradas em áreas que não tenham sido seleccionadas para protecção. Como consequência, as alterações ocorridas em áreas que rodeiam as áreas seleccionadas para protecção podem ter um impacto nefasto nas áreas protegidas devido aos efeitos de orla. Ao considerar a adjacência entre polígonos procura-se minimizar estes efeitos através do aumento da dimensão das áreas seleccionadas, uma vez que os fragmentos de maior dimensão apresentam uma maior área central não afectada por efeitos de orla (Saunders, Hobbs & Margules 1991).

As populações parcial ou totalmente isoladas apresentam um maior risco de extinção, uma vez que estão mais susceptíveis a fenómenos de estocasticidade ambiental, demográfica, a catástrofes naturais e a perda de variabilidade genética (devido a efeitos da deriva genética, da consanguinidade e do efeito fundador) (Shaffer 1987; Davies, Gascon & Margules 2001). Quanto mais pequenos e mais isolados se

tornam os fragmentos, maior a probabilidade das espécies que os ocupam se extinguirem e menor a probabilidade desses fragmentos serem reocupados por indivíduos de fragmentos vizinhos (Mace *et al.* 2001). A consideração da adjacência entre polígonos na selecção das áreas a proteger teve também como intuito minimizar estes problemas, promovendo a conectividade entre habitats com prospecções positivas e com uma elevada adequabilidade para a espécie. Procurou-se também promover os movimentos de dispersão e de ocupação de áreas que constituem um habitat adequado para espécie, mas que se encontram desocupadas.

A identificação de polígonos adjacentes obedeceu a um conjunto de critérios. Tendo em consideração o facto do camaleão apresentar uma reduzida capacidade de dispersão, desenharam-se *buffers* de 125 metros à volta de todos os polígonos que constituem a área de distribuição da espécie. Optou-se pela medida de 125 metros, uma vez que este foi o valor máximo de movimentação da espécie encontrado por Pinheiro (1999) em estudos efectuados acerca do comportamento espacial dos camaleões no Algarve. A área de distribuição da espécie e os respectivos *buffers* foram importados para o programa GE, de modo a que as características do terreno fossem tidas em consideração. Assim, apenas foram considerados adjacentes polígonos cujos *buffers* se intersectassem e que não apresentassem entre eles barreiras à sua dispersão (por exemplo, cursos de água, auto-estradas, urbanizações, entre outras).

A consideração da adjacência não abrange a questão em debate de SLOSS (single large or several small), uma vez que, como já foi indicado, não se pretende aqui a identificação de uma reserva e também porque esta população se encontra muito fragmentada, não sendo possível a criação de uma única reserva de grandes dimensões.

O algoritmo utilizado consiste num conjunto de regras que definem a ordem pela qual as áreas vão sendo seleccionadas. Essa mesma ordem define quatro níveis distintos de prioritização. Cada nível de prioritização inclui o nível precedente. As regras constituintes do algoritmo são as seguintes:

Regra 1: Unidades de planeamento com prospecções positivas e com probabilidade de ocorrência da espécie superior ao ponto de *cut-off* acima do qual foi predita a presença da espécie.

Regra 2: Unidades de planeamento adjacentes às seleccionadas através da regra número 1, cuja probabilidade de ocorrência da espécie seja superior ao ponto de *cut-off* acima do qual foi predita a presença da espécie.

Regra 3: Unidades de planeamento com prospecções positivas, cuja probabilidade de ocorrência da espécie seja inferior ao ponto de *cut-off* acima do qual foi predita a presença da espécie.

Regra 4: Unidades de planeamento sem prospecções ou com prospecções negativas, cuja probabilidade de ocorrência da espécie seja superior ao ponto de *cut-off* acima do qual foi predita a presença da espécie e que estabeleçam ligação entre as unidades de planeamento previamente seleccionadas.

Uma vez que se pretende maximizar a eficácia de uma possível estratégia de conservação para a espécie em estudo, tendo em conta constrangimentos económicos e sociais consideráveis, procurou-se aqui minimizar o nível de incerteza associado a esta selecção. Assim, todas as prospecções utilizadas para a selecção de áreas prioritárias correspondem às prospecções efectuadas no ano de 2002. Esta opção prende-se com o facto das prospecções efectuados nos outros anos terem um nível de imprecisão associado, não permitindo a correspondência exacta com a respectiva unidade de planeamento.

A ocorrência de prospecções negativas em polígonos seleccionados não foi penalizada, uma vez que estes polígonos coincidem com habitats de elevada adequabilidade que se encontram adjacentes a polígonos com prospecções positivas.

Após a identificação das áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal, utilizou-se o programa gvSIG (versão 1.9) de modo a comparar a distribuição destas áreas com as duas reservas já existentes na área de estudo: o Parque Natural da Ria Formosa e a Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António.

3.5. Aplicação dos critérios da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) ao camaleão-comum em Portugal

A aplicação dos critérios da IUCN ao camaleão-comum em Portugal seguiu as directrizes definidas pelo sistema de avaliação e de classificação de espécies ameaçadas definido na versão 7.0 das directrizes (IUCN 2008) e também na versão 3.0 (IUCN 2003), para uma aplicação a nível regional. Por regional, a IUCN (2003) pretende designar qualquer área subglobal definida geograficamente, como um continente, um país, um estado ou província. A população em causa deverá estar isolada de outras populações conspecíficas, que se encontrem fora da região, de modo a que as directrizes definidas para uma aplicação a nível global possam ser aplicadas directamente a uma avaliação regional (IUCN 2003). Neste caso específico, são cumpridos estes requisitos: a população conspecífica geograficamente mais próxima, fora da região a avaliar, encontra-se em Huelva (Espanha); a espécie em causa apresenta reduzidas capacidades de dispersão (Blasco *et al.* 1985), pelo que se exclui qualquer possibilidade de migração entre indivíduos destas populações.

O sistema de classificação da IUCN a nível regional engloba onze categorias: extinto (E), extinto na natureza (EW), regionalmente extinto (RE), criticamente em perigo (CR), em perigo (E), vulnerável (VU), quase ameaçado (NT), pouco preocupante (LC), informação insuficiente (DD), não aplicável (NA) e não avaliado (NE) (IUCN 2003). São utilizados cinco critérios quantitativos para determinar se um *taxon* se encontra ou não ameaçado, permitindo-nos a sua inclusão numa das onze categorias. Das onze categorias apresentadas, três definem um estatuto de ameaça: criticamente em perigo, em perigo e vulnerável. Os cinco critérios de classificação utilizados são:

- A. Declínio populacional (no passado, presente ou projectado);
- B. Área de distribuição geográfica e fragmentação, declínio ou flutuações;
- C. Efectivo populacional estimado reduzido e fragmentação, declínio ou flutuações;
- D. População muito pequena ou distribuição muito restrita;
- E. Análises quantitativas que demonstram a probabilidade de extinção da população na natureza (por exemplo, análises de viabilidade populacional) (IUCN 2008).

Para que um determinado *taxon* seja incluído numa das categorias, apenas um dos critérios terá que ser cumprido. No entanto, o *taxon* deverá ser avaliado em função

dos vários critérios para os quais exista informação disponível. Se, em função de diferentes critérios, o *taxon* em causa estiver apto para integrar diferentes categorias, deverá ser incluído naquela que representa o nível de ameaça mais elevado (IUCN 2008).

O sistema actual de classificação da IUCN permite que seja efectuada uma avaliação na ausência de dados de elevada precisão. Para tal, é necessário que a qualidade dos dados disponíveis seja classificada de acordo com cinco níveis: observado, estimado, projectado, inferido ou suspeitado. Assim, o critério A permite, por exemplo, uma redução populacional inferida ou suspeitada. Por sua vez, o critério C1 apenas permite declínios populacionais estimados (IUCN 2008).

A avaliação do estatuto de conservação do camaleão-comum em Portugal foi efectuada através da aplicação do critério B. Não foi possível a aplicação de outros critérios devido à insuficiência de informação. Este critério destina-se a identificar populações com uma distribuição restrita e que estejam também severamente fragmentadas, que se encontrem em declínio contínuo e/ou que apresentem flutuações extremas (no presente ou futuro próximo) (IUCN 2008). A Tabela 2 apresenta a relação entre o critério B e as categorias de ameaça.

Tabela 2. Relação entre critério B e categorias de ameaça.

B. Distribuição geográfica sob a forma B1 (extensão de ocorrência) ou B2 (área de ocupação) ou ambas:	Criticamente em Perigo (CR)	Em Perigo (EN)	Vulnerável (VU)
B1. Extensão de ocorrência estimada em menos de:	< 100 km ²	< 5000 km ²	< 20000 km ²
B2. Área de ocupação estimada em menos de:	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2000 km ²
E estimativas a indicar duas das seguintes situações da a) a c):			
		≤ 5	≤ 10
a) fragmentação elevada ou x localizações	1 localização	localizações	localizações
b) declínio continuado observado, inferido ou projectado em qualquer uma das seguintes situações:			
i) extensão de ocorrência			
ii) área de ocupação			
iii) área, extensão e/ou qualidade do habitat			
iv) número de localizações ou de subpopulações			
v) número de indivíduos maduros			
c) flutuações acentuadas em qualquer uma das seguintes situações:			
i) extensão de ocorrência			
ii) área de ocupação			
iii) número de localizações ou de subpopulações			
iv) número de indivíduos maduros			

Para que um *taxon* seja incluído numa categoria de ameaça através da avaliação deste critério, os limites da sua distribuição terão que se encontrar dentro daqueles

indicados (Tab. 2) em termos de extensão de ocorrência ou em termos de área de ocupação. Terá ainda que corresponder a dois dos três subcritérios indicados de a) a c) (IUCN 2008).

Para a avaliação do estatuto de conservação do camaleão-comum em Portugal foi calculada a sua área de ocupação, a qual consiste na área efectivamente ocupada pela espécie dentro da sua extensão de ocorrência, excluindo a área ocupada por indivíduos ocasionais. Ou seja, representa a área de habitat adequado que se encontra de facto ocupado. A dimensão da área de ocupação obtida é função da escala a que é medida. Esta escala deverá ser adequada a aspectos biológicos relevantes para a espécie, à natureza das ameaças e aos dados disponíveis. No entanto, poderão surgir inconsistências e erros de avaliação causados pelo facto das estimativas da área de ocupação serem efectuadas a escalas diferentes. A escolha da escala pode influenciar o resultado (IUCN 2008). Deste modo, a IUCN apresenta recomendações relativamente à escala de referência apropriada e métodos de standardização para casos em que os dados disponíveis não se encontram à escala indicada. Tendo em conta as considerações apresentadas, foi utilizada a escala de referência indicada pela IUCN para a estimativa da área de ocorrência do camaleão-comum em Portugal. Assim, foi sobreposta uma grelha de 2x2 km² a todas as prospecções positivas e também à área de distribuição obtida. Foram contabilizadas todas as quadrículas que apresentavam prospecções positivas e habitat associado à presença da espécie. Optou-se por esta dupla metodologia com o intuito de se obter uma margem de valores em que o valor máximo (obtido através da área de distribuição definida) poderá apresentar algum risco de erros de comissão e em que o valor mínimo (obtido através das prospecções positivas) poderá apresentar algum risco de erros de omissão. Assim, o valor real encontrar-se-á entre os dois valores obtidos.

Relativamente à análise dos subcritérios, foi analisada a fragmentação da população e o declínio contínuo inferido na área, extensão e/ou qualidade do habitat. A fragmentação elevada resulta do facto da maior parte dos indivíduos se encontrarem em populações pequenas e relativamente isoladas, podendo esta situação, em algumas circunstâncias, ser inferida a partir de informação sobre o habitat. Estas populações podem extinguir-se e ter uma reduzida probabilidade de recolonização. A fragmentação tem que ser analisada a uma escala apropriada ao isolamento biológico do *taxon* em consideração. Quando existe informação disponível relativamente à distribuição da área de ocupação, à capacidade de dispersão do *taxon* e à densidade populacional média no

habitat ocupado o seguinte critério pode ser utilizado para decidir se a população se encontra severamente fragmentada: um *taxon* considera-se severamente fragmentado se a maioria (> 50 %) da área total de ocupação se encontra em fragmentos que são mais pequenos do que o necessário para suportar uma população viável e se encontram separados de outros fragmentos por grandes distâncias (IUCN 2008). Para a análise deste subcritério, foi aplicado um *buffer* de 125 m à volta de todos os fragmentos que constituem a área de distribuição da espécie, de acordo com o critério anteriormente referido. Toda esta informação foi transferida para o GE através da metodologia já referida (ver ponto 3.3.3). Foram considerados isolados todos os fragmentos cujos *buffers* não se intersectem ou que se encontrem isolados por barreiras físicas intransponíveis pela espécie, como por exemplo auto-estradas, cursos de água, tecido urbano, entre outras.

Um declínio contínuo consiste num declínio recente, em curso ou previsto, o qual é presumível que se continue a verificar a não ser que se tomem medidas para o evitar. Qualquer taxa de declínio contínuo pode ser utilizada para que uma espécie se qualifique em função deste subcritério (IUCN 2008). Para a análise deste subcritério foi inferido o declínio na qualidade do habitat. Para tal procedeu-se à comparação dos mapas de ocorrências previstas para os anos de 1990 e 2007. Estes mapas são constituídos pelos habitats que apresentam uma maior adequabilidade para a espécie. Caso se verifique um declínio na área ocupada por estes habitats, assume-se que estará a ocorrer um declínio na qualidade do habitat para a espécie.

4. Resultados

4.1. Identificação da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal

4.1.1. Análise da base de dados

A identificação da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal foi efectuada com base em 526 registos de presença e ausência, sendo que 106 foram obtidos entre 1994 e 1999, 371 em 2002 e 49 em 2007. Do total de prospecções, 102 correspondem a prospecções positivas (detecção da espécie) e 424 correspondem a prospecções negativas (ausência da espécie).

A análise quanto a possíveis enviesamentos espaciais (Fig. 1) revelou que das 174 quadrículas que compõem a área de estudo, 89 foram prospectadas. Existem então extensas áreas não prospectadas, relativamente às quais não existe qualquer informação quanto à presença ou ausência da espécie.

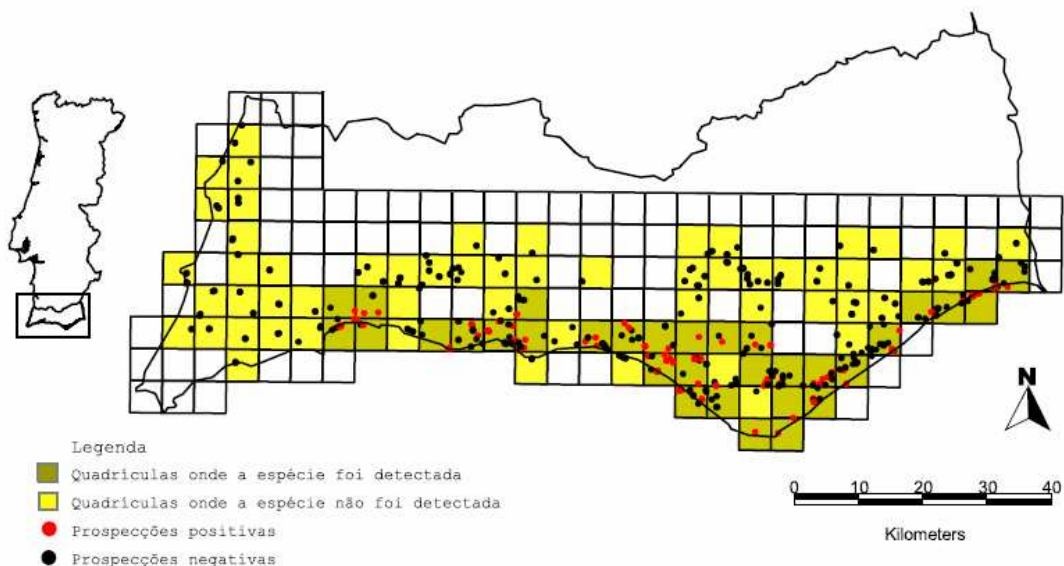


Fig. 1. Distribuição espacial dos registos de presença e ausência da espécie *Chamaeleo chamaeleon*.

Relativamente aos enviesamentos temporais, uma primeira análise quanto aos padrões de ocupação da área de estudo, resultante da sobreposição da COS'90 à COS'07, indicou a existência de diferenças substanciais. Através de uma simples observação directa verificaram-se inúmeras diferenças quer em termos do tipo de ocupação de solo, quer em termos das dimensões e formas das áreas dos polígonos.

Assim, verificou-se que a inferência da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal a partir da sobreposição directa dos registos existentes a um mapa da área de estudo nos fornece uma ideia incompleta e enviesada da sua distribuição.

4.1.2. Construção do modelo de distribuição potencial

A interacção entre as variáveis *ocupação de solo* e *grau de coberto florestal* não se revelou significativa. Uma vez que os níveis de significância destas interacções eram muito baixos, optou-se por retirar do modelo a componente interactiva. A comparação dos dois modelos revelou uma diferença não significativa ($p > 0,05$). No entanto, o valor do AICc foi mais reduzido para o modelo sem a componente interactiva (234,03 para o primeiro modelo e 230,14 para o segundo), pelo que se optou por este.

A variável *grau de coberto florestal* apresentou significância estatística ($p \leq 0,05$), assim como o nível *duna litoral* da variável *factor ocupação de solo* ($p < 0,001$), relativamente à probabilidade de ocorrência da espécie. Quanto aos outros níveis da variável *ocupação de solo*, apesar de não se revelarem estatisticamente significativos optou-se por mantê-los, uma vez que apresentam características muito distintas, fazendo por isso todo o sentido não os agrupar. As diferenças de probabilidade a eles associados podem revelar diferenças reais quanto à probabilidade de ocorrência do camaleão-comum. O facto da amostragem ser reduzida, com apenas 41 eventos, pode ter condicionando a falta de significância estatística. É de salientar o facto da espécie nunca ter sido detectada em habitats como eucaliptal, matos, sobreiral, sapal e inculto. Nas Figuras 2 e 3 encontram-se respectivamente as percentagens de polígonos por tipo de habitat onde foram encontrados camaleões e as probabilidades associadas a cada tipo de habitat.

O pressuposto de linearidade entre a variável preditora quantitativa e o *logit* da variável resposta foi confirmado através do teste de linearidade de Wald (Weiss, J. 2006), o qual apresenta um valor de $p > 0,05$, pelo que a hipótese de linearidade deve ser aceite.

Quanto à qualidade do ajustamento do modelo, o teste Hosmer-Lemeshow modificado, da biblioteca *Design* do programa R (versão 2.10.0) indica-nos que a falta de ajustamento não é significativa ($p > 0,05$), pelo que deve ser aceite a hipótese do modelo se encontrar ajustado.

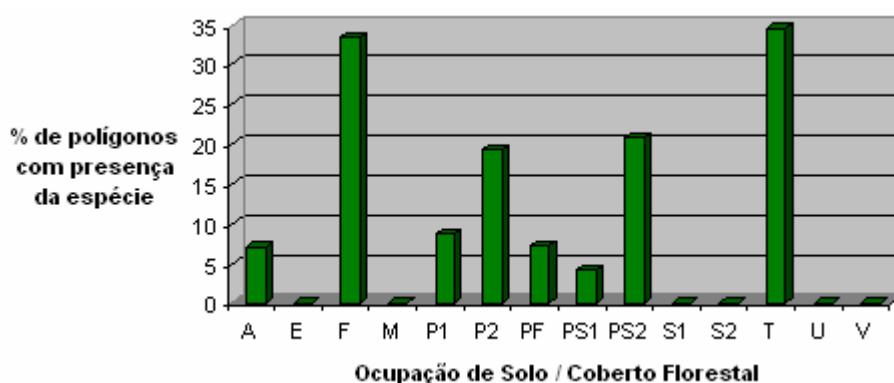


Fig. 2. Percentagem de polígonos por tipo de habitat com presença da espécie. A: Área agrícola; E: Eucaliptal; F: Folhosas diversas; M: Matos; P1: Pinhal com coberto florestal inferior a 50%; P2: Pinhal com coberto florestal superior a 50%; PF: Pinheiros e Folhosas diversas; PS1: Pinheiros e Sobreiros com coberto florestal inferior a 50%; PS2: Pinheiros e Sobreiros com coberto florestal superior a 50%; S1: Sobreiral com coberto florestal inferior a 50%; S2: Sobreiral com coberto florestal superior a 50%; T: Duna litoral; U: Sapal; V: Inculto.

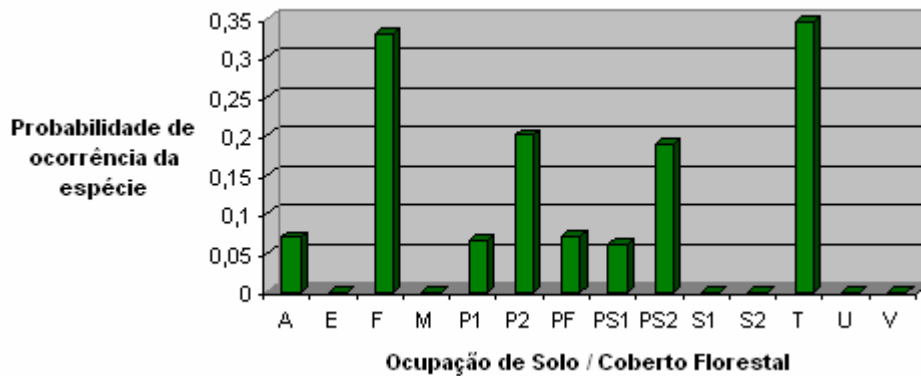


Fig. 3. Probabilidade de ocorrência da espécie associada aos diferentes tipos de habitat. A: Área agrícola; E: Eucaliptal; F: Folhosas diversas; M: Matos; P1: Pinhal com coberto florestal inferior a 50%; P2: Pinhal com coberto florestal superior a 50%; PF: Pinheiros e Folhosas diversas; PS1: Pinheiros e Sobreiros com coberto florestal inferior a 50%; PS2: Pinheiros e Sobreiros com coberto florestal superior a 50%; S1: Sobreiral com coberto florestal inferior a 50%; S2: Sobreiral com coberto florestal superior a 50%; T: Duna litoral; U: Sapal; V: Inculto.

A existência de possíveis observações influentes foi descartada, uma vez que nenhuma apresentava valores de Df_{beta} e de distância de Cook estatisticamente significativos.

Tal como referido, a avaliação do poder preditivo do modelo foi efectuada através da análise da curva ROC e de *cross-validation*. Através da análise da curva ROC obtivemos o ponto de *cut-off* óptimo, o qual corresponde a 0,189. Este é o ponto da curva onde a soma da sensibilidade e da especificidade é maximizado. O baixo valor probabilístico acima do qual são preditas presenças e abaixo do qual são preditas as ausências reflecte o facto do espectro das probabilidades possíveis obtidas pelo modelo, ser reduzido. A probabilidade máxima de presença corresponde ao habitat *duna litoral*, com uma probabilidade de 0,345. Para o ponto de *cut-off* óptimo, a percentagem de sensibilidade é de 78% e a de especificidade é de 71,5%. O valor da AUC é de 0,80, revelando assim uma boa capacidade preditiva do modelo.

Uma vez que os dados utilizados na construção do modelo são os mesmos utilizados para a avaliação do seu poder preditivo, utilizou-se também uma técnica de *cross-validation*. Foi utilizada a função *cv.glm* da biblioteca *boot* do programa R (versão 2.10.0), função esta que nos fornece uma estimativa da inexactidão preditiva do modelo (Weiss 2006). Esta estimativa fornece-nos uma inexactidão das predições do modelo de apenas 11%.

Tendo por base as análises efectuadas, assumimos então que o modelo escolhido se encontra ajustado aos dados e que apresenta um bom poder preditivo.

4.1.3. Mapeamento do modelo de distribuição potencial

Tal como indicado na descrição metodológica, os resultados obtidos através da modelação estatística permitiram-nos a obtenção de três mapas: um mapa probabilístico de distribuição da espécie para o ano de 1990, um mapa de ocorrências previstas para o ano de 1990 e um mapa de ocorrências previstas para o ano de 2007. As Figuras 4, 5 e 6 apresentam os mapas referidos, já corrigidos em função do limite norte de distribuição.

Para a obtenção do primeiro (Fig. 4), os valores de probabilidade associados a cada tipo de habitat foram agrupados em cinco categorias de intervalos iguais: probabilidade muito baixa ($1,46^{-09}$ – 0,067), probabilidade baixa (0,068 – 0,135), probabilidade média (0,136 – 0,203), probabilidade elevada (0,204 – 0,271) e probabilidade muito elevada (0,272 – 0,345). A estas cinco categorias foi então acrescentada uma sexta categoria, denominada por ausência, categoria esta destinada aos habitats *águas* e *área artificial*. Não foi possível o desenvolvimento de um mapa probabilístico de distribuição da espécie para o ano de 2007 devido à já referida impossibilidade de aquisição da COS'07 com os cinco níveis hierárquicos.

Os habitats *eucaliptal*, *matos*, *pinhal com coberto florestal inferior a 50%*, *pinheiros e sobreiros com coberto florestal inferior a 50%*, *sobreiral com coberto florestal inferior a 50%*, *sobreiral com coberto florestal superior a 50%*, *sapal* e *inculto* apresentam uma probabilidade muito baixa de ocorrência. Com probabilidade baixa temos os habitats *área agrícola* e *pinheiros e folhosas diversas*. A probabilidade média de ocorrência é partilhada pelos habitats *pinhal com coberto florestal superior a 50%* e *pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%*. Nenhum habitat apresenta uma probabilidade elevada de ocorrência. Os habitats *folhosas diversas* e *duna litoral* têm uma probabilidade muito elevada de ocorrência da espécie.

Relativamente aos mapas de ocorrências previstas, a análise da curva ROC estabelece enquanto ponto de *cut-off* óptimo a probabilidade de ocorrência de 0,189. Tendo em conta este valor, a presença de camaleão-comum é assumida nos habitats *duna litoral*, *folhosas diversas*, *pinhal com coberto florestal superior a 50%* e *pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%*. Para o ano de 1990 (Fig. 5) verifica-se uma área de ocorrência prevista de 5045,96 hectares. No ano de 2007 (Fig. 6) há um decréscimo desse valor para 4848,25 hectares. Na Tabela 3 apresentam-se as áreas ocupadas por cada habitat com as respectivas percentagens.

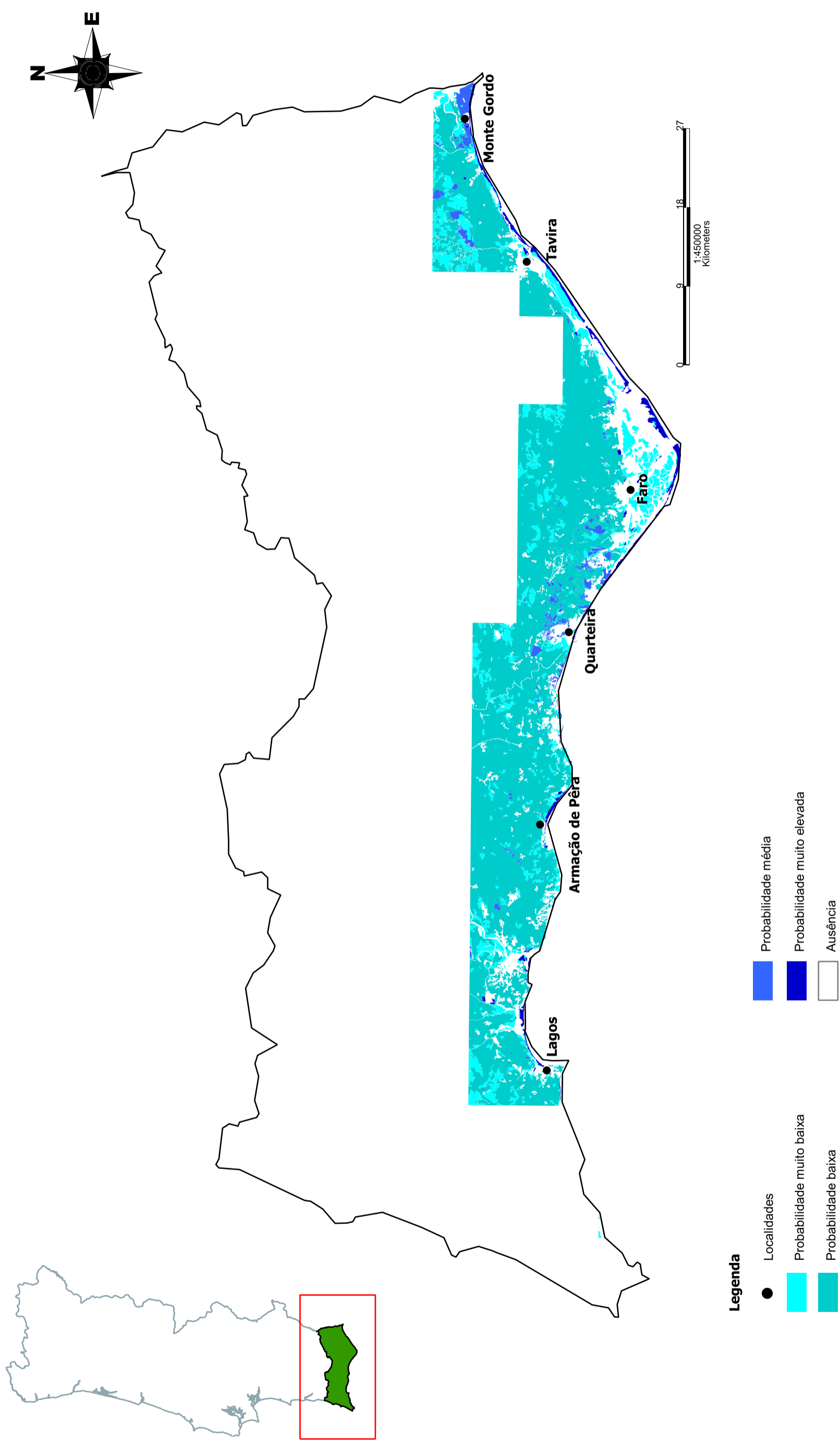


Figura 4. Mapa probabilístico de distribuição do camaleão-comum em Portugal.

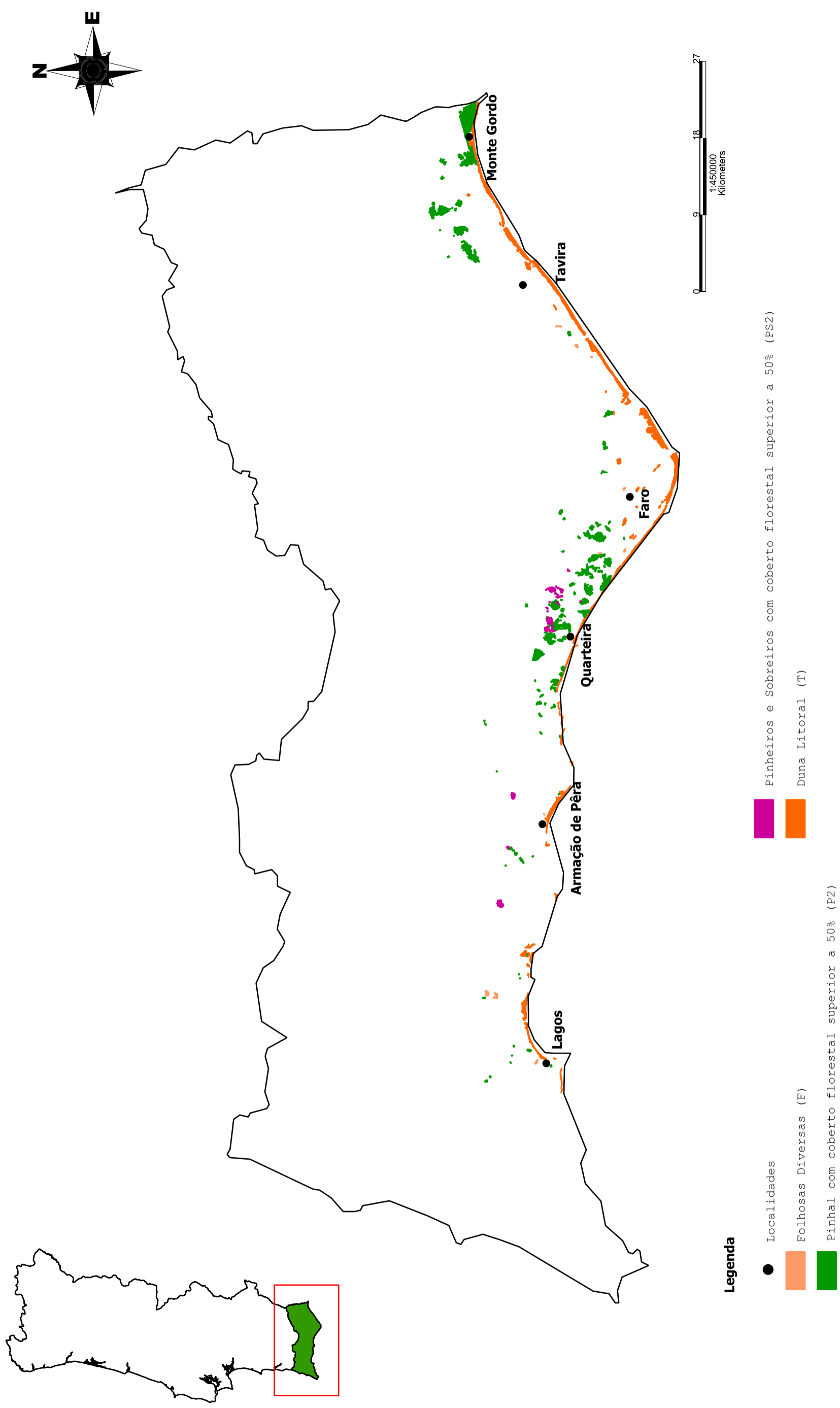


Figura 5. Ocorrência prevista do camaleão-comum em Portugal, para o ano de 1990.

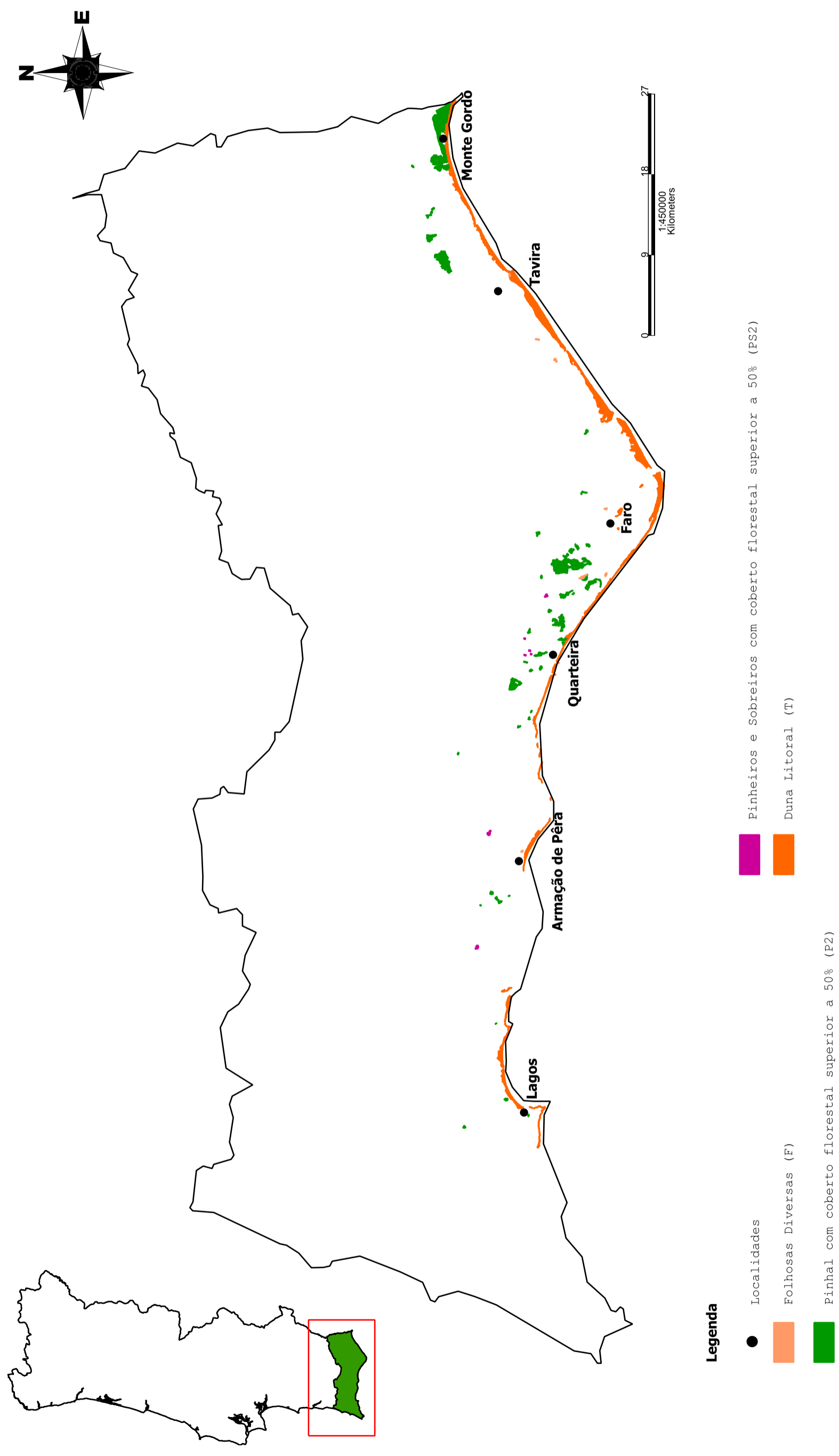


Figura 6. Ocorrência prevista do camaleão-comum em Portugal, para o ano de 2007.

Tabela 3. Área ocupada por cada habitat nos mapas de ocorrências previstas para os anos de 1990 e 2007 e respectiva percentagem de ocupação em relação à área total.

Habitat	1990		2007	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Duna litoral	2213,73872	43,87	2926,60	60,36
Folhosas diversas	74,919385	1,48	49,982607	1,03
Pinhal com coberto florestal superior a 50 %	2542,703207	50,4	1835,453663	37,86
Pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%	214,598742	4,25	36,207605	0,75
Total	5045,96	100	4848,25	100

Em 1990, o habitat *pinhal com coberto florestal superior a 50%* ocupava uma maior percentagem de área. A este seguiam-se os habitats *duna litoral*, *pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%* e *folhosas diversas*. Verifica-se que em 2007 a percentagem de área ocupada pelo habitat *pinhal com coberto florestal superior a 50%* sofre um decréscimo, sendo o habitat *duna litoral* aquele que ocupa uma maior percentagem de área. A este seguem-se os habitats *pinhal com coberto florestal superior a 50%*, *folhosas diversas* e *pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%*. Assim, foram os habitats *pinhal com coberto florestal superior a 50%* e *pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%* que tiveram uma maior perda percentual de área de ocupação. Relativamente ao habitat *duna litoral*, importa referir que as COS não fazem distinção entre a área de duna propriamente dita e a área de praia e extensões de areia circundantes (IGP 2010). Deste modo, as áreas indicadas encontram-se sobrestimadas.

4.1.4. Identificação da área de distribuição

A Figura 7 apresenta o mapa da área de distribuição da espécie. Devido à metodologia aplicada, não nos foi possível determinar a área correspondente ao habitat *área agrícola*. Tal deve-se ao facto da selecção destas áreas não ter sido efectuada em função da área total de cada polígono de base. O programa utilizado não efectua a actualização da área quando é seleccionada uma secção de cada polígono.

Dois polígonos de probabilidade muito baixa de ocorrência foram também identificados enquanto área de distribuição da espécie. São polígonos cujos habitats consistem em *pinhal com coberto florestal inferior a 50%* e *pinheiros e sobreiros com coberto florestal inferior a 50%*. Essa selecção advém das prospecções positivas efectuadas no ano de 2002. É de realçar, no entanto, que o primeiro é adjacente a um

habitat caracterizado por *pinhal com coberto florestal superior a 50%* e o segundo a um habitat de *área agrícola*.

Destaca-se aqui a grande fragmentação apresentada pela área de distribuição da espécie.

4.2. Identificação de áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal e avaliação da sua representatividade em reservas já existentes

As áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal encontram-se representadas na Figura 8. O nível 1 de prioridade para conservação da espécie é constituído pelos habitats *duna litoral*, *folhosas diversas*, *pinhal com coberto florestal superior a 50%* e *pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%*. A área total abrangida é de 2620,81 hectares. A Tabela 4 apresenta o número de unidades de planeamento seleccionadas por habitat e as respectivas áreas, para a prioridade de nível 1. O habitat mais representado em termos de unidades de planeamento é o *pinhal com coberto florestal superior a 50%*. No entanto, o habitat *duna litoral* ocupa uma área superior. Esta superioridade em termos de área deve ser

Tabela 4. Unidades de planeamento e área por habitat abrangidos pela prioridade de nível 1 para a conservação do camaleão-comum.

Habitat	Unidades de planeamento	Área (ha)
Folhosas diversas	1	5,35
Duna litoral	5	1388,78
Pinhal com coberto florestal superior a 50%	8	1202,92
Pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%	2	23,76
Total	16	2620,81

considerada com algumas reservas, uma vez que as COS não fazem distinção entre a área de duna propriamente dita e a área de praia e extensões de areia circundantes. Assim, esta área encontra-se sobrestimada. Todos estes habitats têm uma adequabilidade elevada para a espécie em causa. Os habitats *duna litoral* e *folhosas diversas* são os que apresentam uma adequabilidade superior.

As áreas de nível 2 em termos de prioridade para a conservação do camaleão-comum são constituídas pelos habitats *pinhal com coberto florestal superior a 50%* e *folhosas diversas*. Foi apenas seleccionada uma unidade de planeamento por cada habitat, sendo a área total de 24,34 hectares. Sendo áreas de elevada adequabilidade

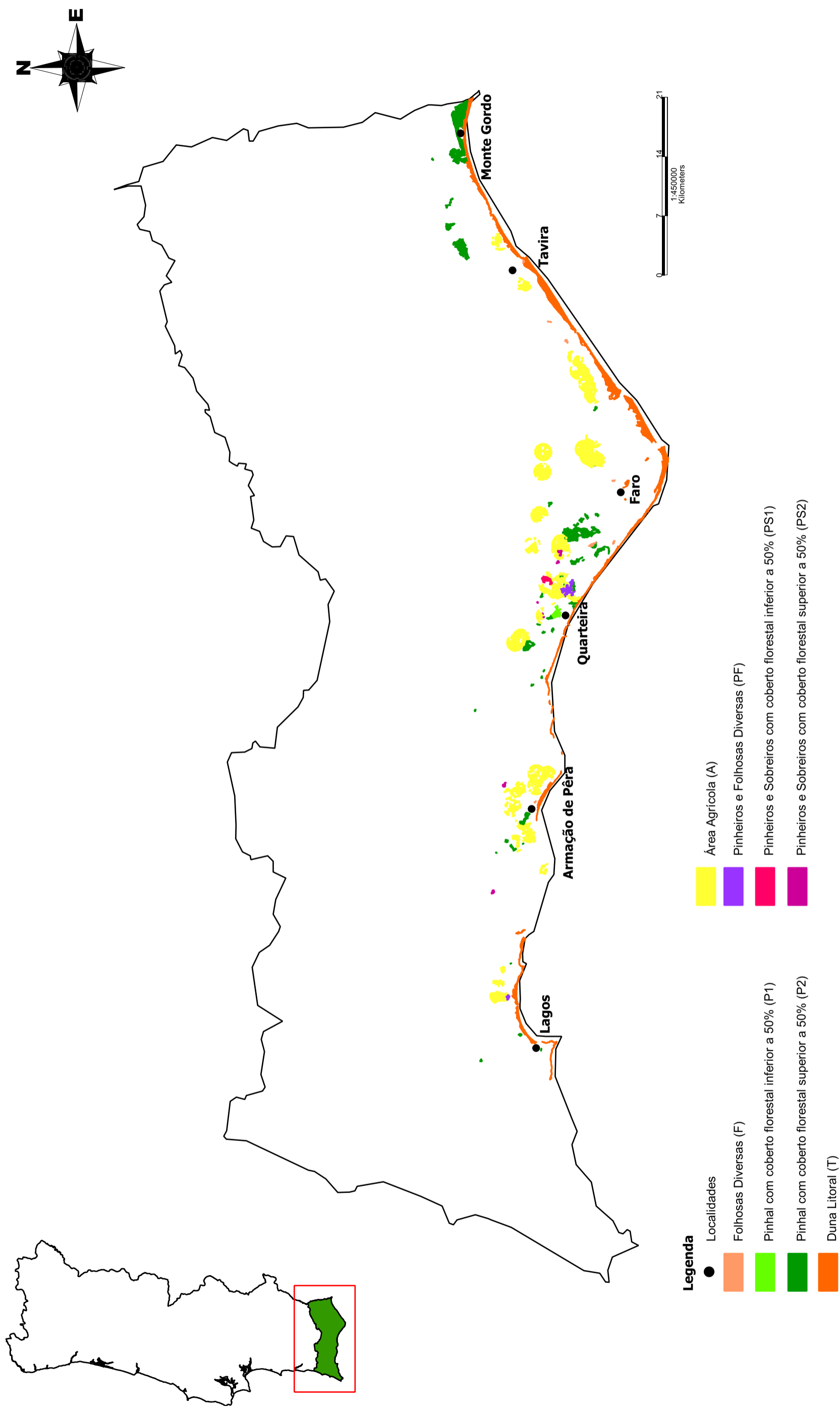


Figura 7. Área de distribuição do camaleão-comum em Portugal.

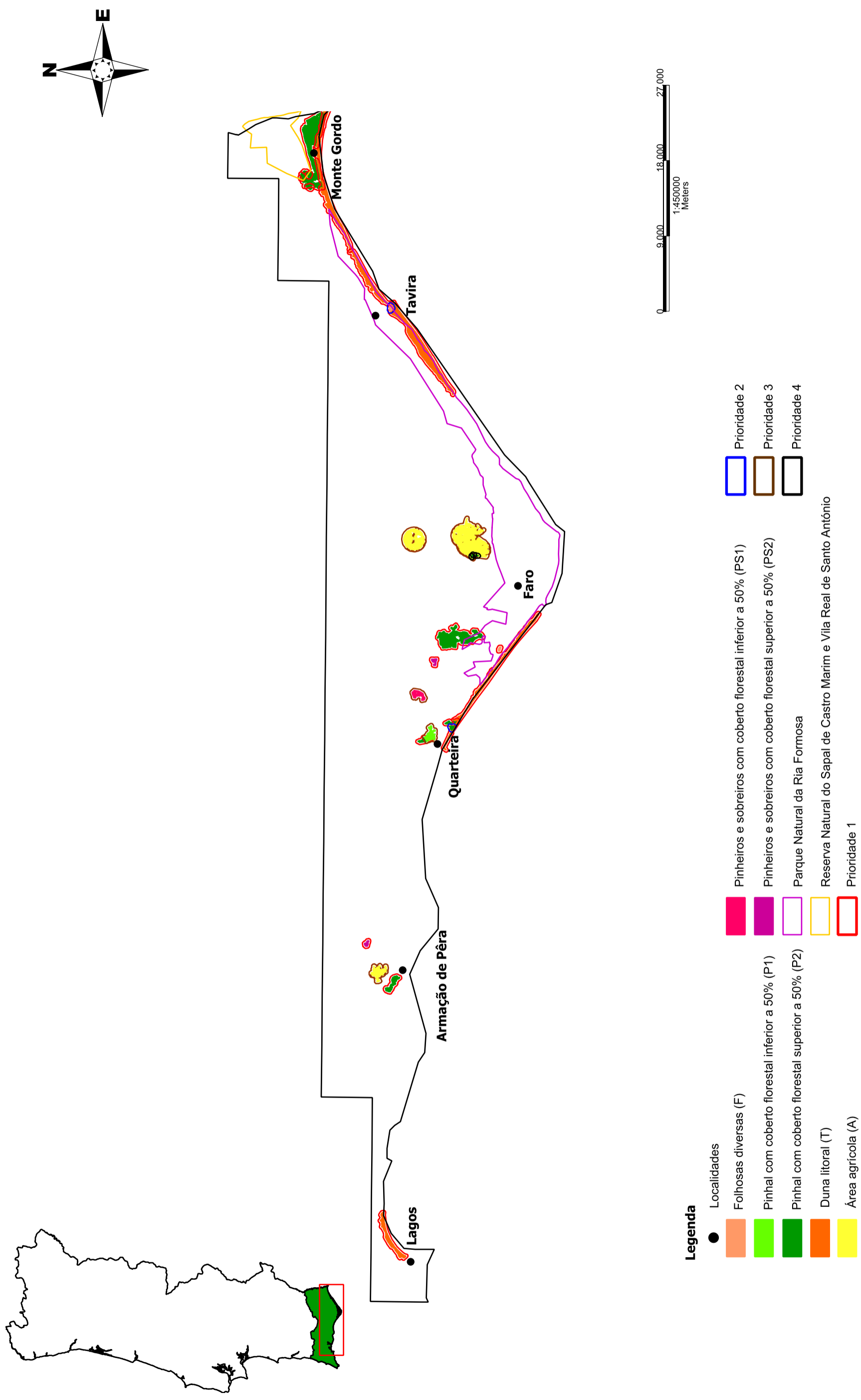


Figura 8. Áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum.

para a espécie que se encontram adjacentes a áreas onde o camaleão-comum foi detectado, faz todo o sentido a sua inclusão em estratégias de conservação. Não representam uma grande extensão, pelo que os custos associados ao seu acréscimo às áreas com nível 1 de prioridade não deverá constituir dificuldade.

O nível 3 de prioridade apresenta 5 unidades de planeamento caracterizadas por *área agrícola*, uma unidade de planeamento de *pinhal com coberto florestal inferior a 50%* e uma unidade de planeamento de *pinheiros e sobreiros com coberto florestal inferior a 50%*. Tal como já foi referido, não nos foi possível obter a área ocupada pelo habitat *área agrícola*. Estas são áreas onde a adequabilidade do habitat não se revela tão boa, no entanto a espécie foi aqui detectada. Em função dos recursos disponíveis poderão ser aqui aplicadas estratégias de conservação, mas deverão ser privilegiadas as áreas previamente seleccionadas, uma vez que apresentam um maior potencial para a sobrevivência da espécie.

As áreas de nível 4 de prioridade são constituídas por três unidades de planeamento, todas elas caracterizadas por *pinhal com coberto florestal superior a 50%*. Apresentam uma área total de 5,25 hectares. O investimento em acções de conservação nestas unidades só fará sentido caso as unidades com nível 3 de prioridade estejam também elas sujeitas a acções de conservação.

Quanto à representatividade das unidades de planeamento seleccionadas em reservas já existentes, verifica-se que cinco unidades de planeamento de nível 1 e uma unidade de planeamento de nível 2 de prioridade encontram-se total ou parcialmente integradas no Parque Natural da Ria Formosa. Na Tabela 5 apresentam-se estas unidades de planeamento com a indicação do nível de prioridade e o tipo de inclusão na reserva existente.

Tabela 5. Nível de prioridade e tipo de inclusão das unidades de planeamento incluídas no Parque Natural da Ria Formosa

Habitat	Prioridade	Inclusão
Duna litoral	Nível 1	Total
Duna litoral	Nível 1	Total
Duna litoral	Nível 1	Parcial
Duna litoral	Nível 1	Parcial
Pinhal com coberto florestal superior a 50%	Nível 1	Parcial
Folhosas diversas	Nível 2	Total

Verifica-se que apenas 31,25 % das áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum se encontram já incluídas numa reserva.

4.3. Aplicação dos critérios da IUCN ao camaleão-comum em Portugal

A espécie apresenta uma área de ocorrência entre 224 km² e 632 km². O primeiro valor consiste na área total ocupada pelas quadrículas que apresentam prospeções positivas. O segundo valor corresponde à área total ocupada pelas quadrículas correspondentes à área de distribuição inferida.

Quanto à análise da fragmentação da população, verifica-se que mais de 50% dos fragmentos da sua área de distribuição se encontram isolados. De um total de 154 fragmentos, 82 encontram-se isolados, uma vez que a capacidade de dispersão da espécie e a ocorrência de barreiras físicas não permite a sua movimentação daqueles fragmentos para outros com adequabilidade para a sobrevivência do camaleão-comum. Quanto à dimensão necessária dos fragmentos para o suporte de uma população viável, a informação disponível não permitiu tirar conclusões a este respeito.

Verifica-se um declínio na qualidade do habitat. Em 1990, a área ocupada por habitats com uma maior adequabilidade para a espécie correspondia a 5045,96 hectares. Em 2007, esta área correspondia a 4848,25 hectares. A taxa de declínio é de 11,63 hectares por ano.

Tendo em conta os valores apresentados, a avaliação do estatuto de conservação do camaleão-comum em Portugal, em função do critério B2ab(iii), coloca-o entre as categorias *Em Perigo* (EN) e *Vulnerável* (VU). Os limites estimados para a área de ocorrência da espécie apontam para a inclusão na categoria *Em perigo* (EN). Um dos subcritérios é cumprido, no entanto subsiste alguma dúvida relativamente ao outro, uma vez que não foi possível obter a dimensão necessária dos fragmentos para o suporte de uma população viável. Deste modo, recomenda-se a inclusão da espécie na categoria *Vulnerável* (VU). Procura-se assim adoptar alguma prudência e ter em conta as características da área de ocorrência da espécie, onde o crescimento urbanístico se revela muito acentuado, sendo a perda e fragmentação do habitat um dos principais factores de ameaça para a espécie em estudo.

5. Discussão e conclusões

5.1. Identificação da área de distribuição do camaleão-comum em Portugal

A escolha da metodologia mais adequada para a identificação da área de distribuição de uma espécie revela-se complicada, uma vez que depende da consideração de vários factores, nomeadamente a escala a que se pretende efectuar a identificação, os dados existentes e os recursos humanos e financeiros disponíveis. Tendo em vista o desenvolvimento de estratégias adequadas para a gestão e conservação do camaleão-comum em Portugal, procurou-se aqui identificar a área de distribuição da espécie a uma escala bastante pormenorizada (com uma unidade mínima cartográfica de 1 hectare), de modo a que permitisse tomar decisões ao nível de unidades de planeamento reduzidas, apresentando um maior significado biológico. Optou-se assim por uma metodologia que nos permitisse obter o máximo de informação possível a partir dos registos existentes, minimizando possíveis enviesamentos que pudessem ocorrer em função dos registos disponíveis. A utilização da modelação estatística em conjunto com os SIGs, assim como o tratamento diferenciado associado aos registos provenientes de diferentes anos e obtidos com diferentes metodologias permitiu minimizar possíveis enviesamentos espaciais e temporais. Deste modo, a partir dos registos de presença e ausência obtidos ao longo de vários anos, conseguiu-se uma boa aproximação daquilo que se pensa ser a área de distribuição do camaleão-comum em Portugal.

A área de distribuição aqui apresentada resulta da consideração dos resultados obtidos através de um modelo de distribuição potencial e de registos de presença e ausência não considerados para efeitos de modelação.

Os resultados obtidos através da modelação da distribuição potencial da espécie revelam que os habitats *duna litoral* e *folhosas diversas* apresentam a probabilidade mais elevada de ocorrência da espécie. A estes seguem-se os habitats *pinhal com coberto florestal superior a 50%* e *pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%*. As *áreas agrícolas* e os habitats caracterizados por *pinheiros e folhosas diversas* apresentam uma probabilidade baixa de ocorrência. Os habitats *eucaliptal*, *matos*, *pinhal com coberto florestal inferior a 50%*, *pinheiros e sobreiros com coberto florestal inferior a 50%*, *sobreiral com coberto florestal inferior a 50%*, *sobreiral com coberto*

florestal superior a 50%, sapal e inculto apresentam uma probabilidade de ocorrência muito baixa.

Apenas a variável *grau de coberto florestal* e o nível *duna litoral* da variável factor *ocupação de solo* apresentam significância estatística. No entanto, verifica-se que os resultados obtidos parecem ter significado biológico para a espécie em causa, pelo que a falta de significância estatística poderá resultar da dimensão reduzida da amostra. A modelação da distribuição potencial da espécie foi efectuada com uma amostra de 371 registos, dos quais apenas 41 consistiam em eventos, ou seja, em registos de presença.

Em quase todos os casos em que foi possível analisar o *grau de coberto florestal*, verifica-se que a probabilidade de ocorrência da espécie é superior em locais com grau de coberto superior a 50%. Este resultado coincide com resultados obtidos por Hódar *et al.* (2000) e por Miraldo (2002/2003). Esta maior probabilidade de ocorrência poderá estar associada a vantagens em termos de termorregulação e de camuflagem. O impacto do *grau de coberto florestal* revela-se superior comparativamente às espécies arbóreas presentes. Em função do *grau de coberto florestal*, os habitats constituídos por *pinhal* e por *pinheiros e sobreiros* apresentam grandes diferenças em termos de probabilidade de ocorrência. A excepção verifica-se nos habitats *sobreiral com coberto florestal inferior a 50%* e *sobreiral com coberto florestal superior a 50%*. Ambos apresentam uma probabilidade muito baixa de ocorrência. Este resultado poderá estar relacionado com o facto destes habitats se encontrarem em locais mais a Norte, mais afastados do litoral, pelo que poderão ocorrer outras condições, nomeadamente climáticas, que possam estar a condicionar esta situação. O facto da espécie apresentar uma probabilidade média de ocorrência no habitat *pinheiros e sobreiros com coberto florestal superior a 50%* reforça ainda mais a ideia de que esta situação não deverá estar associada à espécie arbórea em si.

Os habitats *matos, inculto* e *sapal* não apresentam extracto arbóreo. O primeiro apresenta alguma constituição arbustiva e o segundo apenas vegetação herbácea. São condições que não deverão constituir um meio favorável a uma espécie arborícola.

O habitat *área agrícola* deverá ser analisado com alguma precaução. A espécie foi detectada em áreas agrícolas, mas estas áreas apresentam inúmeras diferenças entre si. O tipo de agricultura praticado e a utilização ou não de pesticidas são factores que poderão condicionar a ocorrência do camaleão-comum. Assim, seria importante fazer

um estudo mais aprofundado nestas áreas, de modo a analisar possíveis factores de impacto.

O habitat *duna litoral*, com uma probabilidade muito elevada de ocorrência, apresenta um solo arenoso o qual pode ser de extrema importância para a postura dos ovos.

Os mapas de ocorrências previstas revelam áreas reduzidas. Em 1990, o modelo de distribuição potencial prevê uma área de ocorrência de 5045,96 hectares. Em 2007 verifica-se um decréscimo para 4848,25 hectares. Com excepção do habitat *duna litoral* (cuja área não corresponde à real por motivos já indicados), todos os outros perderam área de ocupação. Este facto revela a necessidade urgente de delinear estratégias de conservação para espécie, uma vez que os habitats com uma maior adequabilidade para a sobrevivência da espécie se encontram em regressão.

A área de distribuição obtida apresenta dimensões mais reduzidas do que aquelas obtidas em Miraldo (2002/2003). Esta diferença poderá ter origem no facto da metodologia aqui adoptada ter tido em consideração possíveis desactualizações dos registos de presença e ausência da espécie, devido a alterações no habitat e devido à utilização da modelação estatística, o que nos permitiu colmatar a insuficiência de cobertura geográfica da amostragem disponível e também analisar a distribuição da espécie em função de um valor de probabilidade de ocorrência em função de características ambientais.

Considera-se que a área de distribuição apresentada constitui uma boa aproximação à área de ocupação real. Uma investigação mais aprofundada acerca do habitat *área agrícola*, assim como o acesso à COS'07 poderão constituir alguns melhoramentos. A área apresentada revela-se extremamente fragmentada, o que sugere uma expansão não natural ou um grande impacto provocado pela destruição do habitat mais favorável à ocorrência da espécie. Tendo em conta as características da área de ocorrência da espécie, onde o turismo e o crescimento urbanístico são elevados, é possível que estes dois aspectos tenham intervindo no padrão de distribuição do camaleão-comum. Sendo uma espécie bastante atractiva e fácil de capturar, esta espécie é muitas vezes apanhada e transportada pelo Homem. A destruição de habitat favorável à ocorrência da espécie foi já identificada através da análise dos mapas de ocorrência prevista para os anos de 1990 e 2007. Este padrão de fragmentação tinha já sido identificado por Miraldo (2002/2003).

5.2. Identificação de áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal e avaliação da sua representatividade em reservas já existentes

A metodologia adoptada na identificação de áreas prioritárias para a conservação do camaleão-comum em Portugal teve como objectivo potenciar a eficácia de uma possível estratégia de conservação para a espécie, tendo em conta os constrangimentos económicos associados a estas acções. Assim, identificaram-se quatro níveis de prioridade, o que permitirá uma aplicação progressiva de acções de conservação, em função dos recursos financeiros disponíveis, não comprometendo a eficácia dessas mesmas acções. Tal como já referido, não se pretendeu identificar aqui uma possível reserva para a conservação da espécie. Identificaram-se locais que se revelam importantes, para que uma estratégia de conservação do camaleão-comum possa ser eficaz.

Das áreas prioritárias identificadas, apenas 31,25% dessas mesmas áreas se encontram incluídas numa reserva natural já existente. São unidades de planeamento de nível 1 e 2 de prioridade e estão integradas no Parque Natural da Ria Formosa. O facto de estarem incluídas numa reserva não constitui, por si só, alguma mais valia para a espécie em estudo. Terão que se desenvolver estratégias adequadas à ecologia da espécie.

A inclusão da mata e dunas de Monte Gordo numa estratégia de conservação seria de extrema importância para a espécie, uma vez que permitiria a existência de uma grande área não fragmentada para a protecção da espécie, estabelecendo assim uma continuidade com as dunas já incluídas no Parque Natural da Ria Formosa.

A análise cuidada dos resultados aqui obtidos será de extrema importância para a preservação desta espécie tão carismática no nosso país.

5.3. Aplicação dos critérios da IUCN ao camaleão-comum em Portugal

Os resultados obtidos através da aplicação do critério B da IUCN ao camaleão-comum em Portugal revelam-se preocupantes, uma vez que colocam a espécie entre as categorias *Em Perigo* (EN) e *Vulnerável* (VU). Recomenda-se o prosseguimento das investigações, de modo a que se possa obter informação quanto à dimensão necessária dos fragmentos para o suporte de uma população viável e também para que mais critérios definidos pela IUCN possam ser aplicados.

6. Referências

- Almeida, N.F., Almeida, P.F., Gonçalves, H., Sequeira, F., Teixeira, J. & Almeida, F.F. (2001) Anfíbios e Répteis de Portugal. *Guias Fapas*. Fapas e Câmara Municipal do Porto, Porto.
- Araújo, M.B. & Williams, P.H. (2000) Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, **96**, 331-345.
- Araújo, M.B., Williams, P.H. & Fuller, R.J. (2002) Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Proceedings of the Royal Society of London B*, **269**, 1971-1980.
- Austin, M.P. (1985) Continuum concept, ordination methods, and niche theory. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **16**, 39-61.
- Austin, M.P., Cunningham, R.B. & Fleming, P.M. (1984) New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. *Vegetatio*, **55**, 11-27.
- Austin, M.P. & Smith, T.M. (1989) A new model for the continuum concept. *Vegetatio*, **83**, 35-47.
- Babyak, M.A. (2004) What You See May Not Be What You Get: A Brief, Nontechnical Introduction to Overfitting in Regression-Type Models. *Psychosomatic Medicine*, **66**, 411-421.
- Barbadillo, L.J. (1996) La vida secreta del camaleón. *Biológica*, **12**, 38-53.
- Blasco, M., Cano, J., Crespillo, E., Escudero, J.C., Romero, J. & Sanchez, J.M. (1985) El camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon*) en la Península Ibérica. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Cabeza, M., Araújo, M.B., Wilson, R.J., Thomas, C.D., Cowley, M.J.R. & Moilanen, A. (2004) Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 252-262.

- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.L., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (2006) *Livro Vermelho dos vertebrados de Portugal*, 2 ed. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio & Alvim, Lisboa.
- Caetano, M., Pereira, M., Carrão, H., Araújo, A., Nunes, A. & Nunes, V. (2008) Cartografia temática de ocupação/uso do solo do Instituto Geográfico Português. pp. 1-23. Disponível para *download* a 31 de Maio de 2011 no *site* <http://www.igeo.pt/gdr/pdf/Caetano2008a.pdf>.
- Camilo-Alves, C. (1999) Análise da distribuição da herpetofauna de Portugal Continental através dos métodos de regressão logística e análise de sobreposição. *Relatório de estágio da licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais*. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Cawley, G.C. & Talbot, N.L.C. (2010) On Over-fitting in Model Selection and Subsequent Selection Bias in Performance Evaluation. *Journal of Machine Learning Research*, **11**, 2079-2107.
- Crawley, M.J. (2007) *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex.
- Davies, K.F., Gascon, C. & Margules, C.R. (2001) Habitat fragmentation - Consequences, management, and future research priorities. *Conservation Biology: research priorities for the next decade* (eds M.E. Soulé & G.H. Orians). Island Press, Washington, D. C.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, **29**, 129-151.
- Ewers, R.M., Marsh, C.J. & Wearn, O.R. (2010) Making statistics biologically relevant in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, **25(12)**, 699-704.

- Faraway, J.J. (2006) *Extending the linear model with R: Generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models*. Chapman & Hall, Boca Raton, FL.
- Fernández, F. (1990) El lento declive del camaleón común. *Quercus*, **52**, 6-8.
- Ferrier, S. (2002) Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning: Where to from Here? *Systematic Biology*, **51(2)**, 331-363.
- Fielding, A.H. & Bell, J.F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, **24(1)**, 38-49.
- Frair, J.L., Fieberg, J., Hebblewhite, M., Cagnacci, F., DeCesare, N.J. & Pedrotti, L. (2010) Resolving issues of imprecise and habitat-biased locations in ecological analyses using GPS telemetry data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **365**, 2187-2200.
- Frankham, R., Ballou, J.D. & Briscoe, D.A. (2002) *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press, New York.
- Gates, S. & Donald, P.F. (2000) Local extinction of British farmland birds and the prediction of further loss. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 806-820.
- Google Inc. (2011) *Google Earth* (versão 6.0.3.2197). Disponível para download a 17 de Maio de 2011 no site <http://www.google.com/earth/index.html>.
- Graham, C.H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. & Peterson, A.T. (2004) New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution*, **19(9)**, 497-503.
- Guisan, A., Lehmann, A., Ferrier, S., Austin, M., Overton, J.M.C., Aspinall, R. & Hastie, T. (2006) Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 386-392.
- Guisan, A., Weiss, S.B. & Weiss, A.D. (1999) GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology*, **143**, 107-122.

- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**, 147-186.
- Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L. & Albert, D.L. (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, **29**, 773-785.
- Hirzel, A.H. & Le Lay, G. (2008) Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1372-1381.
- Hódar, J.A., Pleguezuelos, J.M. & Poveda, J.C. (2000) Habitat selection of the common chameleon (*Chamaeleo chamaeleon*) (L.) in an area under development in southern Spain: implications for conservation. *Biological Conservation*, **94**, 63-68.
- IGP (2010) *Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007) - Memória descritiva*. Disponível para *download* a 29 de Junho de 2011 no *site* http://www.igeo.pt/nivel/memoria_descritiva_cos2007.pdf.
- IUCN (2001) *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN (2003) *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN Standards and Petitions Working Group (2008) *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 7.0*. Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Subcommittee in August 2008. Disponível para *download* a 4 de Janeiro de 2011 no *site* <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.
- IVER, Tecnologias de Informação S.A. & Generalitat Valenciana (2010) *gvSIG*. Disponível para *download* a 12 de Outubro de 2010 no *site* <http://www.gvsig.org/web/projects/gvsig-desktop/official/gvsig-1.9>.

- Kaliontzopoulou, A., Brito, J.C., Carretero, M.A., Larbes, S. & Harris, D.J. (2008) Modelling the partially unknown distribution of wall lizards (*Podarcis*) in North Africa: ecological affinities, potential areas of occurrence, and methodological constraints. *Canadian Journal of Zoology*, **86**, 992-1001.
- Mace, G.M., Baillie, J.E.M., Beissinger, S.R. & Redford, K.H. (2001) Assessment and management of species at risk. *Conservation biology: research priorities for the next decade* (eds M.E. Soulé & G.H. Orians), pp. 11-29. Island Press, Washington, D. C.
- Mace, G.M., Possingham, H.P. & Leader-Williams, N. (2007) Prioritizing choices in conservation. *Key Topics in Conservation Biology* (eds D.W. Macdonald & K. Service), pp. 17-34. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK.
- Maddock, A. & Plessis, M.A. (1999) Can species data only be appropriately used to conserve biodiversity? *Biodiversity and Conservation*, **8**, 603-615.
- Manel, S., Williams, H.C. & Ormerod, S.J. (2001) Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 921-931.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature*, **405**, 243-253.
- McPherson, J.M., Jetz, W. & Rogers, D.J. (2004) The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology*, **41**, 811-823.
- Meine, C., Soulé, M. & Noss, R.F. (2006) "A Mission-Driven Discipline": the Growth of Conservation Biology. *Conservation Biology*, **20(3)**, 631-651.
- Miraldo, A. (2002/2003) Sistemas de Informação Geográfica aplicados ao estudo da população de camaleão comum (*Chamaeleo chamaeleon* L. 1758) do Sul de Portugal: área de distribuição, abundância e efectivo populacional. *Relatório de estágio para obtenção da licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais (variante Animais Terrestres)*. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

- Miraldo, A. & Paulo, O.S. (2010) *Chamaeleo chamaeleon*. *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal* (eds A. Loureiro, N. Ferrand de Almeida, M.A. Carretero & O.S. Paulo), pp. 134-135. Esfera do Caos Editores, Lisboa.
- Miraldo, A., Pinto, I., Pinheiro, J., Rosário, I., Maymone, M. & Paulo, O.S. (2005) Distribution and conservation of the common chameleon, *Chamaeleo chamaeleon*, in Algarve, southern Portugal. *Israel Journal of Zoology*, **51**, 157-164.
- Orians, G.H. & Soulé, M.E. (2001) Whither Conservation Biology Research? *Conservation Biology*, **15(4)**, 1187-1188.
- Paulo, O.S. (1989) Estudo da espécie de *Chamaeleo chamaeleon* na região Algarvia. Relatório de progresso apresentado à direcção do Parque Natural da Ria Formosa. Lisboa.
- Paulo, O.S., Pinto, I., Bruford, M.W., Jordan, W.C. & Nichols, R.A. (2002) The double origin of Iberian peninsular chameleons. *Biological Journal of the Linnean Society*, **75**, 1-7.
- Pearce, J. & Ferrier, S. (2000) An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, **128**, 127-147.
- Pestana, D.D. & Velosa, S.F. (2010) *Introdução à Probabilidade e à Estatística*, 4ª edn. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Pimm, S.L. & Raven, P. (2000) Extinction by numbers. *Nature*, **403**, 843-845.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L. & Brooks, T.M. (1995) The future of biodiversity. *Science*, **269**, 347-350.
- Pinheiro, J.F. (1999) Comportamento espacial da população de camaleões *Chamaeleo chamaeleon* na Mata de Monte Gordo, Algarve, Portugal. *Relatório de estágio profissionalizante para obtenção da licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais - Ramo Terrestres*. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

- Pinto, I. (1997) Demografia do Camaleão, *Chamaeleo chamaeleon* no Sul de Portugal. *Relatório de estágio profissionalizante*. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Pressey, R.L. (2004) Conservation Planning and Biodiversity: Assembling the Best Data for the Job. *Conservation Biology*, **18(6)**, 1677-1681.
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, New York.
- R Development Core Team (2009) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rosário, I.T. (1997) Comportamento espacial de *Chamaeleo chamaeleon*. *Relatório de estágio profissionalizante*. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. (1991) Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, **5(1)**, 18-32.
- Shaffer, M. (1987) Minimum viable populations: coping with uncertainty. *Viable populations for conservation* (ed. M.E. Soulé), pp. 69-86. Cambridge University Press, Cambridge.
- Soberón, J.M., Llorente, J.B. & Oñate, L. (2000) The use of specimen-label databases for conservation purposes: an example using Mexican Papilionid and Pierid butterflies. *Biodiversity and Conservation*, **9**, 1441-1466.
- Themido, A.A. (1945) Sobre a existência em Portugal do camaleão vulgar, *Chamaeleo chamaeleon chamaeleon* (L.). *Memórias e Estudos do Museu Zoológico da Universidade de Coimbra*, **166**, 1-4.
- Tolley, K. & Burger, M. (2007) *Chameleons of Southern Africa*. Struik Nature, Cape Town, South Africa.

- Underwood, J.G., D'Agrosa, C. & Gerber, L.R. (2009) Identifying Conservation Areas on the Basis of Alternative Distribution Data Sets. *Conservation Biology*, **24(1)**, 162-170.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, **277**, 494-499.
- Walpole, M.J. & Leader-Williams, N. (2002) Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation*, **11**, 543-547.
- Weiss, J. (2006) Ecology 145 - Lecture Outlines. Disponível para consulta a 20 de Outubro de 2011 no *site* <http://www.unc.edu/courses/2006spring/ecol/145/001/docs/lectures.htm>.
- Williams, P.H., Margules, C.R. & Hilbert, D.W. (2002) Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Bioscience and Bioengineering* (Suppl. 2), **27(4)**, 327-338.
- Wilson, K.A., Carwardine, J. & Possingham, H.P. (2009) Setting Conservation Priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1162**, 237-264.
- Zonum Solutions (2011) *Shp2kml*. Disponível para *download* a 25 de Maio de 2011 no *site* <http://www.zonums.com>.