



**Vítor Miguel Monteiro Lima**

Doutoramento em Biologia



**Modelação da distribuição geográfica  
de anfíbios à escala local: implicações  
na Conservação**

**Orientador: Nuno Alexandre Gouveia de Sousa Neves**

**Co-orientador: José Carlos Alcobia Rogado de Brito**

# **MODELAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DE ANFÍBIOS À ESCALA LOCAL: IMPLICAÇÕES NA CONSERVAÇÃO**

---

**VITOR MIGUEL MONTEIRO LIMA**

Dissertação de tese apresentada à Universidade de Évora para obtenção do grau de Doutor em Biologia

**Orientador**

Nuno Alexandre Gouveia de Sousa Neves

Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento, Universidade de Évora

**Co-orientador**

José Carlos Alcobia Rogado de Brito

Investigador do Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos da Universidade do Porto (CIBIO/UP)



# ÍNDICE

---

Agradecimentos	v
Resumo	vii
Abstract	viii

## **PARTE I - Introdução geral e objectivos do estudo**

---

1. Introdução geral	4
1.1. Padrões de distribuição de espécies	9
1.1.1. Condicionantes ambientais na distribuição das espécies	9
1.1.2. Modelação da distribuição de espécies	12
1.1.2.1. Dados biológicos	15
1.1.2.2. Dados ambientais	16
1.1.2.3. Escala e/ou resolução espacial	18
1.2. Modelação de dados espaciais em Ecologia	21
1.2.1. Produção de informação derivada a partir de dados de elevação do terreno	22
1.2.2. Erros associados à utilização de DEM	25
1.3. Anfíbios como um grupo de espécies prioritário na investigação ecológica	26
1.3.1. Principais causas do declínio de anfíbios	27
1.3.1.1. Destruição e alterações dos habitats à escala local	28
1.3.1.2. Impactos das alterações climáticas nos habitats	29
1.3.2. Factores que determinam a distribuição geográfica dos anfíbios	32
1.4. Objectivos e estrutura da tese	35
1.5. Referências	38

## **PARTE II - Padrões de distribuição de anfíbios no Parque natural da Serra de S. Mamede**

---

2. O Parque Natural da Serra de S. Mamede: breve caracterização biofísica e análise temporal dos padrões de precipitação	59
2.1. Breve caracterização biofísica	59
2.2. Padrões de precipitação na região da Serra de S. Mamede	64
2.3. Referências	68
3. Evolução temporal da distribuição da biodiversidade de anfíbios no Parque Natural da Serra de S. Mamede	71
3.1. Introdução	71
3.2. Métodos	73
3.2.1. Dados de ocorrência de espécies	73
3.2.2. Produção de mapas de distribuição	75
3.3. Resultados	75
3.3.1. Riqueza específica	76
3.3.2. Mapas de distribuição por espécie	76
3.4. Discussão	82
3.5. Referências	83

4. Primeiros registos do declínio de anfíbios em Portugal: causas da regressão e quantificação das alterações na distribuição	87
4.1. Introdução	87
4.2. Métodos	89
4.2.1. Dados de ocorrência de espécies	89
4.2.2. Análise de dados	90
4.2.3. Variação do número de espécies	91
4.3. Resultados	91
4.3.1. Alterações nos padrões de distribuição espacial	91
4.3.2. Alterações na distribuição geográfica de espécies	94
4.4. Discussão	96
4.5. Referências	99
<b>PARTE III - Produção de dados geográficos e modelação da distribuição de anfíbios à escala local</b>	
5. Produção de conjuntos de dados geográficos para modelação da distribuição de anfíbios a escalas finas	105
5.1. Introdução	105
5.2. Métodos	107
5.2.1. Produção de conjuntos de dados geográficos	107
5.2.2. Comparação dos padrões de distribuição dos anfíbios ao longo dos gradientes	109
5.3. Geração de conjuntos de dados geográficos	110
5.3.1. DEM	110
5.3.2. Escoamento superficial acumulado	111
5.3.3. Declive	114
5.3.4. Índice de humedecimento ( <i>Wetness Index</i> )	115
5.3.5. Índice de rugosidade ( <i>Ruggedness Index</i> )	116
5.3.6. Índice de posição topográfica ( <i>Topographic Position Index</i> ou TPI)	117
5.4. Conjuntos de dados geográficos e padrões de distribuição dos anfíbios	118
5.5. Discussão	121
5.6. Referências	123
Anexo 5.1.	126
6. Importância da escala e do tipo de dados ambientais na modelação à escala local da distribuição espacial de anfíbios	127
6.1. Introdução	127
6.2. Métodos	129
6.2.1. Área de estudo	129
6.2.2. Dados de ocorrência de espécies	130
6.2.3. Agrupamento de espécies	131
6.2.4. Dados ambientais	131
6.2.5. Técnicas de modelação	134
6.2.6. Análise de dados	135

6.3. Resultados	135
6.3.1. Efeitos da resolução no desempenho dos modelos	135
6.3.2. Efeitos por grupos de espécies	137
6.3.3. Comparação da importância das variáveis ambientais	137
6.4. Discussão	142
6.5. Referências	146
Anexo 6.1	150
Anexo 6.2	151
<b>PARTE IV - Discussão geral</b>	
<hr/>	
7. Discussão geral	155
7.1. Principais resultados	155
7.1.1. Importância da produção de dados relevantes para o estudo dos padrões de distribuição de espécie à escala local	155
7.1.1.1. Dados biológicos	156
7.1.1.2. Dados geográficos	158
7.1.2. Importância da escala na modelação geográfica da distribuição de anfíbios	160
7.2. Conservação e gestão de anfíbios no Parque Natural da Serra de S. Mamede	162
7.2.1. Factores de ameaça	163
7.2.2. Medidas de conservação e perspectivas de investigação futura	165
7.3. Referências	168



## AGRADECIMENTOS

---

A realização desta tese não teria sido possível sem o apoio de algumas pessoas a quem gostaria de expressar o meu agradecimento:

Ao meu orientador, Professor Doutor Nuno Neves, por todo o apoio e disponibilidade demonstrados ao longo deste trabalho. Agradeço ainda todos os ensinamentos na área dos SIG, as sugestões e críticas.

Ao meu co-orientador, Doutor José Carlos Brito, pela sua disponibilidade e acompanhamento efectuado, o seu interesse e as pertinentes sugestões que muito contribuíram para o enriquecimento e para a forma final desta tese.

Ao João Pargana, a quem quero expressar um agradecimento especial pela transmissão do valioso conhecimento sobre a herpetofauna do Parque Natural da Serra de S. Mamede, pelo acompanhamento ao campo durante as primeiras amostragens, cedência de informação indispensável a este trabalho e pela revisão crítica dos textos.

Ao Parque Natural da Serra de S. Mamede (ICNB) que disponibilizou os dados em formato digital da área em estudo.

À Comunidade Intermunicipal do Alto Alentejo (CIMAA) pela cedência de dados cartográficos.

Ao Luís Serra (CIMAA) e ao Eng. Luís Grilo (ICNB) pela ajuda na obtenção dos dados digitais e pela disponibilidade na interpretação de aspectos mais técnicos.

Ao Neftali Sillero e à Helena Gonçalves pelos úteis esclarecimentos e dicas no trabalho com SIG.

À Ana Luz, agradeço a obtenção de alguns dados de ocorrência de anfíbios durante o Projecto "Estudo de Monitorização da Herpetofauna nas Áreas Ardidas do Parque Natural da Serra de S. Mamede".

Ao Professor Doutor Nuno Ferrand de Almeida pela possibilidade de fazer parte do projecto "Estudo de Monitorização da Herpetofauna nas Áreas Ardidas do Parque Natural da Serra de S. Mamede" (FSUE/565/DGAL), possibilitando o financiamento do trabalho de campo.

Ao Dr. Albano Silva, por me ter proporcionado na Escola Superior de Educação de Portalegre as condições necessárias para a consecução desta tese.

À Fundação para a Ciência e Tecnologia pela atribuição da Bolsa Protec SFRH/PROTEC/49510/2009.

E por fim uma palavra de apreço à minha família, à Adriana, à minha mãe, ao meu irmão e à minha tia Cidália.

## RESUMO

---

Na presente tese apresentam-se dados importantes para a definição de estratégias de conservação de anfíbios, à escala local. Os resultados obtidos apontam para a redução e alteração da distribuição destas espécies no Parque Natural da Serra de S. Mamede, numa escala temporal reduzida. Os actuais padrões de distribuição sugerem a deslocação das espécies para locais de refúgio e para maiores altitudes. As variáveis relacionadas com a disponibilidade hídrica revelaram-se determinantes na modelação da distribuição local dos anfíbios. O escoamento acumulado difuso, obtido através de uma técnica de modelação de processos hidrológicos, representa uma variável bastante adequada, dada a sua capacidade preditiva para todas as espécies. O desenvolvimento de uma metodologia multi-escalar revelou que os mecanismos que, potencialmente, melhor determinam a ocorrência de anfíbios, actuam numa escala entre os 100-200m. A utilização destas escalas possibilitará definir medidas de conservação mais rigorosas do que as até agora implementadas a uma escala de análise de 1km, frequentemente utilizada como referência.

## **Modelling the geographic distribution of amphibians at the local scale: implications for conservation**

### **ABSTRACT**

---

In this thesis we present important data for the definition of conservation strategies for amphibians at a local scale. The results indicate a reduction and change in the distribution of these species in the Serra S. Mamede Natural Park in a short period of time. The current distribution patterns suggest the migration of this species to refuges and to higher altitudes. The variables related to water availability have proven to be decisive in shaping the local distribution of amphibians. The multiple flow accumulation, obtained by a modeling technique of hydrological processes, represents a very suitable variable due to its predictive value for all species. The development of a multi-scale approach showed that the mechanisms which, potentially better determine the occurrence of amphibians, act on a scale ranging from 100 to 200m. The use of these scales allow more stringent conservation measures than those so far often implemented as a reference, set at a 1km range analysis.

## **PARTE I**

---

### INTRODUÇÃO GERAL E OBJECTIVOS DO ESTUDO



## INTRODUÇÃO GERAL

As alterações na biodiversidade ocorridas nos últimos 50 anos são consideradas as mais rápidas de sempre, manifestando-se através de mudanças generalizadas na distribuição global dos organismos, aceleração da taxa de extinção global de espécies e transformações nos serviços dos ecossistemas (EEA, 2010). Como principais causas responsáveis por estas alterações têm sido frequentemente apontadas a perda, alteração e fragmentação dos habitats, sobreexploração de populações selvagens, poluição e introdução de espécies exóticas (Chapin *et al.*, 2000). Para além dos elevados impactos já provocados nos ecossistemas, é reconhecido que as projecções para um futuro próximo não são também muito tranquilizadoras, uma vez que estas causas parecem não estar a diminuir com o tempo, apresentando mesmo alguma tendência para aumentarem de intensidade (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Por outro lado, a existência de relatos sobre declínios e extinções de espécies animais e vegetais em áreas protegidas (e.g. Rutherford *et al.*, 1999; McMenamin *et al.*, 2008; Rovito *et al.*, 2009), locais onde os habitats aparentemente permanecem menos perturbados pelo homem, tem sido motivo de especial preocupação, levando os investigadores a questionar e a tentar compreender os motivos que estão directa ou indirectamente relacionados com estes acontecimentos.

Dada a aparente inexistência de explicações a nível local, um grande número de estudos tenta evidenciar o papel de fenómenos globais, como os efeitos das alterações climáticas, nas modificações dos padrões de distribuição da biodiversidade a diferentes escalas (e.g. Trivedi *et al.*, 2008; Wiens & Bachelet, 2010; Yamaura *et al.*, 2011). As actuais projecções climáticas apontam para alterações dos regimes de precipitação e um aumento dos valores das temperaturas globais que pode atingir no final deste século 6.4°C (IPCC, 2007). Estas novas

condições podem colocar em perigo a sobrevivência de muitas espécies devido às alterações que ocorrerão nos habitats nas próximas décadas (Thomas *et al.*, 2004; Araújo *et al.*, 2005; Sekercioglu *et al.*, 2008). Simultaneamente é também esperado que a área de distribuição de algumas espécies possa alterar-se, podendo verificar-se a redução ou a expansão de populações para novas áreas geográficas (e.g. Iverson & Prasad, 1998; Bates *et al.*, 2008; Wiens *et al.*, 2009). Como consequência podem ocorrer alterações profundas nas comunidades surgindo novas interações entre predadores - presas, agentes patogénicos - hospedeiros e doenças - vectores de transmissão (Wiens, 2010). Por sua vez, os efeitos em cascata destas modificações podem alterar a capacidade de os ecossistemas prestarem alguns dos seus serviços fundamentais ao homem (Foley *et al.*, 2007). O impacto das alterações climáticas pode, assim, representar um dos desafios mais difíceis que os responsáveis pela conservação enfrentarão no futuro, devendo ser considerado no âmbito dos planos de gestão e conservação (Wiens, 2010).

A região Mediterrânica, rica em espécies endémicas e considerada um *hotspot* de biodiversidade (e.g. Myers *et al.*, 2000), representa uma das regiões mais vulneráveis do mundo (Sala *et al.*, 2000) e estima-se que esta área se torne numa das mais severamente afectadas pelas alterações climáticas (IPCC, 2007). Por sua vez, a Península Ibérica representa a sub-região da Bacia Mediterrânica onde provavelmente os impactos serão maiores (EEA, 2008). Os modelos de alterações climáticas estimam um decréscimo da precipitação e um aumento dos valores de temperatura que conduzirão a uma progressiva desertificação desta sub-região. Para além dos impactos directos sobre o ciclo hidrológico, as relações sinérgicas entre a temperatura, a precipitação e as alterações no uso do solo terão também, provavelmente, um efeito indirecto significativo nos recursos hídricos (Nogués-Bravo *et al.*, 2007). A alteração da sazonalidade e a redução do fluxo anual dos rios na Europa durante o século XX parecem ter já resultado deste tipo de alterações (Milly *et al.*, 2005). O aumento do risco de incêndios e a redução da potencialidade dos terrenos para a prática agrícola estão igualmente previstos para a região Mediterrânica (Schröter *et al.*, 2005). Considerando que todas estas ameaças atingirão uma área já bastante vulnerável à instabilidade climática, onde a disponibilidade de água é reduzida, é esperado que ao longo do séc. XXI as perdas na biodiversidade, devido às alterações climáticas, sejam muito elevadas (Malcolm *et al.*, 2006).

Perante a possibilidade de impactos ambientais tão significativos, revela-se essencial conhecer as potenciais alterações que poderão ocorrer na biodiversidade em áreas protegidas, bem como a eficácia que estas áreas terão na conservação de habitats com alterações climáticas tão rápidas (Télliez-Valdés & DiVila-Aranda, 2003; Moilanen *et al.*, 2006; Thuiller *et al.*, 2006; Carrol *et al.*, 2010). Uma importante questão que se poderá colocar é se as áreas protegidas

serão eficientes na manutenção de uma rede de habitats que assegurem a permanência de espécies, que muito provavelmente apresentarão áreas de distribuição geográfica dinâmicas. Por um lado, a existência de relatos sobre declínios e extinções de espécies nestas áreas pode significar que a protecção dos habitats, até à data considerada a melhor forma para assegurar a sobrevivência das espécies, não representa uma estratégia de conservação suficiente (Collins & Storfer, 2003). Por outro lado, algumas previsões indicam que as áreas protegidas podem manter, provavelmente, um maior número de áreas com condições microclimáticas apropriadas, do que as zonas da matriz da paisagem envolvente (Araújo *et al.*, 2011).

Assim, torna-se cada vez mais consensual que para além da necessidade de se efectuar uma gestão sustentável dos habitats e dos ecossistemas, são necessárias estratégias de conservação mais eficazes de forma a mitigar os impactos causados pelas alterações climáticas (Lawler, 2009; Araújo *et al.*, 2011; D'Amen *et al.*, 2011). A adopção de medidas de gestão que maximizem o potencial de migração para o maior número possível de espécies e a definição de áreas de refúgios climáticos e de outras áreas relevantes, deve afigurar uma prioridade nas estratégias de conservação das áreas protegidas (Carroll *et al.*, 2010). Por outro lado, as abordagens de gestão futuras deverão também ser flexíveis de modo a adaptarem-se espacial e temporalmente às novas condições ambientais (Chapin *et al.*, 2004).

Diante destes novos desafios é fundamental o desenvolvimento de um maior número de estudos que analisem, a diferentes escalas, os factores potencialmente relacionados, por exemplo, com as alterações no tamanho das populações e nos padrões de distribuição, e com os eventos de extinção de espécies (Collins & Storfer, 2003). Nesta pesquisa é essencial o acesso regular a dados de distribuição de espécies e adquirir um melhor conhecimento dos mecanismos que determinam os padrões ecológicos que são observados (Cowling *et al.*, 1999; Margules & Pressey, 2000; Magness *et al.*, 2010). A implementação de programas de monitorização de populações e a aplicação de técnicas de modelação de distribuição de espécies constituem duas metodologias essenciais e complementares nestes estudos.

Os programas de monitorização, quando bem concebidos, podem originar uma fonte de dados robusta e flexível passível de ser aplicada na análise da distribuição das populações no espaço (Donald & Fuller, 1998) e no tempo (Ficetola *et al.*, 2010). A aquisição de informação importante acerca dos habitats das espécies e o acompanhamento temporal das alterações na abundância representam outros exemplos da sua aplicabilidade (Marsh, 2001; Underhill & Gibbons, 2002). Devido a limitações na disponibilidade de recursos humanos e financeiros, estes programas, frequentemente, não são implementados e recorre-se a dados disponíveis que surgem compilados e agregados em atlas. Os mapas aí disponibilizados representam constantemente os dados biológicos numa malha de quadrículas com resoluções muito grosseiras, condicionando a sua aplicação na conservação a escalas locais. Por exemplo,

quando se utilizam os dados acumulados neste tipo de mapas no desenvolvimento de modelos preditivos de distribuição de espécies, o tipo de variáveis ambientais usadas e as estimativas da área de distribuição podem não permitir a detecção de pequenas alterações que ocorram ao nível das populações e assim traduzir uma ideia errada acerca da estabilidade das populações (Parmesan & Yohe, 2003). É assim importante a utilização de escalas adequadas para uma integração mais explícita e estruturada dos programas de monitorização com técnicas de modelação preditiva, de modo a ser possível a obtenção de informação relevante sobre as alterações na abundância e distribuição espacial das espécies que são monitorizadas (Travaini *et al.*, 2007).

Os modelos de distribuição de espécies (*Species Distribution Models* ou SDM) representam alternativas metodológicas na aquisição de conhecimento relevante para a implementação de medidas de conservação, considerando as condições ecológicas actuais (Magness *et al.*, 2010), ainda que exista, frequentemente, uma tendência para as estimativas sobrestimarem a distribuição das espécies (Brotons *et al.*, 2004; Segurado & Araújo, 2004; Soberón & Peterson, 2005; Araújo & Guisan, 2006). A fiabilidade dos mapas com estimativas da distribuição encontra-se dependente de muitos factores que interagem entre si, destacando-se (Segurado & Araújo, 2004; Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; McPherson & Jetz, 2007):

- 1) A quantidade e qualidade dos dados biológicos.
- 2) A capacidade preditiva dos dados ambientais, que se encontra relacionada com a exactidão e a "representatividade" dos dados ambientais (i.e. a inclusão de todos os factores relevantes que contribuem para os processos ligados aos padrões de distribuição de espécies).
- 3) A escala espacial (extensão e tamanho da unidade de análise).
- 4) As características ecológicas das espécies a serem modeladas.
- 5) A técnica de modelação.

Actualmente, a investigação têm-se direccionado para o aperfeiçoamento das técnicas de modelação (e.g. Brotons *et al.*, 2004; Segurado & Araújo, 2004; Pearson *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2006) e uma menor atenção tem sido dada aos outros factores, apesar de frequentemente serem destacados na literatura científica (e.g. Soberón & Peterson, 2005; Araújo & Guisan, 2006; Barry & Elith, 2006).

A modelação e a compreensão dos padrões de distribuição de espécies estão dependentes da utilização de dados ambientais que reflectam os mecanismos que condicionam a presença das espécies numa dada área. Além disso, é necessário considerar que estes mecanismos podem actuar a escalas diferentes daquelas a que foram observados (Levin, 1992). É, assim,

essencial uma melhor compreensão dos factores potencialmente mais adequados às diferentes escalas e do modo como o desempenho dos SDM pode ser afectado pela utilização de dados ambientais com diferentes resoluções (Luoto & Heikkinen, 2003). Uma forma de obter esta informação será pela elaboração de estudos nos quais é modificada a resolução dos dados e quantificados os efeitos qualitativos e quantitativos sobre os modelos. Verifica-se, contudo, que existem ainda poucos trabalhos que aplicam esta metodologia (Guisan *et al.*, 2007).

As aplicações dos SDM têm-se direccionado, essencialmente, para a análise dos factores que potencialmente influenciam a distribuição e abundância de espécies a escalas relativamente grosseiras, privilegiando a análise dos padrões de distribuição da riqueza específica (Rahbek, 2005). Num grande número destes estudos são explorados modelos bioclimáticos, que permitem identificar áreas onde as espécies provavelmente persistirão face às alterações do clima. Contudo, a utilização isolada deste tipo de modelos não é suficiente para estudar os padrões de distribuição de muitas espécies a escalas relativamente finas, às quais são normalmente implementadas medidas de conservação.

A menor precisão das estimativas dos modelos bioclimáticos é, por exemplo, evidenciada quando se analisa o efeito do aumento dos valores de temperatura na distribuição de espécies vegetais de montanha, uma vez que dados com pequenas resoluções espaciais conduzem a uma subestimação do número de perdas de espécies (Trivedi *et al.*, 2008). O maior enviesamento apresentado por estes dados é responsável por uma sobrestimação da tolerância termal das espécies, podendo, deste modo, subestimar os potenciais impactos das alterações climáticas.

Por outro lado, é normalmente assumido que a área de distribuição é limitada pelo clima e outras condições abióticas (Huntley *et al.*, 1995; Parmesan *et al.*, 2005), mas à escala regional ou local parecem ser mais importantes os factores relacionados com a distribuição de habitats adequados, a dinâmica populacional associada aos processos de colonização-extinção e a interacção com outras espécies (Luoto *et al.*, 2007; Soberón, 2007). As espécies poderão ainda estar ausentes em áreas com condições climáticas apropriadas devido a razões históricas (Hanski, 1998; Pulliam, 2000; Araújo & Pearson, 2005) e a limitações na dispersão. Recentes e rápidas alterações climáticas podem não ter permitido a colonização de habitats adequados que ficaram isolados (Menéndez *et al.*, 2007; White & Kerr, 2007).

Os estudos à escala local deverão assim utilizar dados ambientais que tematicamente e espacialmente reproduzam com exactidão o território e que sejam representativos das espécies a analisar (Engler *et al.*, 2011). A obtenção de dados ambientais adequados representa, no entanto, uma das etapas mais complicadas na modelação preditiva. Para além

da sua disponibilidade e qualidade, é importante ter em consideração que os dados devem apresentar uma relação ecológica directa com os factores causais que influenciam os organismos (Austin, 2002a; Heglund, 2002; Guisan & Thuiller, 2005), bem como apresentarem aplicabilidade no âmbito da definição de medidas de conservação (Guisan & Thuiller, 2005; Vanreusel *et al.*, 2007). Isto requer um bom conhecimento dos processos ecofisiológicos e biofísicos que determinam as relações entre a presença das espécies e os factores ambientais (Heglund, 2002). Habitualmente esta informação é limitada, como tal, o processo de selecção do tipo de dados no início dos estudos raramente é condicionado pela teoria ecológica (Guisan & Thuiller, 2005) e a tendência passa pela selecção de variáveis ambientais facilmente quantificáveis (Fleishman *et al.*, 2001) ou que, simplesmente se encontrem disponíveis.

A relevância da utilização de SDM a escalas locais é, também, evidenciada em estudos realizados em áreas que abrangem zonas montanhosas ou outras regiões com marcados gradientes climáticos, dado que a incorporação de uma grande variabilidade de condições ambientais implica o uso de dados com grandes resoluções espaciais, preferencialmente menores que 1x1km (Sillero, 2006). Nas áreas montanhosas o macroclima é modificado pelo relevo, que origina variações microclimáticas de natureza altitudinal, morfológica e outras, que determinam a distribuição das espécies nessas áreas. Ainda que a utilização de modelos locais, com recurso a dados microclimáticos, possa ser o mais apropriado para estimar os impactos das alterações climáticas em espécies presentes nestas áreas (Trivedi *et al.*, 2008), a produção de dados que caracterizem a variabilidade climática a escalas mais finas revela-se ainda muito complexa.

O uso de certas características da morfologia do terreno, que traduzem a heterogeneidade do espaço geográfico, representa uma alternativa metodológica que pode ser implementada. Os modelos digitais de terreno (*Digital Elevation Model* ou DEM) representam as estruturas de dados mais utilizadas neste campo (Wise, 1998), sendo principalmente explorados no estudo da distribuição de espécies de plantas (e.g. Franklin, 1995; Zimmerman & Kienast, 1999; Miller & Franklin, 2002; Lassueur *et al.*, 2006). Este tipo de modelos digitais permite a produção de uma grande variedade de atributos morfológicos relacionados com a humidade no solo, vegetação e irregularidade do terreno, que constituem factores frequentemente relacionados com os padrões de distribuição de espécies animais.

A presente tese centra-se na abordagem de alguns aspectos fundamentais para a compreensão dos padrões de distribuição de espécies de anfíbios à escala local. A investigação integra a utilização de novos registos de ocorrência de espécies para a análise temporal dos padrões de distribuição, a produção de dados ambientais relevantes para a modelação preditiva e a identificação da escala mais apropriada em termos de conservação.

## 1.1 Padrões de distribuição de espécies

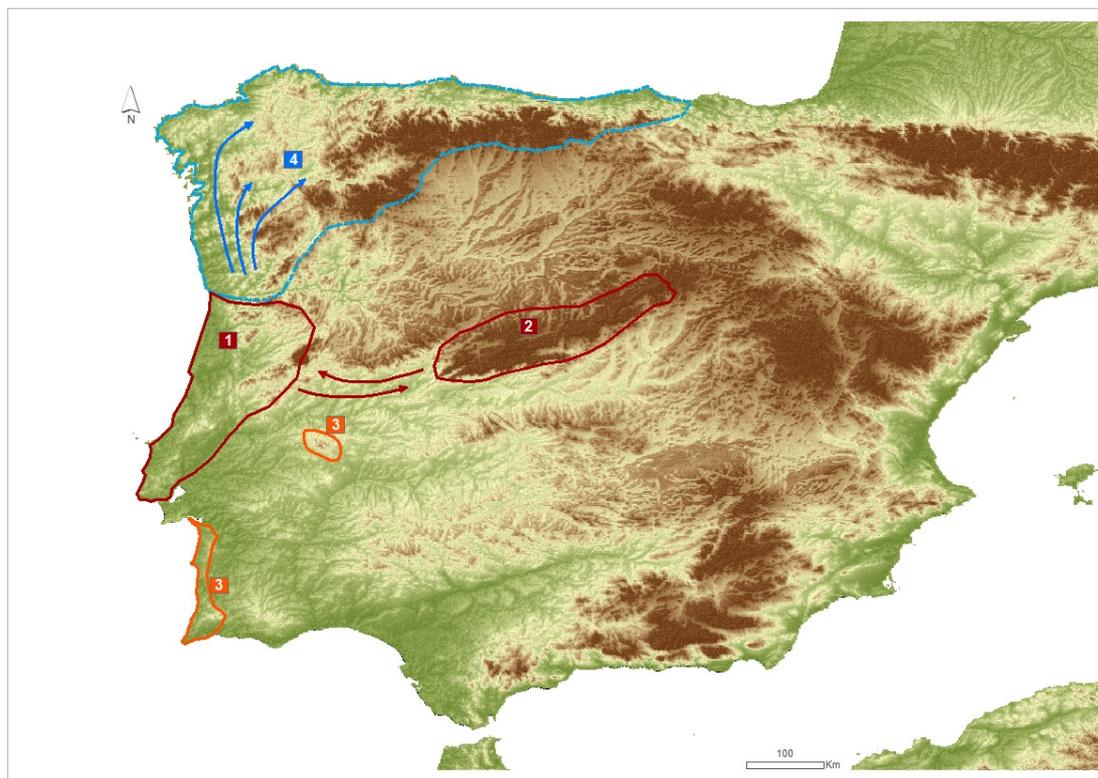
### 1.1.1 Condicionantes ambientais na distribuição de espécies

A distribuição geográfica de espécies raramente é uniforme e contínua no espaço e no tempo (Brown & Lomolino, 1998). O actual padrão de distribuição dos organismos encontra-se fortemente dependente da disponibilidade de recursos alimentares e da existência de condições físicas que possibilitam a persistência de populações em determinados habitats (Cox & Moore, 2005), mas resulta também de um conjunto de eventos que têm ocorrido ao longo do tempo. Estes eventos incluem manifestações de carácter geológico (como os movimentos das placas tectónicas e a consequente orogenia) e fenómenos relacionados com as grandes alterações climáticas (com importantes oscilações térmicas e pluviométricas) que, nos últimos dois a três milhões de anos, se manifestaram por longos ciclos glaciais.

Mais recentemente, os factores susceptíveis de constituir barreiras geográficas impediram a expansão dos organismos para novas áreas ou levaram à separação de populações podendo ter determinado a ocorrência de processos evolutivos independentes e consequente diferenciação taxonómica dos organismos (Barbadillo *et al.*, 1999). Por exemplo, a Figura 1.1 representa as principais áreas geográficas para a herpetofauna ibérica resultantes de prováveis movimentos populacionais decorridos após a última época glacial e pela existência de áreas de distribuição mais amplas no passado.

Nas últimas décadas registaram-se as mais rápidas alterações na biodiversidade, desde o aparecimento da espécie humana (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Os efeitos das actividades humanas, que englobam a destruição e fragmentação dos habitats, e, mais recentemente, as alterações climáticas, parecem estar associados, quer a fenómenos de contracção e deslocação da área de distribuição, quer a eventos de extinção, condicionando fortemente a distribuição actual das espécies (e.g. Herzog *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2005; Moritz *et al.*, 2008; Raxworthy *et al.*, 2008).

Para uma melhor percepção dos padrões actuais de distribuição das populações é preciso considerar, igualmente, que mesmo sob condições ideais, os organismos não ocupam uma área geográfica que corresponde estritamente à projecção do nicho segundo Grinnell (1917). Ou seja, as espécies não ocorrem em todos os locais com condições ambientais adequadas, podendo estar também presentes em áreas dominadas por habitats menos apropriados (Pulliam, 2000). Vários factores abióticos e bióticos influenciam a distribuição de espécies vegetais e animais, e muitos deles actuam com diferentes intensidades e segundo diferentes escalas espaciais e temporais (Pearson & Dawson 2003).



**Figura 1.1** - Principais regiões atlânticas para a herpetofauna ibérica com indicação da direcção dos movimentos populacionais mais prováveis após a última época glacial (setas). Adaptado de: Ferrand de Almeida *et al.* (2001).

As áreas foram inferidas a partir da distribuição e processos demográficos recentes de um conjunto representativo de anfíbios e répteis. **1** e **2** correspondem a áreas geográficas associadas a elevados tempos de persistência e níveis de diversidade genética. **3** corresponde a "ilhas atlânticas" e testemunhos de distribuições passadas mais extensas a sul. Na Serra de S. Mamede e mais a sul, nas Serras do Cercal e de Monchique, são encontrados isolados populacionais que subsistem em "ilhas atlânticas", numa paisagem predominantemente mediterrânica e que indicam a existência de uma distribuição mais ampla no passado. **4** representa as áreas geográficas de expansão recente, correspondentes a baixos níveis de diversidade genética.

Os limites fisiológicos que os organismos apresentam, relativamente às variações climáticas ou às características físicas do habitat, e a forma como interagem com outras espécies vão determinar, por exemplo, a capacidade que uma espécie apresenta para permanecer numa área ou para se deslocar para novos habitats. Apresentam-se, de seguida, alguns exemplos destes factores:

- 1) Dinâmica de metapopulações (e.g. Hanski, 1998; Baguette, 2004; Wilson *et al.*, 2010) e dinâmicas "fonte-sumidouro" ou *source-sink* (Pulliam, 1988; Pulliam & Danielson, 1991; Pulliam, 2000). Segundo a dinâmica de metapopulações, ocorrem extinções e (re)colonizações de manchas de habitats que estão dependentes do padrão de distribuição, da dimensão, da forma e da conectividade dessas manchas. Esta dinâmica

explica a existência de manchas de habitats adequadas que não estão ocupadas pela espécie. Além disso, as espécies podem ocorrer em "habitats-sumidouro" (*sink habitats*) (Dunning *et al.*, 1992) ou "paisagens-sumidouro" (*sink landscapes*) (With *et al.*, 2006) que não são adequados à persistência das populações, mas são utilizados quando ocorrem processos de migração a partir de "habitats fontes" muito próximos.

- 2) Existência de barreiras geográficas e pressões antrópicas que condicionam a dispersão e a colonização das populações (e.g. Pulliam, 2000; Guisan & Thuiller, 2005; Soberón & Peterson, 2005; Stevens *et al.*, 2006). Estas limitações fazem com que alguns locais não sejam ocupados por determinadas espécies, apesar de apresentarem condições ambientais favoráveis (Hanski, 1998; Pulliam, 1998; Pulliam, 2000). Em alguns casos, quando a baixa capacidade de dispersão não permite que os organismos alcancem habitats mais adequados, as populações poderão permanecer em habitats com condições ambientais menos favoráveis (Clark *et al.*, 1998). As limitações ao nível da dispersão podem também conduzir ao isolamento de populações (Zimmerman & Simberloff, 1996; Hecnar *et al.*, 2002).
- 3) Flutuação natural das populações (e.g. Jakob *et al.*, 2003). As populações podem apresentar anualmente flutuações na abundância como resposta a diversos factores, que podem variar espacial e temporalmente, e que afectam o sucesso reprodutivo e sobrevivência dos indivíduos.
- 4) Capacidade de as espécies se adaptarem evolutivamente a novas condições ambientais (Soberón & Peterson, 2005). Constitui um factor normalmente desprezado nas análises ou considerado pouco significativo. No entanto, constitui um aspecto suplementar importante quando se analisa a distribuição de espécies.
- 5) Disponibilidade de recursos ambientais primários (Mackey & Lindenmayer, 2001). As condições ambientais que influenciam directamente as espécies e que estão na origem dos recursos utilizados, não estão uniformemente distribuídos ao nível do espaço e do tempo. Assim, a variação na distribuição e a abundância destes recursos primários afectam directa e indirectamente a distribuição das espécies.

A complexa interacção dinâmica destes e de outros factores, condiciona o actual padrão de distribuição das espécies e explica a ausência de organismos em habitats aparentemente adequados. Ao estudar-se os padrões de distribuição, a representação gráfica da abundância ao longo de um gradiente ambiental origina geralmente uma curva gaussiana (Whittaker, 1967; Begon, 1996). Deste modo, no centro da área de distribuição a abundância é tendencialmente maior e os organismos ocupam um elevado número de habitats adequados, enquanto na periferia, a menor quantidade de organismos, acaba por ocupar um reduzido

número de habitats adequados, surgindo principalmente nos habitats que apresentem condições ambientais menos desfavoráveis (Lawton *et al.*, 1994). À medida que se aproximam dos limites da área de distribuição, os organismos parecem enfrentar condições climáticas mais limitantes e ocorrem em alguns habitats adequados, mas com menores dimensões (Brown *et al.*, 1996; Hoffman & Parsons, 1997). Como nestes locais as espécies são frequentemente sujeitas a condições próximas dos limites de tolerância fisiológica, estão mais predispostas a serem afectadas pelas alterações climáticas (Hoffman & Parsons, 1997). O efeito de tais alterações é mais difícil de identificar quando a resposta de uma espécie a um factor ambiental segue uma curva bimodal ou multimodal (Hengeveld, 1990). Nestes casos, o factor ambiental pode não variar em forma de gradiente ou interagir com outras variáveis abióticas ou bióticas (Westman, 1991).

### 1.1.2 Modelação da distribuição de espécies

A identificação de requisitos ecológicos considerados chave para as espécies e a delimitação dos habitats com condições ambientais adequadas representam, actualmente, procedimentos indispensáveis na gestão e conservação da biodiversidade (Rushton *et al.*, 2004; Bayliss *et al.*, 2005; Guisan & Thuiller 2005; Seoane *et al.*, 2005). A análise dos padrões de ocorrência das espécies a partir de dados disponibilizados em atlas de distribuição poderá proporcionar parte desta informação, contudo, revela-se fundamental possuir um conhecimento mais detalhado e completo sobre os mecanismos que influenciam os padrões de distribuição. Os SDM, também designados por modelos de nicho ecológico (Guisan & Zimmermann, 2000), permitem a realização de inferências sobre a adequabilidade dos habitats e a área de distribuição das espécies, apresentando, igualmente, muitas outras aplicações na área da conservação. Como, por exemplo, na:

- 1) Estimativa da ocorrência de espécies em áreas que não foram previamente amostradas e melhor compreensão dos padrões espaciais da biodiversidade (Stauffer, 2002; Guisan & Thuiller, 2005; Graham & Hijmans, 2006).
- 2) Identificação de potenciais áreas para amostragens futuras, como os locais apropriados para a reprodução das espécies (Seoane *et al.*, 2003; Jarnevich *et al.*, 2006; Brotons *et al.*, 2007).
- 3) Disponibilização de dados de referência que permitam estimar o tipo de resposta das espécies quando sujeitas a alterações da paisagem e/ou alterações climáticas (Midgley *et al.*, 2002; Araújo *et al.*, 2006; Lawler *et al.*, 2006; Piha *et al.*, 2007).
- 4) Identificação de locais prioritários para a conservação (Ferrier *et al.*, 2002; Loiselle *et al.*, 2003; Wilson *et al.*, 2005).

- 5) Detecção de novos locais de ocorrência de espécies raras e ameaçadas (Guisan *et al.*, 2006).
- 6) Identificação de potenciais áreas para reintrodução de espécies (Rodríguez *et al.* 2007; Klar *et al.* 2008).

Existem dois grandes grupos de SDM (Kearney & Porter, 2009; Sillero *et al.*, 2010): (1) os modelos mecanicistas, ou explicativos, que explicitamente incorporam os processos que limitam as distribuições, pois consideram as relações de causa-efeito entre as variáveis e a distribuição das espécies; e (2) os modelos correlativos, também designados modelos estatísticos, que se baseiam em correlações estabelecidas entre os dados de distribuição de espécies e as variáveis que não têm necessariamente um efeito directo sobre a ocorrência dos organismos. Os modelos mecanicistas podem proporcionar uma melhor compreensão dos factores proximais que limitam a abundância e a distribuição das espécies (Kearney & Porter, 2009) e adequam-se melhor a estudos relacionados com as alterações climáticas, que requerem extrapolação das correlações obtidas (Dormann, 2007). Porém, em alguns casos este tipo de modelos pode apresentar um desempenho similar ou inferior ao das técnicas correlativas, quando estas últimas utilizam dados actuais de distribuição de espécies (Buckley *et al.*, 2010). Por outro lado, a aplicação de modelos mecanicistas torna-se normalmente muito morosa (Cox *et al.*, 2006) e implica um bom conhecimento teórico, raramente disponível, sobre a ecologia das espécies (Mac Nally, 2000).

Os fundamentos da modelação do nicho ecológico encontram-se fortemente relacionados com os conceitos de nicho enunciados por Hutchinson (1957). O conceito inicial de "hipervolume", associado às dimensões ambientais (variáveis ambientais) dentro das quais a espécie consegue sobreviver e reproduzir-se, deu lugar mais tarde, aos conceitos de "nicho fundamental" e "nicho realizado". O nicho fundamental (fisiológico ou potencial) pode ser definido como o espaço geográfico-ecológico onde a espécie pode manter uma população viável e persistir ao longo do tempo sem imigrações, não sendo consideradas as interacções bióticas (como a predação e a competição). Quando as espécies não ocupam na totalidade o nicho fundamental devido às interacções bióticas, é utilizado o termo nicho realizado (ecológico ou actual). Devido a ambiguidades na formulação original destes dois conceitos e a dificuldades na explicação do seu enquadramento conceptual na modelação do nicho, particularmente à escala biogeográfica, têm surgido diferentes interpretações sobre o tipo de nicho ecológico que os modelos realmente representam (Araújo & Guisan, 2006; Soberón & Nakamura, 2009). De um modo geral, considera-se que os modelos mecanicistas, únicos modelos capazes de estabelecer relações de causa-efeito, produzem uma estimativa do nicho fundamental (Pearson & Dawson, 2003; Kearney & Porter, 2009; Rödder & Lötters, 2009), enquanto os modelos correlativos identificam o nicho realizado (Pearson & Dawson, 2003;

Guisan & Thuiller, 2005; Soberón & Peterson, 2005; Araújo & Guisan, 2006; Kearney, 2006; Lobo *et al.*, 2010).

Na presente tese é utilizada uma técnica de modelação correlativa, sendo a abreviatura SDM utilizada para designar esse tipo de modelos. Como resultado dos grandes avanços ocorridos nas duas últimas décadas, actualmente é disponibilizado um grande número deste tipo de técnicas de modelação para estimar a área de distribuição de espécies (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005; Araújo & Guisan, 2006; Elith *et al.*, 2006; Guisan *et al.*, 2007; Wisz *et al.*, 2008) e que diferem, essencialmente, na complexidade das relações estabelecidas entre as variáveis dependentes e explicativas.

Dado que os parâmetros ou coeficientes de correlação obtidos através destas técnicas incluem, implicitamente, muitos dos processos e interacções ecológicas que estão relacionados com a ocorrência da espécie (Kearney & Porter, 2009), podem ser utilizadas variáveis que são facilmente quantificáveis e que traduzem o efeito dos factores mais directos (Guisan & Zimmermann, 2000). Contudo, é preciso ter em conta que a correlação existente entre os factores, que têm um efeito directo sobre as espécies, e os gradientes indirectos, pode ser específica em termos de localização, originando modelos preditivos que são válidos apenas localmente (Austin, 2002a; Hirzel & Le Lay 2008). De modo a ultrapassar esta limitação, os investigadores têm, frequentemente, indicado que o desenvolvimento de SDM deve considerar mais a teoria ecológica subjacente às espécies em estudo (Austin 2002a; Guisan & Thuiller 2005; Soberón & Peterson 2005; Austin 2007; Hirzel & Le Lay 2008).

Durante a aplicação destas técnicas é, igualmente, assumido que as espécies em estudo estão em equilíbrio com as variáveis ambientais (Araújo & Pearson, 2005) e o nicho ecológico permanece inalterado nas escalas espacial e temporal (Wiens & Graham, 2005; Pearman *et al.*, 2008). Deste modo, podem ser produzidas estimativas com elevado grau de incerteza, afectando, particularmente, os estudos que analisam a distribuição de espécies de acordo com projecções de alterações climáticas (Pearson & Dawson, 2003; Dormann, 2007). Além disso, os SDM não incorporam explicitamente os processos demográficos, tendo sido realizadas apenas algumas tentativas no sentido de considerar os efeitos dos fenómenos de dispersão (Midgley *et al.*, 2006).

Actualmente, a implementação de SDM é realizada principalmente em análises à macroescala, dificultando o acesso a informação sobre os mecanismos de resposta das espécies nos seus habitats (Araújo & Guisan, 2006) e sobrestimando, frequentemente, os dados de distribuição das espécies (Stockwell & Peterson, 2002; Brotons *et al.*, 2004; Segurado & Araújo, 2004; Soberón & Peterson, 2005; Araújo & Guisan, 2006). A maior autenticidade e robustez de um SDM estão dependentes de muitos factores, dos quais se destacam (Elith & Leathwick, 2009):

(1) a qualidade dos dados biológicos; (2) o poder preditivo das variáveis explicativas; e (3) a escala de estudo.

#### 1.1.2.1 Dados biológicos

A representação mais fidedigna da área de distribuição e a obtenção de informação sobre o tipo de habitats de diferentes espécies são dois objectivos comuns à monitorização de populações e à modelação preditiva da distribuição de espécies. Ambas as metodologias dependem da aquisição de dados biológicos adequados (Brotons *et al.*, 2007), sendo importante considerar alguns aspectos, dos quais se destacam:

- 1) Esforço de amostragem: o tamanho da amostra tem sido relacionado positivamente com o desempenho dos modelos de distribuição de espécies (Cumming, 2000; Reese *et al.*, 2005), mas alguns estudos têm indicado que a utilização de 50-100 registos de ocorrência da espécie é suficiente para a obtenção de resultados aceitáveis (Stockwell & Peterson, 2002; Loiselle *et al.*, 2008). Alguns métodos, que necessitam apenas de dados de presença, parecem apresentar desempenhos bons quando a amostra apresenta pelo menos 30 observações (Elith *et al.*, 2006; Kremen *et al.*, 2008; Wisz *et al.*, 2008).
- 2) Plano de amostragem: o número absoluto de observações pode ser menos relevante, caso as observações das espécies estejam bem distribuídas no espaço ambiental que a espécie ocupa. Tem sido evidenciado que o grau como as amostras abrangem o intervalo de variáveis ambientais ocupadas pela espécie afecta positivamente o desempenho dos SDM (Hortal *et al.*, 2001; Ferrier, 2002; Ferrier *et al.*, 2002; Hortal & Lobo, 2005). Nesse sentido, é frequentemente implementada uma amostragem estratificada aleatória nos estudos de prospecção ambiental e geográfica (Austin, 2002b; Theobald *et al.*, 2007). O intervalo de condições amostrado num estudo (assumindo uma resolução e uma densidade de amostragem apropriadas) determina a exactidão, a precisão e a generalização dos resultados estimados (Austin, 2002b). Os estudos que incluem apenas uma estreita gama de condições ambientais (independentemente do tamanho total da área de estudo) provavelmente apresentam baixa precisão, porque os efeitos imprevisíveis (aleatórios) da dispersão, doenças ou outros factores que não estão correlacionados com as condições ambientais serão maiores do que qualquer resposta previsível às condições ambientais.
- 3) Precisão dos dados: os erros espaciais na localização dos dados de ocorrência de espécies degradam o desempenho dos modelos preditivos (Franklin, 2009). Em estudos biogeográficos é comum o recurso a conjuntos de observações disponibilizados através de atlas de distribuição ou de colecções de museus de história natural, que consistem apenas em registos de presença das espécies. Estes tipos de dados, normalmente, resultam de

planos de amostragem pouco adequados para a elaboração de estudos a escalas finas e, muitas vezes, não se conhece qual a precisão da localização das observações (Franklin, 2009). Em áreas reduzidas é mais frequente o acesso a registos que apresentam uma grande precisão. A utilização dos Sistemas de Posicionamento Global (GPS) tem contribuído para a aquisição mais rápida e eficaz desta informação no campo.

A utilização generalizada de dados biológicos provenientes de fontes de informação, como os atlas, e a grande dificuldade em confirmar a ausência de determinados grupos de animais durante as amostragens, tem levado ao desenvolvimento e aplicação de técnicas específicas de modelação, baseadas em dados de presença das espécies. Exemplos destas técnicas incluem a "análise factorial do nicho ecológico" (ENFA; Hirzel *et al.*, 2002), o "algoritmo genético para a produção de conjunto de regras" (GARP; Stockwell & Peters, 1999) e o "algoritmo de máxima entropia" (Maxent; Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008). Apesar de ser comum a utilização da designação "SDM baseado apenas em dados de presença", na realidade algumas das suas técnicas (e.g. GARP, Maxent) seleccionam a partir da matriz de células, onde não foi registada a espécie (*Background*), um conjunto de locais que são utilizados como dados de ausência ("pseudo-ausências"). Estes SDM podem revelar-se particularmente úteis no estudo de espécies menos abundantes e que apresentam requisitos de habitats muito específicos (Newton-Cross *et al.*, 2007).

### 1.1.2.2 Dados ambientais

A compreensão dos padrões de distribuição dos organismos está dependente da identificação de variáveis preditivas relevantes que estabelecem relações causais com os dados de distribuição das espécies durante a construção do modelo preditivo. Para isso, o investigador deverá seleccionar e reunir as variáveis mais apropriadas, considerando simultaneamente a qualidade e a resolução dos dados (Elith *et al.*, 2006; Austin, 2007; Franklin, 2009), bem como a relevância ecológica da informação ambiental para as espécies em estudo (Guisan & Zimmermann, 2000; Elith & Leathwick, 2009). Deste modo, as estimativas obtidas poderão representar mais fielmente os mecanismos proximais, subjacentes às relações que se estabelecem entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais. A maior ou menor capacidade na identificação e medição de variáveis relevantes influenciará, também, o poder de estimativa dos modelos (Heglund, 2002).

O processo de selecção de um conjunto de variáveis representativas das condições ambientais relevantes para os organismos é normalmente limitado pela inexistência de um bom conhecimento qualitativo da história natural das espécies, pelas dificuldades relacionadas com as observações e medições das variáveis e devido à dificuldade em disponibilizar esta informação no formato SIG (Austin, 2002a). Por estas razões, os modelos incluem,

frequentemente, um conjunto alargado de variáveis que são facilmente obtidas directa ou indirectamente a partir da informação digital disponível. A utilização de informação muito diversa poderá, mesmo assim, ser vantajosa, já que o modelo identifica normalmente as variáveis que podem ser mais importantes, mas poderá também resultar num sobreajustamento do modelo, perdendo capacidade de generalizar as estimativas de distribuição (Chatfield, 1995). Pelo contrário, quando a quantidade dos dados é reduzida, existe maior dificuldade em seleccionar um modelo final, podendo indicar que se utilizaram variáveis irrelevantes para a espécie em estudo (Mac Nally, 2000).

Embora seja possível identificar diferentes tipos de gradientes intermédios, é frequente efectuar a distinção de três tipos de gradientes ou factores ambientais (Austin, 1999; Austin, 2002a; Soberón, 2007):

- 1) Gradientes directos: factores que têm um efeito directo (fisiológico) no crescimento, mas não correspondem a recursos consumidos pelos seres vivos. Por exemplo, a temperatura e a radiação solar podem ter inúmeros efeitos directos nos animais.
- 2) Gradientes indirectos: factores que não têm um efeito fisiologicamente directo sobre o crescimento, distribuição ou abundância e que se relacionam com as características físicas do território. À escala local os gradientes topográficos condicionam os padrões de escoamento superficial e determinam, por exemplo, a heterogeneidade espacial e temporal da humidade do solo e do ar (Allen *et al.*, 1998). Ao nível da escala regional, são exemplos a variabilidade espacial e/ou temporal da altitude, precipitação, nebulosidade, etc. A altitude representa um factor que está correlacionado com variáveis como a temperatura, que tem um efeito directo sobre o crescimento.
- 3) Gradientes de recursos: factores que correspondem aos recursos consumidos ou utilizados pelos organismos, como, por exemplo, a disponibilidade de água, alimento e território no caso dos animais.

Os factores podem ainda ser descritos como proximais e distais, tendo em consideração a posição dos factores na cadeia dos processos que afectam o organismo (Austin, 2002a). Os factores proximais representam as variáveis causais que determinam a resposta do organismo, enquanto os factores distais estão relacionados com os primeiros e representam claramente factores indirectos.

Os SDM baseados em gradientes directos ou factores proximais e gradientes de recursos serão os mais robustos e com aplicabilidade mais generalizada (Austin, 2002a; Austin *et al.* 2006). No entanto, devido a dificuldades relacionadas com a obtenção e a utilização deste tipo de dados no formato digital, são habitualmente utilizados os factores mais distais. Existe uma tendência generalizada para os gradientes indirectos apresentarem uma correlação

elevada com os padrões de distribuição das espécies (Guisan & Zimmermann, 2000), podendo assim substituir de uma forma simples algumas combinações de gradientes ambientais directos e de recursos (Guisan *et al.*, 1999). Contudo, terá que se considerar que a sua utilização apresenta como limitação a impossibilidade de extrapolar os resultados do modelo para além do intervalo de condições utilizado para desenvolver o modelo (Franklin, 2009).

A importância de cada um dos factores ambientais na descrição da distribuição de espécies encontra-se dependente da escala de estudo (Whittaker *et al.* 2001; Nogués-Bravo *et al.* 2008). Em estudos biogeográficos, os factores relacionados com a topografia, o clima ou outras variáveis distais têm sido frequentemente utilizados com sucesso na descrição de padrões de distribuição de espécies (e.g. Fleishman *et al.*, 2001; Atkinson *et al.*, 2002; Storch *et al.*, 2003; Maes *et al.*, 2003). Para a definição de medidas de conservação a nível local ou regional e maximizar a eficácia da gestão das populações, é fundamental identificar os factores que sejam mais relevantes para a análise dos padrões de distribuição a escalas finas (Bosch *et al.*, 2004).

### **1.1.2.3 Escala e/ou resolução espacial**

A compreensão do modo como os factores ecológicos atuam nas diferentes espécies, ao longo de múltiplas escalas espaciais, representa um dos principais desafios em Ecologia (Mac Nally *et al.*, 2002; Fischer *et al.*, 2004) e revela-se essencial para a selecção de medidas de gestão adequadas à conservação da biodiversidade (Bosch *et al.*, 2004; Beever *et al.*, 2006). É reconhecido que a distribuição espacial de espécies e os padrões de utilização dos habitats dependem da combinação de diversos processos que ocorrem a múltiplas escalas espaciais e temporais. Conceptualmente não existe, assim, uma única escala e/ou resolução espacial natural à qual um padrão ecológico deva ser estudado (Levin, 1992; Wiens, 2002).

O desenvolvimento de estudos seguindo uma abordagem hierárquica para testar múltiplas escalas pode proporcionar uma maior compreensão destes fenómenos (Wiens, 1989; Cushman & McGarigal, 2002; Pearson & Dawson, 2003; Meyer & Thuiller, 2006) mas, geralmente, representam métodos demorados e dispendiosos. De modo a simplificar as análises é normalmente utilizada uma abordagem estática, na qual o estudo das relações entre a ocorrência das espécies e os factores ambientais é realizado separadamente, ao longo das diferentes escalas. Em ambas as abordagens, dever-se-á evitar que existam discrepâncias entre a escala do fenómeno, os processos considerados importantes e a interpretação das estimativas dos modelos (Scott *et al.*, 2002).

A escala espacial compreende a extensão e a resolução (Wiens, 1989; Forman, 1995). A extensão reflecte normalmente a área de análise e a resolução ou grão descreve as propriedades da análise, definindo o tamanho da célula dos dados ambientais (Graham *et al.*, 2004), a exactidão espacial e a precisão dos registos de ocorrência das espécies (Tobalske, 2002). A elaboração de estudos em áreas com pequena extensão implica normalmente a utilização de dados com um elevado número de células com dimensões reduzidas, exigindo que os recursos informáticos possuam uma grande capacidade de processamento (Guisan *et al.*, 2007).

As escalas de estudo deverão ser definidas de acordo com a natureza das questões colocadas e do fenómeno ecológico em estudo (Luoto & Heikkinen, 2003). Na Tabela 1.1 apresentam-se vários exemplos de como as características dos sistemas ecológicos variam com a escala. A realização de estudos a escalas locais ou da paisagem possibilita, por exemplo, uma maior compreensão dos mecanismos biológicos subjacentes aos padrões observados e representar, mais rapidamente, eventuais alterações que ocorram nos sistemas ecológicos. Estas informações assumem, actualmente, particular relevância tendo em consideração as rápidas mudanças que parecem estar a ocorrer no clima às escalas global e regional. Por outro lado, só será possível identificar aspectos relacionados com a dinâmica de populações e de comunidades, como a utilização directa de recursos e as interacções bióticas, com o uso de escalas maiores (Vanreusel *et al.*, 2007).

A natureza dos factores a ter em consideração num SDM encontra-se, também, dependente da escala de estudo (Antunez & Mendoza, 1992; Cox & Moore, 2005). De um modo geral, os factores abióticos determinam o tamanho e a forma da área de distribuição de espécies à escala continental e regional, mas a importância deste tipo de factores pode ser, ainda, significativa num intervalo de centenas ou dezenas de metros (Hortal *et al.*, 2010). Nos sistemas terrestres, os factores climáticos representam os factores abióticos mais determinantes para a distribuição das espécies a estas escalas (Guisan & Zimmermann, 2000; Pearson & Dawson, 2003; Thuiller *et al.*, 2004; Elith & Leathwick, 2009). A adequabilidade destes factores tem sido amplamente explorada para estudar os efeitos das alterações climáticas na distribuição de espécies. No entanto, devido à baixa resolução dos dados e à pouca exactidão das estimativas (Huston, 2002), as estimativas não são, normalmente, ponderadas no âmbito da criação e aplicação de medidas de gestão e recuperação de habitats (Guisan & Thuiller, 2005).

A utilização de dados com resoluções grandes impossibilita a detecção da variabilidade em termos de microhabitats e dos gradientes microclimáticos altitudinais que constituem informação importante na análise da capacidade das espécies se adaptarem a novas condições ambientais. Por exemplo, o conhecimento desta variabilidade pode revelar-se

fundamental na análise da capacidade das espécies se movimentarem para habitats próximos que, no futuro, poderão tornar-se adequados (Carvalho *et al.*, 2010). Além disso, os factores climáticos não estabelecem, muitas vezes, uma relação ecológica directa com os factores causais reconhecidos pelos organismos e, portanto, proporcionam escassa informação sobre os processos funcionais (Austin, 2002a; Heglund, 2002; Huston, 2002; Guisan & Thuiller, 2005). Quando existentes, as correlações com os factores causais podem estar dependentes da área, do tempo e da escala, sendo possível ocorrerem alterações nos factores causais sem que as variáveis distais sofram qualquer modificação (Van Horne, 2002). Para além dos processos ligados à dinâmica das populações, os padrões de distribuição a escalas mais finas são influenciados, por exemplo, pela morfologia do terreno, responsável por variações locais no clima, e por variáveis relacionadas com o habitat, como a disponibilidade dos nutrientes e o escoamento (e.g. Mackey & Lindenmayer, 2001).

**Tabela 1.1** - Comparação de vários atributos dos sistemas ecológicos e de modelos de distribuição de espécies a escalas finas e grosseiras. Adaptado de: Wiens (1989).

Atributo	Escala	
	Fina	Grosseira
Alteração dos sistemas	Rápida	Lenta
Capacidade do sistema para detectar variações ambientais a curto prazo	Elevada	Reduzida
Efeito dos movimentos individuais nos padrões	Elevado	Reduzido
Tipo de heterogeneidade	Manchas	Mosaico da paisagem
Factores que influenciam a distribuição das espécies	Recursos/distribuição do habitat, tolerâncias fisiológicas	Barreiras, dispersão
Tipos de modelos	Mecanicistas	Correlativos
Adequabilidade para amostragem (intensidade)	Boa	Pobre
Tipo de amostragens	Quantitativas	Qualitativas
Número de variáveis importantes nas correlações	Muitas	Poucas
Resolução dos detalhes	Elevada	Reduzida
Efeitos dos erros de amostragem	Elevados	Reduzidos
Manipulações experimentais	Possíveis	Díficeis
Replicação	Possível	Difícil
Rigor empírico	Elevado	Reduzido
Potencial para generalizações	Reduzido	Elevado
Testabilidade das hipóteses	Elevada	Reduzida
Duração adequada do estudo	Curto	Longo

Os estudos de modelação que utilizam estes dados encontram-se frequentemente direccionados para a protecção de habitats ou gestão de determinadas espécies, particularmente para aquelas que surgem em áreas restritas, que são raras ou que se encontram em risco de extinção (Wiens & Bachelet, 2010).

Durante esta tese, as designações "escalas locais" ou "escalas finas" são utilizadas para fazer referência a dados com resoluções espaciais entre 100 e 500m.

## 1.2 Modelação de dados espaciais em Ecologia

Os significativos progressos que se têm registado no desenvolvimento e implementação de muitas técnicas de modelação ecológica resultam das possibilidades de implementação de procedimentos em Sistemas de Informação Geográfica (SIG), como as operações de álgebra de mapas (Berry, 1993) ou outras funcionalidades específicas que se encontram embebidas ou acopladas (Marinoni, 2004) e da abundância de dados geográficos (e.g. dados de detecção remota, dados recolhidos com recurso ao GPS).

Exemplifica-se, a seguir, como estes progressos têm contribuído para os estudos em Ecologia:

- 1) O desenvolvimento de técnicas de análise espacial e de modelação geográfica possibilitam a produção de uma grande diversidade de dados ambientais fundamentais para a caracterização da superfície terrestre (Pike, 2000) e que podem ser utilizados na modelação dos padrões de distribuição de espécies e classificação do tipo de habitats presentes numa dada região (Burrough & McDonnell, 1998; Luoto & Heikkinen, 2003). Por outro lado, a possibilidade de manipulação da resolução espacial dos dados, facilita o desenvolvimento de estudos multi-escalares (Gustafson, 1998; Johnston, 1998).
- 2) Integração de modelos preditivos em ambiente SIG, permitindo a representação da configuração espacial dos habitats mais adequados (e.g. Anderson & Martinez-Meyer, 2004; Johnson *et al.*, 2004) e possibilitando a implementação de estratégias de protecção, gestão e recuperação ambiental no contexto espacial (e.g. Araújo & Williams, 2000, Loiselle *et al.*, 2003; Cabeza *et al.*, 2004; Tole, 2006). Através das correlações obtidas nos SDM é, ainda, possível extrapolar espacialmente a estimativa da distribuição das espécies para novas áreas com condições ambientais conhecidas, mas onde não existem registos de ocorrência das espécies (Brito *et al.*, 1999; Scott *et al.*, 2002).
- 3) As técnicas de Detecção Remota (DR) podem, também, ser utilizadas no mapeamento e monitorização de alterações da biodiversidade e da cobertura do solo, a curto e a longo prazo (Johnston, 1998; Nagendra & Gadgil, 1999). Em conjunto com técnicas de

modelação de dados espaciais, estas podem, igualmente, proporcionar informação base para a avaliação do terreno e a identificação de recursos a conservar em áreas onde a distribuição das espécies não é, ainda, bem conhecida (Gould, 2000; Luoto, 2000).

- 4) A utilização dos SIG poderá ser útil na planificação de amostragens (Hayek & McDiarmid, 1994; Fellers, 1997; Theobald, 2007). A possibilidade de analisar previamente a informação geográfica possibilita um melhor conhecimento da paisagem, auxiliando a visualização do cenário das relações espaciais. Deste modo, é facilitada a identificação de potenciais habitats para amostragem, permitindo delinear amostragens estratificadas mais eficientes e com informação mais adequada.

A maior disponibilidade de dados no formato digital proporciona informação adicional sobre os processos ecológicos envolvidos nos padrões em análise, contribuindo de uma forma significativa para a difusão generalizada de SDM. Uma grande parte destes dados é produzida a partir de técnicas de modelação de dados espaciais que constituem, geralmente, alternativas mais baratas, quando comparadas com a realização de estudos de campo extensivos (Cardillo *et al.*, 1999), que possibilitam uma actualização mais fácil da informação espacial (Durr, 2004). Além disso, o desempenho dos SDM parece ser melhor quando se utilizam variáveis explicativas derivadas através destas técnicas (Newton-Cross *et al.*, 2007).

A maior resolução espacial e funcional da informação ambiental representa um outro aspecto importante que tem contribuído directamente para os progressos registados na capacidade de estimativa da qualidade do habitat e da distribuição de espécies (Huston, 2002). Em estudos a escalas maiores, os SDM utilizam frequentemente superfícies derivadas, obtidas a partir de modelos digitais de elevação com grandes resoluções espaciais.

### **1.2.1 Produção de informação derivada a partir de dados de elevação do terreno**

A escalas maiores, a distribuição espacial dos atributos morfológicos do terreno possibilita quantificar indirectamente a variabilidade espacial dos processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos (Moore *et al.*, 1991).

Os modelos digitais de elevação correspondem a representações digitais da variação contínua do relevo através do espaço segundo um sistema de coordenadas ( $x, y, z$ ), de modo a reflectir as variações da superfície terrestre (Burrough & McDonnell, 1998). O terreno pode ser representado através de dois tipos principais de modelos:

- 1) Modelos matriciais do relevo (*Digital Elevation Model* ou DEM), em que os valores de altitude são obtidos a partir de malhas regulares de pontos.

- 2) Redes irregulares trianguladas (*Triangulated Irregular Network* ou TIN), em que os valores de altitude irregularmente espaçados são ligados para formarem séries de triângulos que cobrem a superfície.

Os modelos TIN podem ser produzidos de modo a representarem mais fielmente a superfície actual do terreno (Mark, 1979), no entanto, necessitam de estruturas de dados complexas para o seu armazenamento no computador e de *software* adequado capaz de manusear os dados. Em contraste, os modelos DEM, representados por uma matriz bidimensional, caracterizam-se pela simplicidade da estrutura de dados, podendo ser lidos e manuseados por qualquer programa SIG que trabalhe com dados no formato matricial (Wise, 2000). A perda ou redundância de informação altimétrica deste tipo de modelos são também compensadas pelos algoritmos de análise disponíveis (Nery, 2008). Estes factores fazem com que a maior parte das análises baseadas em modelos digitais do terreno conduzidas em hidrologia e geomorfologia utilizem os modelos DEM (Wilson & Gallant, 2000; Wise, 2007). No campo biológico, a sua utilização está especialmente vocacionada para análise de processos espaciais aplicados, por exemplo, à análise de habitats, à gestão de recursos naturais e à modelação hidrológica (Burrough & McDonnell, 1998).

Através de diversos processos, é possível produzir, directamente a partir de DEM, atributos primários e atributos secundários (também denominados compostos). Estes últimos resultam da combinação de atributos primários e correspondem a índices que podem caracterizar a variabilidade espacial de determinados processos específicos, que ocorrem na paisagem (Moore *et al.*, 1991). Na Tabela 1.2 são apresentados alguns dos atributos primários vulgarmente utilizados e as relações que se estabelecem com as características da paisagem.

Os atributos primários podem, geralmente, ser facilmente estimados utilizando técnicas de modelação geográfica acopladas aos programas SIG. A altitude, o declive e a orientação das encostas, apesar de representarem gradientes que não apresentam um efeito directo na distribuição de espécies, são amplamente utilizados em modelos preditivos. Os atributos de posição topográfica parecem ser melhores indicadores dos processos geomorfológicos e, consequentemente, das propriedades do solo, enquanto a área da bacia hidrográfica a montante e a curvatura estão mais relacionadas com a hidrologia das vertentes (Swanson *et al.*, 1988). O Índice de Posição Topográfica (*Topographic position index* ou TPI) (Weiss, 2001), em particular, proporciona um método simples para classificar a paisagem em termos da posição do declive e da categoria da forma do terreno (Jenness, 2006).

Os atributos secundários podem ser usados para substituir os processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos mais complexos, possibilitando, por exemplo, quantificar o papel desempenhado pelo terreno na redistribuição da água na paisagem (Moore *et al.*, 1988)

e a irregularidade ou heterogeneidade do terreno, que condicionam a distribuição e abundância de flora e fauna (Wilson & Gallant, 2000).

**Tabela 1.2-** Relações entre os atributos primários do terreno e as características da paisagem. Baseadas em sínteses publicadas em: Florinsky (1998); Moore *et al.* (1991); Wilson & Gallant (2000); Franklin (2009).

Variáveis morfológicas	Características da paisagem
<b>Altitude</b>	Clima (e.g. afecta o regime de temperatura e a precipitação), zonação da vegetação e dos solos ao longo do gradiente altitudinal e regiões montanhosas.
<b>Orientação das encostas</b>	Quantidade de radiação solar recebida padrões sazonais e anuais de insolação, evapotranspiração, espessura dos horizontes do solo, algumas propriedades do solo como o teor em humidade e textura, tipo de vegetação.
<b>Declive</b>	Velocidade e taxa de escoamento superficial e subterrâneo, precipitação, tipo de vegetação, geomorfologia, humidade potencial do solo, características do solo (textura, regime de humidade, desenvolvimento, etc.).
<b>Área específica da bacia hidrográfica</b>	Humidade do solo e distribuição da cobertura vegetal, volume de escoamento, volume de água no solo, geomorfologia.
<b>Posição Topográfica</b>	Identificação e classificação de diferentes formas do terreno (e.g. vale, encosta, festo, etc.), teor de humidade e temperatura e tipo de vegetação.

Os índices de humedecimento, ou de humidade, descrevem a distribuição espacial e a extensão de áreas propensas à saturação e escoamento, estando dependentes da área de bacia hidrográfica a montante, do declive e das características (transmissividade) do solo (Moore *et al.*, 1988). Deste modo, reflectem a tendência para a água se acumular num determinado ponto da bacia ou para se mover devido às forças gravitacionais (Quinn *et al.*, 1991). As regiões das bacias hidrográficas, que estão associadas a grandes áreas de drenagem ou que possuem áreas muito planas, tendem a produzir valores elevados de índice de humedecimento, estando mais propensas a tornarem-se saturadas durante períodos com precipitação e, portanto, são mais susceptíveis de constituírem áreas que contribuem para o escoamento superficial (Page *et al.*, 2005).

A manipulação da informação subjacente ao DEM permite, ainda, a formação de redes de drenagem, delimitação de bacias hidrográficas e consequente obtenção de valores dos parâmetros morfológicos e hidrológicos. Estes processos envolvem o cálculo do escoamento superficial acumulado, para o qual existem dois principais grupos de algoritmos que determinam a direcção do escoamento: (1) escoamento simples (D8) e (2) escoamento

múltiplo (difuso). O algoritmo D8 (O'Callaghan & Mark, 1984) é o mais simples e comumente usado para definir as linhas de água, estando presente em bastantes programas SIG. Outros métodos mais sofisticados e menos conhecidos incluem algoritmos como o MD (*MultiFlow*, Quinn *et al.*, 1991), Dinf (Tarboton, 1997) e Stream-tube (Costa-Cabral & Burges, 1994). Enquanto no algoritmo D8 o conteúdo da célula é transferida para a célula vizinha com menor elevação, nos restantes algoritmos é reproduzido o escoamento em múltiplas direcções, produzindo uma representação mais real da distribuição de água superficial no terreno.

A rugosidade do terreno poderá também representar uma variável importante nos modelos de distribuição de espécies. A maioria dos métodos usados para quantificar a rugosidade do terreno originam índices calculados a partir do declive e, como resultado, estão fortemente correlacionados com este atributo. Recentemente, Sappington *et al.* (2007) desenvolveu um novo índice -*Vector Ruggedness Measure* (VRM), que quantifica a variação local do terreno de um modo mais independente e está menos correlacionado com o declive.

### 1.2.2 Erros associados à utilização de DEM

Apesar do uso generalizado dos DEM, é preciso considerar a existência de dois tipos principais de fontes de erros (Wise, 2000):

- 1) Os inerentes ao DEM que afectam a derivação dos atributos primários e secundários, que podem depois propagar-se aos modelos de distribuição de espécies;
- 2) Os causados pelos algoritmos utilizados nas análises, que podem ser minimizados quando os programas SIG disponibilizam ferramentas que identificam o algoritmo e possibilitam o controlo de parâmetros.

Estes erros e a resolução espacial do DEM podem, assim, influenciar a fiabilidade das interpretações dos resultados e o nível de precisão nas estimativas, bem como a extensão espacial dessas estimativas (Van Niel & Austin, 2007). A utilização de DEM consistentes e de dados com resoluções espaciais adequadas ao estudo representa uma forma de minimizar o efeito de possíveis erros (Wilson & Galant, 2000). Por exemplo, para modelar com exactidão as variáveis topográficas e hidrográficas, que são frequentemente utilizadas em modelos preditivos, é normalmente sugerido que se utilizem DEM com resoluções superiores a 10-20m (Hutchinson & Gallant, 2000). Em estudos sobre a distribuição de espécies vegetais, a resolução espacial pode ser definida segundo o tamanho normal dos padrões de vegetação ou das formas do relevo/terreno que influenciam a distribuição das espécies (Florinsky & Kuryakova, 1996). A crescente utilização de dados digitais na modelação ecológica tem

contribuído igualmente para o aperfeiçoamento dos dados, tornando-os mais adequados enquanto ferramentas para implementar SDM e auxiliar as políticas de conservação.

### 1.3 Anfíbios como um grupo de espécies prioritário na investigação ecológica

Os anfíbios representam actualmente um dos elementos da biodiversidade mais ameaçados do planeta (Wake, 1991; Houlahan *et al.*, 2000; Blaustein & Kiesecker, 2002; Stuart *et al.*, 2004), exibindo declínios e taxas de extinção, aparentemente, superiores àquelas observadas noutros grupos de animais (Pounds *et al.*, 1999; Carey & Alexander, 2003; Stuart *et al.*, 2004; Beebee & Griffiths, 2005). Esta situação revela-se ainda mais preocupante ao constatar-se que os processos que estão na origem do rápido declínio de 48% das espécies são desconhecidos (Stuart *et al.*, 2004) e que muitas destas perdas estão a ocorrer, simultaneamente, em diferentes regiões do planeta, incluindo nas áreas protegidas (Pounds & Crump, 1994; Pounds *et al.*, 1997; Alford & Richards, 1999; Collins & Storer, 2003; Beebee & Griffiths, 2005; Blaustein & Bancroft, 2007; McMenamin *et al.*, 2008).

Apesar desta situação, os anfíbios ainda representam um grupo de vertebrados com pouca importância aquando a definição dos planos de conservação (Rodrigues *et al.*, 2004; Pawar *et al.*, 2007; Urbina-Cardona, 2008), sendo também menos utilizados em estudos de conservação, comparativamente a outros grupos de vertebrados menos ameaçados (Brito, 2008). Por outro lado, é reconhecido que o grupo dos anfíbios pode funcionar como um excelente indicador do estado dos ecossistemas (e.g. Blaustein & Wake, 1995; Blaustein *et al.* 2001, Carey & Alexander, 2003).

À medida que os ecossistemas são alterados pelas actividades humanas, torna-se útil a utilização de organismos sensíveis que funcionem como bons indicadores dos impactos sobre a biodiversidade. As populações de anfíbios são particularmente adequadas para comparações, em termos de sensibilidade às alterações do habitat (Blaustein, 1994, Blaustein & Wake 1995; Hopkins, 2007), bem como a mudanças no clima (Henle *et al.*, 2008). A sensibilidade dos anfíbios deve-se a um conjunto de características próprias que se relacionam principalmente com a(s) (Hopkins, 2007):

- 1) Importância trófica - os anfíbios são elementos essenciais dos meios aquáticos e terrestres, ocupam diversos níveis tróficos e frequentemente representam importantes e abundantes presas do ecossistema.
- 2) Sensibilidade ambiental - as espécies apresentam algumas características que as tornam mais vulneráveis às alterações do meio (e.g. a pele permeável torna os organismos

particularmente sensíveis a alterações nas condições hídricas, a substâncias químicas e a doenças) e, como estão dependentes de ambos os meios aquático e terrestre, a alteração de um destes ambientes pode comprometer o ciclo de vida e afectar as populações.

- 3) Características biológicas adequadas à elaboração de estudos - destaca-se a baixa capacidade de dispersão dos organismos e a possibilidade de identificar e analisar um elevado número de fases larvares e terrestres.
- 4) Tendência actual para a extinção - recentemente registou-se um grande número de declínios de populações de anfíbios, superior ao verificado em outros grupos de animais.

### 1.3.1 Principais causas do declínio de anfíbios

Muitas populações de anfíbios apresentam amplas flutuações naturais como resultado da interacção de diversos factores que incluem, por exemplo, as temperaturas extremas, os longos períodos de seca e a predação (Pechmann & Wilbur, 1994; Collins & Storfer, 2003). No entanto, tem sido evidenciado que os declínios, registados nas últimas décadas, são generalizados e mais graves do que seria de esperar perante condições normais de variação demográfica (Pounds & Crump, 1994; Green, 2003). Embora seja frequente encontrar no meio científico alguma discussão sobre quais os factores ambientais mais relacionados com determinados declínios, é consensual que as causas subjacentes a estes fenómenos são extremamente complexas e resultam, em grande parte, de perturbações provocadas pelo homem (Collins & Storfer 2003; Kiesecker *et al.* 2001; Pounds *et al.* 2006). Por outro lado, admite-se que as alterações nas populações dependem de vários factores que interagem localmente (Blaustein & Kiesecker, 2002; Blaustein *et al.*, 2003), contudo, elas podem ser, igualmente, influenciadas por modificações não locais do meio ambiente (Kiesecker *et al.*, 2001).

Diversos estudos têm compilado e categorizado as possíveis causas que estão na génese dos declínios das populações de anfíbios (e.g. Alford & Richards, 1999; Gibbons *et al.*, 2000; Semlitsch, 2000; Blaustein & Kiesecker, 2002; Collins & Storfer, 2003; Beebee & Griffiths, 2005; Blaustein *et al.*, 2010). Collins & Storfer (2003) consideram a existência de seis principais ameaças, que podem ser agrupadas em duas classes:

- 1) Alterações locais do habitat, introdução de espécies exóticas e sobreexploração. Representam ameaças que são reconhecidas pelos seus efeitos negativos directos sobre as populações de anfíbios durante pelo menos os últimos cem anos. São baseadas no bom conhecimento sobre os mecanismos ecológicos básicos que suportam os declínios.

2) Alterações globais (como o aumento da radiação ultravioleta e o aquecimento global), uso de pesticidas e outros químicos tóxicos e doenças infecciosas emergentes. São ameaças que frequentemente interagem de forma subtil e complexa com múltiplas variáveis ecológicas e evolutivas que são difíceis de descrever e associar aos declínios.

A importância relativa destas ameaças, bem como as combinações que se estabelecem entre os diferentes factores, são ainda pouco compreendidas (Sodhi *et al.*, 2008). Se por um lado a destruição e a fragmentação do habitat continuam a representar as principais ameaças para os anfíbios (Alford & Richards, 1999; Sala *et al.*, 2000; Semlitsch, 2000; Rothermel & Semlitsch, 2002; Hazell, 2003; Cushman, 2006); por outro lado, têm sido apresentadas mais evidências sobre as interações sinérgicas entre estas ameaças e os factores extrínsecos, como, por exemplo, as alterações do clima (Carey & Alexander, 2003; Parmesan & Yohe, 2003; Parmesan, 2006), o fogo, a introdução de espécies exóticas (Kats & Ferrer, 2003) e a dispersão de doenças emergentes (Daszak *et al.*, 2003; Pounds *et al.*, 2006; Bosch *et al.*, 2007; Wake, 2007). Adicionalmente, há que considerar, também, as elevadas taxas de mortalidade de anfíbios devido a atropelamentos nas redes rodoviárias. Devido aos seus padrões de actividade, à estrutura das populações e à preferência por determinados tipos de habitat, a dinâmica das populações de anfíbios é particularmente afectada pela intensidade de tráfego e pelo número de vias rodoviárias (Carr & Fahrig, 2001; Hels & Buchwald, 2001; Sillero, 2008).

#### **1.3.1.1 Destruição e alterações dos habitats à escala local**

Apesar de ser reconhecido que a alteração e a destruição dos habitats representam a causa primária das perdas locais e globais de anfíbios (Alford & Richards, 1999; Sala *et al.*, 2000; Gibbons *et al.*, 2000; Brooks *et al.*, 2002; Collins & Storer, 2003), não existe, ainda, uma compreensão robusta acerca das consequências dos diferentes tipos de mudanças da estrutura do habitat que ocorrem em diferentes regiões (Gardner *et al.*, 2007). A perda de habitats e a diminuição de conectividade na paisagem podem constituir as causas directas de declínios (Lehtinen *et al.*, 1999; Cushman, 2006). Podem, também, exercer um efeito indirecto quando as alterações nos habitats contribuem para a: (1) implantação de novas espécies invasoras; (2) eliminação de prováveis presas; (3) alteração das condições biofísicas; e (4) maior frequência de situações de endogamia (Pimm *et al.*, 2006; Mora *et al.*, 2007). Para além destes aspectos, as modificações na estrutura da paisagem podem afectar a capacidade de dispersão das espécies (Laan & Verboom, 1990; Rothermel & Semlitsch, 2002; Stevens *et al.*, 2006) e diminuir a qualidade dos habitats terrestre e aquático, indispensáveis nas diferentes fases do ciclo de vida dos anfíbios (Piha *et al.*, 2007; Mac Nally *et al.*, 2009; Blaustein *et al.*, 2010).

Na Europa, a extinção de algumas populações de anfíbios encontra-se fortemente relacionada com a degradação de habitats nativos, quer através da sua destruição directa, quer pela libertação de substâncias poluentes (Blaustein & Kiesecker, 2002; Beebee & Griffiths, 2005). Nas regiões mediterrânicas, as alterações provocadas na paisagem resultam, também, da expansão de monoculturas de espécies florestais e abandono de campos agrícolas, conduzindo a um mosaico paisagístico menos heterogéneo (MacDonald *et al.*, 2000; Poyatos *et al.*, 2003; Koulouri & Giourga, 2007).

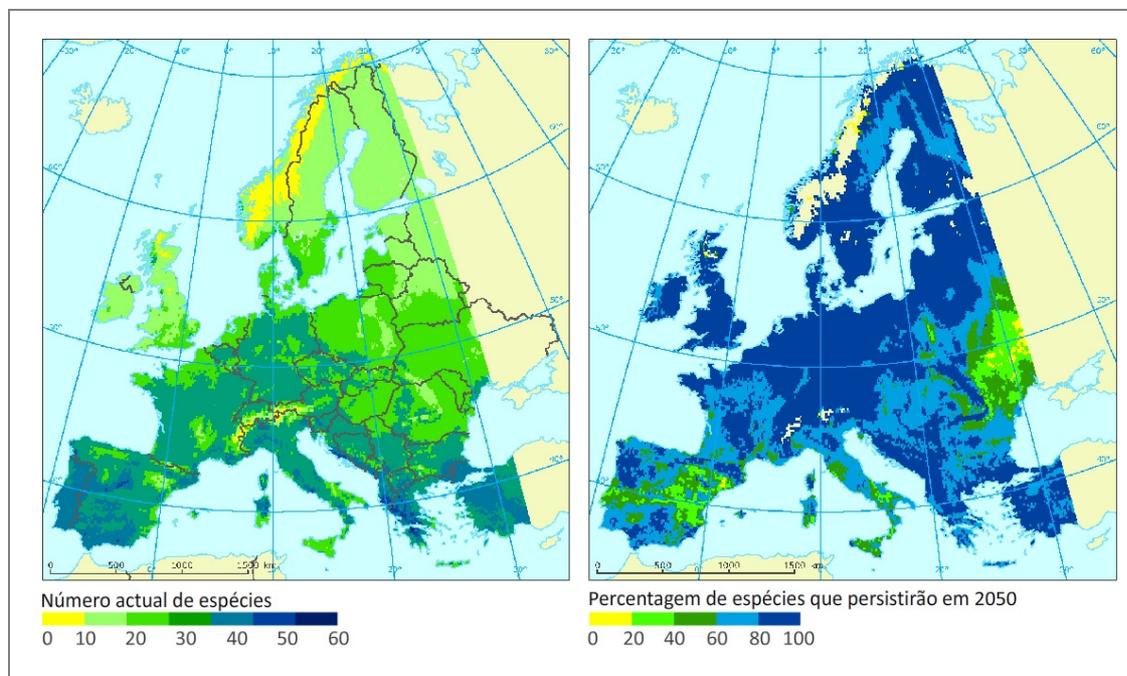
Os sistemas agrícolas tradicionais originam e possibilitam a subsistência de paisagens e habitats seminaturais que suportam comunidades biológicas muito diversificadas (Ostermann, 1998). O crescente despovoamento das zonas rurais, e o conseqüentemente o abandono dos campos e práticas agrícolas tradicionais, tem levado a uma redução considerável no número deste tipo de habitats (EEA, 2010). Muitos destes sistemas agrícolas, que incluem pastagens seminaturais e pequenos charcos, são substituídos por áreas de mato ou monoculturas de espécies florestais, o que conduz ao desaparecimento de sebes e a alterações na hidrologia, transformando as zonas importantes de ecótono (EEA, 2010). Estas modificações parecem estar a ocorrer principalmente em áreas montanhosas, onde as condições ambientais são menos apropriadas à produção agrícola e onde é mais difícil readaptar as práticas de cultivo (MacDonald *et al.*, 2000).

No sul da Europa, existem evidências que o abandono dos campos agrícolas tem originado uma redução da biodiversidade animal (e.g. MacDonald *et al.*, 2000; Stoate *et al.*, 2001), mas o impacto que estas mudanças têm provocado nas populações de anfíbios tem sido negligenciado (Russo, 2006). Para além da redução da disponibilidade de água, como consequência das alterações hidrológicas, é provável que a falta de manutenção de estruturas como os bebedouros para o gado e os muros de pedra tradicional, que são utilizados na estivação e hibernação, afectem negativamente as populações de anfíbios.

### **1.3.1.2 Impactos das alterações climáticas nos habitats**

Os relatos sobre os declínios de espécies em áreas, aparentemente, pouco perturbadas pelo homem têm levado os investigadores a sugerir que as alterações climáticas podem representar uma das causas destes acontecimentos (e.g. Pounds & Crump, 1994; Pounds *et al.*, 1999, 2006; Walther *et al.*, 2002; Parmesan, 2006; McMenamin *et al.*, 2008; Girardello *et al.*, 2010). A fragmentação dos corredores ecológicos representa uma das principais consequências destas alterações, podendo afectar as populações de organismos com reduzida capacidade de dispersão como os anfíbios e os répteis. Assim, é muito provável que se registem reduções significativas nas áreas de distribuição de muitas espécies (Araújo *et al.*,

2006), que parece ser mais evidente na Península Ibérica e em algumas regiões da Itália (Figura 1.2).

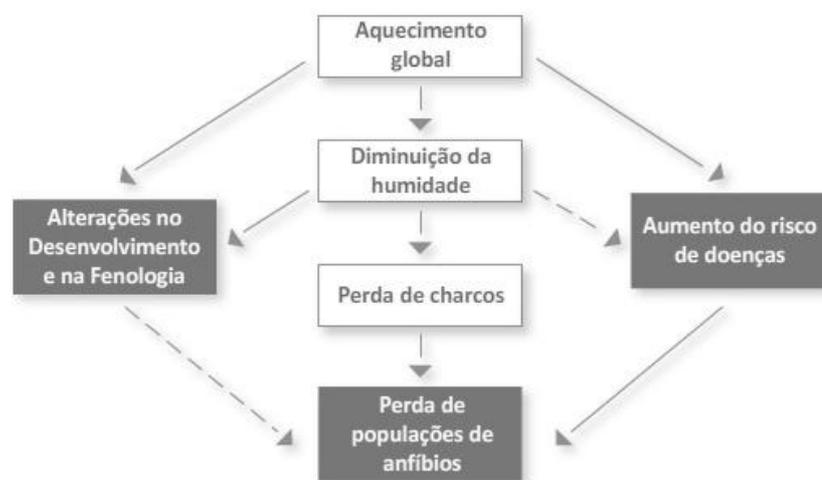


**Figura 1.2** - Previsão dos impactos das alterações climáticas na distribuição de anfíbios e répteis até ao ano 2050. Fonte: Bakkenes (2007).

Apesar destas previsões, os impactos directos de eventos climáticos extremos nos anfíbios têm sido baseados, principalmente, em relatos isolados de perdas de populações, ainda que, em conjunto, elas possam sugerir a existência de relações causais (Carey & Alexander, 2003). Na Europa, poucos estudos têm tentado demonstrar os efeitos negativos das alterações climáticas, sendo possível encontrar referências à influência directa do aquecimento global na sobrevivência e condição corporal dos organismos (Reading, 2007) e a sua ligação ao aparecimento de doenças infecciosas (Bosch *et al.*, 2007; Di Rosa *et al.*, 2007).

Os factores climáticos podem actuar directamente sobre os organismos ou, de forma indirecta, através da alteração das condições locais dos habitats (Figura 1.3). As alterações que ocorrem ao nível das temperaturas do ar e da água e na humidade representam as principais causas que afectam, directamente, a biologia dos anfíbios (Carey & Alexander, 2003). A variação destes factores influencia a fisiologia e a ecologia de muitas espécies (Duellman & Trueb, 1994), com efeitos no comportamento, na fenologia, na demografia e na sobrevivência dos organismos (e.g. Beebee, 1995; Blaustein *et al.*, 2001; Reading, 2007; McMenamin *et al.*, 2008). A antecipação do início do período reprodutivo representa uma das consequências

mais documentadas (e.g. Terhivuo, 1988; Reading, 1998; Beebee, 1995; Blaustein *et al.*, 2001; Tryjanowski *et al.*, 2003), podendo condicionar a condição corporal dos organismos e o desenvolvimento larvar (Reading & Clarke, 1995).



**Figura 1.3** - Esquema representativo dos possíveis impactos das alterações climáticas nas populações de anfíbios. As linhas contínuas evidenciam relações já demonstradas. Adaptado de McMenamin *et al.* (2008).

A resposta dos anfíbios às modificações dos regimes destes factores poderá, contudo, depender da espécie em causa e poderá, inclusive, variar entre diferentes populações da mesma espécie (Blaustein *et al.*, 2010). Por exemplo, os anfíbios que utilizam charcos permanentes têm um pico de reprodução relacionado com a temperatura, enquanto as espécies que usam charcos temporários podem ser particularmente vulneráveis a alterações nos padrões de precipitação (Richter-Boix *et al.*, 2006).

Os impactos das alterações climáticas nos habitats podem manifestar-se na redução permanente ou cíclica da adequabilidade das condições ambientais, mas podem também, em casos mais extremos, destruir os próprios habitats onde os anfíbios passam pelo menos parte do seu ciclo de vida. A alteração do ciclo hidrológico anual repercute-se nos hidroperíodos dos corpos de água, influenciando os períodos de desenvolvimento de algumas espécies e conduzindo a fracassos reprodutivos em espécies que se reproduzem, principalmente, em charcos temporários (Dodd, 1993; McCoy & Harris, 2003; Richter *et al.*, 2003; Taylor, 2006; Wake, 2007; McMenamin *et al.*, 2008; Blaustein *et al.*, 2010). A dessecação dos corpos de água impossibilitará a sobrevivência e a reprodução das espécies aquáticas ou semiaquáticas (Pounds *et al.*, 1999; Gibbons *et al.* 2000; Daszak *et al.*, 2005; McMenamin *et al.*, 2008). Este problema afectará, igualmente, as espécies terrestres de áreas mais xéricas, uma vez que a actividade destes organismos ocorre, principalmente, nas imediações de habitats aquáticos,

sendo, também, fundamentais para actuarem como refúgios durante períodos com menor teor de humidade (Duellman, 1999). Nas regiões mediterrânicas, caracterizadas pela escassez de água e de habitats húmidos, o impacto das alterações dos factores climáticos assume particular relevância.

As alterações nos valores de temperatura e de precipitação podem, igualmente, alterar a frequência, a intensidade, a duração e o momento dos incêndios, bem como, as taxas de evapotranspiração e os níveis de água subterrânea (Blaustein *et al.*, 2010). Por sua vez, podem surgir modificações na estrutura e na composição da vegetação em habitats terrestres e aquáticos, influenciando o sucesso reprodutivo e o recrutamento nas populações de anfíbios (Blaustein *et al.*, 2010) e potencialmente limitar as migrações entre habitats adequados. A fragmentação da paisagem e a inexistência de um número suficiente de corredores de dispersão pode impedir a deslocação de espécies e fomentar a extinção de populações mais isoladas (Thomas *et al.*, 2004; Araújo *et al.*, 2006; Mac Nally *et al.*, 2009).

O acréscimo dos valores da temperatura pode, também, aumentar a susceptibilidade dos anfíbios a certas doenças e infecções (Pounds *et al.*, 2006; Muths *et al.*, 2008). São conhecidos já vários relatos do forte impacto deste fenómeno em diversas populações de regiões temperadas e tropicais (Stuart *et al.*, 2004; Muths *et al.*, 2003; Bosch *et al.*, 2007; Di Rosa *et al.*, 2007). As alterações no clima podem, ainda, interagir com os efeitos provocados pelos contaminantes e pelas radiações UV (Collins & Storfer, 2003; Blaustein, 2010).

### **1.3.2 Factores que determinam a distribuição geográfica dos anfíbios**

De acordo com uma série de estudos, muitos deles baseados em SDM, a distribuição geográfica de muitas espécies está a modificar-se como resposta aos impactos causados pelas alterações ambientais/climáticas registadas nas últimas décadas (e.g. Hickling *et al.*, 2006; Parmesan, 2006; IPCC, 2007; Lenoir *et al.*, 2008). Estas alterações poderão incluir fenómenos de contracção das áreas de distribuição (e.g. Thomas & Lennon, 1999; Peterson, 2003; Wilson *et al.*, 2005; Loarie *et al.*, 2008) ou de deslocação de espécies em direcção aos pólos ou regiões com maior altitude, com ocupação de novos habitats (e.g. Parmesan, 1996; Parmesan *et al.* 1999; Pounds *et al.*, 1999; Thomas & Lennon 1999; Walther *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004; Bustamante *et al.*, 2005; Shoo *et al.*, 2005; Lenoir *et al.*, 2008; Raxworthy *et al.*, 2008). Simultaneamente, à medida que as condições ambientais dos locais se alteram, poderão ocorrer adaptações evolutivas/genéticas das populações (Bradshaw & McNeilly, 1991), que podem ser precedidas por mudanças na fenologia (Blaustein *et al.* 2003) ou alterações na composição das comunidades, devido a modificações no hidropéριο dos corpos de água (Semlitsch, 2003). Nesta perspectiva, as espécies incapazes de se adaptarem

ou de se deslocarem para novos habitats, terão maior probabilidade de se extinguirem à escala regional ou mesmo à escala global. Entre estas espécies, as que apresentam uma baixa capacidade de mobilidade e limites de tolerância mais estreitos, serão provavelmente as mais afectadas (Walther *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004; Massot *et al.*, 2008).

Os anfíbios apresentam, normalmente, uma baixa capacidade de dispersão, considerando-se frequentemente que grande parte das espécies migra até distâncias inferiores a 2km (Semlitsch, 2003; Smith & Green, 2005; Semlitsch, 2008). Sob condições menos adequadas (e.g. altos valores de temperatura e/ou baixos valores de humidade), os anfíbios podem permanecer em refúgios nas imediações de corpos de água e reduzir a actividade durante a permanência de condições ambientais desfavoráveis (Duellman, 1999; Roe & Grayson, 2008). O grau de impacto de alterações ambientais mais adversas parece estar dependente do tipo de habitat que as espécies normalmente utilizam, das dimensões dos organismos e da área de distribuição (Ray, 1958; Sodhi *et al.*, 2008). As espécies com maiores tamanhos e de ambientes xéricos são mais resistentes à dessecação, levando a supor que os juvenis recém-metamorfosados e os adultos com menores tamanhos podem ser mais susceptíveis a alterações nos factores climáticos (Blaustein *et al.*, 2010). Quando a área de distribuição está limitada a uma área mais restrita, as espécies tendem para a especialização, ficando mais vulneráveis a alterações nos seus habitats (Williams & Hero, 1998) e apresentando, normalmente, menor sucesso a nível reprodutivo e menores abundâncias (Murray *et al.*, 1998; Cooper *et al.*, 2008). Estas populações poderão ser, igualmente, mais susceptíveis a eventos estocásticos locais (Payne & Finnegan, 2007). Pelo contrário, as espécies generalistas, com áreas de distribuição mais amplas, utilizam uma maior diversidade de habitats durante as diferentes fases do ciclo de vida, tornando-as menos vulneráveis às alterações nas condições ambientais (Sodhi *et al.*, 2008).

A capacidade das espécies em se adaptarem a novas condições ambientais influenciará, certamente, a dinâmica das populações e determinará os padrões de distribuição geográfica. A presença de habitats inadequados ou de barreiras geográficas poderá, também, constituir um factor preponderante, pois condicionam a deslocação das espécies para novos locais, onde poderão existir habitats com condições adequadas. A limitação física que os organismos apresentam nos processos de dispersão, como os evidenciados durante as deslocações em áreas com elevados declives, representa outro factor a considerar na análise da distribuição de espécies (Dirnbock *et al.*, 2003).

Apesar do elevado número de factores que podem condicionar a distribuição das espécies, o desenvolvimento de SDM constitui actualmente um procedimento metodológico bastante utilizado para aceder a informação relacionada com a ocorrência das espécies no espaço geográfico e ambiental e que se torna essencial na definição de medidas de conservação. Na

Tabela 1.3 são apresentadas as variáveis ambientais explicativas mais relevantes na estimativa da ocorrência de anfíbios, compiladas a partir de alguns estudos mais recentes, que aplicaram SDM a escalas locais e regionais.

**Tabela 1.3** - Escalas espaciais e variáveis ambientais utilizadas em modelos à escala local e da paisagem para a estimativa da distribuição de espécies de anfíbios. As variáveis que foram consideradas as mais importantes na estimativa da distribuição surgem a negrito.

Estudo	Escala (m)	Variáveis ambientais		
		Clima	Topografia	Outras
Yun (2006)	15	- Temperatura (várias) - Precipitação (várias)	- Altitude	- <b>Cobertura do solo</b> - <b>Corpos de água (proximidade)</b> - NDVI - População humana (pessoas por km <sup>2</sup> )
Penman (2007)	25	- Radiação solar - Temperatura (média anual) - Precipitação (anual)	- <b>Rugosidade</b> - Altitude - Declive - Exposição - Índice de humedecimento - Escoamento acumulado - Posição topográfica	- <b>Cobertura do solo</b> (complexidade; <b>proporção de floresta</b> ) - Cursos de água (classificação)
Buedi (2010)	30	- Temperatura - Precipitação	- <b>Altitude</b> - Declive - Exposição solar	- <b>Corpos de Água</b> (proximidade) - Cobertura do solo (corine; Clue) - Solo (tipo)
Soares & Brito (2007)	1.000	<b>Precipitação</b> <b>Nevoeiro</b> Insolação	- <b>Altitude</b> - <b>Relevo</b> - Exposição	- <b>Cobertura do solo</b> (área; <b>diversidade</b> ) - <b>Corpos de água</b> (nº, largura) - Solo (tipo) - Infra-estruturas (comprimento de muros)
Am tzen (2006)	10.000	- <b>Insolação</b> - <b>Precipitação (total anual)</b> - <b>Temperatura (média anual; média julho)</b> - Humidade - Geadas (nº de dias anuais; nº de meses)	- <b>Altitude</b> - <b>Relevo</b>	- <b>Água subterrânea (dureza; acidez)</b> - NDVI - Água (acidez) - Litologia
Am tzen & Teixeira (2006)	10.000	- <b>Precipitação</b> - <b>Insolação</b> - <b>Temperatura</b> - <b>Humidade</b> - Geadas	- <b>Altitude</b> - Relevo	- Água (pH; dureza) - Litologia - NDVI
Am tzen & Themudo (2008)	10.000	- <b>Precipitação</b> (máxima em 24h; máxima relativa; média anual) - <b>Radiação solar</b> (média anual) - <b>Temperatura</b> (média anual; média mensal; intervalo anual) - Humidade relativa do ar (média mensal) - Geadas (nº médio anual de dias)	- <b>Altitude</b> - Declive	- <b>Solo</b> (permeabilidade) - NDVI (mensal, intervalo anual)
Lai (2009)	10.000	- <b>Precipitação</b> - Temperatura - Insolação	- <b>Altitude</b> - Declive - Exposição	- <b>Solo</b> (tipo, temperatura) - <b>NDVI</b> - Cobertura do solo - Corpos de água (proximidade)

Durante a análise bibliográfica realizada no âmbito deste estudo, tornou-se particularmente difícil encontrar estudos que analisassem o efeito de dados ambientais na distribuição de anfíbios a escalas mais finas. O reduzido número de estudos deste tipo pode reflectir a maior dificuldade que existe, quer na obtenção de dados biológicos, quer na identificação e aquisição de informação ambiental que permita traduzir os mecanismos subjacentes à presença das espécies a nível local. Os resultados aqui compilados sugerem a importância que os factores "tipo de habitat" e "disponibilidade de água" desempenham na modelação da distribuição de anfíbios a escalas mais finas. Pelo contrário, os SDM que utilizam dados com resoluções espaciais iguais ou superiores a 1.000m evidenciam a adequabilidade dos factores climáticos neste tipo de análises. Consta-se, também, que a utilização de variáveis relacionadas com a morfologia do terreno é muito pouco explorada, optando-se, normalmente, por testar quase exclusivamente atributos primários derivados a partir de DEM.

Considerando que os parâmetros climáticos actualmente disponíveis não capturam as interacções locais entre os organismos e o meio ambiente (Hampe, 2004), não identificando, por exemplo, a existência de áreas que podem funcionar como refúgios, a investigação sobre o contributo de variáveis relacionadas com a morfologia do terreno (e.g. escoamento e rugosidade do terreno) pode revelar-se útil no estudo dos padrões de distribuição de espécies de anfíbios a escalas mais finas.

## **1.4 Objectivos e estrutura da tese**

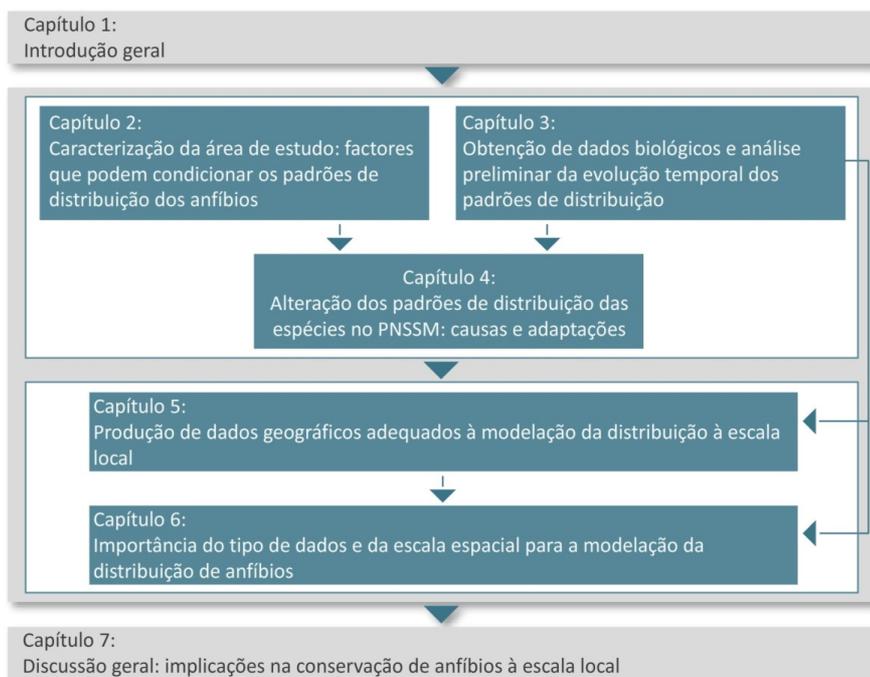
O objectivo geral desta tese centra-se na abordagem de um conjunto de questões consideradas essenciais para o conhecimento sobre os padrões de distribuição espacial e temporal de anfíbios à escala local, que assumem grande importância a nível da decisão de medidas de conservação adequadas.

A realização de um estudo pioneiro no Parque Natural da Serra de S. Mamede (PNSSM) no início da década de 1990 (Pargana, 1995) possibilitou a obtenção de informação importante sobre a ocorrência da herpetofauna na região, que serve de referência para estudos de monitorização e modelação dos padrões espaciais e temporais de distribuição de espécies. Tendo em consideração a relevância destes dados e a importância de ampliar o nosso conhecimento sobre os mecanismos que influenciam a distribuição e o equilíbrio das populações, foram propostos como principais objectivos:

- 1) Contribuir para um melhor conhecimento dos padrões de distribuição de anfíbios no PNSSM através da:

- a) Realização de um novo estudo de amostragem, ampliando a rede de locais de monitorização.
  - b) Avaliação das alterações dos padrões de distribuição às escalas espacial e temporal.
- 2) Estudar a aplicação de técnicas de análise espacial e de modelação geográfica na produção de dados geográficos para a modelação preditiva de espécies de anfíbios à escala local.
  - 3) Analisar o efeito da escala e de diferentes tipos de dados ambientais na distribuição de diferentes grupos de anfíbios.

De modo a atingir estes objectivos a tese está organizada em quatro partes como se encontra esquematizado na Figura 1.4.



**Figura 1.4** - Estrutura e relações abordadas nesta tese no contexto da conservação de anfíbios à escala local.

**PARTE I - Introdução geral e objectivos do estudo:** inclui o **capítulo 1** que consiste num enquadramento geral onde se contextualiza o actual conhecimento e a importância da investigação dos padrões de distribuição de espécies, fazendo-se uma breve referência à importância da modelação preditiva à escala local. Neste capítulo faz-se também uma abordagem à relevância do estudo de anfíbios, destacando as potenciais ameaças e os factores utilizados no estudo dos padrões de distribuição a diferentes escalas espaciais. Apresentam-se no final os objectivos e a estrutura da tese.

**PARTE II - Padrões de distribuição de anfíbios no Parque Natural da Serra de S. Mamede:**

compreende os **capítulos 2, 3 e 4**, e incide principalmente na interpretação dos padrões de distribuição determinados por dados biológicos obtidos em períodos distintos. O **capítulo 2** inclui uma breve descrição das características biofísicas da área de estudo e faz uma análise da evolução temporal dos valores de precipitação na região, considerado um factor importante para a compreensão dos padrões de distribuição dos anfíbios. No **capítulo 3** apresentam-se os mapas de distribuição elaborados com base em registos dos dois estudos anteriores e novos dados obtidos nos anos 2004 e 2005. A representação diferenciada dos dados de ocorrência possibilita uma primeira análise dos padrões de distribuição dos anfíbios. No **capítulo 4** realizam-se análises comparativas dos padrões de distribuição de anfíbios entre os anos 1993-1994 e 2004-2005. Os registos de ocorrência de espécies obtidos na mesma rede de amostragem foram utilizados para aferir alterações na riqueza específica ao longo da área do parque e analisar as mudanças do padrão de distribuição ao longo de gradientes ambientais.

**PARTE III - Produção de dados geográficos e modelação da distribuição de anfíbios à**

**escala local:** Inclui os **capítulos 5 e 6** e centra-se na importância da utilização de variáveis ambientais e de diferentes escalas na modelação preditiva. No **capítulo 5** analisa-se a importância dos modelos digitais de terreno (DEM) para a produção de superfícies derivadas potencialmente adequados para este tipo de estudos ecológicos. São apresentadas e discutidas metodologias de análise espacial e modelação geográfica utilizadas na produção de conjuntos de dados geográficos (CDG) com pequenas resoluções espaciais. Os padrões de ocorrência dos anfíbios ao longo destes gradientes ambientais foram comparados tendo em consideração três tipos de distribuição: espécies de planície, espécies generalistas e espécies de montanha. No **capítulo 6** testam-se os efeitos da escala e tipos de variáveis ambientais na estimativa da distribuição espacial de espécies. Foram produzidos modelos de distribuição de espécies (SDM) fazendo variar o tipo de dados ambientais (relacionadas com o clima e topografia, cobertura do solo e disponibilidade hídrica) e a resolução espacial desses dados. O desempenho dos modelos foi utilizado para identificar: (1) a(s) escala(s) que melhor explica(m) a distribuição das espécies; (2) as variáveis com maior capacidade preditiva nas diferentes escalas; e (3) potenciais efeitos das características ecológicas das espécies na robustez dos SDM.

**PARTE IV - Discussão geral:** corresponde ao **capítulo 7** e faz uma integração e síntese dos resultados obtidos, destacando alguns aspectos relacionados com a conservação dos anfíbios no PNSSM.

## 1.5 Referências

- Alford, R.A.; Richards, S.J. (1999). Global amphibian declines: A Problem in Applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **30**: 133-165.
- Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D.; Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Irrigation and Drainage Paper, 56. Rome: FAO. 279 pp.
- Anderson, R.P.; Martínez-Meyer, E. (2004). Modeling species' geographic distributions for conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*, **116**: 167-179.
- Antunez, A.; Mendoza, M. (1992). Factores que determinan el área de distribución geográfica de las especies: conceptos, modelos y métodos de análisis. In: Vargas, J.M.; Real, R.; Antúnez, A. (Eds.), *Objetivos y Métodos Biogeográficos. Aplicaciones en Herpetología*. (pp. 51-72). A.H.E, Madrid.
- Araújo, M.B.; Williams, P.H. (2000). Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, **96**: 331-345.
- Araújo, M.B.; Pearson, R.G. (2005). Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*, **28**: 693-695.
- Araújo, M.B.; Whittaker, R.J.; Ladle, R.J.; Erhard, M. (2005). Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, **14**: 529-538.
- Araújo, M.B.; Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, **33**: 1677-1688.
- Araújo, M.B.; Thuiller, W.; Pearson, R.G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, **33**: 1712-1728.
- Araújo, M.B.; Alagador, D.; Cabeza, M.; Nogués-Bravo, D.; Thuiller, W. (2011). Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, **14**: 484-492.
- Arntzen, J.W. (2006). From descriptive to predictive distribution models: a working example with Iberian amphibians and reptiles. *Frontiers in Zoology*, **3**: 8.
- Arntzen, J.W.; Teixeira, J. (2006). History and new developments in the mapping and modelling of the distribution of the golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica*. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, **10**: 113-126.
- Arntzen, J.W.; Themudo, E.G. (2008). Environmental parameters that determine species geographical range limits as a matter of time and space. *Journal of Biogeography*, **35**: 1177-1186.
- Atkinson, P.W.; Fuller, R.J.; Vickery, J.A. (2002). Large-scale patterns of summer and winter bird distribution in relation to farmland type in England and Wales. *Ecography*, **25**: 466-480.
- Austin, M.P. (1999). The potential contribution of vegetation ecology to biodiversity research. *Ecography*, **22**: 465-484.
- Austin, M.P. (2002a). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, **157**: 101-118.
- Austin, (2002b). Case studies of the use of environmental gradients in vegetation and fauna modeling: theory and practice in Australia and New Zealand. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Hafler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 73-82). Island Press, Washington, D.C., USA.

- Austin, M.P.; Belbin, L.; Meyers, J.A.; Doherty, M.D.; Luoto, M. (2006). Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. *Ecological Modelling*, **199**: 197-216.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, **200**: 1-19.
- Baguette, M. (2004). The classical metapopulation theory and the real, natural world: a critical appraisal. *Basic and Applied Ecology*, **5**: 213-224.
- Bakkenes, M. (2007). Produced for the EEA by Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), based on data of the ALARM project (<http://www.alarmproject.net.ufz.de>).
- Barbadillo, L.J.; Lacomba, J.I.; Pérez-Mellado, V.; Sancho, V.; López-Jurado, L.F. (1999). *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias - Guía ilustrada para identificar y conocer todas las especies*. Editorial GeoPlaneta S.A.. Barcelona. 419 pp.
- Barry, S.; Elith, J. (2006). Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, **43**: 413-423.
- Bates, B.C.; Kundzewicz, Z.W.; Wu, S.; Palutikof, J.P. (2008). Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat. Geneva. 210 pp.
- Bayliss, J.L.; Simonite, V.; Thompson, S. (2005). The use of probabilistic habitat suitability models for biodiversity action planning. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **108**: 228-250.
- Beebee, T.J.C. (1995). Amphibian breeding and climate change. *Nature*, **374**: 219-220.
- Beebee, T.J.C.; Griffiths, R.A. (2005). The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, **125**: 271-285.
- Beever, E.A.; Swihart, R.K.; Bestelmeyer, B.T. (2006). Linking the concept of scale to studies of biological diversity: evolving approaches and tools. *Diversity and Distributions*, **12**: 229-235.
- Begon, M.; Harper, J.L.; Townsend, C.R. (1996). *Ecology*. Blackwell Science, Oxford.
- Berry, J.K. (1993). Cartographic Modeling: The Analytic Capabilities of GIS. In: Goodchild, M.F; Parks, B.O.; Steyaert, L.T.. Environmental modelling with GIS. (pp.59-73). Oxford University Press, Oxford, England.
- Blaustein, A.R.; Wake, D.B.; Sousa, W.P. (1994). Amphibian Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. *Conservation Biology*, **8**: 60-71.
- Blaustein, A.R.; Wake, D.B. (1995). The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American*, **272**: 52-57.
- Blaustein, A.R.; Belden, L.K.; Olson, D.H.; Green, D.M.; Root, T.L.; Kiesecker, J.M. (2001). Amphibian Breeding and Climate Change Reproducción de Anfibios y Cambio Climático. *Conservation Biology*, **15**: 1804-1809.
- Blaustein, A.R.; Kiesecker, J.M.; (2002). Complexity in conservation: Lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters*, **5**: 597-608.
- Blaustein, A.R.; Romansic, J.M.; Kiesecker, J.M.; Hatch, A.C. (2003). Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity & Distributions*, **9**: 123-140.
- Blaustein, A.R.; Bancroft, B.A. (2007). Amphibian Population Declines: Evolutionary Considerations. *Bioscience*, **57**: 437-444.
- Blaustein, A.R.; Walls, S.C.; Bancroft, B.A.; Lawler, J.J.; Searle, C.L.; Gervasi, S.S. (2010). Direct and Indirect Effects of Climate Change on Amphibian Populations. *Diversity*, **2**: 281-313.

- Bosch, J.; Boyero, L.; Martínez-Solano, Í. (2004). Spatial scales for the management of amphibian populations. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 409-420.
- Bosch, J.; Carrascal, L.M.; Durán, L.; Walker, S.; Fisher, M.C. (2007). Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain; is there a link? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **274**: 253-260.
- Bradshaw, A.D.; McNeilly, T. (1991). Evolutionary Response to Global Climatic Change. *Annals of Botany*, **67**: 5-14.
- Brito, J.C.; Crespo, E.G.; Paulo, O.S. (1999). Modelling wildlife distributions: logistic multiple regression vs overlap analysis. *Ecography*, **22**: 251-260.
- Brito, D. (2008). Amphibian conservation: Are we on the right track? *Biological Conservation*, **141**: 2912-2917.
- Brooks, T.M.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Da Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Konstant, W.R.; Flick, P.; Pilgrim, J.; Oldfield, S.; Magin, G.; Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, **16**: 909-923.
- Brotons, L.; Thuiller, W.; Araújo, M.B.; Hirzel, A.H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, **27**: 437-448.
- Brotons, L.; Herrando, S.; Pla, M. (2007). Updating bird species distribution at large spatial scales: applications of habitat modelling to data from long-term monitoring programs. *Diversity and Distributions*, **13**: 276-288.
- Brown, J.H.; Stevens, G.C.; Kaufman, D.M. (1996). The geographic range: Size, Shape, Boundaries, and Internal Structure. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **27**: 597-623.
- Brown, J.H.; Lomolino, M.V. (1998). *Biogeography*. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Buckley, L.B.; Urban, M.C.; Angilletta, M.J.; Crozier, L.G.; Rissler, L.J.; Sears, M.W. (2010). Can mechanism inform species' distribution models? *Ecology Letters*, **13**: 1041-1054.
- Buedi, E.B. (2010). Modelling the potential distribution of three typical amphibians on Crete, and their response to climate and land use change. MSc Thesis. International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation. The Netherlands.
- Burrough, P.A.; McDonnell, R.A. (1998). Principles of Geographical Information Systems. London: Oxford.
- Bustamante, M.R.; Ron S.R.; Coloma, L.A. (2005). Cambios en la diversidad en siete comunidades de anuros en los Andes de Ecuador. *Biotropica*, **37**: 180-189.
- 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.
- Cardillo, M.; Macdonald, D.W.; Rushton, S.P. (1999). Predicting mammal species richness and distributions: testing the effectiveness of satellite-derived land cover data. *Landscape Ecology*, **14**: 423-435.
- Carey, C.; Alexander, M.A. (2003). Climate change and amphibian declines: Is there a link? *Diversity and Distributions*, **9**: 111-121.
- Carr, L.W.; Fahrig, L. (2001). Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology*, **15**: 1071-1078.
- Carroll, C. (2010). Role of climatic niche models in focal-species-based conservation planning: Assessing potential effects of climate change on Northern Spotted Owl in the Pacific Northwest, USA. *Biological Conservation*, **143**: 1432-1437.

- Carvalho, S.B.; Brito, J.C.; Crespo, E.J.; Possingham, H.P. (2010). From climate change predictions to actions – conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale. *Global Change Biology*, **16**: 3257-3270.
- Chapin III, F.S.; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Naylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D.U.; Lavorel, S.; Sala, O.E.; Hobbie, S.E.; Mack, S.E.; Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405**: 234-242.
- Chapin III, F.S.; Peterson, G.; Berkes, F.; Callaghan, T.V.; Angelstam, P.; Apps, M.; Beier, C.; Bergeron, Y.; Crépin, A.-S.; Danell, K.; Elmqvist, T.; Folke, C.; Forbes, B.; Fresco, N.; Juday, G.; Niemelä, J.; Shvidenko, A.; Whitemasn, G. (2004). Resilience and vulnerability of northern regions to social and environmental change. *Ambio*, **33**: 344-349.
- Chatfield, C. (1995). Model uncertainty, data mining and statistical inference. *Journal of the Royal Statistical Society Series A, Statistics in Society*, **158**: 419-466.
- Clark, J.S.; Macklin, E.; Wood, L. (1998). Stages and spatial scale of recruitment limitation in southern Appalachian forests. *Ecology*, **79**: 195-217.
- Collins, J.P.; Storfer, A. (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, **9**: 89-98.
- Cooper, N.; Bielby, J.; Thomas, G.H.; Purvis, A. (2008). Macroecology and extinction risk correlates of frogs. *Global Ecology and Biogeography*, **17**: 211-221.
- Costa-Cabral, M.C.; Burges, S.J. (1994). Digital elevation model networks (DEMON): a model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. *Water Resources Research*, **30** (6): 1681-1692.
- Cowling, R.M.; Pressey, R.L.; Lombard, A.T.; Desmet, P.G.; Ellis, A.G. (1999). From representation to persistence: requirements for a sustainable system of conservation areas in the species-rich mediterranean-climate desert of southern Africa. *Diversity and Distributions*, **5**: 51-71.
- Cox, C.B.; Moore, P.D. (2005). Biogeography. *An Ecological and evolutionary approach*, 7th Edition. Blackwell Publishing.
- Cox, G.M.; Gibbons, J.M.; Wood, A.T.A.; Craigon, J.; Ramsden, S.J.; Crout, N.M.J. (2006). Towards the systematic simplification of mechanistic models. *Ecological Modelling*, **198**: 240-246.
- Cumming, G.S. (2000). Using between-model comparisons to fine-tune linear models of species ranges. *Journal of Biogeography*, **27**: 441-455.
- Cushman, S.; McGarigal, K. (2002). Hierarchical, Multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology*, **17**: 637-646.
- Cushman, S.A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, **128**: 231-240.
- D'Amen, M.; Bombi, P.; Pearman, P.B.; Schmatz, D.R.; Zimmermann, N.E.; Bologna, M.A. (2011). Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? *Biological Conservation*, **144**: 989-997.
- Daszak, P.; Cunningham, A.A.; Hyatt, A.D. (2003). Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, **9**: 141-150.
- Di Rosa, I.; Simoncelli, F.; Fagotti, A.; Pascolini, R. (2007). Ecology: The proximate cause of frog declines? *Nature*, **447**: E4-5.

- Dirnböck, T.; Dullinger, S.; Grabherr, G. (2003). A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*, **30**: 401-417.
- Dodd, C.K. Jr. (1993). Cost of living in an unpredictable environment: the ecology of striped newts *Notophthalmus perstriatus* during a prolonged drought. *Copeia*, **1**: 605-614.
- Donald, P.F.; Fuller, R.J. (1998). Ornithological atlas data: a review of uses and limitations. *Bird Study*, **45**: 129-145.
- Dormann, C.F. (2007). Promising the future? Global change projections of species distributions. *Basic and Applied Ecology*, **8**: 387-397.
- Duellman, W.E.; Trueb, L. (1994). *Biology of Amphibians*. The John Hopkins University Press. Baltimore, USA.
- Duellman, W. E. (1999). Distribution Patterns of Amphibians in South America. *In: Patterns of Distribution of Amphibians* (W. E. Duellman, ed.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London, p. 255-327.
- Dunning, J.B.; Danielson, B.J.; Pulliam, H.R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, **65**: 169-175.
- Durr, P.A. (2004). Spatial epidemiology and animal disease: introduction and overview. *In: Durr, P.A.; Gattrell, A.C. (Eds), GIS and Spatial Analysis in Veterinary Science*. (pp. 35-67). CABI Publishing, Wallingford, CT.
- EEA (2008). Impacts of Europe's changing climate - An indicator-based assessment. European Environmental Agency. Copenhagen. Denmark.
- EEA (2010). The European Environment - State and Outlook 2010 - Biodiversity. European Environmental Agency. Copenhagen. Denmark.
- Elith, J.; Graham, C.H.; Anderson, R.P.; Dudyk, M.; Freer, 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.; McOverton, J.; Peterson, A.T.; Phillips, S.; Wisz, M.S.; Zimmermann, N.E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, **29**: 129-151.
- Elith, J.; Leathwick, J.R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **40**: 677-697.
- Engler, R.; Randin, C.F.; Thuiller, W.; Dullinger, S.; Zimmermann, N.E.; Araújo, M.B.; Pearman, P.B.; Albert, C.H.; Choler, P.; de Lamo, X.; Dirnböck, T.; Gómez-García, D.; Grytnes, J.-A.; Heegard, E.; Høistad, F.; Le Lay, G.; Nogues-Bravo, D.; Normand, S.; Piédalu, C.; Puscas, M.; Sebastià, M.-T.; Stanisci, A.; Theurillat, J.-P.; Trivedi, M.; Vittoz, P.; Guisan, A. (2011). 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology*, **17**: 2330-2341.
- Fellers, G.M. (1997). Design of amphibian surveys. *In: Olson, D.H.; Leonard, W.P.; Bury, R.B. (Eds), Sampling Amphibians in Lentic Habitats*. (pp. 23-34). Northwest Fauna Number 4, Society for Northwestern Vertebrate Biology, Olympia, Washington.
- Ferrand de Almeida, N.; Ferrand de Almeida, P.; Gonçalves, H.; Sequeira, F.; Teixeira, J.; Ferrand de Almeida, F. (2001). Guia FAPAS Anfíbios e Répteis de Portugal. FAPAS-Câmara Municipal de Porto. Porto.
- Ferrier S. (2002). Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here? *Systematic Biology*, **51**: 331-363.

- Ferrier, S.; Watson, G.; Pearce, J.; Drielsma, M. (2002). Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, **11**: 2275-2307.
- Ficetola, G.F.; Maiorano, L.; Falcucci, A.; Dendoncker, N.; Boitani, L.; Padoa-Schioppa, E.; Miaud, C.; Thuiller, W. (2010). Knowing the past to predict the future: land-use change and the distribution of invasive bullfrogs. *Global Change Biology*, **16**: 528-537.
- Fischer, J.O.E.R.; Lindenmayer, D.B.; Fazey, I.O.A.N. (2004). Appreciating Ecological Complexity: Habitat Contours as a Conceptual Landscape Model. *Conservation Biology*, **18**: 1245-1253.
- Fleishman, E.; Nally, R.M.; Fay, J.P.; Murphy, D.D. (2001). Modeling and Predicting Species Occurrence Using Broad-Scale Environmental Variables: an Example with Butterflies of the Great Basin. *Conservation Biology*, **15**: 1674-1685.
- Florinsky, I.V.; Kuryakova, G.A. (1996). Influence of topography on some vegetation cover properties. *Catena*, **27**: 123-141.
- Florinsky, I.V. (1998). Combined analysis of digital terrain models and remotely sensed data in landscape investigations. *Progress in Physical Geography*, **22**: 33-60.
- Foley, J.A.; Asner, G.P.; Costa, M.H.; Coe, M.T.; DeFries, R.; Gibbs, H.K.; Howard, E.A.; Olson, S.; Patz, J.; Ramanketty, N.; Snyder, P. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**: 25-32.
- Forman, R.T.T. (1995). *Land mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. 632 p. Cambridge University
- Franklin, J. (1995). Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography*, **19**: 474-499.
- Franklin, J. (2009). *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gardner, T.A.; Barlow, J.; Peres, C.A. (2007). Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, **138**: 166-179.
- Gibbons, J.W.; Scott, D.E.; Ryan, T.J.; Buhmann, K.A.; Tuberville, T.D.; Metts, B.S.; Greene, J.L.; Mills, T.; Leiden, Y.; Poppy, S.; Winne, T. (2000). The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *Bioscience*, **50**: 653-666.
- Girardello, M.; Griggio, M.; Whittingham, M.; Rushton, S. (2010). Models of climate associations and distributions of amphibians in Italy. *Ecological Research*, **25**: 103-111.
- Gould, W. (2000). Remote sensing of vegetation, plant species richness, and regional biodiversity hotspots. *Ecological Applications*, **10**: 1861-1870.
- 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 & Evolution*, **19**: 497-503.
- Graham, C.H.; Hijmans, R.J. (2006). A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, **15**: 578-587.
- Green, D.M. (2003). The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation*, **111**: 331-343.
- Grinnell, J. 1917. The niche-relationships of the California Thrasher. *Auk*, **34**: 427-433.

- 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.
- Guisan, A.; Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**: 993–1009.
- 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.; Graham, C.H.; Elith, J.; Huettmann, F. (2007). Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*, **13**: 332–340.
- Gustafson, E.J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art. *Ecosystems*, 143–156.
- Hampe, A. (2004). Bioclimate envelope models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography*, **13**: 469–471.
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, **396**: 41–49.
- Hayek, L.C.; McDiarmid, R.W. (1994). Geographic information systems. In: Heyer, W.R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.C.; Foster, M.S. (Eds.), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. (pp. 166–171). Smithsonian Institution. Press, Washington, D.C.
- Hazell, D. (2003). Frog ecology in modified Australian landscapes: a review. *Wildlife Research*, **30**: 193–205.
- Hecnar, S.J.; Casper, G.S.; Russell, R.W.; Hecnar, D.R.; Robinson, J.N. (2002). Nested species assemblages of amphibians and reptiles in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Biogeography*, **29**: 475–489.
- Heglund, P. (2002). Foundations of species-environment relations. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 35–42). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Hels, T.; Buchwald, E. (2001). The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, **99**: 331–340.
- Hengeveld, R. (1990). *Dynamic biogeography*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Henle, K.; Dick, D.; Harpke, A.; Kühn, I.; Schweiger, O.; Settele, J. (2008). Climate Change Impacts on European Amphibians and Reptiles. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee, 28th meeting Strasbourg, November 2008.
- 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.
- Herzog, S.K.; Kessler, M.; Bach, K. (2005). The elevational gradient in Andean bird species richness at the local scale: a foothill peak and a high-elevation plateau. *Ecography*, **28**: 209–222.
- Hickling, R.; Roy, D.B.; Hill, J.K.; Fox, R.; Thomas, C.D. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, **12**: 450–455.
- Hirzel, A.H.; Hausser, J.; Chessel, D.; Perrin, N. (2002). Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat- suitability maps without absence data? *Ecology*, **83**: 2027–2036.

- Hirzel, A.H.; Le Lay, G. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, **45**: 1372-1381.
- Hoffman, A.A.; Parsons, P.A. (1997). *Extreme Environmental Change and Evolution*. Cambridge University Press.
- Hopkins, W.A. (2007). Amphibians as models for studying environmental change. *Journal of the Institute for Laboratory Animal Research*, **48**(3): 270-277.
- Hortal, J.; Lobo, J.; Martín-piera, F. (2001). Forecasting insect species richness scores in poorly surveyed territories: the case of the Portuguese dung beetles (Col. Scarabaeinae). *Biodiversity and Conservation*, **10**: 1343-1367.
- Hortal, J.; Lobo, J. (2005). An ED-based Protocol for Optimal Sampling of Biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, **14**: 2913-2947.
- Hortal, J.; Roura-Pascual, N.; Sanders, N.J.; Rahbek, C. (2010). Understanding (insect) species distributions across spatial scales. *Ecography*, **33**: 51-53.
- Houlahan, J.E.; Findlay, C.S.; Schmidt, B.R.; Meyer, A.H.; Kuzmin, S.L. (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, **404**: 752-755.
- Huntley, B.; Berry, P.M.; Cramer, W.; McDonald, A.P. (1995). Modelling present and potential future ranges of some European higher plants using climate response surfaces. *Journal of Biogeography*, **22**: 967-1001.
- Huston, M.A. (2002). Introductory essay: critical issues for improving predictions. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 7-21). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology*, **22**: 415-427.
- Hutchinson, M. F.; Gallant, J. C. (2000). Digital elevation models and representation of terrain shape. In: Wilson, J. P.; Gallant, J. C. (ed.). *Terrain analysis: Principles and applications*. New York: John Wiley & Sons. p.29-50.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2007). *Climate Change 2007: the 32 physical science basis*. Summary for policy makers, fourth assessment report, working group I.
- Iverson, L.R.; Prasad, A.M. (1998). Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the Eastern United States. *Ecological Monographs*, **68**: 465-485.
- Jakob, C.; Poizat, G.; Veith, M.; Seitz, A.; Crivelli, A.J. (2003). Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia*, **499**: 51-61.
- Jarnevich, C.S.; Stohlgren, T.J.; Barnett, D.; Kartesz, J. (2006). Filling in the gaps: modelling native species richness and invasions using spatially incomplete data. *Diversity and Distributions*, **12**: 511-520.
- Jenness, J. (2006). Topographic Position Index extension for ArcView 3.x, v. 1.3a. Jenness Enterprises, (<http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>).
- Johnson, C.J.; Gillingham, M.P. (2004). Mapping uncertainty: sensitivity of wildlife habitat ratings to expert opinion. *Journal of Applied Ecology*, **41**: 1032-1041.
- Johnston, C.A. (1998). *Geographical Information Systems in Ecology*. Oxford, Blackwell Science.

- Kats, L.B.; Ferrer, R.P. (2003). Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions*, **9**: 99-110.
- Kearney, M. (2006). Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos*, **115**: 186-191.
- Kearney, M.; Porter, W. (2009). Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, **12**: 334-350.
- Kiesecker, J.M.; Blaustein, A.R.; Belden, L.K. (2001). Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, **410**: 681-684.
- Klar, N.; Fernández, N.; Kramer-Schadt, S.; Herrmann, M.; Trinzen, M.; Büttner, I.; Niemitz, C. (2008). Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation*, **141**: 308-319.
- Koulouri, M.; Giourga, C. (2007). Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena*, **69**: 274-281.
- Kremen, C.; Cameron, A.; Moilanen, A.; Phillips, S.J.; Thomas, C.D.; Beentje, H.; Dransfield, J.; Fisher, B.L.; Glaw, F.; Good, T.C.; Harper, G. J.; Hijmans, R.J.; Lees, D.C.; Louis, E.; Nussbaum, R.A.; Raxworthy, C.J.; Razafimpahanana, A.; Schatz, G.E.; Vences, M.; Vieites, D.R.; Wright, P.C.; Zjhra, M.L. (2008). Aligning Conservation Priorities Across Taxa in Madagascar with High-Resolution Planning Tools. *Science*, **320**: 222-226.
- Laan, R.; Verboom, B. (1990). Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, **54**: 251-262.
- Lai, J. (2009). Amphibian Species Distribution Modelling in Poland. *MSc Thesis*. International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation. The Netherlands.
- Lassueur, T.; Joost, S.; Randin, C.F. (2006). Very high resolution digital elevation models: Do they improve models of plant species distribution? *Ecological Modelling*, **198**: 139-153.
- Lawler, J.J.; White, D.; Neilson, R.P.; Blaustein, A.R. (2006). Predicting climate-induced range shifts: model differences and model reliability. *Global Change Biology*, **12**: 1568-1584.
- Lawler, J.J. (2009). Climate Change Adaptation Strategies for Resource Management and Conservation Planning. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1162**: 79-98.
- Lawton, J.H.; Nee, S.; Letcher, A.J.; Harvey, P.H. (1994). Animal distributions: patterns and processes. In: Edwards, P.J.; May, R.M.; Webb, N.R. (Eds.), *Large-scale ecology and conservation biology*. (pp. 41-58). Blackwell Scientific Publications, London.
- Lehtinen, R.; Galatowitsch, S.; Tester, J. (1999). Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands*, **19**: 1-12.
- Lenoir, J.; Gegout, J.; Margquet, P.; Ruffray, P.; Brisse, H. (2008). A significant upward Shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, **320**: 1768-1771.
- Levin, S.A. (1992). The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology*, **73**: 1943-1967.
- Loarie, S.R.; Carter, B.E.; Hayhoe, K.; McMahon, S.; Moe, R.; Knight, C.A.; Ackerly, D.D. (2008). Climate Change and the Future of California's Endemic Flora. *PLoS ONE*, **3**(6): e2502.
- Lobo, J.M.; Jiménez-Valverde, A.; Hortal, J. (2010). The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography*, **33**: 103-114.

- Loiselle, B.A.; Howell, C.A.; Graham, C.H.; Goerck, J.M.; Brooks, T.; Smith, K.G.; Williams, P.H. (2003). Avoiding Pitfalls of Using Species Distribution Models in Conservation Planning. *Conservation Biology*, **17**: 1591-1600.
- Loiselle, B.A.; Jørgensen, P.M.; Consiglio, T.; Jimenez, I.; Blake, J.; Lohman, L.; Monteil, O.-M. (2008). Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography*, **35**: 105-116.
- Luoto, M. (2000). Modelling of rare plant species richness by landscape variables in an agriculture area in Finland. *Plant Ecology*, **149**: 157-168.
- Luoto, M.; Heikkinen, R. (2003). Recent developments in spatial methods and data in biogeographical distribution modelling – advantages and pitfalls. *Fennia*, **181**: 35-48.
- Luoto, M.; Virkkala, R.; Heikkinen, R.K. (2007). The role of land cover in bioclimatic models depends on spatial resolution. *Global Ecology and Biogeography*, **16**: 34-42.
- Mac Nally, R. (2000). Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between - and reconciliation of - 'predictive' and 'explanatory' models. *Biodiversity and Conservation*, **9**: 655-671.
- Mac Nally, R.; Bennett, A.F.; Brown, G.W.; Lumsden, L.F.; Yen, A.; Hinkley, S.; Lillywhite, P.; Ward, D. (2002). How well do ecosystem-based planning units represent different components of biodiversity? *Ecological Applications*, **12**: 900-912.
- Mac Nally, R.; Horrocks, G.; Lada, H.; Lake, P.S.; Thomson, J.R.; Taylor, A.C. (2009). Distribution of anuran amphibians in massively altered landscapes in south-eastern Australia: effects of climate change in an aridifying region. *Global Ecology and Biogeography*, **18**: 575-585.
- MacDonald, D.; Crabtree, J. R.; Wiesinger, G.; Dax, T.; Stamou, N.; Fleury, P.; Lazpita J.G.; Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, **59**: 47-69.
- Mackey, B.G.; Lindenmayer, D.B. (2001). Towards a hierarchical framework for modelling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography*, **28**: 1147-1166.
- Maes, D.; Gilbert, M.; Titeux, N.; Goffart, P.; Dennis, R.L.H. (2003). Prediction of butterfly diversity hotspots in Belgium: a comparison of statistically focused and land use-focused models. *Journal of Biogeography*, **30**: 1907-1920.
- Magness, D.R.; Morton, J.M.; Huettmann, F. (2010). How Spatial Information Contributes to the Conservation and Management of Biodiversity. In: Cushman, S.A.; Huettmann, F. (Eds.), *Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation*. (pp. 329-344). Springer Japan.
- Malcolm, J.R.; Liu, C.; Neilson, R.P.; Hansen, L.; Hannah, L.E.E. (2006). Global Warming and Extinctions of Endemic Species from Biodiversity Hotspots. *Conservation Biology*, **20**: 538-548.
- Margules, C.R.; Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, **405**: 243-253.
- Marinoni, O. (2004). Implementation of the analytical hierarchy process with VBA in ArcGIS. *Computers & Geosciences*, **30**: 637-646.
- Mark, D.M. (1979). Phenomenon-based data structuring and digital terrain modelling. *Geo-Processing*, **1**: 27-36.
- Marsh, D.M. (2001). Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, **101**: 327-335.

- Massot, M.; Clobert, J.; Ferrière, R. (2008). Climate warming, dispersal inhibition and extinction risk. *Global Change Biology*, **14**: 461-469.
- McCoy, K.A.; Harris, R.N. (2003). Integrating developmental stability analysis and current amphibian monitoring techniques: An experimental evaluation with the salamander *Ambystoma maculatum*. *Herpetologica*, **59**: 22-36.
- McMenamin S.K.; Hadly E.A.; Wright C.K. (2008). Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**: 16988-16993.
- McPherson, M.; Jetz, W. (2007). Effects of species ecology on the accuracy of distribution models. *Ecography*, **30**: 135-151.
- Menéndez, R.; González-Megías, A.; Collingham, Y.; Fox, R.; Roy, D.B.; Ohlemüller, R.; Thomas, C. (2007) Direct and indirect effects of climate and habitat factors on butterfly diversity. *Ecology*, **88**: 605-611.
- Meyer, C.B.; Thuiller, W. (2006). Accuracy of resource selection functions across spatial scales. *Diversity and Distributions*, **12**: 288-297.
- Midgley, G.F.; Hannah, L.; Millar, D.; Rutherford, M.C.; Powrie, L.W. (2002). Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecology and Biogeography*, **11**: 445-451.
- Midgley, G.F.; Hughes, G.O.; Thuiller, W.; Rebelo, A.G. (2006). Migration rate limitations on climate change-induced range shifts in Cape Proteaceae. *Diversity and Distributions*, **12**: 555-562.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute.
- Miller, J.; Franklin, J. (2002). Modeling the distribution of four vegetation alliances using generalized linear models and classification trees with spatial dependence. *Ecological Modelling*, **157**: 227-247.
- Milly, P.C.D.; Dunne, K.A.; Vecchia, A.V. (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, **438**: 347-350.
- Moilanen, A.; Wintle, B.A.; Elith, J.; Burgman, M. (2006). Uncertainty analysis for regional-scale reserve selection. *Conservation Biology*, **20**: 1688-1697.
- Moore, I.D.; Burch, G.J.; Mackenzie, D.H. (1988) Topographic effects on the distribution of surface soil water and the location of ephemeral gullies. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **31**: 1098-1107.
- Moore, I.D.; Grayson, R.B.; Ladson, A.R. (1991). Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*, **5**: 3-30.
- Mora, C.; Metzger, R.; Rollo, A.; Myers, R.A. (2007). Experimental simulations about the effects of overexploitation and habitat fragmentation on populations facing environmental warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **274**: 1023-1028.
- Moritz, C.; Patton, J.L.; Conroy, C.J.; Parra, J.L.; White, G.C.; Beissinger, S.R. (2008). Impact of a Century of Climate Change on Small-Mammal Communities in Yosemite National Park, USA. *Science*, **322**: 261-264.
- Murray, B.R.; Fonseca, C.R.; Westoby, M. (1998). The macroecology of Australian frogs. *Journal of Animal Ecology*, **67**: 567-579.

- Muths, E.; Corn, P.S.; Pessier, A.P.; Green, D.E. (2003) Evidence for disease-related amphibian decline in Colorado. *Conservation Biology*, **110**: 357–365.
- Muths, E.; Pilliod, D.S.; Livo L.J. (2008). Distribution and environmental limitations of an amphibian pathogen in the Rocky Mountains, USA. *Biological Conservation*, **141**(6): 1484-1492.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; da Fonseca, G.A.B.; Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Nagendra, H.; Gadgil, M. (1999). Satellite imagery as a tool for monitoring species diversity: an assessment. *Journal of Applied Ecology*, **36**: 388-397.
- Nery, F. (2008). Análise de conjuntos de dados geográficos de suporte à modelação ecológica da distribuição de espécies. Tese de Doutoramento. IST. Lisboa.
- Newton-Cross, G.; White, P.C.L.; Harris, S. (2007). Modelling the distribution of badgers *Meles meles*: comparing predictions from field-based and remotely derived habitat data. *Mammal Review*, **37**: 54-70.
- Nogués-Bravo, D.; Araújo, M.B.; Errea, M.P.; Martínez-Rica, J.P. (2007). Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. *Global Environmental Change*, **17**: 420-428.
- Nogués-Bravo, D.; Araújo, M.B.; Romdal, T.; Rahbek C. (2008). Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature*, **453**: 216-219.
- O'Callaghan, J.F.; Mark, D.M. (1984). The Extraction of Drainage Networks from Digital Elevation Data. *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, **28**: 323-344.
- Ostermann, O.P. (1998). The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, **35**: 968-973.
- Page, T.; Haygarth, P.M.; Beven, K.J.; Joynes, A.; Butler, T.; Keeler, C.; Freer, J.; Owens, P.N.; Wood, G.A. (2005). Spatial variability of soil phosphorus in relation to the topographic index and critical source areas: sampling for assessing risk to water quality. *Journal of Environmental Quality*, **34**, 2263-2277.
- Pargana, J. (1995). Estudo da Herpetofauna do Parque Natural da Serra de S. Mamede. Relatório ICN/PNSSM, 66 pp.
- Parmesan, C. (1996). Climate and species' range. *Nature*, **382**: 765-766.
- Parmesan, C.; Ryrholm, N.; Stefanescu, C.; Hillk, J.K.; Thomas, C.D.; Descimon, H.; Huntleyk, B.; Kailal, L.; Kullberg, J.; Tammaru, T.; Tennent, W.J.; Thomas, J.A.; Warren, M. (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, **399**: 579-583.
- Parmesan, C.; Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, **421**: 37-42.
- Parmesan, C.; Gaines, S.; Gonzalez, L.; Kaufman, D.M.; Kingsolver, J.; Peterson, A.T.; Sagarin, R. (2005). Empirical perspectives on species borders: from traditional biogeography to global change. *Oikos*, **108**: 58-75.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **37**: 637-669.
- Pawar, S.; Koo, M.S.; Kelley, C.; Ahmed, M.F.; Chaudhuri, S.; Sarkar, S. (2007). Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, **136**: 346-361.

- Payne, J.L.; Finnegan, S. (2007). The effect of geographic range on extinction risk during background and mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**: 10506-10511.
- Pearman, P.B.; Guisan, A.; Broennimann, O.; Randin, C.F. (2008). Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**: 149-158.
- Pearson, R.G.; Dawson, T.P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, **12**: 361-371.
- Pearson, R.G.; Thuiller, W.; Araújo, M.B.; Martinez-Meyer, E.; Brotons, L.; McClean, C.; Miles, L.; Segurado, P.; Dawson, T.P.; Lees, D.C. (2006). Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography*, **33**: 1704-1711.
- Pechmann, J.H.K.; Wilbur, H.M. (1994). Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica*, **50**: 65-84.
- Penman, T.D.; Mahony, M.J.; Towerton, A.L.; Lemckert, F.L. (2007). Spatial models of giant burrowing frog distributions. *Endangered Species Research*, **3**: 115-124.
- Peterson, A.T. (2003). Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology*, **9**: 647-655.
- Phillips, S.J.; Anderson, R.P.; Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**: 231-259.
- Phillips, S.J.; Dudik, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, **31**: 161-175.
- Piha, H.; Luoto, M.; Piha, M.; Merilä, J. (2007). Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme. *Global Change Biology*, **13**: 300-311.
- Pike, R.J. (2000). Geomorphometry - diversity in quantitative surface analysis. *Progress in Physical Geography*, **24**: 1-20.
- Pimm, S.; Raven, P.; Peterson, A.; Sekercioglu, Ç.H.; Ehrlich, P.R. (2006). Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **103**: 10941-10946.
- Pounds, J.A.; Crump, M.L. (1994). Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology*, **8**: 72-85.
- Pounds, J.A.; Fogden, M.P.L.; Savage, J.M.; Gorman, G.C. (1997). Test of null models for amphibian declines on a tropical mountain. *Conservation Biology*, **11**: 1307-1322.
- Pounds, J.A.; Fogden, M.P.L.; Campbell, J.H. (1999). Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, **398**: 611-616.
- Pounds, J.A.; Bustamante, R.M.; Coloma, A.L.; Consuegra, J.A.; Fogden, M.P.L.; Foster, P.N.; La Marca, E.; Masters, K.L.; Merino-Viteri, A.; Pushendorf, R.; Ron, S.R.; Sánchez-Azofeifa, G.A.; Still, C.J.; Young, B.E. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, **439**: 161-167.
- Poyatos, R.; Latron, J.; Llorens, P. (2003). Land Use and Land Cover Change After Agricultural Abandonment. *Mountain Research and Development*, **23**: 362-368.
- Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale (eds Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. and Samson, F.B.), Island Press, Colelo, Washington, pp. 53-61.

- Pulliam, H.R. (1988). Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist*, **132**: 652-661.
- Pulliam, H.R.; Danielson, B.J. (1991). Sources, Sinks, and Habitat Selection - A Landscape Perspective on Population-Dynamics. *American Naturalist*, **137**: S50-S66.
- Pulliam, H.R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, **3**: 349-361.
- Quinn, P.; Beven, K.; Chevallier, P.; Planchon, O. (1991). The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modeling using digital terrain models. *Hydrological Processes*, **5**: 59-79.
- Rahbek, C. (2005). The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters*, **8**: 224-239.
- Raxworthy, C.J.; Pearson, R.G.; Rabibisoa, N.; Rakotondrazafy, A.M.; Ramanananjato, J.-B.; Raselimanana, A.P.; Wu, S.; Nussbaum, R.A.; Stone, D.A. (2008). Extinction vulnerability of tropical montane endemism from warming and upslope displacement: a preliminary appraisal for the highest massif in Madagascar. *Global Change Biology*, **14**: 1703-1720.
- Ray, C. (1958). Vital limits and rates of desiccation in salamanders. *Ecology*, **39**: 75-83.
- Reading, C.J.; Clarke, R.T. (1995). The effects of density, rainfall and environmental temperature on body condition and fecundity in the common toad, *Bufo bufo*. *Oecologia*, **102**: 453-459.
- Reading, C.J. (1998). The effect of winter temperatures on the timing of breeding activity in the common toad *Bufo bufo*. *Oecologia*, **117**: 469-475.
- Reading, C.J. (2007). Linking global warming to amphibian declines through its effect on female body condition and survivorship. *Oecologia*, **151**: 125-131.
- Reese, G.C.; Wilson, K.R.; Hoeting, J.A.; Flather, C.H. (2005). Factors affecting species distribution predictions: a simulation modeling experiment. *Ecological Applications*, **15**: 554-564.
- Richter, S.C.; Young, J.E.; Johnson, G.N.; Seigel, R.A. (2003). Stochastic variation in reproductive success of a rare frog, *Rana sevosae*: implications for conservation and for monitoring amphibian populations. *Biological Conservation*, **111**: 171-177.
- Richter-Boix, A.; Llorente, G.A.; Montori, A. (2006). Breeding phenology of an amphibian community in a Mediterranean area. *Amphibia-Reptilia*, **27**: 549-559.
- Rödger, D.; Lötters, S. (2009). Niche shift versus niche conservatism? Climatic characteristics of the native and invasive ranges of the Mediterranean house gecko (*Hemidactylus turcicus*). *Global Ecology and Biogeography*, **18**: 674-687.
- Rodrigues, A.S.L.; Akçakaya, H.R.; Andelman, S.J.; Bakarr, M.I.; Boitani, L.; Brooks, T.M.; Chanson, J.S.; Fishpool, L.D.C.; Da Fonseca, G.A.B.; Gaston, K.J.; Hoffmann, M.; Marquet, P.A.; Pilgrim, J.D.; Pressey, R.L.; Schipper, J.; Sechrest, W.; Stuart, S.N.; Underhill, L.G.; Waller, R.W.; Watts, M.E.J.; Yan, X. (2004). Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience*, **54**: 1092-1100.
- Rodríguez, J.P.; Brotons, L.; Bustamante, J.; Seoane, J. (2007). The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, **13**: 243-251.
- Roe, A.W.; Grayson, K.L. (2008). Terrestrial Movements and Habitat Use of Juvenile and Emigrating Adult Eastern Red-Spotted Newts, *Notophthalmus viridescens*. *Journal of Herpetology*, **42**: 22-30.
- Rothermel, B.B.; Semlitsch, R.D. (2002). An Experimental Investigation of Landscape Resistance of Forest versus Old-Field Habitats to Emigrating Juvenile Amphibians. *Conservation Biology*, **16**: 1324-1332.

- Rovito, S.M.; Parra-Olea, G.; Vásquez-Almazán, C.R.; Papenfuss, T.J.; Wake, D.B. (2009). Dramatic declines in neotropical salamander populations are an important part of the global amphibian crisis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106**: 3231-3236.
- Rushton, S.P.; Ormerod, S.J.; Kerby, G. (2004). New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, **41**: 193-200.
- Russo, D. (2006). Effects of land abandonment on animal species in Europe: Conservation and management implications. Report: 1-52. Portici, Italy, Laboratorio di Ecologia Applicata, Dipartimento Ar.Bo.Pa.Ve., Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Napoli Federico II.
- Rutherford, M.C.; Powrie, L.W.; Schulze, R.E. (1999). Climate change in conservation areas of South Africa and its potential impact on floristic composition: a first assessment. *Diversity and Distributions*, **5**: 253-262.
- Sala, O.E.; Chapin III, F.S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; Leemans, R.; Lodge, D.M.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, N.L.; Sykes, M.T.; Walker, B.H.; Walker, M.; Wall, D.H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, **287**: 1770-1774.
- Sappington, J.M.; Longshore, K.M.; Thompson, D.B. (2007). Quantifying Landscape Ruggedness for Animal Habitat Analysis: A Case Study Using Bighorn Sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management*, **71**: 1419-1426.
- Schröter, D.; Cramer, W.; Leemans, R.; Prentice, I.C.; Araújo, M.B.; Arnell, N.W.; Bondeau, A.; Bugmann, H.; Carter, T.R.; Gracia, C.A.; de la Vega-Leinert, A.C.; Erhard, M.; Ewert, F.; Glendinning, M.; House, J.I.; Kankaanpää, S.; Klein, R.J.T.; Lavorel, S.; Lindner, M.; Metzger, M.J.; Meyer, J.; Mitchell, T.D.; Reginster, I.; Rounsevell, M.; Sabaté, S.; Sitch, S.; Smith, B.; Smith, J.; Smith, P.; Sykes, M.T.; Thonicke, K.; Thuiller, W.; Tuck, G.; Zaehle, S.; Zierl, B. (2005). Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science*, **310**: 1333-1337.
- Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (2002). Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Island Press, Colelo, Washington.
- Segurado, P.; Araújo, M.B. (2004). An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography*, **31**: 1555-1568.
- Sekercioglu, C.H.; Schneider, S.H.; Fay, J.P.; Loarie, S.R. (2008). Climate Change, Elevational Range Shifts, and Bird Extinctions. *Conservation Biology*, **22**: 140-150.
- Semlitsch, R.D. (2000). Principles for Management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, **64**: 615-631.
- Semlitsch, R.D. (2003). Conservation of pond breeding amphibians. In: Semlitsch, R.D. (Eds.), *Amphibian Conservation*. (pp. 8-23). Smithsonian Institution, Washington.
- Semlitsch, R.D. (2008). Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. *The Journal of Wildlife Management*, **72**: 260-267.
- Seoane, J.; Vinuela, J.; Daz-Delgado, R.; Bustamante, J. (2003). The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian peninsula. *Biological Conservation*, **111**: 401-414.
- Seoane, J.; Bustamante, J.; Díaz-Delgado, R. (2005). Effect of Expert Opinion on the Predictive Ability of Environmental Models of Bird Distribution. *Conservation Biology*, **19**: 512-522.
- Shoo, L.P.; Williams, S.E.; Hero, J.M. (2005). Potential decoupling of trends in distribution area and population size of species with climate change. *Global Change Biology*, **11**: 1469-1476.

- Sillero, N. (2006). Application of Remote Sensing and Geographical Information Systems in the Biogeography of Iberian Amphibians and Reptiles. *PhD Thesis*. Universidad de León.
- Sillero, N. (2008). Mortality Levels of Amphibians on Spanish Country Roads, Descriptive and Spatial Analysis, *Amphibia-Reptilia*, **29**: 337-347.
- Sillero, N.; Barbosa, A.M.; Martínez-Freiría, F.; Real, R. (2010). Los modelos de nicho ecológico en la herpetología ibérica: pasado, presente y futuro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, **21**: 1-24.
- Smith, M.A.; Green, D.M. (2005). Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, **28**: 110-128.
- Soares, C.; Brito, J. (2007). Environmental Correlates for Species Richness among Amphibians and Reptiles in a Climate Transition Area. *Biodiversity and Conservation*, **16**: 1087-1102.
- Soberón, J.; Peterson, T. (2005). Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics*, **2**: 1-10.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, **10**: 1115-1123.
- Soberón, J.; Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106**: 19644-19650.
- Sodhi, N.S.; Bickford, D.; Diesmos, A.C.; Lee, T.M.; Koh, L.P.; Brook, B.W.; Sekercioglu, C.H.; Bradshaw, C.J.A. (2008). Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. *PLoS ONE*, **3**: e1636.
- Stauffer, D.F. 2002. Linking Populations and Habitats: Where have we been? Where Are We Going? *In*: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 53-61). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Stevens, V.M.; Verkenne, C.; Vandewoestijne, S.; Wesselingh, R.A.; Baguette, M. (2006). Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. *Molecular Ecology*, **15**: 2333-2344.
- Stoate, C.; Boatman, N.D.; Borralho, R.J.; Carvalho, C.R.; Snoo, G.R.d.; Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, **63**: 337-365.
- Stockwell, D.; Peters, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, **13**: 143-158.
- Stockwell, D.R.B.; Peterson, A.T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*, **148**: 1-13.
- Stockwell, D.; Peterson, A.T. (2003). Comparison of resolution of methods used in mapping biodiversity patterns from point-occurrence data. *Ecological Indicators*, **3**: 213-221.
- Storch, D.; Konvicka, M.; Benes, J.; Martinková, J.; Gaston, K.J. (2003). Distribution patterns in butterflies and birds of the Czech Republic: separating effects of habitat and geographical position. *Journal of Biogeography*, **30**: 1195-1205.
- Stuart, S.N.; Chanson, J.S.; Cox, N.A.; Young, B.E.; Rodrigues, A.S.L.; Fischman, D.L.; Waller, R.W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, **306**: 1783-1786.
- Swanson, F.J.; Kratz, T.K.; Caine, N.; Woodmansee, R.G. (1988). Landform effects on ecosystem patterns and processes. *BioScience*, **38**: 92-98.

- Tarboton, D.G. (1997). A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research*, **33** (2): 309-319.
- Taylor, B.E.; Scott, D.E.; Gibbons, J.W. (2006). Catastrophic reproductive failure, terrestrial survival, and persistence of the marbled salamander. *Biological Conservation*, **20**: 792-801.
- Télliez-Valdés, O.; DiVila-Aranda, P. (2003). Protected Areas and Climate Change: a Case Study of the Cacti in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, México. *Conservation Biology*, **17**: 846-853.
- Terhivuo, J. (1988). Phenology of spawning of the common frog (*Rana temporaria*) in Finland from 1846 to 1986. *Annales Zoologica Fennici*, **25**: 165-175.
- Theobald, D.; Stevens, D.; White, D.; Urquhart, N.; Olsen, A.; Norman, J. (2007). Using GIS to Generate Spatially Balanced Random Survey Designs for Natural Resource Applications. *Environmental Management*, **40**: 134-146.
- Thomas, C.D.; Lennon, J.J. (1999). Birds extend their ranges northwards. *Nature*, **399**: 213-213.
- Thuiller, W.; Araújo, M.B.; Lavorel, S. (2004). Do we need land-cover data to model species distributions in Europe? *Journal of Biogeography*, **31**: 353-361.
- Thomas, C.D.; Cameron, A.; Green, R.E.; Bakkenes, M.; Beaumont, L.J.; Collingham, Y.C.; Erasmus, B.F.N.; de Siqueira, M.F.; Grainger, A.; Hannah, L.; Hughes, L.; Huntley, B.; van Jaarsveld, A.S.; Midgley, G.F.; Miles, L.; Ortega-Huerta, M.A.; Peterson, A.T.; Phillips, O.L.; Williams, S.E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, **427**: 145-148.
- Thuiller, W.; Lavorel, S.; Sykes, M.T.; Araújo, M.B. (2006). Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions*, **12**: 49-60.
- Tobalske C. (2002). Effects of spatial scale on the predictive ability of habitat models for the GreenWoodpecker in Switzerland. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 197-204). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Tole, L. (2006). Choosing reserve sites probabilistically: A Colombian Amazon case study. *Ecological Modelling*, **194**: 344-356.
- Travaini, A.; Bustamante, J.; Rodríguez, A.; Zapata, S.; Procopio, D.; Pedrana, J.; Peck, R.M. (2007). An integrated framework to map animal distributions in large and remote regions. *Diversity and Distributions*, **13**: 289-298.
- Trivedi, M.R.; Berry, P.M.; Morecroft, M.D.; Dawson, T.P. (2008). Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology*, **14**: 1089-1103.
- Tryjanowski, P., Mariusz, R. & Sparks, T.H. (2003) Changes in spawning dates of common frogs and common toads in western Poland in 1978–2002. *Annales Zoologica Fennica*, **40**: 459-464.
- Underhill, L.G.; Gibbons, D.W. (2002). Mapping and monitoring bird populations: their conservation uses. *Conserving bird biodiversity: general principles and their application* (ed. by K. Norris and D.J. Pain), pp. 34-60. Cambridge University Press, Cambridge.
- Urbina-Cardona, J.N. (2008). Conservation of Neotropical herpetofauna: research trends and challenges. *Tropical Conservation Science*, **1**: 359-375.
- Van Horne, B. (2002). Approaches to habitat modeling: the tensions between pattern and process and between specificity and generality. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael,

- M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 63-72). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Van Niel, K.P.; Austin, M.P. (2007). Use of statistical modelling for conservation evaluation: Impact of error propagation from digital elevation data on predictive vegetation models. *Ecological Applications*, **17**(1): 266-280.
- Vanreusel, W.; Maes, D.; Van Dyck, H. (2007). Transferability of Species Distribution Models: a Functional Habitat Approach for Two Regionally Threatened Butterflies. *Conservation Biology*, **21**: 201-212.
- Wake, D.B. (1991). Declining amphibian populations. *Science*, **253**: 860.
- Wake, D.B. (2007). Climate change implicated in amphibian and lizard declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**: 8201-8202.
- Walther, G.-R.; Post, E.; Convey, P.; Menzel, A.; Parmesan, C.; Beebee, T.J.C.; Fromentin, J.-M.; Hoegh-Guldberg, O.; Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**: 389-395.
- Weiss, A. (2001). Topographic Position and Landforms Analysis. Poster presentation, ESRI User Conference, San Diego, CA.
- Westman, W.E. (1991). Measuring Realized Niche Spaces: Climatic Response of Chaparral and Coastal Sage Scrub. *Ecology*, **72**: 1678-1684.
- White, P.; Kerr, J.T. (2007) Human impacts on environment-diversity relationships: evidence for biotic homogenization from butterfly species richness patterns. *Global Ecology and Biogeography*, **16**: 290-299.
- Whittaker, R.H. (1967). Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews*, **42**: 207-264.
- Whittaker, R.J.; Willis, K.G.; Field, R. (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, **28**: 453-470.
- Wiens, J.A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, **3**: 385-397.
- Wiens, J.A. (2002). Predicting Species Occurrences: Progress, Problems, and Prospects. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Hafler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 739-749). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Wiens, J.J.; Graham, C.H. (2005). Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **36**: 519-539.
- Wiens, J.A.; Stralberg, D.; Jongsomjit, D.; Howell, C.A.; Snyder, M.A. (2009). Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106**: 19729-19736.
- Wiens, J.A.; Bachelet, D. (2010). Matching the Multiple Scales of Conservation with the Multiple Scales of Climate Change. *Conservation Biology*, **24**: 51-62.
- Williams, S.E.; Hero, J.-M. (1998). Rainforest frogs of the Australian wet tropics: guild classification and the ecological similarity of declining species. *Proceedings of the Royal Society of London Series B Biological Sciences*, **265**: 597-602.
- Wilson, J.P.; Gallant, J.C. (2000). Terrain analysis: Principles and applications. New York: John Wiley & Sons.

- Wilson, R.J.; Gutiérrez, D.; Gutiérrez, J.; Martínez, D.; Agudo, R.; Monserrat, V.J. (2005). Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, **8**: 1138-1146.
- Wilson, R.J.; Davies, Z.G.; Thomas, C.D. (2010). Linking habitat use to range expansion rates in fragmented landscapes: a metapopulation approach. *Ecography*, **33**: 73-82.
- Wise, S. (1998). The effect of GIS interpolation errors on the use of digital elevation models in geomorphology. *In*: Lane, S.N.; Richards, K.S.; Chandler, J.H. (Eds.) *Landform monitoring, modelling and Analysis*. New York: John Wiley and Sons. 300p.
- Wise, S.M. (2000). Assessing the quality for hydrological applications of digital elevation models derived from contours. *Hydrological Processes*, **14**: 1909-1929.
- Wise, S.M. (2007). Effect of differing DEM creation methods on the results from a hydrological model. *Computers & Geosciences*, **33**: 1351-1365.
- Wisz, M.S.; Hijmans, R.J.; Li, J.; Peterson, A.T.; Graham, C.H.; Guisan, A.; NCEAS Predicting Species Distributions Working Group (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, **14**: 763-773.
- With, K.A.; Schrott, G.R.; King, A.W. (2006). The implications of metalandscape connectivity for population viability in migratory songbirds. *Landscape Ecology*, **21**: 157-167.
- Yamaura, Y.; Amano, T.; Kusumoto, Y.; Nagata, H.; Okabe, K. (2011). Climate and topography drives macroscale biodiversity through land-use change in a human-dominated world. *Oikos*, **120**: 427-451.
- Yun, W. (2006). Mapping amphibian distribution at national scale, using species environmental models. *MSc Thesis*. International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation. The Netherlands.
- Zimmerman, B. L.; Simberloff, D. (1996). An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian forest. *Journal of Biogeography*, **23**: 27-46.
- Zimmermann, N.E.; Kienast, F. (1999). Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: Species versus community approach. *Journal of Vegetation Science*, **10**: 469-482.

## **PARTE II**

---

### PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE ANFÍBIOS NO PARQUE NATURAL DA SERRA DE S. MAMEDE



# O PARQUE NATURAL DA SERRA DE S. MAMEDE: BREVE CARACTERIZAÇÃO BIOFÍSICA E ANÁLISE TEMPORAL DOS PADRÕES DE PRECIPITAÇÃO

O Parque Natural da Serra de S. Mamede (PNSSM) localiza-se na região nordeste do Alto Alentejo, abrangendo um maciço montanhoso com orientação noroeste-sudeste que se estende pelos territórios português e espanhol (Figura 2.1). Criado em 1989 com uma área de 31.750ha (Decreto-Lei n.º 121/89 de 14 de Abril), o parque natural foi posteriormente alargado e enquadrado para uma área mais a norte; possuindo actualmente uma extensão aproximada de 56.000ha (Decreto Regulamentar n.º 20/04, de 20 de Maio).

Dado o seu valor natural único, a área geográfica está também classificada como Sítio de Especial Interesse para a Conservação da Natureza - Biótopo CORINE e Sítio de Importância Comunitária (SIC) S. Mamede, no âmbito da Rede Natura 2000 (PTCON0007, Resolução do Conselho de Ministros nº 115-A/2008, de 21 de Julho).

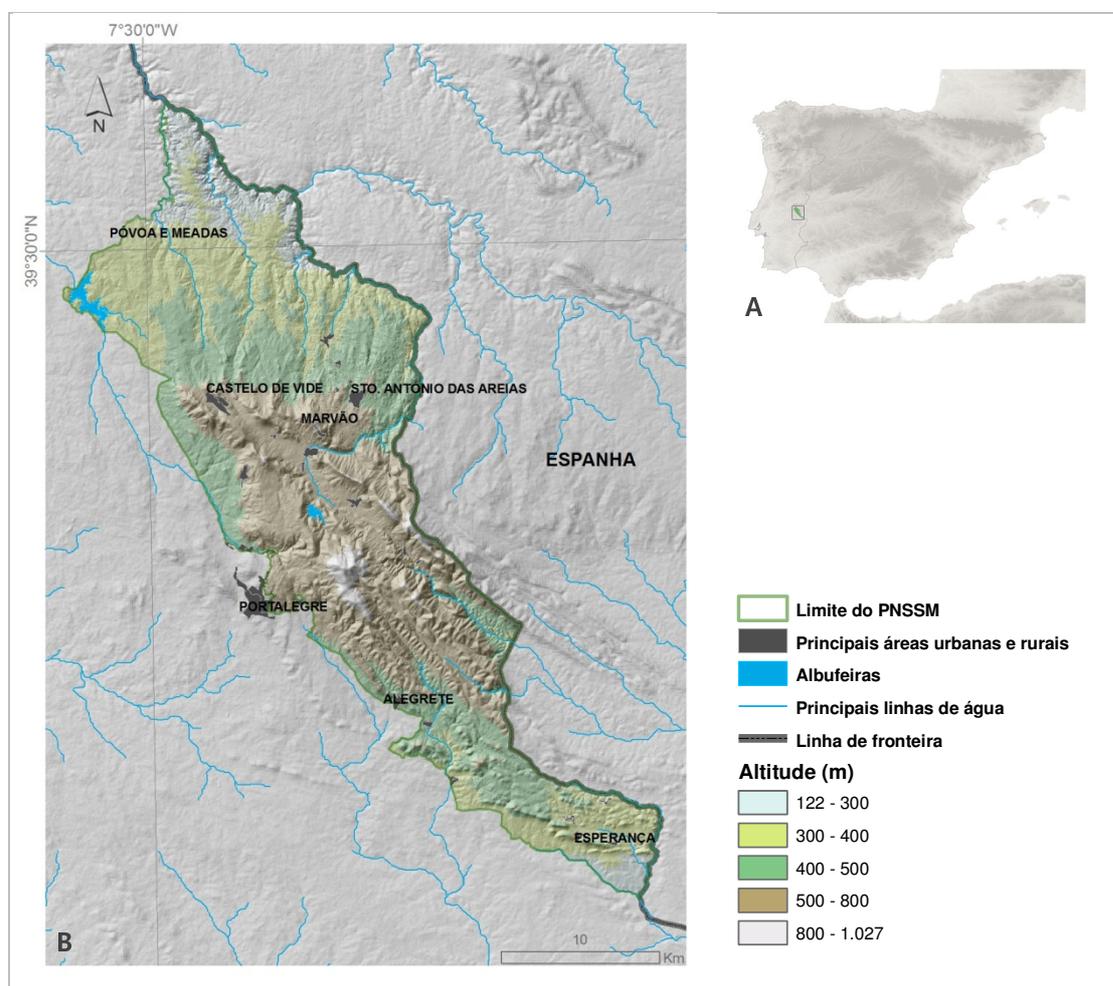
### 2.1 Breve caracterização biofísica

A área do PNSSM apresenta uma grande variabilidade do ponto de vista geomorfológico e climático, proporcionando condições ambientais que suportam uma grande diversidade florística e faunística. A paisagem pode ser diferenciada essencialmente por três zonas distintas:

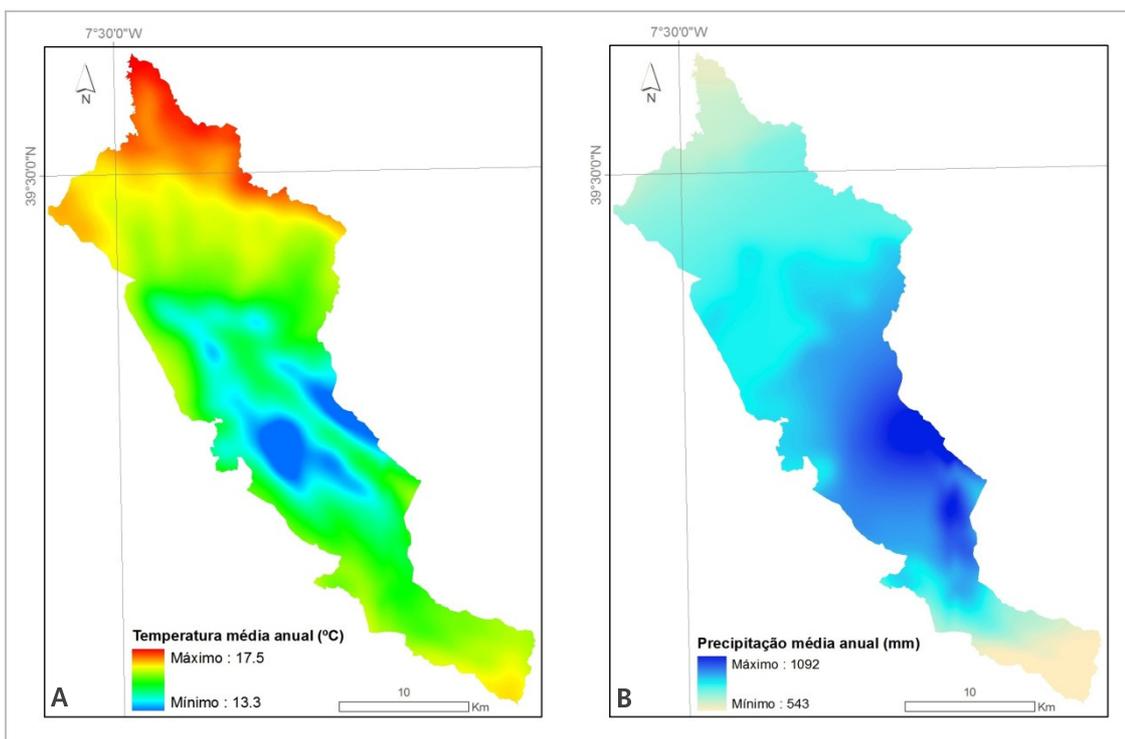
- 1) Unidades geomorfológicas elevadas, constituídas por cristas quartzíticas localizadas a cotas superiores a 800m, com altitude máxima no pico da serra de S. Mamede (1.027m), ponto mais elevado do território continental a sul do rio Tejo.

- 2) Zona de transição, que corresponde a uma área intermédia com altitudes médias entre os 400m e os 500m.
- 3) Peneplanície de relevo suave, que se estende para Norte, Sul e Poente, com altitudes entre os 300m e os 400m.

A Serra de S. Mamede forma, no Sul de Portugal, uma "ilha bioclimática", devido à formação de um clima com influências atlânticas numa região predominantemente mediterrânica. A área montanhosa funciona como uma barreira de condensação de humidade, apresentando valores de precipitação e de humidade do ar superiores aos da região envolvente.



**Figura 2.1** - Mapa A: Localização do Parque Natural da Serra de S. Mamede na Península Ibérica. Mapa B: Área do Parque Natural da Serra de S. Mamede com a representação das principais características fisiográficas.



**Figura 2.2** Valores médios de temperatura (Mapa A) e precipitação (Mapa B) na área do Parque Natural da Serra de S. Mamede. Os dados foram obtidos a partir das normais climatológicas de duas estações meteorológicas (Marvão e Portalegre) e de dois postos udométricos (Arronches e Castelo de Vide) no período de 1951-1980. Fonte: ICNB (2005).

Como consequência do gradiente de altitude e da exposição do relevo, os valores de temperatura do ar apresentam grandes variações. As encostas viradas a Norte, Noroeste e Oeste são mais frias e húmidas, enquanto as voltadas para Sul, Sudeste e Este são mais quentes e secas, com um clima marcadamente mediterrânico. Nas zonas mais elevadas, a temperatura média do ar é de 11,2°C e a precipitação atinge valores máximos, com cerca de 900mm anuais. Nas zonas mais baixas de peneplanície, os valores médios de temperatura e precipitação são, respectivamente, 17,8°C e 659mm (ICNB, 2005).

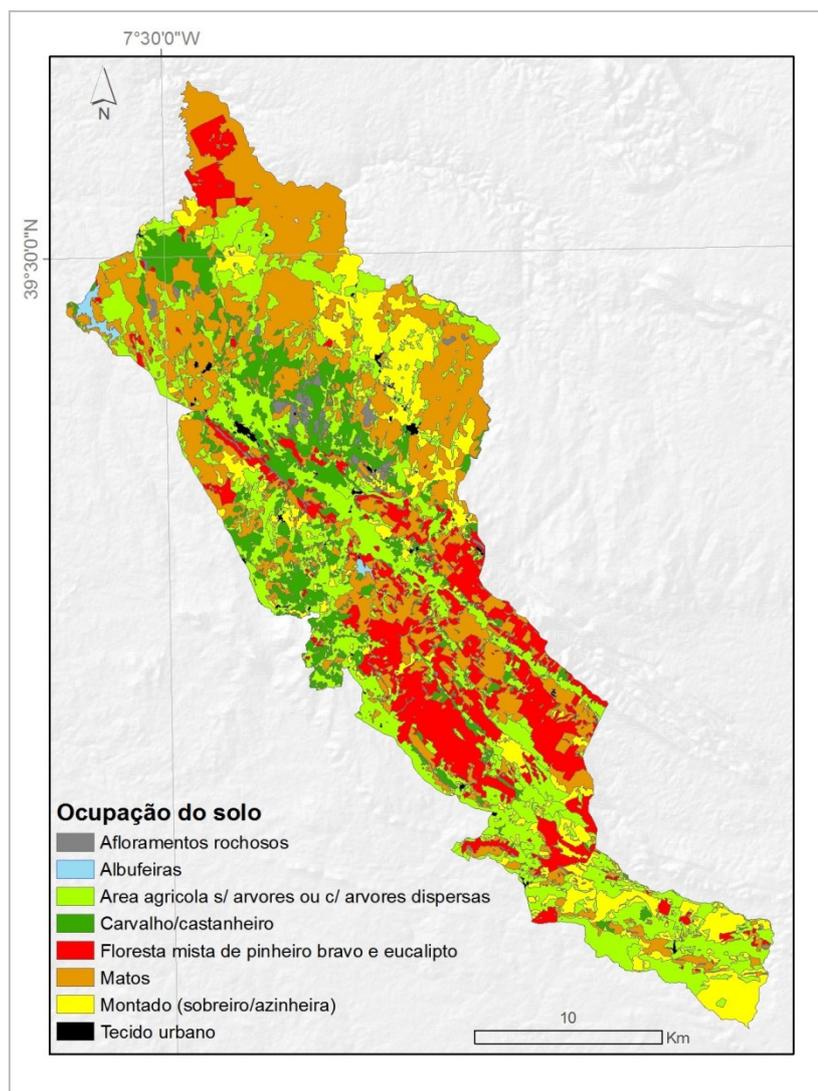
A maior parte da área apresenta declives inferiores a 10%, sendo atingidos valores mais elevados (declives superiores a 30%) nas cristas quartzíticas e nalguns vales encaixados na área Norte do PNSSM.

O PNSSM localiza-se numa região de transição das bacias hidrográficas do Tejo, na zona mais a norte, e do Guadiana, na zona mais a sul. As características geológicas, morfológicas e climáticas da região originam linhas de água torrencial, resultando em cursos de água de regime permanente e de regime temporário, com um período de seca durante a época estival. Os cursos de água com maior caudal correm em vales que apresentam cotas mais

baixas. A norte, onde o clima é mais ameno e húmido, a rede hidrográfica encontra-se melhor representada do que a sul, com clima mais quente e seco. O escoamento local durante os períodos mais chuvosos possibilita que, principalmente ao longo da peneplanície, se formem diversos corpos de água temporários e sejam abastecidas pequenas represas destinadas ao regadio e fornecimento de água ao gado. Estão ainda presentes na área duas albufeiras - Apartadura e Póvoa e Meadas.

A grande diversidade paisagística que caracteriza actualmente o PNSSM encontra-se fortemente relacionada com as características topográficas e climáticas, mas reflecte, também, a influência da presença humana na região. Estas condições possibilitam a existência de uma grande diversidade de habitats, onde ocorrem espécies com distribuição setentrional e meridional (Pargana *et al.*, 1996). Na parte mais elevada da serra, a área está significativamente ocupada por floresta de produção (Figura 2.3), dominada pelo pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*). Devido a alguns incêndios, muitas encostas passaram a estar ocupadas por zonas de mato onde predominam a giesta (*Cytisus multiflorus*), a urze (*Erica arborea*), a carqueija (*Chamaspartium tridentatum*) e a esteva (*Cistus ladanifer*). Nas vertentes Norte e Oeste, onde os valores de precipitação são mais elevados, surgem muitas espécies e comunidades vegetais de distribuição preferencialmente atlântica, como, por exemplo, os urzais-tojais higrófilos de *Erica ciliaris* e *Ulex minor*. Na base das encostas permanecem, ainda, algumas manchas de carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*), de sobreiro (*Quercus suber*) e de castanheiro (*Castanea sativa*). Em contraste, as vertentes a Sul e a Leste estão sujeitas a uma maior influência mediterrânica, e evidenciam uma paisagem mais árida, dominada pelo sobreiro (*Quercus suber*) e por matagais constituídos, essencialmente, por esteva (*Cistus ladanifer*) (ICNB, 2005).

A presença humana encontra-se concentrada nos vales, onde os solos apresentam alguma fertilidade, e nas imediações das povoações. A paisagem é dominada pela pequena e média propriedade, que leva à compartimentação do espaço e diversificação do uso do solo. Predominam nestes campos os cultivos da oliveira (*Olea europaea*) e as áreas com vinha, hortícolas e fruteiras, com um elevado número de infraestruturas ligadas à captura e armazenamento de água (poços, tanques e fontes). Na zona envolvente à serra, a vegetação predominante é tipicamente mediterrânica. Surgem aqui grandes propriedades, onde abundam os montados de sobreiro e azinheira (*Quercus rotundifolia*) e a agricultura extensiva de sequeiro, alternada com pousios, mais ou menos longos, que são utilizados para exploração pecuária. Na parte norte, este tipo de paisagem é alternada com fragmentos de carvalhais de carvalho-negral, que ainda persistem nesta área em comunidades frequentemente associadas a afloramentos graníticos.



**Figura 2.3** Mapa de ocupação do solo para a área do Parque Natural da Serra de S. Mamede. Fonte: ICNB (2005).

Ambas as regiões encontram-se desprovidas de uma prática agrícola intensiva ou de outro tipo de actividades com fortes impactos nos ecossistemas. Os exemplos de poluição de habitats aquáticos ocorrem de forma muito isolada e a ocorrência de incêndios tem afectado, essencialmente, áreas de floresta de produção nas zonas mais altas da serra.

A grande diversidade de habitats proporciona também uma elevada riqueza faunística, destacando-se a ocorrência de cerca de 160 espécies de vertebrados (Nortenatur, 2008). Associadas a corpos de água podem encontrar-se o cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis*), o cágado-mediterrânico (*Mauremys leprosa*), o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*) e a lontra (*Lutra lutra*). De acordo com o Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005), o cágado-de-carapaça-estriada apresenta o estatuto de ameaça

EN (Em Perigo), enquanto as restantes estão classificadas na categoria LC (Pouco Preocupante).

Destaca-se ainda a presença, no interior da área do PNSSM, de uma gruta considerada a mais importante do país e uma das mais importantes da Europa para a conservação de morcegos. Este local abriga colónias de criação e hibernação de um elevado número de espécies de morcegos, incluindo algumas com estatuto de ameaça CR (Criticamente em Perigo). Refere-se, ainda, a presença do rato-de-cabrera (*Microtus cabrerae*) com o estatuto de ameaça VU (Vulnerável), e de alguns vertebrados raros como o mexilhão-de-rio (*Unio crassus*) e o lepidóptero *Euphydryas aurinia*.

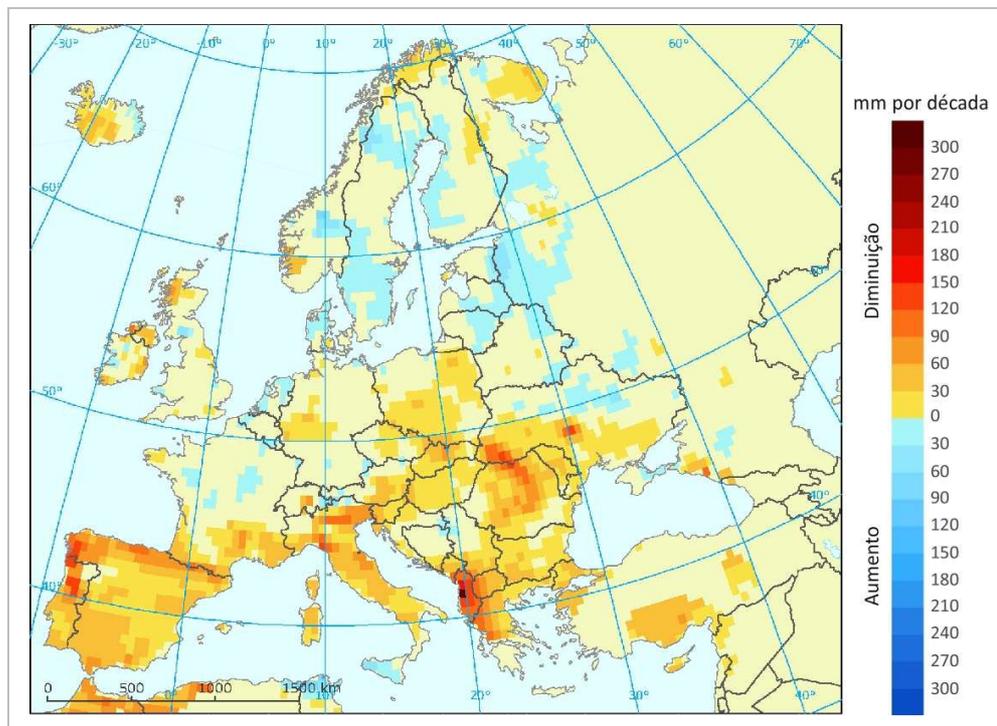
A variabilidade ambiental que caracteriza a região cria, também, condições para a presença de um número elevado espécies de anfíbios (Tabela 3.1). Na realidade, esta é a zona do país com maior número de espécies destes grupos de vertebrados. O último estudo realizado no PNSSM refere a presença de 14 das 17 espécies de anfíbios conhecidos em Portugal Continental (Pargana, 1996). Os anfíbios sapo-parteiro-comum (*Alytes obstetricans*) e rã-ibérica (*Rana iberica*) formam, na região, isolados populacionais. A maior precipitação e os valores de temperatura mais baixos nas áreas de montanha criam condições adequadas para a existência destas duas espécies, adaptadas a habitats mais húmidos do Centro e Norte de Portugal.

## 2.2 Padrões de precipitação na região da Serra de S. Mamede

O aquecimento global tem sido consistentemente associado a mudanças no ciclo e nos sistemas hidrológicos, tais como o aumento do teor de vapor de água na atmosfera, alterações nos padrões de precipitação, eventos intensos e extremos, diminuição da cobertura de neve, degelo generalizado e alterações na humidade do solo e do escoamento (Bates *et al.*, 2008). Apesar da significativa variabilidade natural que caracteriza os sistemas hidrológicos à escala temporal que mascara as tendências a longo prazo, nas últimas décadas têm-se verificado, à escala regional, consideráveis modificações, evidenciando a existência de tendências bastante significativas (IPCC, 2007). Enquanto no hemisfério norte da Europa se verificou, em geral, um aumento da precipitação, em muitas regiões do Sul registou-se, simultaneamente, um aumento da tendência para períodos de seca mais generalizada (Figura 2.4).

**Tabela 2.1** - Classificação das espécies de anfíbios que ocorrem em Portugal Continental de acordo com a distribuição e critérios de conservação (as espécies já registadas no PNSSM surge a negrito). **Distribuição:** distribuição geográfica, **C-** Distribuição que se estende para além da Europa; **E-** Presentes na Europa para além da Península Ibérica; **PI-** Endemismo Ibérico. **LVVP:** estatuto de conservação de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005), **LC-** Pouco Preocupante; **NT-** Quase Ameaçado; **VU-** Vulnerável; **EN-** Em Perigo; **CR-** Criticamente em Perigo; **RE-** Regionalmente Extinto; **EW-** Extinto na Natureza; e **EX-** Extinto. **Anexos:** anexos da Directiva Habitats (92/43/CEE com acto modificativo em 2007: Directiva 2006/105/CE), **II-** Espécies de interesse comunitário cuja conservação exige a designação de zonas especiais de conservação; **IV-** Espécies animais e vegetais de interesse comunitário que exigem uma protecção rigorosa; **V-** Espécies de interesse comunitário cuja captura ou colheita na natureza e exploração podem ser objecto de medidas de gestão. Para a designação taxonómica foi utilizada a lista de referência elaborada pela Associação Herpetológica Espanhola – actualização de julho de 2011 (Carretero *et al.*, 2011).

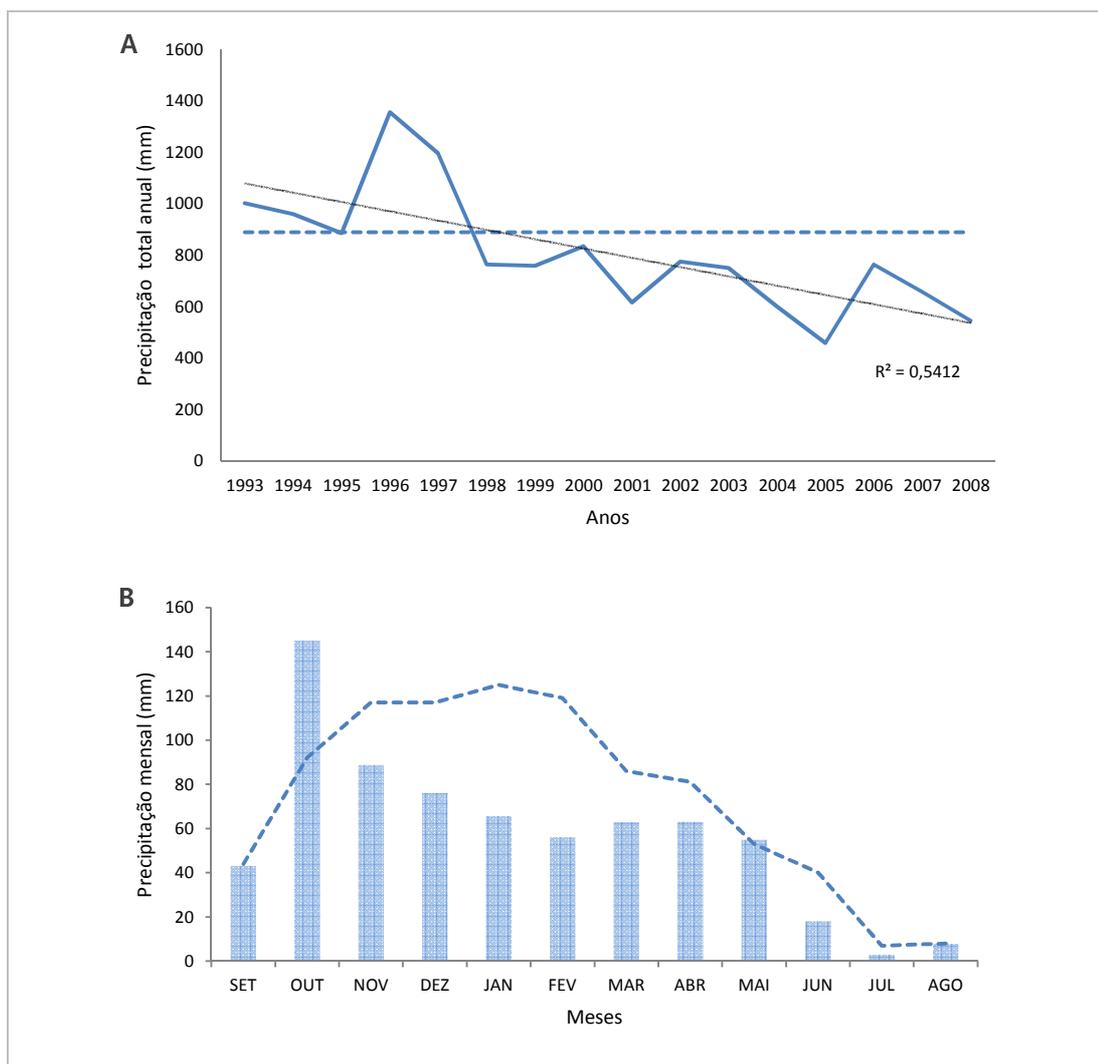
Grupo taxonómico	Nome vulgar	Distribuição	LVVP	Anexos
<b>Urodela</b>				
<i>Chioglossa lusitânica</i>	Salamandra-lusitânica	PI	VU	II, IV
<b>Pleurodeles watl</b>	<b>Salamandra-de-costelas-salientes</b>	C	LC	-
<b><i>Salamandra salamandra</i></b>	<b>Salamandra-de-pintas-amarelas</b>	E	LC	-
<i>Lissotriton boscai</i>	Tritão-de-ventre-laranja	PI	LC	-
<i>Lissotriton helveticus</i>	Tritão-palmado	E	VU	-
<i>Triturus marmoratus</i>	Tritão-marmorado	E	LC	IV
<b>Anura</b>				
<i>Alytes cisternasii</i>	<b>Sapo-parteiro-ibérico</b>	PI	LC	IV
<i>Alytes obstetricans</i>	<b>Sapo-parteiro-comum</b>	C	LC	IV
<i>Discoglossus galganoi</i>	<b>Rã-de-focinho-pontiagudo</b>	PI	NT	II, IV
<i>Pelobates cultripes</i>	<b>Sapo-de-unha-negra</b>	E	LC	IV
<i>Pelodytes</i> spp.	Sapinho-de-verrugas-verdes	E	NE	-
<i>Bufo bufo</i>	<b>Sapo-comum</b>	C	LC	-
<i>Bufo calamita</i>	<b>Sapo-corredor</b>	E	LC	IV
<i>Hyla arborea</i>	<b>Rela</b>	C	LC	IV
<i>Hyla meridionalis</i>	<b>Rela-meridional</b>	C	LC	IV
<i>Rana iberica</i>	<b>Rã-ibérica</b>	PI	LC	IV
<i>Pelophylax perezi</i>	<b>Rã-verde</b>	E	LC	V



**Figura 2.4** - Alterações observadas na precipitação anual entre 1961 e 2006 na Europa. Fonte: EEA (2008).

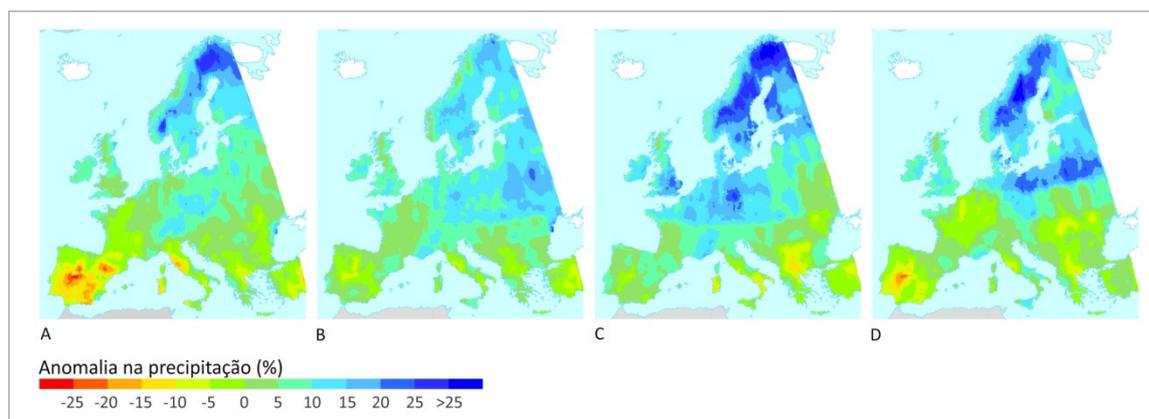
Através da análise dos valores de precipitação registados na região da Serra de S. Mamede constatou-se que, a partir de 1998, os valores totais anuais de precipitação diminuíram consideravelmente, registando-se até 2008 valores sempre abaixo do valor médio, quando comparados com a normal climatológica do período 1961-1990 para a região (Figura 2.5 A). A representação da distribuição dos valores médios mensais permite, também, evidenciar que o padrão anual de precipitação se alterou significativamente, destacando-se uma diminuição acentuada da precipitação nos meses de inverno (Figura 2.5 B) e um aumento no início do Outono. Estas tendências seguem o mesmo padrão registado na parte Central e Sul da Europa (EEA, 2008).

A redução generalizada de precipitação registada na área do PNSSM conduziu a um período de seca hidrológica muito intensa entre os anos 2005 e 2006, à semelhança do que aconteceu em todo o território de Portugal Continental, levando a uma redução excessiva dos níveis médios de água nos reservatórios subterrâneos e de superfície e depleção de água no solo. A área de penéplanície envolvente, mais quente e seca, e com uma menor cobertura vegetal, foi a mais atingida pela diminuição da precipitação. Aliás, durante o período de amostragem deste estudo constatou-se que a dessecação das linhas de água ocorreu 1-2 meses mais cedo.



**Figura 2.5** - Gráfico A - Precipitação total anual na área do Parque Natural da Serra de S. Mamede entre 1993 e 2008 (linha contínua azul). Gráfico B - Precipitação média mensal verificada no mesmo período (barras). Os dados climáticos foram obtidos a partir da informação disponibilizada para as cinco estações localizadas no interior da área do Parque Natural da Serra de S. Mamede (Alegrete, Beirã, Castelo de Vide, Esperança e São Julião) pelo Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (<http://snirh.pt/>). As linhas descontínuas representam os valores médios para a região, de acordo com as normais climatológicas 1961-1990 - Instituto de Meteorologia de Portugal (<http://www.meteo.pt/pt/>).

Ainda que a maior variabilidade dos padrões de precipitação a nível regional e as limitações na cobertura espacial e temporal das redes de monitorização, dificultem a quantificação das tendências das variáveis hidrológicas (Huntington, 2006), os modelos climáticos estimam, com um grau de confiança alto, uma redução da precipitação para o Sul da Europa, particularmente, na região central da Península Ibérica (Figura 2.6). É esperado, igualmente, um aumento do número superior de dias sem precipitação e o aparecimento mais frequente de períodos de seca mais prolongados (IPCC, 2007).



**Figura 2.6** - Estimativa das alterações na precipitação anual segundo quatro modelos climáticos diferentes (A- HadCM3; B- NCAR-PCM; C- CSIRO2; D- CGCM2), baseados no cenário SRES A2 do IPCC (comparação entre 1961-1990 e 2071-2100). Fonte: EEA (2007).

Há que considerar que estas alterações poderão ocorrer, simultaneamente, com o aumento dos valores de temperatura que é igualmente esperado. Considerando que estas alterações ocorrerão principalmente em regiões mediterrânicas, onde existe já uma reduzida disponibilidade de água, o impacto da redução da disponibilidade de água nas espécies e habitats poderá ser particularmente preocupante em regiões como a analisada neste estudo. A Serra de S. Mamede encontra-se ainda numa situação de seca meteorológica moderada (IMP, 2011) e perspectiva-se que no ano de 2012 ocorra no território continental um período de seca ainda mais grave do que a verificada em 2005.

## 2.3 Referências

- Bates, B.C.; Kundzewicz, Z.W.; Wu, S.; Palutikof, J.P. (eds) (2008). *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, IPCC Secretariat.
- Cabral, M.J.; Almeida, J.; Almeida, P.R.; Dellinger, T.; Ferrand de Almeida, N.; Oliveira, M.E.; Palmeirim, J.M.; Queiroz, A.I.; Rogado, L.; Santos-Reis, M. (eds.) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados Portugueses*. Lisboa. Instituto de Conservação da Natureza.
- Carretero, M.A.; Ayllón, E.; Llorente, G. (2011). *Lista patrón de los anfibios y reptiles de España*. Asociación Herpetológica Española. < <http://www.herpetologica.es> >
- EEA (2007). *Europe's Environment: The Fourth Assessment - Executive Summary*. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark.
- EEA (2008). *Impacts of Europe's changing climate - An indicator-based assessment*. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark.
- Huntington, T.G. (2006). Evidence for intensification of the global water cycle: review and synthesis. *Journal of Hydrology*, **319**: 83-95.

- ICNB (2005). *Plano de Ordenamento do Parque Natural da Serra de S. Mamede*. Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. Relatório Síntese.
- IMP (2011). Instituto de Meteorologia de Portugal. < <http://www.meteo.pt/pt/>> Consultado em 3 de Janeiro de 2011.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Core Writing Team, Pachauri, R.K.; Reisinger, A. (Eds.)). IPCC, Geneva, Switzerland, 104pp.
- Nortenatur (2008). *Plano de Gestão para os Sítios de S. Mamede e Nisa/Lage da Prata*. Relatório final.
- Pargana, J.M.; Paulo, O.S.; Crespo, E.G. (1996). *Anfíbios e Répteis do Parque Natural da Serra de S. Mamede*. Instituto da Conservação da Natureza – Parque Natural de São Mamede. Portalegre. 101pp.



### EVOLUÇÃO TEMPORAL DA DISTRIBUIÇÃO DA BIODIVERSIDADE DE ANFÍBIOS NO PARQUE NATURAL DA SERRA DE S. MAMEDE

#### 3.1 Introdução

A identificação das causas relacionadas com a redução do número de populações e o desaparecimento de diferentes espécies de anfíbios em várias regiões do planeta (e.g. Green, 2003; McMenamin *et al.*, 2008) revela-se essencial para averiguar que medidas de conservação poderão ser adequadamente implementadas. Por outro lado, é necessário considerar que a planificação e a implementação destas medidas de gestão deverão ser realizadas, preferencialmente, à escala local ou regional (Mace *et al.*, 2000; Ferrier *et al.*, 2004). Neste sentido, é essencial ter um bom conhecimento da localização dos diferentes habitats e dos requisitos ecológicos considerados chave para as espécies (e.g. Heglund, 2002; Huston, 2002; Guisan & Thuiller, 2005; Seoane *et al.*, 2005). Para a obtenção desta informação é fundamental o acesso a dados de distribuição das espécies na área geográfica em causa. Contudo, a falta de informação espacialmente explícita e adequada sobre a distribuição de espécies, representa actualmente uma das maiores dificuldades com que os investigadores e gestores de áreas naturais se confrontam (McPherson *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2008).

Os atlas de distribuição de espécies constituem a forma mais comum de compilar registos de presença de espécies (ou dados corológicos), permitindo documentar em mapas os padrões de ocorrência das espécies. Estes mapas resultam da aplicação de protocolos standardizados para a realização sistemática de observações de espécies no espaço (Franklin, 2009) e proporcionam uma estrutura base internacional (malha de quadrículas UTM) para organizar uma referência espacial, que permite a agregação de conjuntos de dados de presença e/ou

abundância de espécies (Magness *et al.*, 2010). Uma vez que a detecção consistente de espécies implica um considerável esforço e está, frequentemente, limitada pela disponibilidade de recursos humanos e financeiros, à medida que a extensão da área de estudo aumenta, são geralmente escolhidas menores resoluções espaciais para amostragem e representação da distribuição da biodiversidade. A maioria dos dados biológicos disponíveis está, assim, representada em malhas de quadrículas com resoluções espaciais muito grosseiras, limitando a sua utilização às escalas local ou regional.

O Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal (Loureiro *et al.*, 2008) e o Atlas e Livro Vermelho dos Anfíbios e Répteis de Espanha (Pleguezuelos *et al.*, 2002), ambos com resolução 10x10km, representam exemplos recentes deste tipo de projectos. Ainda que em algumas espécies mais conspícuas, a distribuição a esta resolução possa ser complementada com mapas mais detalhados (1x1km), os dados de distribuição da maior parte das espécies não têm aplicabilidade em estudos a escalas mais finas. Outro factor limitativo relaciona-se com a diversidade de fontes de informação utilizada para produzir os mapas de distribuição. A compilação destes dados omite, normalmente, a metodologia de amostragem implementada e não fazem referência ao momento da realização das observações.

Em face das rápidas alterações nos padrões de distribuição das espécies que parecem estar a acontecer (e.g. Pounds *et al.*, 1999, 2006), será fundamental trabalhar com dados de presença e/ou abundância referentes a diferentes períodos temporais e obtidos a escalas espaciais mais finas. É cada vez mais comum a obtenção de mapas de distribuição distintos para a mesma espécie, quando os dados de distribuição são obtidos a partir estudos realizados em diferentes momentos (Lobo *et al.*, 2007). Deste modo, é importante o desenvolvimento de projectos de monitorização, baseados numa rede de estações e estratégias de amostragem bem planeadas e representativas da área de estudo (Kéry & Schmid, 2006), que possibilitem a criação de mapas para investigar possíveis alterações na distribuição e na abundância das espécies (Jiguet *et al.*, 2005).

A utilização de dados com resoluções pequenas é particularmente relevante em grupos de animais como os anfíbios que, devido à sua baixa mobilidade, se encontram confinados a habitats específicos com reduzidas dimensões. Por outro lado, os estudos realizados em áreas com grande heterogeneidade ambiental, como, por exemplo, as regiões mediterrânicas e as áreas montanhosas, só conseguem detectar a amplitude de condições ambientais se forem utilizados dados com resoluções muito grandes.

Neste capítulo são apresentados dados de distribuição de anfíbios no Parque Natural da Serra de S. Mamede (PNSSM), utilizando como base de referência uma malha de quadrículas UTM 1x1km, recorrendo a registos obtidos em três períodos de amostragem: 1993-1994;

1997-1998; e 2004-2005. A elaboração de estudos da herpetofauna nos períodos 1993-94 (Pargana, 1995; Pargana *et al.*, 1996) e 1996-97 (Pargana, dados não publicados) permitiram a aquisição de um conjunto de dados de distribuição que servem de referência para estudos posteriores. Os primeiros dados permitiram reconhecer a importância da área do PNSSM na perspectiva da conservação da herpetofauna a nível nacional. Relativamente aos anfíbios, foram identificadas, nesta área, 14 das 17 espécies existentes em Portugal Continental, representando assim a região portuguesa com maior diversidade deste grupo de animais.

Com o intuito de analisar a evolução temporal dos padrões de distribuição da comunidade de anfíbios, foi conduzido um novo estudo no período 2004-2005, seguindo-se uma metodologia de amostragem semelhante à utilizada nos dois estudos anteriores. De modo a reproduzir mais expressivamente a distribuição actual das espécies e assegurar, também, uma maior representatividade das condições ambientais da área de estudo, optou-se por ampliar o número de estações de amostragem. O maior número de dados assume grande relevância no cálculo das estimativas de ocorrência das espécies através de SDM (Faith & Walker, 1996).

Todos os dados compilados e obtidos durante o trabalho de campo foram utilizados para elaborar mapas que permitam evidenciar eventuais alterações temporais na riqueza específica e na distribuição das espécies.

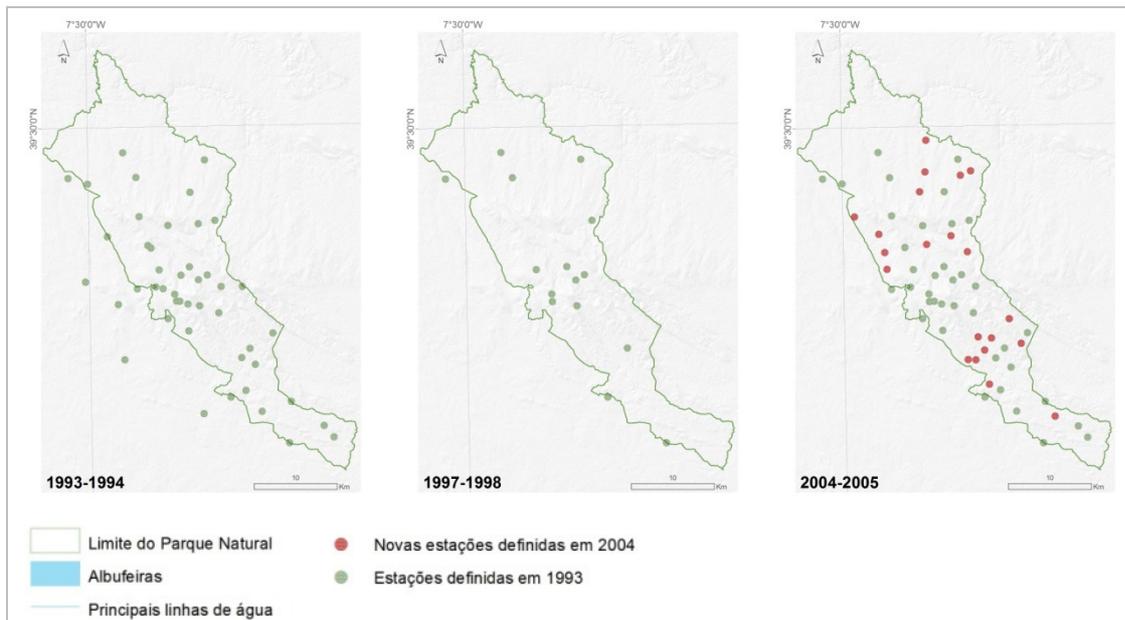
## 3.2 Métodos

### 3.2.1 Dados de ocorrência de espécies

Na Figura 3.1 são apresentadas as redes de estações de amostragem utilizadas nos diferentes estudos. Durante o plano de amostragem de 1993-1994, procedeu-se à inventariação e caracterização da herpetofauna com base em 46 estações distribuídas, maioritariamente, na área do PNSSM. As prospecções foram realizadas mensalmente durante um ano (Pargana, 1995). Neste estudo foram, também, compilados registos de observações provenientes de referências bibliográficas e de comunicações pessoais credíveis, tendo sido elaborados mapas de distribuição de espécies com todos os dados biológicos até à data conhecidos sobre a ocorrência dos anfíbios na região (Pargana *et al.*, 1996). Seguindo uma metodologia de amostragem semelhante, no período 1996-1997, reamostraram-se 15 das 46 estações iniciais (Pargana, dados não publicados).

No âmbito desta tese, realizou-se entre Maio de 2004 e Março de 2005 um novo estudo de inventariação, com 59 estações de amostragem. Das 46 estações previamente analisadas, apenas se reamostraram 38. As restantes 8 estações não foram consideradas para este novo

estudo, devido a dificuldades no acesso a algumas áreas que, entretanto, foram alteradas ou se localizam em propriedades com acesso interdito. Na selecção das 21 novas estações seguiu-se uma metodologia semelhante à adoptada nos anteriores estudos, utilizando como referência as quadrículas UTM (1x1km), considerando, quer os factores que podem condicionar a distribuição das espécies (altitude, pluviosidade, disponibilidade de água, temperatura, declive e orientação), quer a heterogeneidade espacial da região (zona norte mais húmida e zona sul mais árida).



**Figura 3.1-** Mapas com a localização das estações utilizadas nos três períodos de amostragem.

A metodologia de amostragem seguiu, igualmente, uma estratégia semelhante aos estudos da década de 1990. No entanto, dadas as limitações relacionadas com a disponibilidade de recursos humanos, optou-se por desenvolver três amostragens intensivas, de modo a coincidir com os períodos de maior actividade e reprodução das espécies de anfíbios (Primavera, Outono e finais de Inverno). Estrategicamente decidiu-se iniciar as amostragens após os picos de precipitação na Primavera, o início da época chuvosa no Outono e o aumento dos valores de temperatura no fim do Inverno.

O trabalho de campo foi desenvolvido utilizando os mesmos percursos definidos no estudo de 1993-1994 e delimitados em cartas militares do IGeoE à escala 1:25.000. Nas novas estações definiram-se, segundo os mesmos critérios, transectos que incluem um percurso com, aproximadamente, 300m ao longo do curso de água, e um percurso com distância semelhante ao longo de habitats terrestres, de forma a abranger a maior diversidade de

microhabitats. Cada estação foi intensivamente prospectada pelo autor deste estudo, durante um período de 1h30m, tendo o cuidado de amostrar exaustivamente, com a ajuda de um camaroeiro, os troços do curso de água, bem como todos os corpos de água parada (fontes, tanques, poços e charcos). As estações amostradas durante o dia foram, igualmente, prospectadas durante o início do período nocturno, identificando-se as espécies através da audição de cantos e detecção visual, durante um percurso mais curto, com a duração de 10 minutos, e que abrangia os corpos de água presentes na área.

Considerou-se a presença de uma espécie sempre que foram observadas massas de ovos, fases larvares, juvenis e adultas, ou se registaram cantos. Todas as observações *ad-hoc*, resultantes de detecções de espécimes fora da área de amostragem, incluindo indivíduos atropelados, foram também registadas. A localização geográfica das observações foi recolhida com recurso a um equipamento GPS (Garmin® 12), utilizando o sistema de coordenadas UTM. O erro máximo de localização detectado durante a marcação dos pontos não excedeu os doze metros. Para cada indivíduo ou grupo de indivíduos localizados no mesmo habitat foi criado um ponto de observação.

### 3.2.2 Produção de mapas de distribuição

Os registos das observações de espécies foram compilados numa base de dados georreferenciada e utilizados para a produção de mapas de riqueza específica e de distribuição por espécie, tendo como base uma malha de quadrículas UTM 1x1km. Todos os registos *ad-hoc* obtidos em outros períodos foram também considerados para a elaboração dos mapas de distribuição por espécie. As operações relacionadas com a produção da base de dados e mapas foram efectuadas com o programa SIG ArcGIS 9.3 (ESRI, Redlands, CA). Todos os dados foram obtidos e manipulados utilizando o sistema de coordenadas UTM e o Datum ED 1950 (Datum Europeu 1950) para Espanha e Portugal.

## 3.3 Resultados

Durante o estudo desenvolvido no período 2004-2005 foram obtidos 428 registos de espécies de anfíbios (Tabela 3.1). Mais de 56% destes registos correspondem a novas observações, ampliando consideravelmente o conhecimento real da distribuição de anfíbios no território do PNSSM. Destaca-se a detecção, pela primeira vez, da espécie *Pelodytes* spp. na parte norte do parque natural e salienta-se o número considerável de novas observações das espécies *Pleurodeles waltl*, *Discoglossus galganoi*, *Hyla arborea* e *Hyla meridionalis*, que na área de estudo apresentavam uma distribuição com um número reduzido de pontos. O elevado

número de novos registos de *Rana iberica* representa, também, um facto relevante, dado que a espécie forma na área um isolado populacional, podendo estas populações ser mais susceptíveis a alterações ambientais.

**Tabela 3.1-** Espécies de anfíbios observadas na área de estudo e respectivo número de quadrículas UTM 1x1km com registos de presença. Número (N novo) e percentagem (% novo) de quadrículas UTM 1x1km com novos registos para cada espécie.

Grupo taxonómico	N	N novo	% novo
<b>Urodela</b>			
<i>Pleurodeles waltl</i>	9	7	77,8
<i>Salamandra salamandra</i>	70	27	38,6
<i>Lissotriton boscai</i>	47	19	40,4
<i>Triturus marmoratus</i>	19	7	36,8
<b>Anura</b>			
<i>Alytes cisternasii</i>	21	14	66,7
<i>Alytes obstetricans</i>	17	10	58,8
<i>Discoglossus galganoi</i>	20	14	70,0
<i>Pelobates cultripes</i>	13	10	76,9
<i>Pelodytes</i> spp.	3	3	100,0
<i>Bufo bufo</i>	39	27	69,2
<i>Bufo calamita</i>	18	13	72,2
<i>Hyla arborea</i>	19	15	78,9
<i>Hyla meridionalis</i>	11	9	81,8
<i>Rana iberica</i>	43	25	58,1
<i>Pelophylax perezi</i>	79	41	51,9
<b>Total</b>	<b>428</b>	<b>241</b>	<b>56,3</b>

### 3.3.1 Riqueza específica

Através da comparação dos mapas de riqueza específica é possível verificar a tendência para uma redução considerável do número de registos de espécies, quer em áreas de montanha, quer nas áreas circundantes de planície (Figura 3.2). Destaca-se, contudo, o maior decréscimo ocorrido em áreas de planície da parte sul do PNSSM. Os sítios onde a riqueza específica se manteve menos inalterada localizam-se em áreas no norte e em encostas da serra, voltadas para sudoeste.

### 3.3.2 Mapas de distribuição por espécie

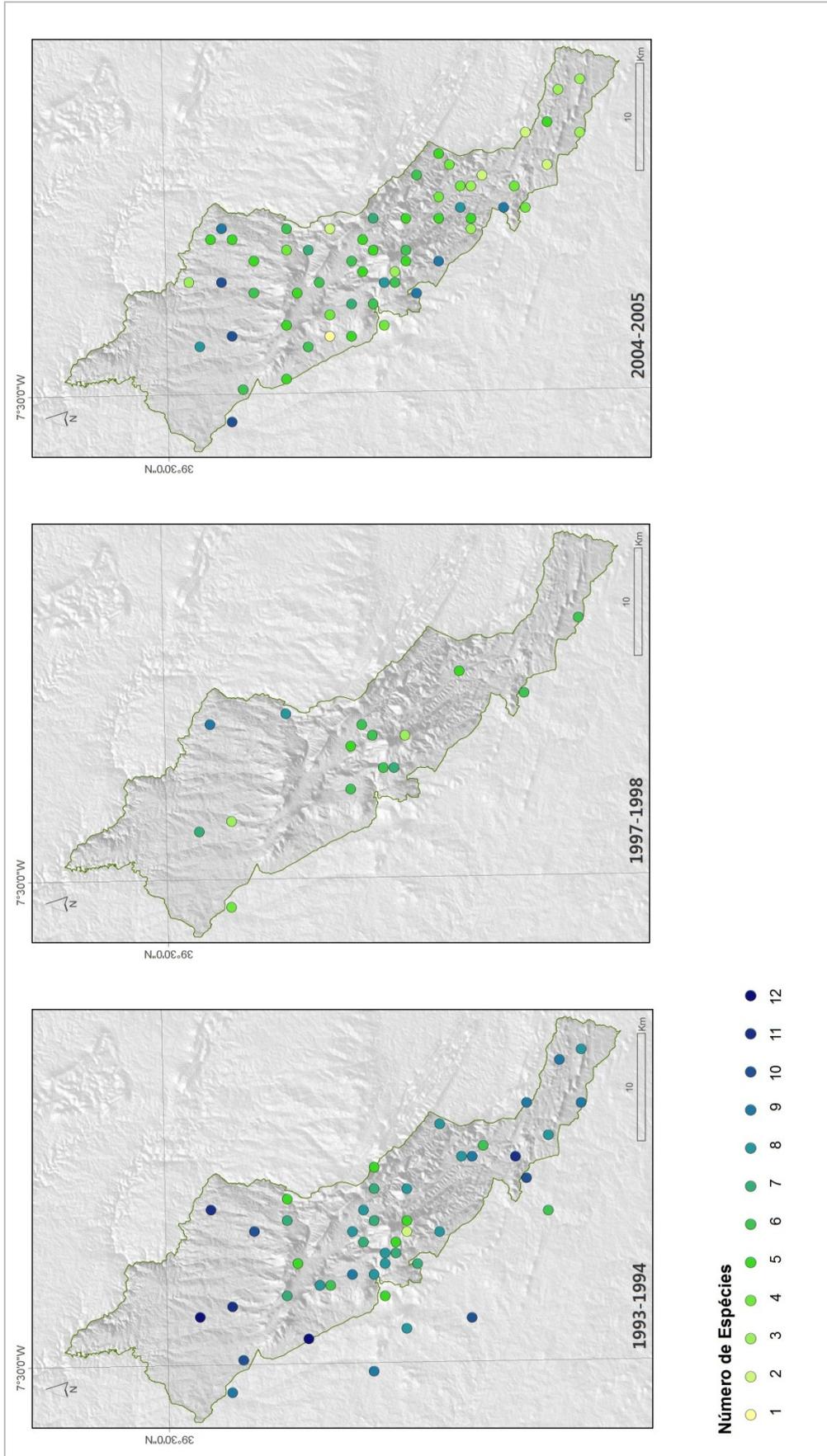
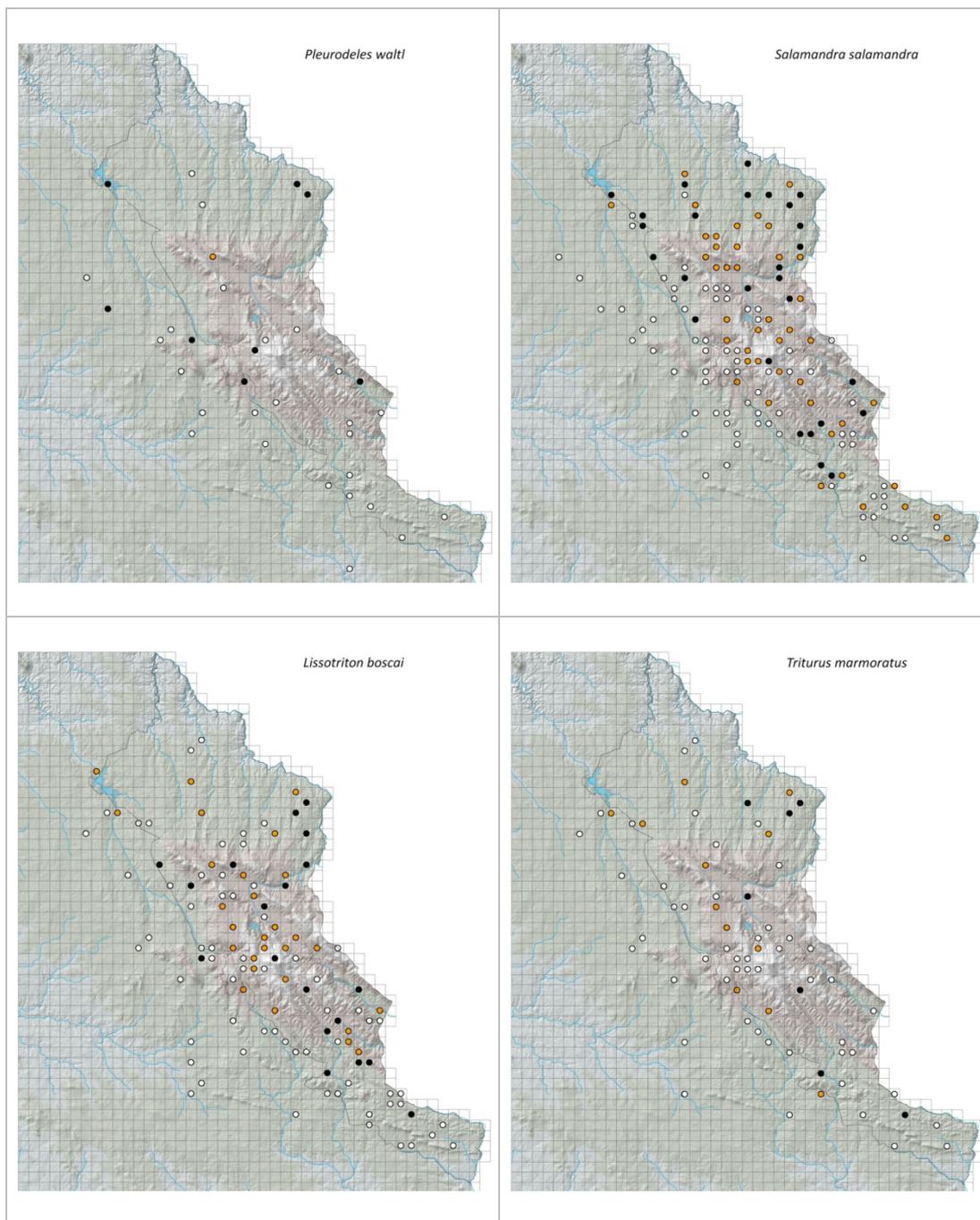
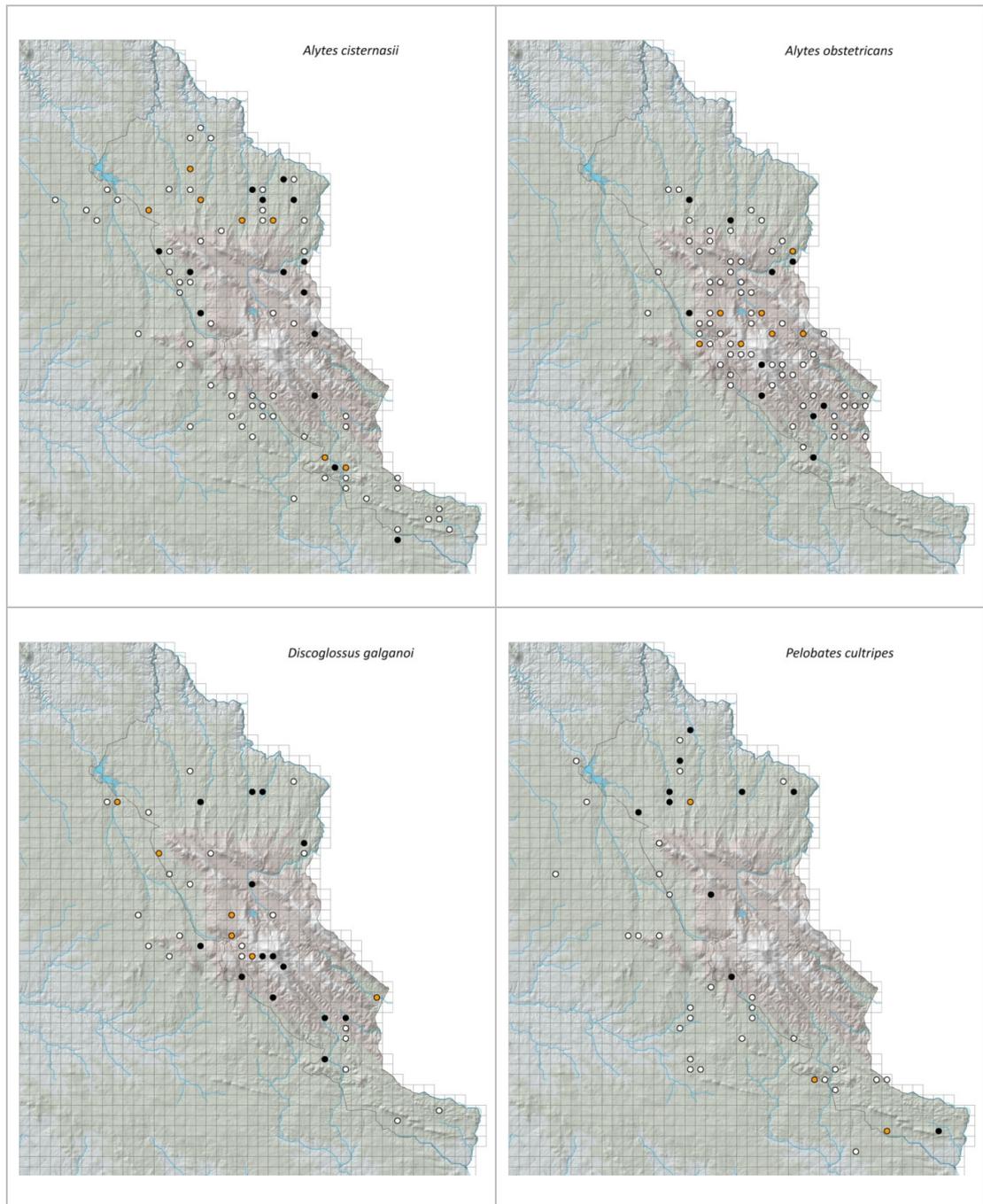


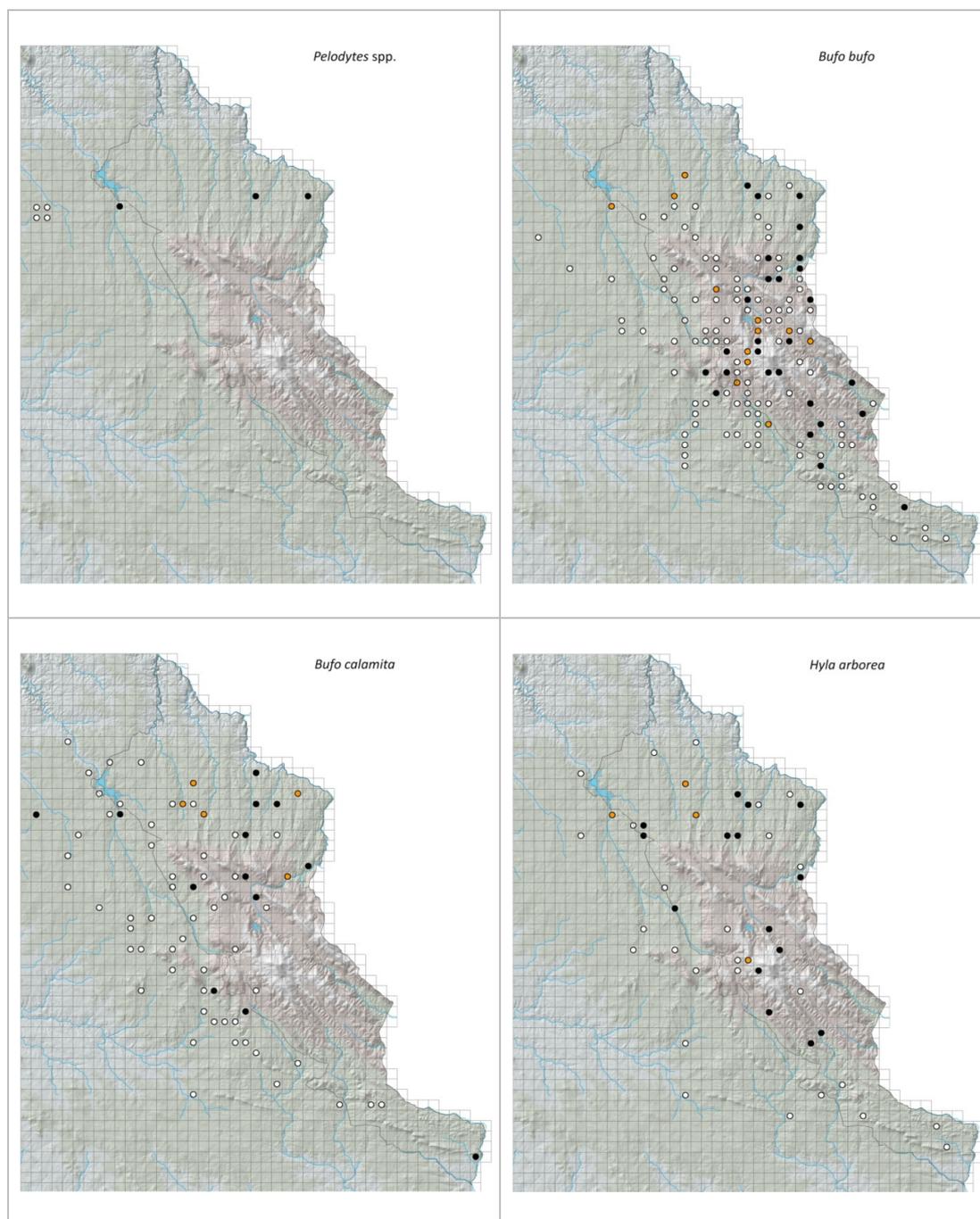
Figura 3.2 - Mapas de riqueza específica de anfíbios, por quadrícula UTM 1x1km nos três períodos de amostragem.



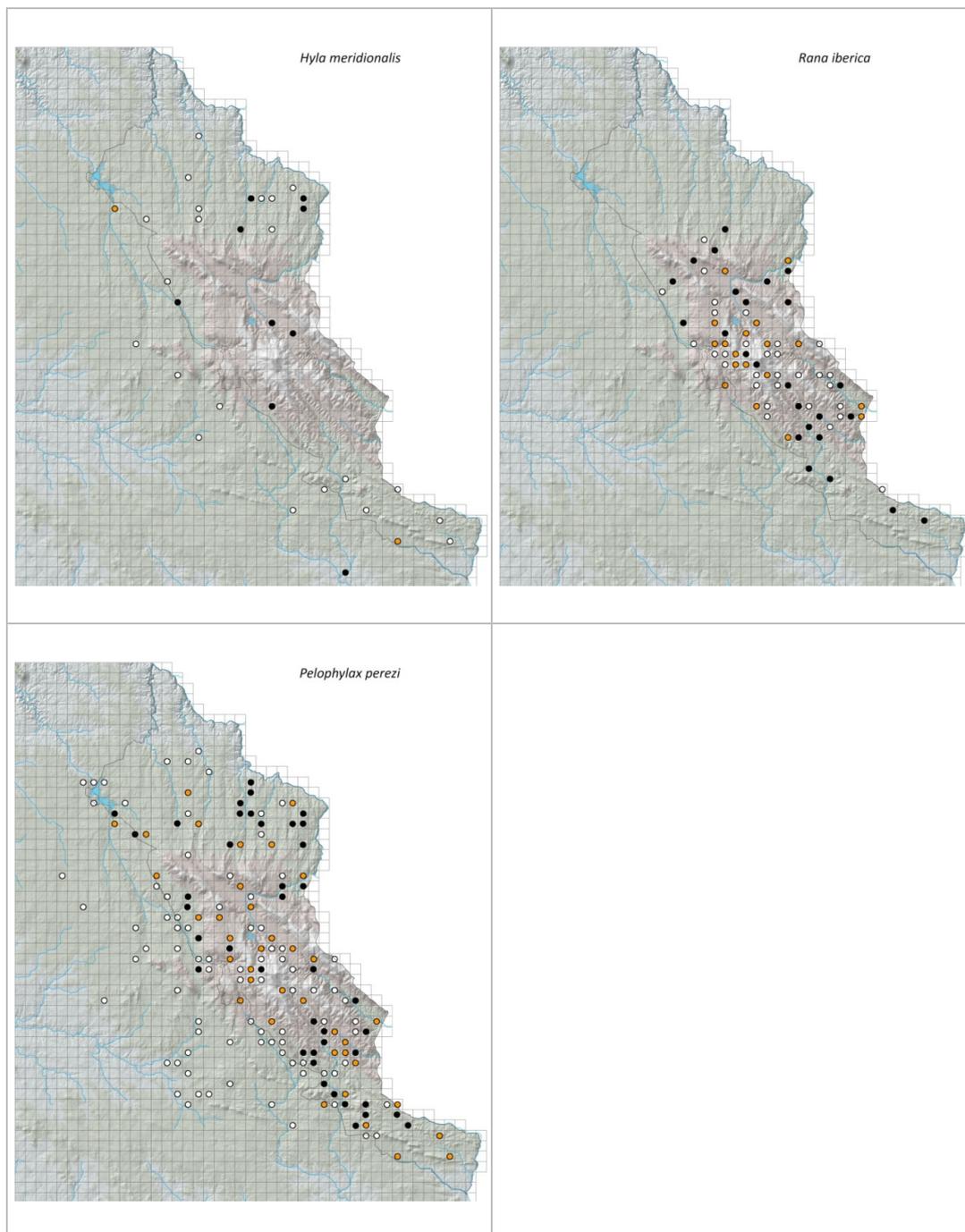
**Figura 3.3** - Presença de *Pleurodeles waltl*, *Salamandra salamandra*, *Lissotriton boscai* e *Triturus marmoratus* no Parque Natural da Serra de S. Mamede e área envolvente (Registos novos ●; Registos confirmados ●; Registos de estudos anteriores ○).



**Figura 3.4** - Presença de *Alytes cisternasii*, *Alytes obstetricans*, *Discoglossus galganoi* e *Pelobates cultripes* no Parque Natural da Serra de S. Mamede e área envolvente (Registos novos ●; Registos confirmados ●; Registos de estudos anteriores ○).



**Figura 3.5-** Presença de *Pelodytes spp.*, *Bufo bufo*, *Bufo calamita* e *Hyla arborea* no Parque Natural da Serra de S. Mamede e área envolvente (Registos novos ●; Registos confirmados ○; Registos de estudos anteriores ○).



**Figura 3.6** - Presença de *Hyla meridionalis*, *Rana iberica* e *Pelophylax perezii* no Parque Natural da Serra de S. Mamede e área envolvente (Registos novos ●; Registos confirmados ●; Registos de estudos anteriores ○).

### 3.4 Discussão

O PNSSM representa uma área de extrema importância do ponto de vista da conservação da herpetofauna a nível nacional. Apresenta a maior riqueza específica a nível nacional, com a presença de 20 das 27 espécies de répteis da herpetofauna continental (Pargana, 1995, 1996) e, de acordo com os registos obtidos neste novo estudo, 15 das 17 espécies de anfíbios podem também ser observados na área.

A grande heterogeneidade ambiental da região possibilita a ocorrência de um elevado número de espécies com diferentes requisitos ecológicos. O gradiente altitudinal e as características morfológicas do terreno criam condições microclimáticas adequadas para espécies adaptadas, quer a ambientes xéricos, quer a ambientes mais húmidos e frios. A grande diversidade de habitats e o considerável conhecimento que já se possui sobre a ecologia e distribuição das espécies nesta área fazem com que o PNSSM constitua um exemplo único a nível nacional, com vista ao desenvolvimento de estudos de monitorização e compreensão dos padrões de distribuição de espécies de herpetofauna.

Para além da compilação da totalidade dos dados conhecidos sobre a distribuição de anfíbios na área, apresenta-se, neste estudo, um número considerável de novos registos de presença de todas as espécies de anfíbios conhecidos na área, destacando-se as primeiras observações da espécie *Pelodytes* spp. no interior da área do PNSSM. Os dados anteriores apontavam para a existência de um núcleo populacional isolado desta espécie na região de Alpalhão (ver Figura 3.5), mas a ocorrência e a reprodução em diferentes locais na parte norte do parque natural sugere uma distribuição mais ampla nesta área.

Apesar do elevado número de novos registos, os mapas de riqueza específica sugerem uma redução do número de espécies em toda a área de estudo, que se revela, particularmente, preocupante nas regiões mais a sul, onde os períodos de seca são mais intensos. Esta tendência é igualmente observada num grande número de espécies, quando se analisa a distribuição dos registos de ocorrência mais recentes nos mapas de distribuição por espécie. As espécies *P. waltl*, *D. galganoi* e *H. arborea* não foram observadas na zona mais a sul do parque mas, curiosamente, a espécie *R. iberica*, adaptada aos cursos de água permanente, parece ter expandido a área de distribuição, quer para norte, quer para sul da serra.

No estudo elaborado por Pargana (1995), definiram-se três padrões gerais de distribuição das espécies: (1) espécies mais generalistas que se distribuem por toda a área; (2) espécies de planície, que se encontram preferencialmente em zonas de baixa altitude; e (3) espécies de montanha, que são mais abundantes na região serrana. Nas espécies mais amplamente distribuídas incluem-se *Salamandra salamandra*, *Lissotriton boscai*, *Triturus marmoratus*, *Pelophylax perezi*, *P. waltl*, *Bufo bufo*, *D. galganoi* e *H. arborea*. Destas espécies, *B. bufo* e *D.*

*galganoi* passaram a apresentar, aparentemente, uma distribuição mais limitada à área de montanha. As espécies *Alytes cisternasii*, *Pelobates cultripes*, *H. meridionalis* e *Bufo calamita* continuam a apresentar padrões de distribuição confinados, principalmente, às regiões circundantes da serra, mas é de salientar a presença das espécies *P. cultripes* e *H. meridionalis* em áreas de montanha, a altitudes entre os 600 e 700m, cerca de 200 a 300m acima dos valores de altitude obtidos nos registos anteriores. As espécies de montanha, *R. iberica* e *Alytes obstetricans* parecem manter uma distribuição limitada à serra de S. Mamede, mas registou-se uma redução significativa do número de ocorrências de *A. obstetricans*.

Estes novos dados sugerem que um grande número de espécies pode apresentar alterações importantes nos limites da área de distribuição numa escala temporal relativamente pequena. De modo a corroborar esta hipótese são analisadas, no próximo capítulo, as variações que ocorreram na distribuição dos anfíbios à escala espacial e temporal. A confirmação da existência de alterações nos padrões de ocorrência num curto espaço de tempo poderá limitar o uso de mapas de distribuição, principalmente, a escalas mais finas, quando os dados não resultam apenas de um único estudo.

Estes resultados suportam, assim, a necessidade de elaboração de um maior número de estudos de monitorização de modo a compreender a evolução dos padrões de distribuição. Por outro lado, a integração destes dados com técnicas de modelação preditiva pode, também, revelar-se essencial para a análise da biodiversidade e da tendência das alterações espaciais e temporais na distribuição (Ferrier, 2002; Travaini *et al.*, 2007).

### 3.5 Referências

- Atauri, J.; de Lucio, J. (2001). The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, **16**: 147-159.
- Benton, T.G.; Vickery, J.A.; Wilson, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, **18**: 182-188.
- ESRI (2007). *ArcInfo 9*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Faith, D.P.; Walker, P.A. (1996). Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiversity and Conservation*, **5**: 399-415.
- Ferrier, S. (2002). Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here? *Systematic Biology*, **51**: 331-363.
- Ferrier, S.; Powell, G.V.N.; Richardson, K.S.; Manion, G.; Overton, J.M.; Allnutt, T.F.; Cameron, S.E.; Mantle, K.; Burgess, N.D.; Faith, D.P.; Lamoreux, J.F.; Kier, G.K.; Hijmans, R.J.; Funk, V.A.; Cassis, G.A.; Fisher, B.L.; Flemons, P.; Lees, D.; Lovett, J.C.; Van Rompaey, R.S.A.R. (2004). Mapping More of Terrestrial Biodiversity for Global Conservation Assessment. *Bioscience*, **54**: 1101-1109.

- Franklin, J. (2009). *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Green, D.M. (2003). The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation*, **111**: 331-343.
- Guisan, A.; Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**: 993-1009.
- Heglund, P. (2002). Foundations of species-environment relations. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 35-42). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Hernandez, P.A.; Franke, I.; Herzog, S.K.; Pacheco, V.; Paniagua, L.; Quintana, H.L.; Soto, A.; Swenson, J.J.; Tovar, C.; Valqui, T.H.; Vargas, J.; Young, B.E. (2008). Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. *Biodiversity and Conservation*, **17**: 1353-1366.
- Huston, M.A. (2002). Introductory essay: critical issues for improving predictions. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 7-21). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Jiguet, F.; Julliard, R.; Couvet, D.; Petiau, A. (2005). Modeling spatial trends in estimated species richness using breeding bird survey data: a valuable tool in biodiversity assessment. *Biodiversity and Conservation*, **14**: 3305-3324.
- Kéry, M.; Schmid, H. (2006). Estimating species richness: calibrating a large avian monitoring programme. *Journal of Applied Ecology*, **43**: 101-110.
- Lobo, J.M.; Baselga, A.; Hortal, J.; Jiménez-Valverde, A.; Gómez, J.F. (2007). How does the knowledge about the spatial distribution of Iberian dung beetle species accumulate over time? *Diversity and Distributions*, **13**: 772-780.
- Loureiro, A.; Ferrand de Almeida, N.; Carretero, M.A.; Paulo, O.S. (Eds.) (2008). *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisboa.
- Mace, G.M.; Balmford, A.; Boitani, L.; Cowlshaw, G.; Dobson, A.P.; Faith, D.P.; Gaston, K.J.; Humphries, C.J.; Vane-Wright, R.I.; Williams, P.H.; Lawton, J.H.; Margules, C.R.; May, R.M.; Nicholls, A.O.; Possingham, H.P.; Rahbek, C.; van Jaarsveld, A.S. (2000). It's time to work together and stop duplicating conservation efforts. *Nature*, **405**: 393.
- Magness, D.R.; Morton, J.M.; Huettmann, F. (2010). How Spatial Information Contributes to the Conservation and Management of Biodiversity. In: Cushman, S.A.; Huettman, F. (Eds). *Spatial complexity, informatics, and wildlife conservation*. (pp. 429-444). New York, NY, Springer.
- McMenamin, S.K.; Hadly, E.A.; Wright, C.K. (2008). Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**: 16988-16993.
- McPherson, J.M.; Jetz, W.; Rogers, D.J. (2006). Using coarse-grained occurrence data to predict species distributions at finer spatial resolutions - possibilities and limitations. *Ecological Modelling*, **192**: 499-522.
- Pargana, J. (1995). *Estudo da Herpetofauna do Parque Natural da Serra de S. Mamede*. Relatório ICN/PNSSM, 66 pp.

- Pargana, J.M.; Paulo, O.S.; Crespo, E.G. (1996). *Anfíbios e Répteis do Parque Natural da Serra de S. Mamede*. Instituto da Conservação da Natureza – Parque Natural de São Mamede. Portalegre. 101pp.
- Pleguezuelos, J.M.; Márquez, R.; Lizana, M. (Eds.) (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Anfíbios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza and Asociación Herpetológica Española, Madrid.
- Pounds, J.A.; Fogden, M.P.L.; Campbell, J.H. (1999). Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, **398**: 611-616.
- Pounds, J.A.; Bustamante, R.M.; Coloma, A.L.; Consuegra, J.A.; Fogden, M.P.L.; Foster, P.N.; La Marca, E.; Masters, K.L.; Merino-Viteri, A.; Pushendorf, R.; Ron, S.R.; Sánchez-Azofeifa, G.A.; Still, C.J.; Young, B.E. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, **439**: 161-167.
- Seoane, J.; Bustamante, J.; Diaz-Delgado, R. (2005). Effect of expert opinion on the predictive ability of environmental models of bird distribution. *Conservation Biology*, **19**: 512-522.
- Travaini, A.; Bustamante, J.; Rodríguez, A.; Zapata, S.; Procopio, D.; Pedrana, J.; Peck, R.M. (2007). An integrated framework to map animal distributions in large and remote regions. *Diversity and Distributions*, **13**: 289-298.



### PRIMEIROS REGISTOS DO DECLÍNIO DE ANFÍBIOS EM PORTUGAL: CAUSAS DA REGRESSÃO E QUANTIFICAÇÃO DAS ALTERAÇÕES NA DISTRIBUIÇÃO

#### 4.1 Introdução

O declínio de muitas espécies de anfíbios representa um grande desafio para a área da conservação, pois a maioria das causas que estão na origem de eventos de extinção ou alteração dos padrões de distribuição não são, ainda, conhecidas, impedindo a implementação de técnicas que permitam assegurar a persistência das populações no meio natural (Stuart *et al.*, 2004). Enquanto se considera que muitas das perdas podem estar ligadas a causas como a destruição e fragmentação directa dos habitats pelo homem, à presença de espécies exóticas e à captura ilegal (e.g. Alexander & Eischeid, 2001; Blaustein *et al.*, 2003; Collins & Storfer, 2003), outras perdas parecem resultar de processos mais complexos, ainda pouco conhecidos e que podem estar relacionados com as alterações climáticas globais recentes (Blaustein *et al.*, 2001; Carey & Alexander, 2003; Alford *et al.*, 2007). O facto de existirem cada vez mais relatos de declínios e extinções de espécies em locais como as áreas protegidas, onde, aparentemente, os habitats são menos perturbados pelo homem (e.g. Collins & Storfer, 2003; McMenamin *et al.*, 2008), vem sustentar a hipótese da existência de possíveis impactos dos factores climáticos na dinâmica das populações de anfíbios.

Os factores climáticos que mais parecem afectar as populações de anfíbios estão relacionados com as variações anómalas dos valores de temperatura e de humidade (Carey & Alexander, 2003). Estes parâmetros influenciam directamente a fisiologia, o comportamento e a ecologia de muitas espécies, com consequências ao nível da fenologia, demografia e selecção do habitat (Duellman & Trueb, 1986; Blaustein *et al.*, 2010). Além disso, podem ainda afectar

indirectamente as diferentes fases do ciclo de vida dos anfíbios. Por exemplo, o aumento dos valores de temperatura e a redução da precipitação causam uma redução do hidroperíodo dos corpos de água (Pounds *et al.*, 1999; Brooks, 2004; Serrano & Zunzunegui, 2008), afectando drasticamente o sucesso reprodutivo de muitas espécies (e.g. Pounds *et al.*, 1999; Richter *et al.*, 2003; Daszak *et al.*, 2005; Taylor *et al.*, 2006; McMenamain *et al.*, 2008). Em espécies com hábitos mais terrestres, a diminuição da humidade do solo e as modificações na estrutura e composição da vegetação, representam os principais factores que podem influenciar mais directamente as populações (Pounds *et al.*, 2006). As alterações no clima podem, ainda, aumentar a susceptibilidade dos anfíbios aos efeitos provocados por contaminantes, radiações UV e doenças infecciosas (Muths *et al.*, 2008; Pounds *et al.*, 2006).

A alteração da área de distribuição de muitos grupos taxonómicos representa uma das adaptações das populações às mudanças climáticas (Hickling *et al.* 2005; Wilson *et al.*, 2005; Parmesan, 2006). A resposta das populações está, essencialmente, dependente de alterações que ocorrem à escala regional, que variam muito no espaço geográfico (Walther *et al.*, 2002). Deste modo, espécies com diferentes áreas de distribuição podem ser afectadas de forma diferenciada. Por exemplo, enquanto nas zonas mais altas é esperado que as populações mantenham a sua área de distribuição actual (Peterson, 2003), nas áreas mais baixas é mais provável que ocorra uma considerável redução da área de distribuição (Peterson, 2003; Wilson *et al.*, 2005). À escala local, as espécies com menor capacidade de dispersão e que ocorrem em habitats isolados de menores dimensões, apresentarão, provavelmente, maiores taxas de extinção locais (Midgley *et al.* 2002; Thomas *et al.* 2004; Araújo *et al.*, 2006).

Na Península Ibérica não parecem existir ainda estudos que relacionem as alterações dos valores de temperatura e dos regimes de precipitação com variações registadas na distribuição de anfíbios. De acordo com modelos bioclimáticos, o impacto de alterações climáticas, projectadas para as próximas décadas, levará a uma grande contracção na distribuição de um número considerável de espécies presentes na Península Ibérica (Araújo *et al.*, 2006; Carvalho *et al.*, 2010). Os mesmos estudos referem, ainda, que estas alterações ocorrerão de forma diferenciada entre espécies e áreas, verificando-se, contudo, uma divergência quanto às áreas onde parecem ocorrer as maiores perdas. Tais discrepâncias poderão ser justificadas pelas diferentes escalas de análise utilizadas nos SDM (Carvalho *et al.*, 2010). A utilização de escalas mais grosseiras pode não considerar a variabilidade de microhabitats e não reflectir os gradientes microclimáticos altitudinais que possibilitam a movimentação das espécies entre habitats adequados (Carvalho *et al.*, 2010). Adicionalmente, poderão também ocorrer, em alguns locais, extinções de muitas populações que não são detectadas pelo modelo, dada a pequena resolução espacial dos dados utilizados (Thomas *et al.*, 2006). Existe, ainda, a possibilidade de as espécies persistirem em refúgios com condições

climáticas locais adequadas, que são detectados unicamente a escalas maiores (Trivedi *et al.*, 2008).

A realização de estudos a escalas maiores revela-se, assim, fundamental para a compreensão de padrões de distribuição geográfica e a identificação de possíveis efeitos das alterações climáticas nas populações de anfíbios. Neste contexto, a monitorização de tendências de distribuição em áreas com características mediterrânicas, bastante predispostas a alterações climáticas, assume particular importância. Admite-se que os anfíbios estão entre os vertebrados terrestres mais vulneráveis às alterações dos regimes de precipitação (Carey & Alexander, 2003; Corn, 2005). Em ecossistemas mediterrânicos, o sucesso reprodutivo de muitas espécies está fortemente dependente dos valores de precipitação anual e do hidroperíodo dos corpos de água (Jacob *et al.*, 2003; Beja & Alcazar, 2003). A diminuição da disponibilidade de água parece representar um factor mais limitante do que o aumento dos valores da temperatura, podendo estar na origem de declínios e extinções locais de algumas populações (e.g. Pounds & Crump, 1994; Stewart, 1995; Pounds *et al.*, 1999). Este impacto terá maior relevância quando as áreas se encontram sob condições de stress hídrico, como o verificado em muitas partes da Península Ibérica (Araújo *et al.*, 2006).

A tendência para um decréscimo da precipitação e para o aparecimento de períodos de seca mais prolongados nas regiões mediterrânicas parece verificar-se na região do Parque Natural da Serra de S. Mamede (ver Capítulo 2), com sérios impactos directos nos recursos hídricos. Após um período mais crítico, com menor disponibilidade de água, parecem registar-se alterações nos padrões de distribuição de algumas espécies, como sugerem os resultados expressos no capítulo anterior. Assim, pretende-se abordar os possíveis efeitos da diminuição da precipitação na distribuição espacial e temporal de espécies de anfíbios no PNSSM. Para isso, procedeu-se à análise da variação da ocorrência das espécies de modo a dar resposta às seguintes questões: (1) Onde se localizam as áreas com maior alteração na composição em espécies?; (2) Existem alterações nas áreas de distribuição das espécies?; e (3) Que locais poderão ser utilizados como refúgios para as espécies mais ameaçadas?

## **4.2 Métodos**

### **4.2.1 Dados de ocorrência de espécies**

Para todas as comparações e análises efectuadas recorreu-se aos dados de ocorrência de espécies obtidos na rede de 38 estações amostradas em ambos os períodos de 1993-1994 e 2004-2005 (ver Capítulo 3 para mais detalhes).

#### 4.2.2 Análise de dados

A variação no número de ocorrências de anfíbios nas estações entre os dois períodos foi explorada de modo a identificar eventuais padrões na alteração da diversidade de anfíbios. Para cada uma das estações foram calculados: (1) o número de novos registos de espécies ("ganhos"); (2) o número de espécies cuja presença não foi novamente registada ("perdas"). Estes dados foram comparados tendo em consideração alguns atributos do terreno: altitude, declive e posição topográfica. A posição topográfica permite caracterizar a forma do relevo e foi calculada com base num índice de posição topográfica (*Topographic Position Index* ou TPI). Este índice, calculado a partir de um modelo digital de terreno (DEM), assume valores negativos em áreas mais baixas do que as zonas envolventes (vales), valores próximos de zero em áreas planas (ou em áreas com declive médio) e valores positivos em zonas de elevação. A caracterização topográfica da área de estudo foi efectuada com a extensão *Topographic Position Index (TPI) v.1.3a* (Jenness, 2006; disponível em: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>) para *ArcView GIS 3.x*. (ESRI, 2000a). O modelo matricial resultante foi utilizado para calcular o valor médio de TPI para cada uma das sub-bacias hidrográficas, delimitadas através das áreas de drenagem de cada segmento das linhas de água permanente, calculadas através da metodologia disponível no módulo *Arc Hydro Tools 9*. Todas as operações de processamento e análise espacial foram realizadas recorrendo a dados com resolução espacial de 100m e utilizando o programa *ArcGIS 9.3* (ESRI, 2000b), excepto no cálculo do TPI.

Na análise da variação no número de ocorrências de cada espécie foram consideradas três áreas: (1) área total do PNSSM; (2) área de planície, que corresponde à área geográfica até à curva de nível dos 500m; (3) área de montanha, que corresponde à área geográfica acima da curva de nível dos 500m. Este valor de altitude coincide, aproximadamente, com os limites superior e inferior, respectivamente, das áreas de distribuição das espécies presentes a baixas altitudes e das espécies que se encontram mais confinadas à área de montanha.

Para averiguar discrepâncias geográficas na alteração da distribuição das espécies foi aplicado o teste Wilcoxon, utilizando o *software* *Statistica 8*® (Statsoft, 2007).

## 4.3. Resultados

### 4.3.1 Variação do número de espécies

Na tabela 4.1 é apresentada a variação do número de registos por espécie, sendo de destacar a elevada redução no número de ocorrências em cerca metade das espécies e o aumento do número de locais onde foram observadas as espécies *Rana iberica* e *Discoglossus galganoi*.

**Tabela 4.1** - Número de locais com ocorrência de cada espécie de anfíbio na rede de 38 estações de monitorização definida no Parque Natural da Serra de S. Mamede, nos dois períodos de amostragem, e respectiva variação (número de estações/percentagem).

Espécies	Código	Período 1993-1994	Período 2004-2005	Varição
<b>Urodela</b>				
<i>Pleurodeles waltl</i>	Pw	11	1	-10 (91)
<i>Salamandra salamandra</i>	Ss	38	33	-5 (13)
<i>Lissotriton boscai</i>	Lb	35	28	-7 (20)
<i>Triturus marmoratus</i>	Tm	31	13	-18 (58)
<b>Anura</b>				
<i>Alytes cisternasii</i>	Ac	19	6	-13 (68)
<i>Alytes obstetricans</i>	Ao	23	10	-13 (57)
<i>Discoglossus galganoi</i>	Dg	9	12	3 (33)
<i>Pelobates cultripes</i>	Pc	6	7	1 (17)
<i>Pelodytes spp.</i>	Ps	0	2	2 (-)
<i>Bufo bufo</i>	Bb	25	11	-14 (56)
<i>Bufo calamita</i>	Bc	6	4	-2 (33)
<i>Hyla arborea</i>	Ha	15	7	-8 (53)
<i>Hyla meridionalis</i>	Hm	13	5	-8 (62)
<i>Rana iberica</i>	Ri	18	20	2 (11)
<i>Pelophylax perezí</i>	Pp	34	34	0 (0)
<b>Total</b>		<b>283</b>	<b>193</b>	<b>-90 (32)</b>

### 4.3.2 Alterações nos padrões de distribuição espacial

A comparação entre os valores de perdas e ganhos permite, igualmente, evidenciar a tendência para uma redução significativa do número de populações de anfíbios na área do PNSSM (Figura 4.2 A e B) e revela a formação de dois padrões distintos. Por um lado, as estações que apresentam uma maior redução no número de espécies localizam-se nas zonas de planície, a baixas altitudes (Figura 4.2 B); apenas nas áreas mais elevadas é possível encontrar estações sem qualquer perda, comparativamente aos registos obtidos no período 1993-1994. Por outro lado, as estações com um maior número de novas espécies localizam-se na zona montanhosa e em áreas mais a norte do parque natural (Figura 4.2 A).

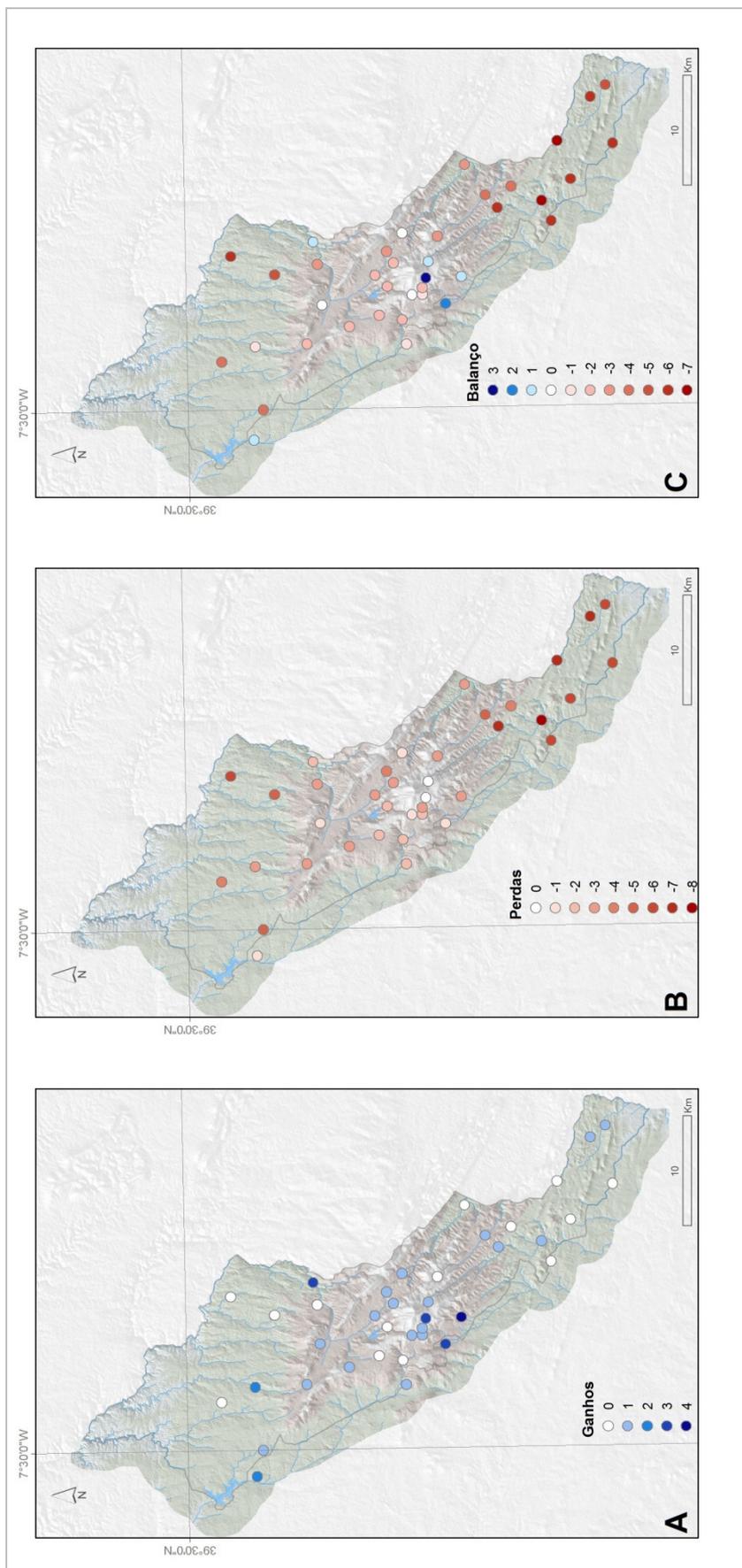
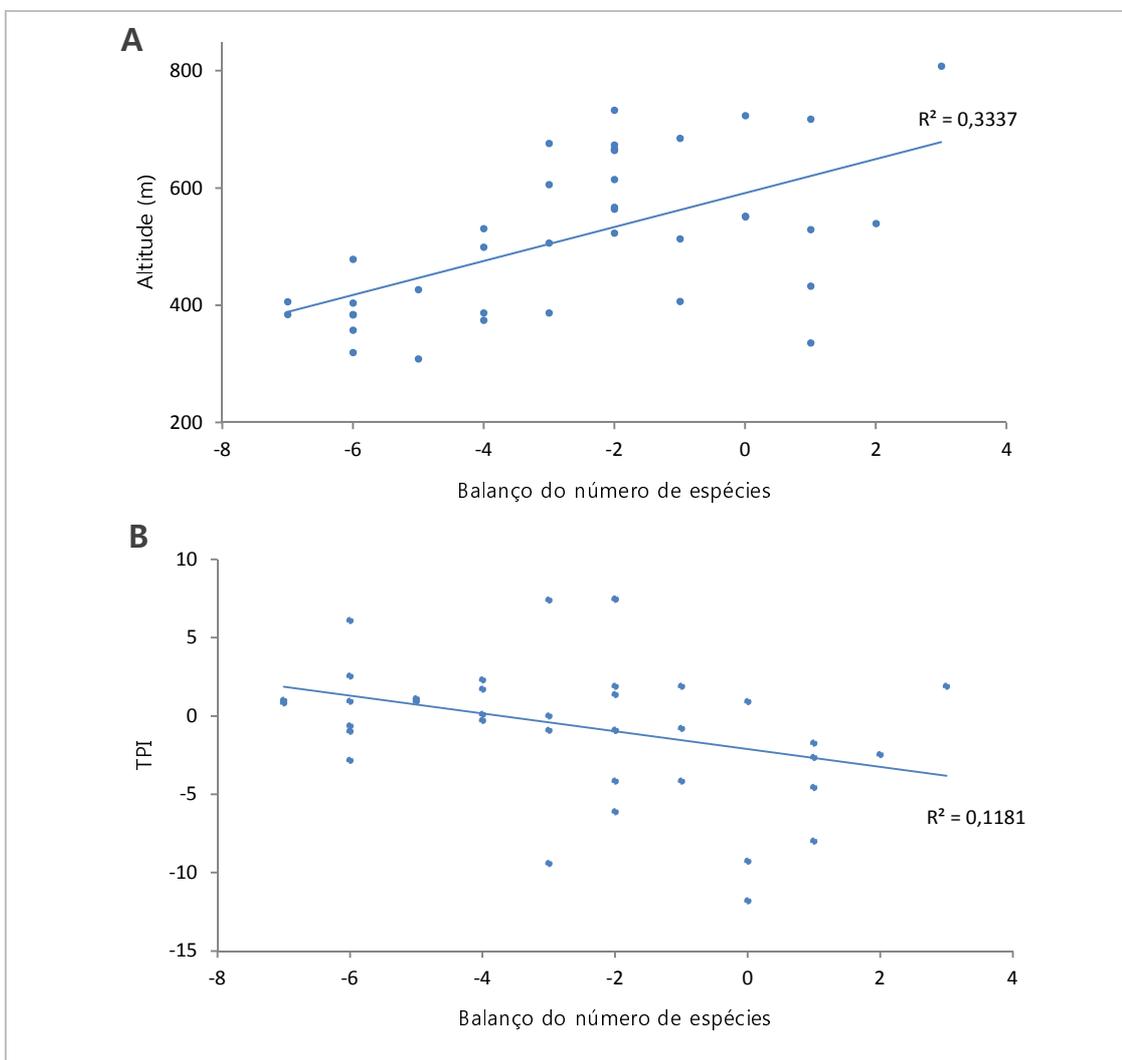


Figura 4.2 - Variação do número de espécies registado nas estações de amostragem monitorizadas nos períodos 1993-1994 e 2004-2005.

Esta tendência confirma-se aquando a comparação estatística dos valores de altitude (Teste Wilcoxon,  $P < 0,005$ ) e de declive (Teste Wilcoxon,  $P < 0,002$ ) referentes aos registos de perdas e de ganhos. A análise do padrão produzido pela diferença entre o número de perdas e o número de ganhos (Figura 4.2 C) reforça a tendência para a maior perda de espécies nas áreas limítrofes do PNSSM e um acréscimo nas áreas de maior altitude. Na parte mais a norte da serra, surgem duas estações que não seguem o padrão identificado. Estas estações destacam-se das restantes pelo facto de se localizarem em vales com linhas de água permanente, onde surge uma maior diversidade e densidade florística.



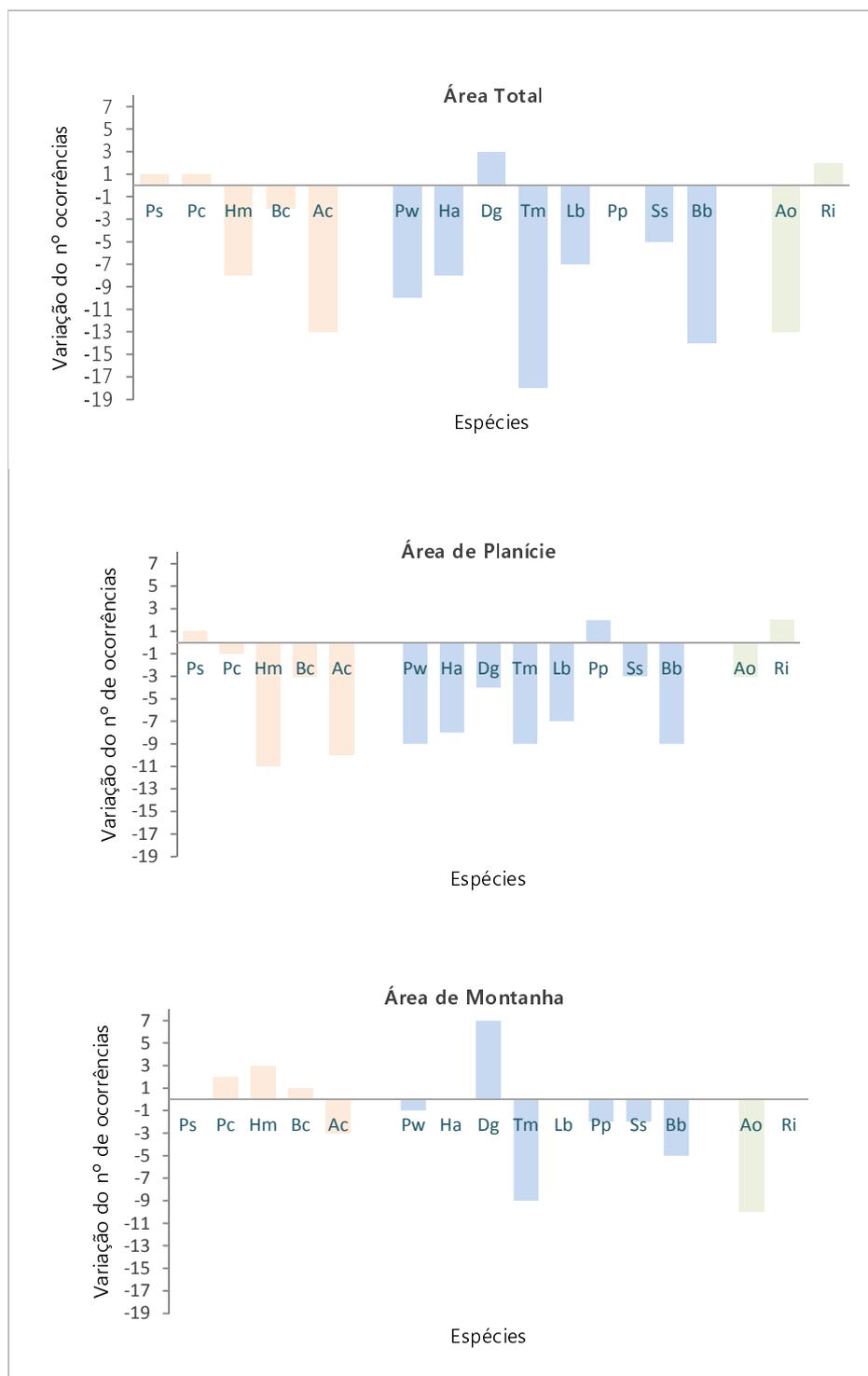
**Figura 4.3** - Relação entre a variação do número de espécies observadas em cada uma das estações e dois atributos topográficos: altitude (Gráfico A) e índice de posição topográfica (TPI) médio de cada sub-bacia hidrográfica (Gráfico B).

Na Figura 4.3 A verifica-se que as estações com maior número de perdas relativas estão situadas a altitudes mais baixas, entre os 300 e 500m, enquanto o maior ganho relativo ocorreu a uma altitude próxima dos 800m. As estações que apresentam menores perdas e ganhos encontram-se distribuídas ao longo de um intervalo mais amplo de altitudes, evidenciando a existência de condições ambientais adequadas ao longo da totalidade do gradiente altitudinal. A análise da variação do número de espécies, ao longo dos diferentes tipos de relevo, poderá facilitar a compreensão do modo como as espécies se distribuem espacialmente (Figura 4.3 B). A tendência para a existência de um menor número de perdas quando o TPI assume, sobretudo, valores negativos faz supor que os vales mais profundos e estreitos representam áreas com condições ambientais mais adequadas à permanência de anfíbios.

#### 4.3.3 Alterações na distribuição geográfica de espécies

Através da análise da Figura 4.4 é possível analisar graficamente o elevado número de perdas ocorridas quando se considera a totalidade da área de estudo (Figura 4.4 A). As espécies *Rana iberica* e *Discoglossus galganoi* surgem num maior número de locais, sugerindo a sua expansão para novas áreas. Na espécie *Pelodytes* spp., a variação positiva corresponde às primeiras observações desta espécie na área do PNSSM.

O número de perdas é significativamente maior em áreas de planície quando comparado com o registado em áreas de montanha (Teste Wilcoxon,  $P < 0,05$ ). Com excepção das espécies cujas áreas de distribuição se estendem até áreas mais elevadas da serra, todas as restantes apresentam reduções consideráveis ao considerar-se apenas as estações localizadas em áreas mais planas. Destaca-se, também, o registo de um número considerável de espécies, que normalmente se distribuem na área envolvente da serra, em áreas de montanha (e.g. os registos anteriores das espécies *P. cultripipes* e *Bufo calamita* foram sempre obtidos em áreas abaixo dos 500m). De entre as espécies mais generalistas, *D. galganoi* aparenta apresentar a maior expansão na área, surgindo também pela primeira vez numa grande quantidade de estações situadas em área de montanha. Nas espécies de montanha verifica-se um comportamento distinto: *Alytes obstetricans*, mais generalista, evidencia uma redução significativa na área de distribuição, enquanto *R. ibérica* parece expandir a sua distribuição para áreas mais próximas da planície.



**Figura 4.4.** Variação no número de ocorrências de cada espécie de anfíbio considerando a área total, a área de montanha e a área de planície do Parque Natural da Serra de S. Mamede. A disposição das espécies está de acordo com o tipo de área de distribuição: mais à esquerda surgem as espécies que surgem na planície e mais à direita representam-se as espécies com área de distribuição mais limitada a zonas mais elevadas. As cores das barras distinguem as espécies exclusivamente de planície (laranja), espécies com ampla distribuição (azul) e espécies de montanha (verde). Os códigos das espécies encontram-se definidos na Tabela 4.1.

## 4.4 Discussão

O clima em áreas mediterrânicas é caracterizado por apresentar uma alternância entre períodos mais húmidos, com maior precipitação, e períodos mais secos, nos quais a temperatura atinge valores bastante elevados. A elevada precipitação durante as épocas não estivais revela-se essencial para evitar o aparecimento de períodos de seca prolongados. Entre 1998 e 2005, assistiu-se a uma redução generalizada dos valores anuais de precipitação na região do PNSSM, atingindo no fim desse período um valor aproximadamente 50% inferior ao valor considerado normal para a região (ver Capítulo 2). A tendência para a diminuição da precipitação, principalmente nos meses de Inverno e inícios de Primavera, condicionaram o escoamento e armazenamento de água na área do parque. Uma das consequências visíveis destas alterações foi a diminuição do caudal das linhas de água registado ao longo do ano e a antecipação do período de seca dos cursos e charcos temporários, principalmente na área mais seca localizada na zona sul do PNSSM. Dado que a amostragem seguiu a mesma metodologia, com a realização dos transectos definidos no estudo inicial, foi possível constatar que muitas das infra-estruturas nas explorações agrícolas (e.g. poços, tanques, charcos e fontes) secaram ou, no caso de alguns charcos, foram transformados em corpos de água artificiais de carácter permanente. A dessecação de muitos locais decorreu do extenso período de seca verificado, mas, em muitos dos locais observados, o evidente abandono das práticas agrícolas tradicionais acarreta a falta de manutenção de muitos dos meios aquáticos utilizados pelos anfíbios, principalmente durante a época de reprodução.

A manutenção de populações de anfíbios viáveis depende do sucesso do recrutamento, fortemente influenciado pelos padrões temporais de disponibilidade de água (Laurance, 1996). Deste modo, os anfíbios são considerados um dos grupos de vertebrados terrestres mais vulneráveis a alterações no regime de precipitação. A ocorrência de condições climáticas adversas intermitentes encontra-se, normalmente, associada a flutuações anuais na densidade das populações de anfíbios (Collins & Storfer, 2003), possibilitando, contudo, a sua permanência dos anfíbios num dado local. Com a redução geral da precipitação anual e o aparecimento de períodos de seca mais prolongados tem-se verificado, em alguns locais, o declínio e a extinção de algumas espécies de anfíbios (e.g. Pounds & Crump, 1994; Stewart, 1995; Donnelly & Crump, 1998; Pounds *et al.*, 1999; McMenemy *et al.* 2008; Piha *et al.*, 2007; Bickford *et al.*, 2010). A dessecação bastante antecipada dos corpos de água e o menor número de locais para reprodução, verificados na área do PNSSM, estarão, muito provavelmente, associados a um maior insucesso do completo desenvolvimento larvar de muitas espécies durante anos mais secos, podendo explicar o menor número de observações, tanto de estádios larvares, como de indivíduos adultos. No PNSSM, os meses com

precipitação mais elevada, após as épocas estival e hibernal, representam períodos muito críticos para as populações de anfíbios, pois são fundamentais para o início da época reprodutiva (Pargana, 1995). No entanto, a redução contínua da precipitação nos meses de Inverno pode conduzir a uma diminuição dos níveis de água subterrânea e superficial, condicionando a disponibilidade de água na região, ainda que os meses de Primavera apresentem períodos com valores de precipitação relativamente elevados.

As alterações dos padrões de distribuição identificados suportam a hipótese de que a redução da precipitação influenciou substancialmente a quantidade de água na região e, conseqüentemente, a disponibilidade de habitats adequados para as diferentes fases do ciclo de vida dos anfíbios. A maior redução detectada do número de registos de espécies ocorre nas áreas mais áridas de planície, onde a dessecação dos corpos aquáticos é mais rápida. Na zona mais a sul, tendencialmente mais seca, regista-se um número mais elevado de perdas, o que indicia uma provável redução da biodiversidade de anfíbios nesta área. Pelo contrário, os locais com menores perdas, ou mesmo com um aumento do número de espécies, localizam-se na parte mais a norte, em zonas mais altas e húmidas de montanha, ou em habitats localizados a menores altitudes, mas que surgem associados a linhas de água permanente, presentes em vales mais estreitos.

A redução do número de registos parece ser acompanhada pela alteração da área de distribuição das espécies de anfíbios que apresentam, normalmente, uma área de distribuição circunscrita às áreas mais baixas. A observação de três destas espécies acima dos 500m, com destaque para a observação de *Pelobates cultripes* a uma altitude próxima dos 700m, suporta a hipótese de que as espécies estão a movimentar-se para áreas mais altas e húmidas, como consequência do desaparecimento dos seus habitats a altitudes mais baixas. Tal comportamento parece ser, igualmente, evidente numa espécie mais generalista, *D. galganoi*, que ampliou a sua área de distribuição para zonas mais altas, alcançando habitats localizados a altitudes superiores a 800m, mais 100-200m que nos registos anteriores. Estes resultados seguem os mesmos padrões de alteração da distribuição observados em espécies de outros grupos taxonómicos, como resposta às alterações climáticas (e.g. Peterson, 2003; Wilson *et al.*, 2005; Kelly & Goulden, 2008). Como consequência destas modificações parece estar a ocorrer uma diminuição da riqueza específica nas áreas com menor altitude (Peterson, 2003; Colwell *et al.*, 2008; Loarie *et al.*, 2008). Os locais mais elevados poderão, assim, funcionar como refúgios durante eventos climáticos mais adversos (Nogués-Bravo *et al.*, 2007) e as zonas de ligação entre as áreas de planície e os sistemas montanhosos podem funcionar como zonas tampão das áreas mais áridas e vulneráveis, apresentando uma grande importância sob o ponto de vista da conservação (Peterson, 2003).

Este estudo sugere também que, para além da importância destas zonas de transição, poderá ser, igualmente, fundamental salvaguardar determinadas áreas nas zonas de planície, que devido às suas características topográficas, podem apresentar condições ambientais favoráveis à permanência dos anfíbios durante os períodos mais secos. A tendência para a ocorrência de um maior número de espécies em vales mais estreitos, com cursos de água permanente e uma cobertura vegetal mais densa, pode reflectir a adequabilidade deste tipo de locais para constituírem refúgios para espécies com áreas de distribuição confinadas a zonas de planície.

O eventual declínio das populações de anfíbios presentes no PNSSM parece afectar, quer espécies mais adaptadas a ambientes xéricos, quer espécies que dependem de habitats húmidos, localizados em áreas montanhosas. No entanto, se considerarmos o tipo de meio aquático ao qual se encontram associados os organismos, é possível identificar uma tendência geral para um maior número de perdas em espécies que estão dependentes, essencialmente, de charcos ou outro tipo de corpos de água temporários (e.g. *T. marmoratus* e *B. bufo*). A menor variação que ocorre nas espécies *P. cultripes* e *B. calamita* poderá explicar-se pelo facto destas espécies, muito generalistas, estarem bem adaptadas a climas secos. Além disso, as populações nesta região apresentam períodos de reprodução que terminam mais cedo (Pargana, 2005), evitando a permanência no meio aquático de estádios larvares durante períodos mais críticos. Os anfíbios que se encontram mais associados aos cursos de água permanente parecem ser menos afectados e, no caso de *R. iberica*, parece ter ocorrido uma expansão da área de distribuição para locais com menor altitude. Na região, estas espécies parecem conseguir resistir melhor a períodos de seca do que as espécies mais dependentes de corpos de água temporários para se reproduzirem.

De acordo com estimativas de distribuição obtidas para a Península Ibérica a escalas menores, é esperado que nas próximas décadas as espécies com maior afinidade para áreas com clima atlântico sejam mais afectadas pelas alterações climáticas (com reduções drásticas nas áreas de distribuição) do que as espécies adaptadas a climas mediterrânicos (Carvalho *et al.*, 2010). Os resultados aqui apresentados sugerem que, a nível local e a curto prazo, espécies mais adaptadas a climas mediterrânicos terão mais dificuldade em resistir aos períodos de seca, particularmente se as populações se encontrarem em áreas que não possibilitam a deslocação para locais com microclimas mais adequados. Relativamente às duas espécies com áreas de distribuição estreitamente associadas à montanha, o tipo de resposta parece ser bem distinto. Enquanto a espécie *R. iberica*, frequentemente presente nas orlas de cursos de água de montanha, não parece ser afectada pela diminuição da disponibilidade de água, a espécie *A. obstetricans*, observada num reduzido número de locais, pode ter sofrido uma regressão bastante considerável. Os seus hábitos mais terrestres, com deslocação para áreas mais distantes da água e a dependência de pontos de água com grande duração para a

reprodução, podem justificar a menor capacidade de resistência destes anfíbios a períodos de seca prolongados. Estes resultados sugerem, assim, que o modo como as espécies serão afectadas pelas alterações climáticas pode estar fortemente dependente dos requisitos ecológicos de cada espécie, das características fisiográficas da área e da duração dos episódios com condições bastante adversas.

Embora as alterações aqui descritas possam ter um carácter transitório, como resultado de um período de seca associado à redução da precipitação durante alguns anos, o conhecimento dos efeitos de eventos climáticos localizados com condições extremas pode ser extremamente útil para compreender como os anfíbios poderão responder às alterações do clima a longo prazo (Blaustein *et al.*, 2010). Por outro lado, as alterações na hidrologia local não ocorrem isoladamente ou constituem acontecimentos específicos de uma área e resultam de modificações que ocorrem no clima a nível regional e global e que tendem a continuar ou mesmo aumentar de intensidade nas próximas décadas. A ocorrência ocasional de anos com bastante precipitação parece não ser suficiente para reverter o défice de água após um longo período mais seco e recriar as condições hidrológicas normais (McMenamin *et al.*, 2008). Associada à redução da precipitação, nas áreas mediterrânicas, existe uma tendência para o aumento dos valores de temperatura; no seu conjunto, estes factores poderão alterar significativamente a paisagem hidrológica, com consequências muito graves para as populações de anfíbios.

Perante estas previsões, torna-se essencial realizar de uma forma continuada a monitorização das populações e identificar quais os habitats ou áreas onde é mais urgente implementar medidas de gestão e conservação. Para isso, é importante identificar os principais factores que, a nível local, determinam a ocorrência de anfíbios. Dada a importância que a disponibilidade de água assume na distribuição dos anfíbios, é abordada no próximo capítulo a produção de dados ambientais relevantes que se relacionam com a presença deste recurso na paisagem, bem como de outros atributos relacionados com a morfologia do terreno, que podem condicionar, localmente, os padrões de distribuição de espécies de anfíbios.

## 4.5 Referências

- Alexander, M.A.; Eischeid, J.K. (2001). Climate Variability in Regions of Amphibian Declines. *Conservation Biology*, **15**: 930-942.
- Alford, R.A.; Bradfield, K.S.; Richards, S.J. (2007). Global warming and amphibian losses. *Nature*, **447**: E3-E4.
- Araújo, M.B.; Thuiller, W.; Pearson, R.G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, **33**: 1712-1728.

- Beja, P.; Alcazar, R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, **114**: 317-326.
- Bickford, D.; Howard, S.D.; Ng D.J.J.; Sheridan, A.J. (2010). Impacts of climate change on the amphibians and reptiles of Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation*, **19**: 1043-1062.
- Blaustein, A.R.; Belden, L.K.; Olson, D.H.; Green, D.M.; Root, T.L.; Kiesecker, J.M. (2001). Amphibian breeding and climate change. *Conservation Biology*, **15**: 1804-1809.
- Blaustein, A.R.; Romansic, J.M.; Kiesecker, J.M.; Hatch, A.C. (2003). Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, **9**: 123-140.
- Blaustein, A.R.; Walls, S.C.; Bancroft, B.A.; Lawler, J.J.; Searle, C.L.; Gervasi, S.S. (2010). Direct and Indirect Effects of Climate Change on Amphibian Populations. *Diversity*, **2**: 281-313.
- Brooks, R.T. (2004). Weather-related effects on woodland vernal pool hydrology and hydroperiod. *Wetlands*, **24**: 104-114.
- Carey, C.; Alexander, M.A. (2003). Climate change and amphibian declines: Is there a link? *Diversity and Distributions*, **9**: 111-121.
- Carvalho, S.B.; Brito, J.C.; Crespo, E.J.; Possingham, H.P. (2010). From climate change predictions to actions - conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale. *Global Change Biology*, **16**: 3257-3270.
- Collins, J.P.; Storfer, A. (2003). Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, **9**: 89-98.
- Colwell, R.K.; Brehm, G.; Cardelús, C.L.; Gilman, A.C.; Longino, J.T. (2008). Global Warming, Elevational Range Shifts, and Lowland Biotic Attrition in the Wet Tropics. *Science*, **322**: 258-261.
- Corn, P.S. (2005). Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, **28**: 59-67.
- Daszak, P.; Scott, D.E.; Kilpatrick, A.M.; Faggioni, C.; Gibbons, J.W.; Porter, D. (2005). Amphibian population declines at Savannah river site are linked to climate, not Chytridiomycosis. *Ecology*, **86**: 3232-3237.
- Donnelly, M.A.; Crump, M.L. (1998). Potential Effects of Climate Change on Two Neotropical Amphibian Assemblages. *Climatic Change*, **39**: 541-561.
- Duellman, W.E.; Trueb, L. (1986). *Biology of Amphibians*. New York: McGraw-Hill, 670p.
- ESRI (2000a). *ArcView 3.2a*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- ESRI (2000b). *ArcInfo 9*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Hickling, R.; Roy, D.B.; Hill, J.K.; Thomas, C.D. (2005). A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, **11**: 502-506.
- IPCC (2007). Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland, 104 pp.
- Jakob, C.; Poizat, G.; Veith, M.; Seitz, A.; Crivelli, A.J. (2003). Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia*, **499**: 51-61.
- Jenness, J. 2006. Topographic Position Index (tpi\_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.3a. Jenness Enterprises. Disponível em: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>.
- Kelly, A.E.; Goulden, M.L. (2008). Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**: 11823-11826.

- Laurance, W.F. (1996). Catastrophic declines of Australian rainforest frogs: is unusual weather responsible? *Biological Conservation*, **77**: 203–212.
- Loarie, S.R.; Carter, B.E.; Hayhoe, K.; McMahon, S.; Moe, R., Knight, C. A.; Ackerly, D.D. (2008). Climate Change and the Future of California's Endemic Flora. *PLoS ONE*, **3**: e2502.
- McMenamin S.K., Hadly E.A., Wright C.K. (2008). Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**: 16988-16993.
- Midgley, G.F.; Hannah, L.; Rutherford, M.C.; Powrie, L.W. (2002). Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecology and Biogeography*, **11**: 445-451.
- Muths, E.; Pilliod, D.S.; Livo, L.J. (2008). Distribution and environmental limitations of an amphibian pathogen in the Rocky Mountains. *Biological Conservation*, **141**: 1484-1492.
- Nogués-Bravo, D.; Araújo, M.B.; Errea, M.P.; Martínez-Rica, J.P. (2007). Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. *Global Environmental Change*, **17**: 420-428.
- Pargana, J. (1995). *Estudo da Herpetofauna do Parque Natural da Serra de S. Mamede*. Relatório ICN/PNSSM, 66 pp.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review in Ecology and Evolutionary Systematics*, **37**: 637-669.
- Peterson, A.T. (2003). Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology*, **9**: 647-655.
- Piha, H.; Luoto, M.; Piha, M.; Merila, J. (2007). Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme. *Global Change Biology*, **13**: 300-311.
- Pounds, J.A.; Crump, M.L. (1994). Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology*, **8**: 72-85.
- Pounds, J.A.; Fogden, M.P.L.; Campbell, J.H. (1999). Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, **398**: 611-616.
- Pounds, J.A.; Bustamante, R.M.; Coloma, A.L.; Consuegra, J.A.; Fogden, M.P.L.; Foster, P.N.; La Marca, E.; Masters, K.L.; Merino-Viteri, A.; Pushendorf, R.; Ron, S.R.; Sánchez-Azofeifa, G.A.; Still, C.J.; Young, B.E. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, **439**: 161-167.
- Richter, S.C.; Young, J.E.; Johnson, G.N.; Seigel, R.A. (2003). Stochastic variation in reproductive success of a rare frog, *Rana sevosa*: implications for conservation and for monitoring amphibian populations. *Biological Conservation*, **111**: 171-177.
- Serrano, L.; Zunzunegui, M. (2008). The relevance of preserving temporary ponds during drought: hydrological and vegetation changes over a 16-year period in the Doñana National Park (south-west Spain). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **18**: 261-279.
- StatSoft, I. (2007). STATISTICA (data analysis software system), version 8. Disponível em: [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Stewart, M.M. (1995). Climate driven population fluctuations in rain-forest frogs. *Journal of Herpetology*, **29**: 437-446.

- Stuart, S.N.; Chanson, J.S.; Cox, N.A.; Young, B.E.; Rodrigues, A.S.L.; Fischman, D.L.; Waller, R.W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, **306**: 1783-1786.
- Taylor, B.E.; Scott, D.E.; Gibbons, J.W. (2006). Catastrophic reproductive failure, terrestrial survival, and persistence of the marbled salamander. *Biological Conservation*, **20**: 792-801.
- Thomas, C.D.; Cameron, A.; Green, R.E.; Bakkenes, M.; Beaumont, L.J.; Collingham, Y.C.; Erasmus, B.F.N.; de Siqueira, M.F.; Grainger, A.; Hannah, L.; Hughes, L.; Huntley, B.; van Jaarsveld, A.S.; Midgley, G.F.; Miles, L.; Ortega-Huerta, M.A.; Peterson, A.T.; Philips, O.L.; Williams, S.E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, **427**: 145-148.
- Thomas, C.D.; Franco, A.M.A.; Hill, J.K. (2006). Range retractions and extinction in the face of climate warming. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**: 415-416.
- Trivedi, M.R.; Berry, P.M.; Morecroft, M.D.; Dawson, T.P. (2008). Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology*, **14**: 1089-1103.
- Walther, G.-R.; Post, E.; Convey, P.; Menzel, A.; Parmesan, C.; Beebee, T.J.C.; Fromentin, J.-M.; Hoegh-Guldberg, O.; Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**: 389-395.
- Wilson, R.J.; Gutiérrez, D.; Gutiérrez, J.; Martínez, D.; Agudo, R.; Monserrat, V.J. (2005). Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, **8**: 1138-1146.

## **PARTE III**

---

### PRODUÇÃO DE DADOS GEOGRÁFICOS E MODELAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE ANFÍBIOS À ESCALA LOCAL



### PRODUÇÃO DE CONJUNTOS DE DADOS GEOGRÁFICOS PARA MODELAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE ANFÍBIOS A ESCALAS FINAS

#### 5.1 Introdução

A implementação de técnicas de modelação da distribuição de espécies depende da disponibilidade de mapas que contenham, em formato digital, os gradientes de recursos ou outros factores ambientais que determinam os padrões de ocorrência das espécies à escala de estudo. Assim, uma das funções do investigador é seleccionar e/ou produzir um conjunto de variáveis ambientais relevantes do ponto de vista biológico e ecológico, considerando, adequadamente, as questões da qualidade e da resolução dos dados. Apesar dos avanços significativos nos métodos de obtenção e preparação destes dados (e.g. maior resolução de modelos digitais de terreno e disponibilidade de uma grande diversidade de técnicas para análise e modelação de dados espaciais), a maior parte dos estudos de distribuição de espécies recorre, ainda, a conjuntos de dados geográficos (CDG), que fornecem uma cobertura completa do território, mas que são, normalmente, disponibilizados com resoluções espaciais que não permitem reproduzir, adequadamente, os gradientes que, a nível local, condicionam a ocorrência das espécies.

A elaboração de estudos a escalas maiores constitui uma abordagem fundamental para compreender, por exemplo, os padrões de distribuição de espécies em áreas protegidas. De modo a desenvolver modelos de distribuição de espécies (SDM) robustos a estas escalas, é importante identificar os factores causais que determinam a ocorrência das espécies em estudo. Este procedimento pode revelar-se complicado, pois depende de um bom conhecimento sobre a ecologia das espécies, os processos ambientais mais relevantes e a

área geográfica de aplicação do modelo preditivo. A síntese de diferentes conceitos ecofisiológicos e a utilização de modelos de processos biofísicos poderá ser importante na ponderação da relevância das variáveis para o estudo (Austin, 2007), contribuindo para a incorporação de aspectos ecológicos importantes no SDM (Elith & Leathwick, 2009).

Geralmente, os SDM a escalas maiores tendem a basear-se no pressuposto que as espécies seleccionam determinados locais de acordo com os atributos topográficos, a disponibilidade de nutrientes e o escoamento de água (e.g. Mackey & Lindenmayer, 2001; Heglund, 2002). Dada a impossibilidade de efectuar um levantamento de campo completo das características ambientais mais relevantes para cada espécie, é fundamental obter uma representação da distribuição espacial destas características. No entanto, é necessário considerar que, do ponto de vista metodológico, a produção de variáveis cartográficas resultantes da definição matricial sob a forma de gradientes directos e gradientes de recursos, ou seja dos recursos ecológicos que exercem um papel fulcral na distribuição e abundância das espécies, é bastante complexa (Austin, 2002). Como alternativa, utilizam-se, frequentemente, gradientes indirectos, ou informação com elevado nível de derivação (ex. índices compostos de humidade, distâncias ou densidades), que apresentam uma correlação elevada com os padrões de distribuição das espécies (Guisan & Zimmermann, 2000). A escalas locais, os factores morfológicos do terreno determinam a heterogeneidade espacial e temporal dos gradientes indirectos e condicionam a temperatura e a humidade do solo e do ar, a evapotranspiração e o balanço hidrológico (Allen *et al.*, 1998).

Os modelos digitais de elevação (*Digital Elevation Model* ou DEM) são usados para produção de uma grande variedade de características morfológicas do terreno, permitindo representar a heterogeneidade espacial de uma área. A simplicidade deste tipo de modelos e o reconhecimento que os gradientes ambientais relevantes para a distribuição das espécies estão directa e indirectamente relacionados com as superfícies derivadas destes modelos, faz com sejam as estruturas de dados mais utilizados em diversas áreas (Wise, 1998). Têm sido amplamente usados, por exemplo, em estudos de mapeamento preditivo da vegetação (Franklin, 1995; Zimmerman & Kienast, 1998; Miller & Franklin, 2002). No estudo de organismos com mobilidade muito reduzida é, igualmente, usual aplicar métodos com este tipo de dados, testando variáveis explicativas focais que reúnem a informação das proximidades da paisagem (Ferrier *et al.*, 2002). Em áreas montanhosas, estes dados geográficos revelam, também, uma elevada capacidade preditiva (Moore *et al.*, 1991), como é evidenciado em muitos estudos de modelação de distribuição de espécies vegetais (e.g. Guisan *et al.*, 1999; Lassueur *et al.*, 2006).

A resolução espacial dos DEM constitui uma limitação quando se pretende aferir a importância de superfícies derivadas em estudos de distribuição de organismos. Alguns

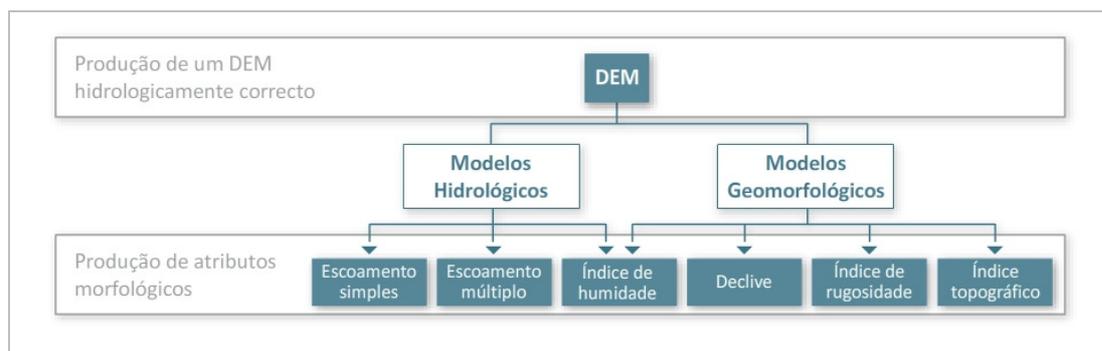
autores têm sugerido que são necessários DEM com resoluções espaciais de 10 a 20m para modelar com exactidão as variáveis topo-hidrológicas que são frequentemente utilizadas em modelos de distribuição de espécies e que estão relacionadas com os factores ambientais directos e indirectos, que determinam a ocorrência de muitas espécies (Hutchinson & Gallant, 2000). Por outro lado, a utilidade e a validade dos DEM estão estreitamente relacionadas com a quantidade de erros que se acumularam durante os processos de obtenção dos dados digitais, podendo influenciar muito os resultados dos modelos (Austin, 2007). Os erros presentes em DEM podem influenciar a fiabilidade das interpretações dos resultados e o nível de precisão das estimativas, bem como a extensão espacial dessas estimativas (Van Niel & Austin, 2007). Verifica-se, contudo, que grande parte dos estudos não faz qualquer referência à consistência dos modelos de dados e à metodologia empregue na sua produção.

No presente capítulo, são exploradas técnicas de análise espacial e modelação geográfica para a produção de CDG adequados que sirvam como informação de suporte a modelos ecológicos a escalas finas. A aplicabilidade dos DEM na representação dos gradientes geográficos, que influenciam a ocorrência dos anfíbios, parece estar ainda pouco investigada a este tipo de escalas. Uma vez que a organização espacial das populações está bastante dependente da disponibilidade de água e da irregularidade do terreno, a investigação incidiu, particularmente, na produção de CDG relacionados com este tipo de gradientes. Para minimizar os efeitos dos erros, normalmente associados aos modelos de dados, foi produzido, inicialmente, um DEM adequado à modelação de processos hidrológicos. Na parte final do capítulo, compara-se a distribuição de diferentes grupos de anfíbios ao longo dos gradientes geográficos de forma a aferir a adequação dos CDG para a modelação ecológica deste grupo de animais.

## **5.2 Métodos**

### **5.2.1 Produção de conjuntos de dados geográficos (CDG)**

A metodologia adoptada para produzir os CDG compreendeu duas etapas, que se encontram esquematizadas na Figura 5.1.



**Figura 5.1** - Representação das duas etapas envolvidas na produção de dados geográficos sobre as características hidrológicas e geomorfológicas da área em estudo.

Com o intuito de representar a morfologia do terreno da área de estudo com maior detalhe e precisão, foi inicialmente produzido um DEM hidrológicamente correcto, considerando uma aproximação funcional ao processo de escoamento. Tendo como informação de suporte este modelo de dados, exploraram-se algumas técnicas de modelação geográfica de modo a produzir modelos dos sistemas hidrológicos e morfológicos (Tabela 5.1).

**Tabela 5.1** - Variáveis usadas na caracterização da hidrografia e morfologia do terreno do Parque Natural da Serra de S. Mamede.

Variável	Descrição	Referência
Escoamento acumulado	Escoamento superficial acumulado simples baseado no algoritmo D8.	Quinn <i>et al.</i> , 1991
	Escoamento superficial acumulado difuso baseado no algoritmo MD ( <i>MultiFlow</i> ).	
Declive	Declive em graus	Horn, 1981
Índice de humedecimento	Índice de humedecimento invertido ( <i>Wetness Index</i> ) calculado dividindo o declive pela área de contribuição (sub-bacia).	Tarboton, 2009
Índice de Rugosidade	Rugosidade do terreno ( <i>Ruggedness Index</i> ) calculado usando o índice <i>Vector Ruggedness Measure</i> (VRM).	Sappington <i>et al.</i> , 2007
Índice de posição topográfica	Índice de posição topográfica ( <i>Topographic Position Index</i> ou TPI) utilizado para classificar o terreno quanto à posição do declive e forma.	Weiss, 2001

Os CDG referentes à variação do escoamento acumulado, do declive, do índice de humedecimento e do índice de rugosidade foram produzidos com uma resolução espacial inicial de 10m, enquanto a derivação do índice topográfico foi realizada com uma resolução de 30m. A alteração da resolução dos modelos foi realizada usando a função *Aggregate* do programa ArcGIS 9.3, definindo a média como técnica de agregação específica.

Para as operações de análise e processamento da informação geográfica e utilização de extensões de *software* recorreu-se ao programa ArcGIS 9.3 (ESRI, Redlands, CA), excepto, na produção das superfícies relacionadas com o escoamento e posição topográfica, utilizando-se, nestes casos, a versão ArcView 3.2 GIS (ESRI, 2000).

### **5.2.2 Comparação dos padrões de distribuição dos anfíbios ao longo dos gradientes geográficos**

A análise e comparação dos padrões de distribuição dos anfíbios ao longo dos gradientes geográficos foram realizadas utilizando todos os dados de ocorrência de 14 espécies que ocorrem abundantemente na área do PNSSM (Tabela 5.2; ver Capítulo 3). Os anfíbios foram agrupados em três grupos de acordo com a distribuição no gradiente de altitude: (1) grupo de montanha, que engloba as espécies fortemente confinadas à área de serra; (2) grupo de planície, composto por espécies que raramente são observadas nas vertentes da montanha; e (3) grupo de espécies generalistas, que reúne as restantes espécies com áreas de distribuição amplas.

Para a análise comparativa dos padrões de distribuição dos diferentes grupos foram utilizados dados geográficos com uma resolução espacial de 100m, exceptuando na variável escoamento superficial acumulado, uma vez que a resolução de 50m permite representar com maior precisão as áreas correspondentes às linhas de água. A extracção dos valores das variáveis geográficas para cada ponto de ocorrência de cada um dos grupos de anfíbios e para uma malha de pontos correspondente à área de estudo (obtida através da conversão do modelo matricial com resolução de 100m para um modelo de dados vectorial) foi realizada com recurso à ferramenta *Intersect Point Tool* da extensão *Hawth's analysis Tools v.3.27*® (Beyer, Spatial Information Systems Consultant, Edmonton).

Todos os dados geográficos foram obtidos e manipulados utilizando o sistema de coordenadas UTM e o Datum ED 1950 (Datum Europeu 1950) para Espanha e Portugal.

Para a comparação dos dados entre os grupos foi usado o teste de Mann-Whitney, que corresponde a uma análise não paramétrica para amostras independentes. Os testes estatísticos foram implementados no programa *Statistica v.8*® (Statsoft. Inc, US).

**Tabela 5.2** – Classificação biogeográfica das espécies de anfíbios presentes no Parque Natural da Serra de S. Mamede e número (N) de registos de ocorrência utilizados nas análises.

Espécies	Classificação	N
<i>Alytes obstetricans</i>	Montanha	71
<i>Rana iberica</i>		70
<b>Total</b>		<b>141</b>
<i>Alytes cisternasii</i>	Planície	53
<i>Bufo calamita</i>		36
<i>Hyla meridionalis</i>		22
<i>Pelobates cultripes</i>		22
<b>Total</b>		<b>133</b>
<i>Bufo bufo</i>	Generalistas	112
<i>Discoglossus galganoi</i>		32
<i>Hyla arborea</i>		34
<i>Pelophylax perezi</i>		129
<i>Pleurodeles waltl</i>		21
<i>Salamandra salamandra</i>		107
<i>Lissotriton boscai</i>		90
<i>Triturus marmoratus</i>		49
<b>Total</b>		<b>574</b>
<b>Total</b>		<b>848</b>

## 5.3 Geração de conjuntos de dados geográficos

### 5.3.1 DEM

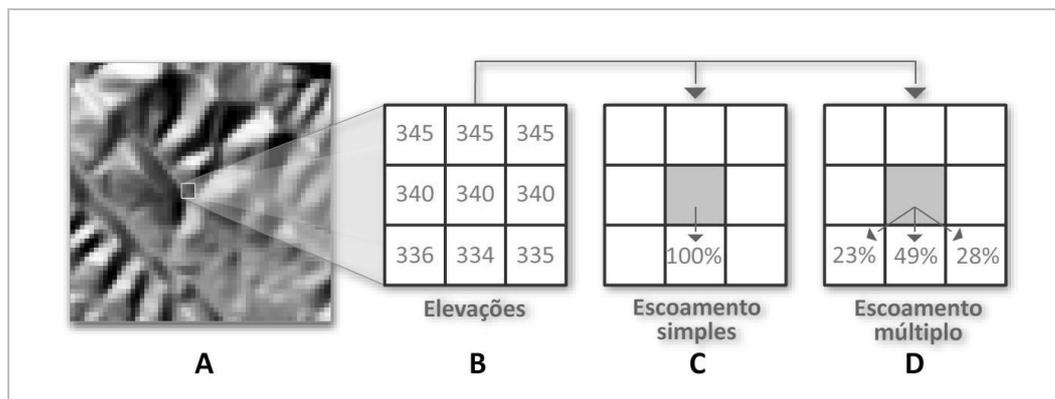
Para a construção do DEM seguiu-se uma metodologia baseada na informação obtida a partir de pontos cotados e curvas de nível adquiridos através de cartas topográficas. Em cartas com grandes escalas cartográficas, estas informações representam adequadamente o relevo, tornando o modelo apropriado a diversas aplicações ao nível da modelação geográfica (Wise, 2007). Como base de partida, considerou-se uma área que englobasse não só o parque natural, mas, também, uma área envolvente que incluísse as linhas de água que fazem parte das sub-bacias que atravessam a área protegida. Recorreu-se à informação cartográfica de 11

cartas militares M888 do IGeoE à escala 1:25.000 (Números: 315, 325, 335, 336, 347, 348, 359, 360, 372, 373, 386) em versões digitais datadas de 1998. Estas cartas apresentam curvas de nível com uma equidistância de 10m, considerada uma resolução adequada para a modelação de pequenas bacias hidrográficas (Wise, 2007).

A produção do DEM envolveu a informação altimétrica sob a forma de pontos cotados e curvas de nível e a informação hidrográfica (linhas de água e albufeiras) foi vectorizada a partir das cartas topográficas. A conversão dos modelos de dados vectoriais num modelo matricial, com resolução horizontal de 10x10m, foi realizada com recurso à ferramenta *Topo to Raster (Spatial Analyst Tools > Interpolation)*, que permite o condicionamento às massas de água e à rede de drenagem, resultando num DEM hidrologicamente correcto (Hutchinson, 1993). O método utiliza uma aproximação baseada numa técnica interpolativa iterativa (iterative finite difference interpolation technique) (Wahba, 1990), que permite a estimativa de valores numa perspectiva contextual decorrente e um processo multi-resolução adaptativo. A partir de bases informativas com frequências de observação altimétrica relativamente baixas é possível estimar de forma mais adequada o comportamento "funcional" do relevo em processos de escoamento.

### 5.3.2 Escoamento superficial acumulado

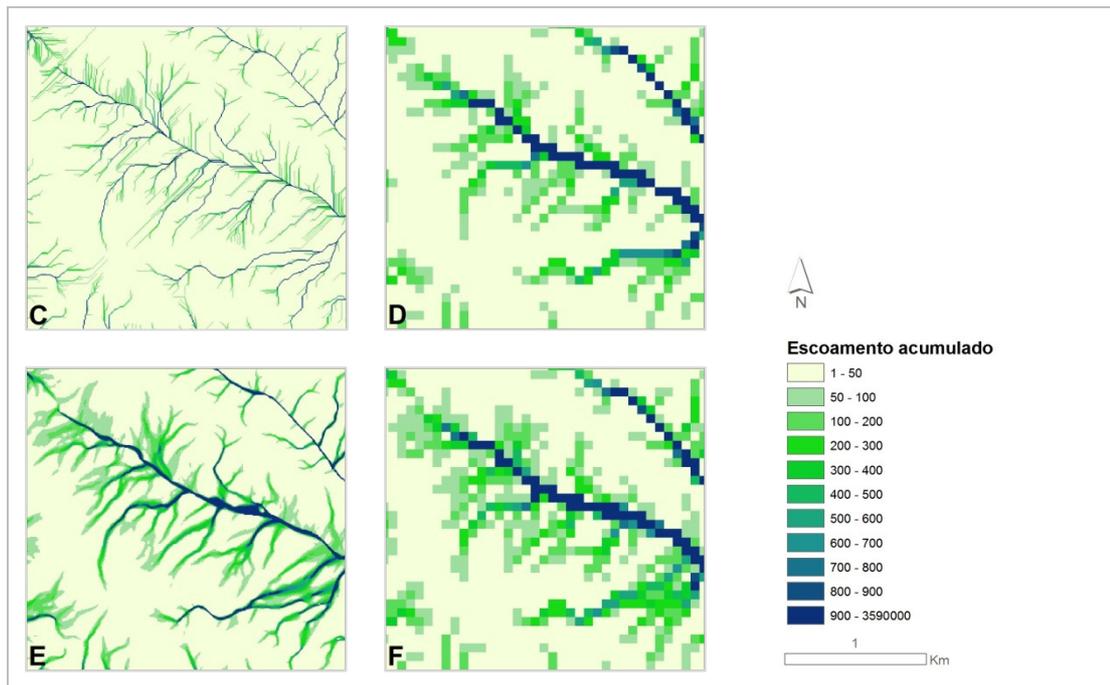
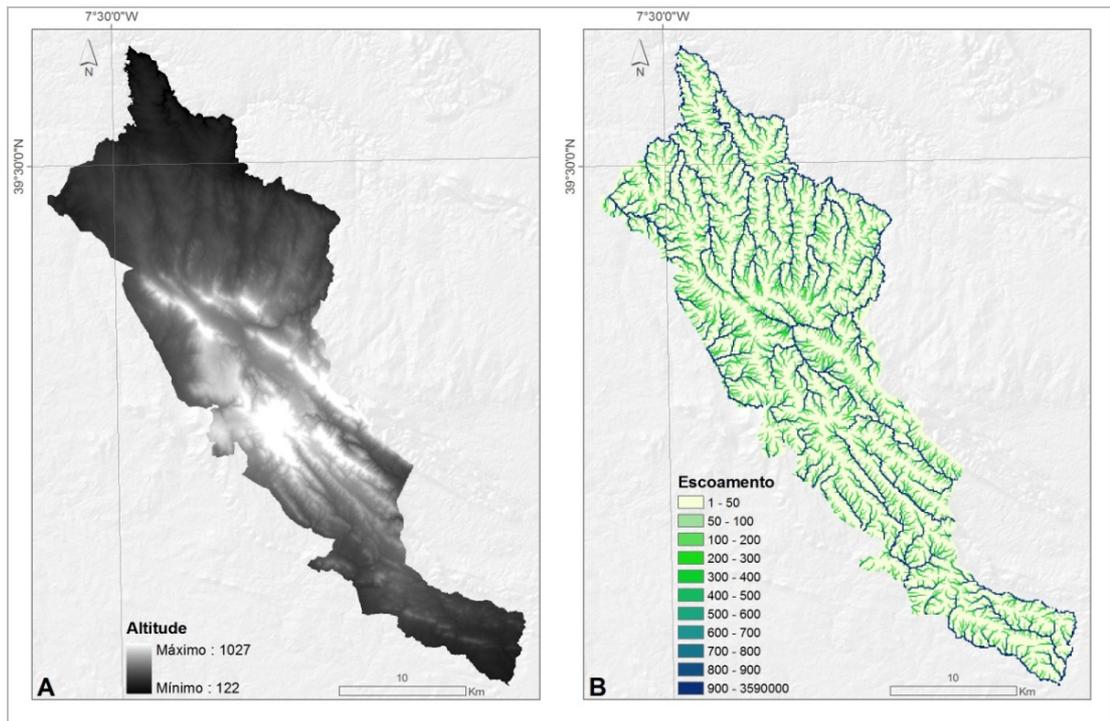
O cálculo do escoamento implica, em primeiro lugar, a aplicação de um algoritmo para determinação das direcções de escoamento (*Flow Direction*) do terreno. Actualmente, os programas SIG utilizam como padrão o algoritmo D-8 (introduzido por O'Callaghan & Mark, 1984), que não simula as situações em que as células apresentam mais de uma direcção de escoamento. O algoritmo D-8 define que, a partir de uma célula central, envolvida por oito células vizinhas, a direcção do escoamento da célula central terá que se deslocar para apenas uma célula vizinha, a que apresenta maior declive. Para contornar este problema foram desenvolvidos algoritmos que reproduzem o escoamento em múltiplas direcções, como o algoritmo D-Infinitesimal ou D- $\infty$  (Tarboton, 1997) e MD ou MultipleFlow (Quinn et al., 1991). O MD permite o cálculo de valores de escoamento acumulado mais realistas, uma vez que direcciona o escoamento para todas as células com altitudes inferiores (Figura 5.3).



**Figura 5.3** - Representação do funcionamento dos algoritmos para o cálculo do movimento do escoamento. Esquema A: Parte de um DEM. Esquema B: Ampliação e representação do DEM com os valores de altitude (m) e possíveis direções de escoamento a partir da célula central. Esquema C e D: Percentagem de escoamento recebida calculada com um algoritmo simples e um algoritmo múltiplo. Adaptado de Schäuble (2003).

O cálculo de modelos de escoamento é, também, influenciado por depressões (*sinks*), que correspondem a células ou conjunto de células que estão rodeadas por outras de altitude superior. Resultam, normalmente, de erros que os DEM possuem ou que são produzidos durante o processo de interpolação do modelo. De modo a garantir a continuidade do escoamento é necessário efectuar o preenchimento destas células (Garbrecht & Martz, 1997). Além disso, a ocorrência de áreas planas (*flat areas* ou células com declividade zero), resultantes normalmente de uma malha de pontos cotados pouco detalhada, torna igualmente o modelo menos rigoroso (Schäuble, 2003).

De modo a corrigir estas situações e possibilitar a aplicação de um algoritmo de direcção de escoamento mais adequado, foi utilizada a extensão HydroTools, versão 1.0 (Schäuble, 2003; disponível em: [www.terracs.de/Overview/overview.html](http://www.terracs.de/Overview/overview.html)). Neste estudo, foram utilizados os algoritmos D8 e MD para descrever as direcções de escoamento. No caso do algoritmo MD, quando o escoamento acumulado atinge o número de 500 células, o método tradicional de direccionar o total de escoamento para a célula mais baixa é utilizado. Para o cálculo do escoamento acumulado em cada célula é usado um algoritmo que estima o número de células que contribuem com escoamento para a célula analisada (Jenson & Domingue, 1988; Tarboton, 1997) ou seja, o número de células a montante que contribuem para o escoamento que passa por essa célula e que representa indirectamente a dimensão da respectiva bacia.

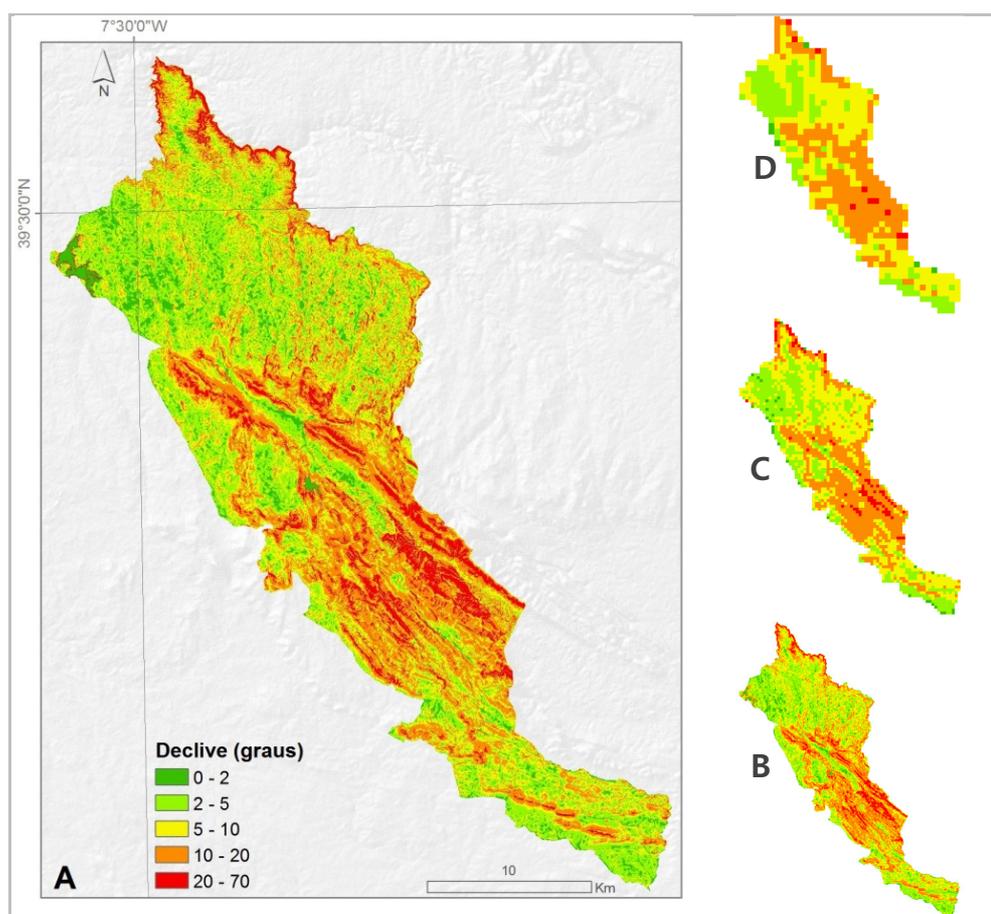


**Figura 5.4** – Variação espacial da altitude (Mapa A) e do escoamento acumulado difuso (Mapa B) na área do Parque Natural da Serra de S. Mamede e comparação dos modelos de escoamento acumulado utilizando os algoritmos D8 (C e D) e MD (E e F) para duas escalas de análise (resolução espacial: 10m em A, B, C e E; 100m em D e F).

### 5.3.3 Declive

O cálculo de declives e das orientações das encostas tem recebido a atenção de inúmeros autores, sendo conhecidos diversos métodos, desenvolvidos com objectivos e em contextos aplicativos diversos. Por exemplo, é um atributo primário utilizado no cálculo dos índices topográficos, podendo ser usado como um indicador importante no planeamento do território pelos limiares que estabelece. A dinâmica do escoamento superficial está dependente deste atributo: em áreas com declives de 0 a 2 graus (relativamente planas) praticamente não se verifica escorrência, iniciando-se esta a partir dos 2-3 graus.

Dos diversos métodos conhecidos o mais utilizado é o método de Horn (1981). Este algoritmo, também conhecido por "método da diferença finita de terceira ordem", adapta um plano aos valores de cota na vizinhança 3x3 de cada célula em processamento. O declive pode ser facilmente calculado utilizando a função *Slope* (*Spatial Analyst Tools* > *Surface Analysis*).

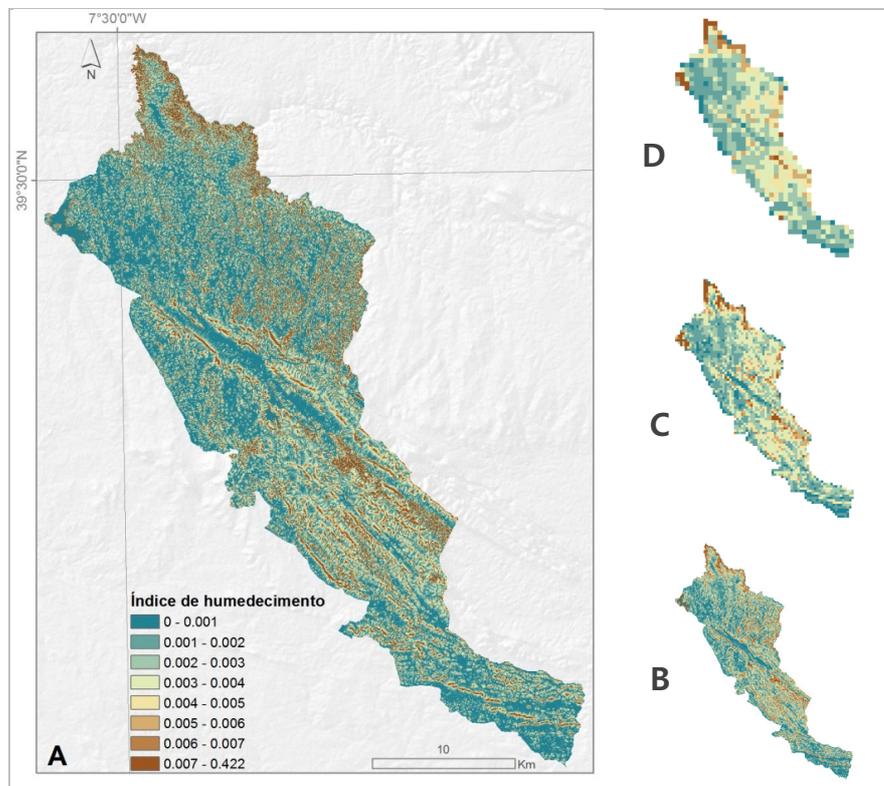


**Figura 5.5** – Variação espacial no declive na área do Parque Natural da Serra de S. Mamede para diferentes escalas de análise (resolução espacial: 10m em A; 100m em B; 500m em C; e 1000m em D).

### 5.3.4 Índice de humedecimento (*Wetness Index*)

Os índices de humedecimento são habitualmente usados para quantificar a influência da topografia nos processos hidrológicos e, assim, descrever os padrões espaciais de humidade do solo (Burt & Butcher, 1985; Moore *et al.*, 1991). Nos índices mais comuns, é estabelecida uma relação entre o gradiente de declive e a área de captação de água, reflectindo zonas onde existe a tendência para a água se acumular (zonas de saturação). As regiões da bacia hidrográfica que apresentam uma ampla rede de drenagem ou que são muito planas tendem a produzir valores altos destes índices e apresentam maior probabilidade de se tornarem áreas saturadas durante a precipitação (Page *et al.*, 2005).

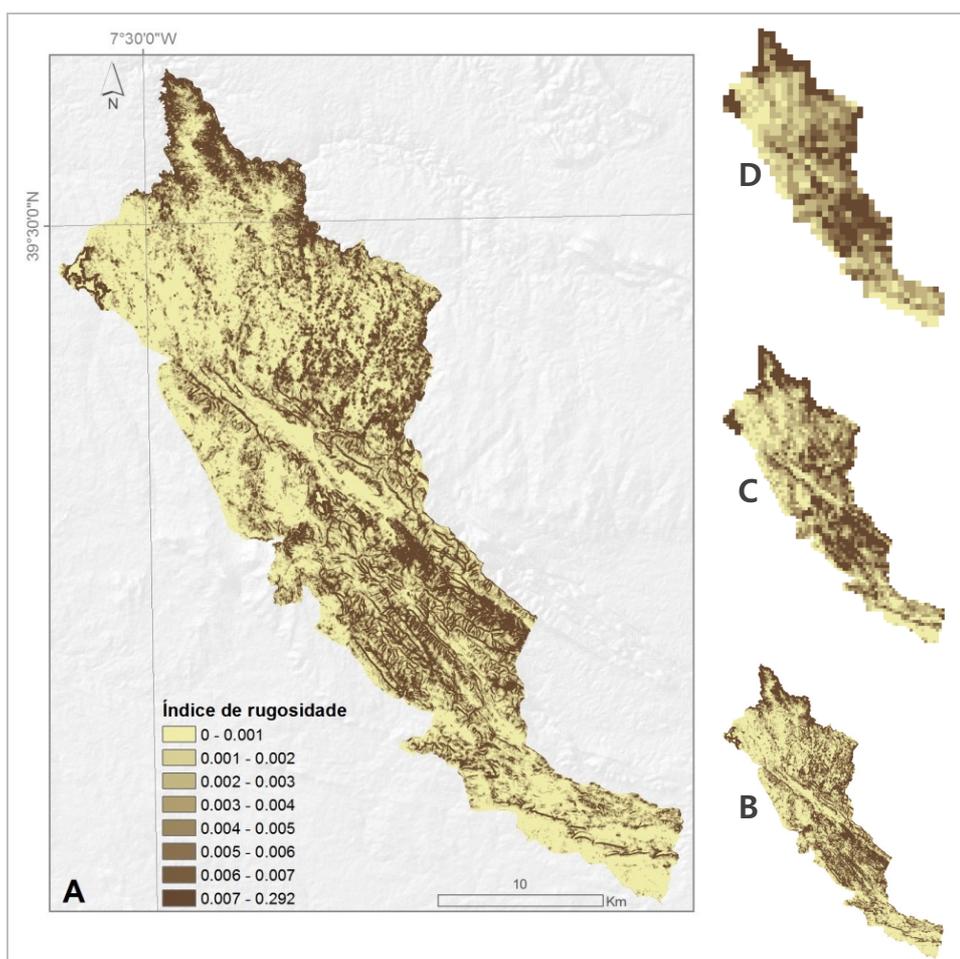
O índice de humedecimento usado neste trabalho é calculado através da razão entre o declive e a área de captação/drenagem específica (ao usar a área de contribuição como denominador evita-se a divisão por zeros, quando o declive assume estes valores). Os valores mais baixos indicam níveis de humidade no solo superiores. Para o cálculo do índice de humedecimento foi usada a extensão *TauDEM (Terrain Analysis Using Digital Elevation Models)* versão 4.0 para ArcGIS 9.x. (Tarboton, 2009; disponível em: <http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem4.0/taudem40.html>).



**Figura 5.6** – Variação espacial do índice de humedecimento na área do Parque Natural da Serra de S. Mamede para diferentes escalas de análise (resolução espacial: 10m em A; 100m em B; 500m em C; e 1000m em D).

### 5.3.5 Índice de rugosidade (*Ruggedness Index*)

A irregularidade do terreno pode ser quantificada através de vários índices. O índice *Vector Ruggedness Measure* (VRM) é baseado num método geomorfológico que incorpora a heterogeneidade do declive (*Slope*) e a exposição (*Aspect*). Ao contrário de outros índices, que estão fortemente correlacionados com o declive, o VRM apresenta uma baixa correlação (Sappington *et al.*, 2007). Os valores de rugosidade no *raster* produzido podem variar entre 0 (terreno sem variação) e 1 (terreno com variação máxima). Os valores típicos para terrenos naturais variam entre 0 e 0.4. No cálculo deste índice é utilizado um número de células vizinhas que definem a irregularidade do terreno em áreas mais localizadas ou ao longo de zonas mais extensas na paisagem. Neste trabalho determinou-se que o número de 9 células (resolução de 10m) permitiria a representação adequada da heterogeneidade da área de estudo.

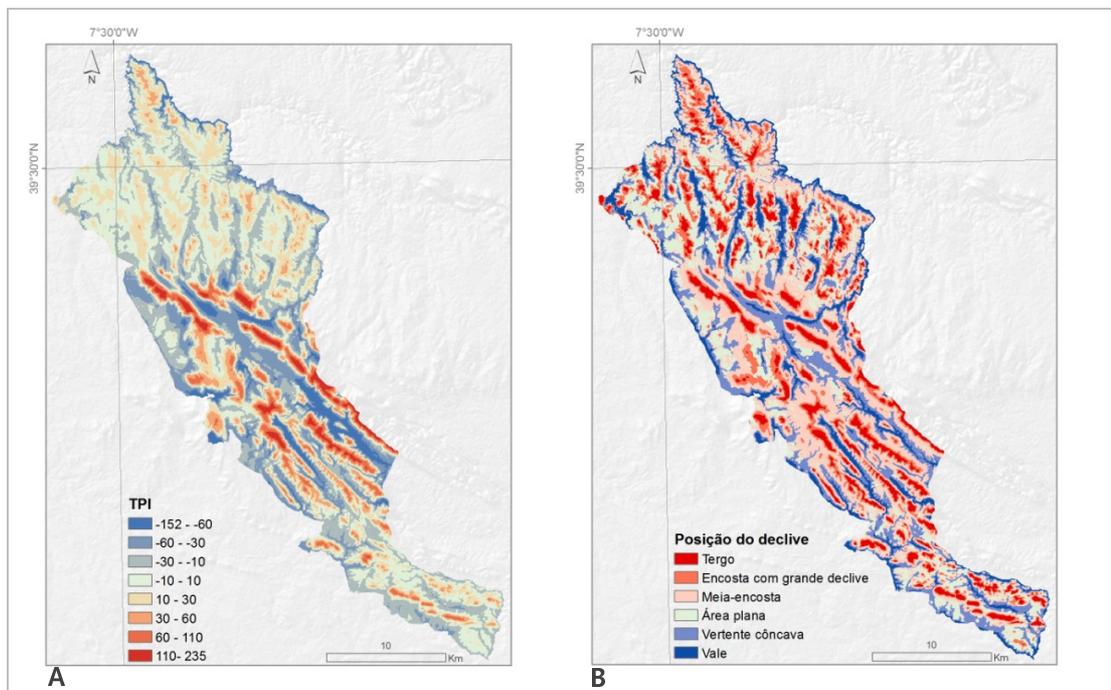


**Figura 5.7** – Variação espacial do índice de rugosidade na área do Parque Natural da Serra de S. Mamede para diferentes escalas de análise (resolução espacial: 10m em A; 100m em B; 500m em C; e 1000m em D).

### 5.3.6 Índice de posição topográfica (*Topographic Position Index* ou *TPI*)

Os índices de posição topográfica representam a base de um sistema de classificação de formas de relevo e correspondem, simplesmente, à diferença entre altitude de uma célula e a média das células numa dada vizinhança. Se uma célula possui um valor positivo significa que se encontra numa posição mais elevada do que as células vizinhas, enquanto valores negativos indicam que está numa posição mais baixa (ver Anexo 5.1). No entanto, o índice está dependente da escala usada, ou seja, as classificações produzidas dependem inteiramente do número de células vizinhas usado no processo de análise. Será necessário considerar, cuidadosamente, qual a escala mais relevante para o fenómeno a ser examinado.

Neste estudo foi adoptada a metodologia definida por Weiss (2001), disponibilizada através do *script Topographic Position Index (TPI)* versão 1.3a (Jenness, 2006) para ArcView GIS 3.x. (disponível em: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>). Quando o TPI assume valores próximos de 0, as células encontram-se numa área plana ou em áreas com declive médio, se o declive é significativo. A distinção entre estas duas situações pode ser realizada através do cálculo da "posição do declive", ou seja, pela classificação das formas do terreno em seis categorias: terço ou fecho; encosta com grande declive; meia-encosta; área plana; vertente côncava e vale (ver Anexo 5.1). Para a derivação destes CDG utilizou-se, inicialmente, o DEM com resolução espacial de 30m, definindo-se uma área de vizinhança circular de 1200m.



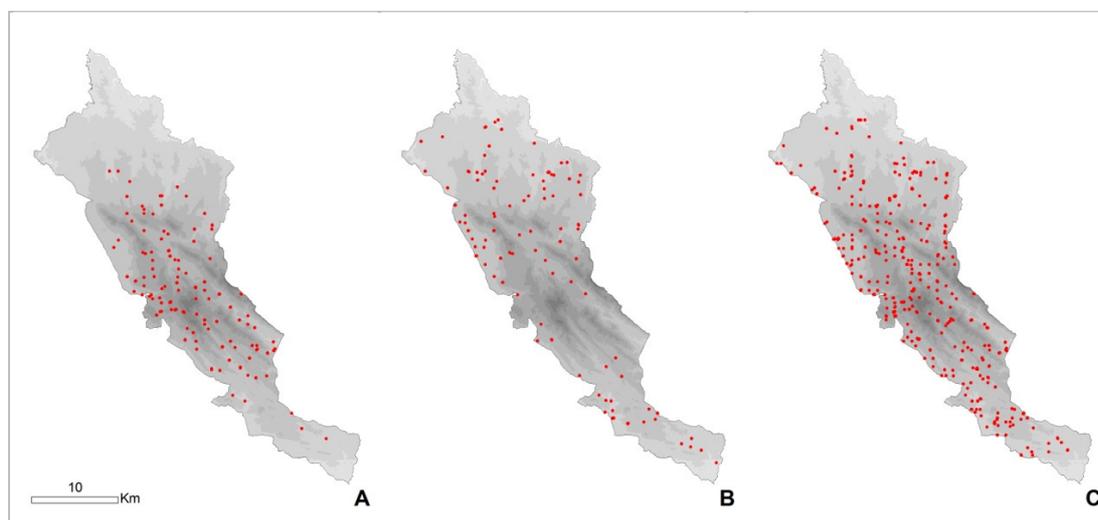
**Figura 5.8** – Variação espacial do índice de posição topográfica (Mapa A) e classificação das formas do terreno (Mapa B) na área do Parque Natural da Serra de S. Mamede.

## 5.4 Conjuntos de dados geográficos e padrões de distribuição dos anfíbios

Através da comparação dos três grupos de anfíbios, definidos com base na área de distribuição, é possível verificar que existem diferenças significativas entre todos eles quando se utilizam os dados de declive, de rugosidade e de TPI (Tabela 5.3).

**Tabela 5.3** - Resultados dos testes de Mann-Whitney obtidos através da comparação dos valores das variáveis geográficas correspondentes aos três grupos de anfíbios presentes no Parque Natural da Serra de S. Mamede (ver a secção dos métodos para detalhes sobre a obtenção dos valores dos dados geográficos). \* -  $p < 0.05$ ; \*\* -  $p < 0.01$ ; \*\*\* -  $p < 0.001$ ).

Variáveis	Planície-Generalistas	Planície-Montanha	Generalistas-Montanha
Escoamento acumulado difuso	0.2934	0.0542	0.1484
Declive	0.0013**	<0.0001***	0.0005**
Índice de humedecimento	0.5238	0.0873	0.1285
Índice de rugosidade	0.0216*	<0.0001***	<0.0001***
Índice de posição topográfica	0.0383*	<0.0001***	0.0003**



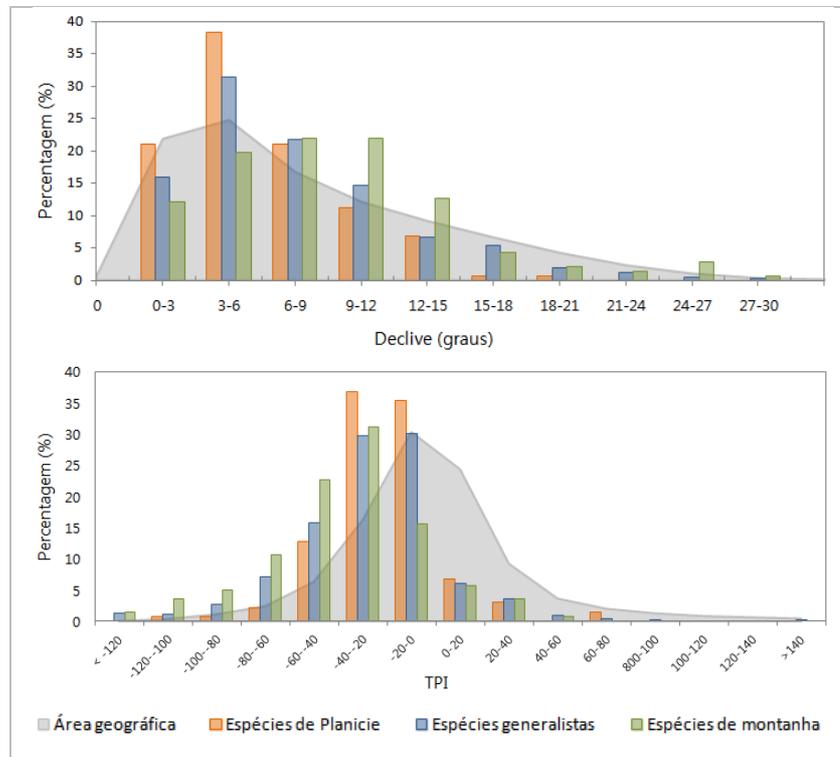
**Figura 5.9** - Localização dos registos de ocorrência dos três grupos de anfíbios na área de estudo (Mapa A- espécies de montanha; Mapa B- espécies de planície; Mapa C- espécies generalistas).

As maiores diferenças ocorrem entre as espécies de planície e de montanha, seguindo um padrão comum em termos de significância em todas as variáveis geográficas. Salienta-se a inexistência de diferenças significativas, quando são comparadas as variáveis que estão

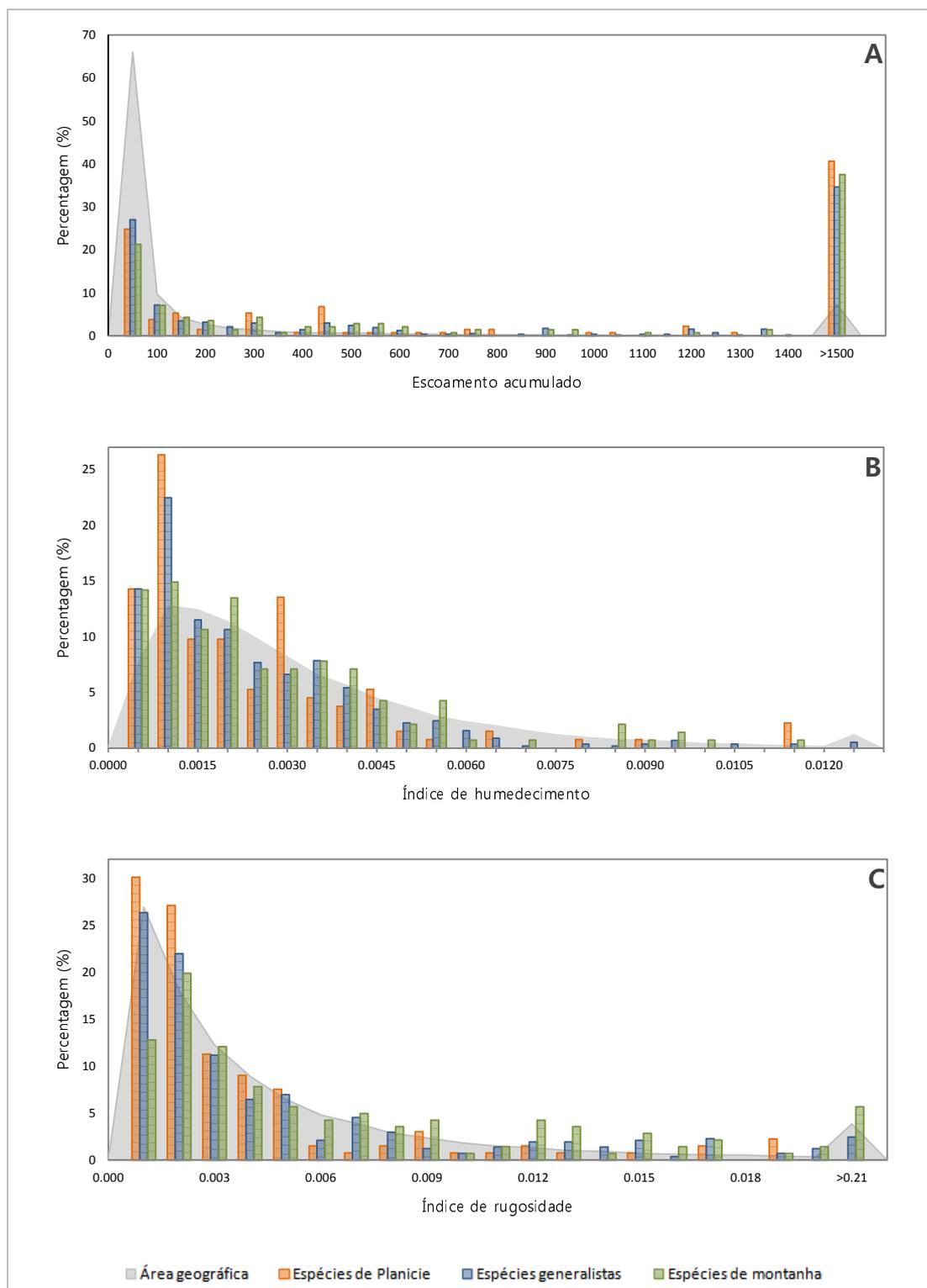
directamente relacionadas com a ocorrência de água (escoamento e índice de humedecimento), evidenciando a tendência para a presença de um padrão na ocupação do terreno semelhante em todos os anfíbios. Estes resultados são suportados pela grande dependência que, normalmente, os anfíbios apresentam por habitats com um elevado teor de humidade ou que se encontram próximos de corpos de água.

A análise gráfica da distribuição das espécies ao longo dos diferentes gradientes permite confirmar que os anfíbios surgem, principalmente, em locais com valores elevados de escoamento (Figura 5.11 - Gráfico A) e de humidade (Figura 5.11 - Gráfico B). Considerando que os locais com elevados valores de escoamento correspondem, apenas, a uma parte bastante reduzida da área disponível, é esperado que a maior parte dos anfíbios apresente uma distribuição geográfica limitada a estas áreas com valores de escoamento superiores. Apesar de menos evidente, ocorre um padrão semelhante com a variável relacionada com a humidade.

Existe, também, uma tendência para o grupo de espécies de montanha se distribuir por valores de declive e de rugosidade elevados que, na área, surgem, em menor abundância (Figura 5.10 - Gráfico A e Figura 5.11 - Gráfico C), reflectindo a preferência destas espécies pelos locais com características de terreno associadas a áreas montanhosas.



**Figura 5.10** - Percentagem de ocorrência de registos de presença de cada grupo biogeográfico de anfíbios presentes no PNSSM ao longo de gradientes geográficos e respectiva disponibilidade na área de estudo (Gráfico A- Declive; Gráfico B- Índice de posição topográfica).



**Figura 5.11** - Percentagem de ocorrência de registos de presença de cada grupo biogeográfico de anfíbios presentes no PNSSM ao longo de gradientes geográficos e respectiva disponibilidade na área de estudo (Gráfico A- Escoamento acumulado; Gráfico B- Índice de humedecimento; Gráfico C- Índice de rugosidade). No gráfico A, os valores de escoamento acumulado superiores a 1500 representam os locais com linhas de água, tendo sido agrupados numa única classe.

As espécies generalistas apresentam, na maior parte dos casos, um padrão de distribuição geográfica mais similar ao das espécies de planície. No entanto, como era expectável, a ocorrência destas espécies surge, igualmente, em áreas com algum declive e rugosidade.

Destaca-se ainda o facto de todos os grupos de anfíbios surgirem, sobretudo, em áreas com valores de TPI negativos, surgindo as espécies generalistas e de montanha em vales mais profundos.

## 5.5 Discussão

O desenvolvimento de modelos de distribuição de espécies de anfíbios a escalas locais (i.e. dados com resoluções inferiores a 1x1km) encontra-se ainda pouco explorado. Não existe, assim, um bom conhecimento do tipo de variáveis que pode ser utilizado para a produção de estimativas robustas sobre a ocorrência das espécies e na definição de medidas adequadas de gestão e conservação em áreas geográficas mais reduzidas. A escalas menores são normalmente utilizados atributos primários (e.g. altitude, declive e exposição), correspondentes a gradientes indirectos e incompletos do contexto topográfico relacionado com os padrões de distribuição das espécies. Um modelo baseado neste tipo de dados é limitado na sua capacidade para descrever ou testar as hipóteses sobre o nicho ecológico da espécie, ou simular a dinâmica dos ecossistemas (Franklin, 1995). Com a necessidade de se conhecer melhor e mais rapidamente os principais mecanismos que determinam a distribuição de espécies, é essencial ter acesso a uma grande variedade de variáveis explicativas para a obtenção de SDM mais robustos, precisos e generalizáveis (Lassueur *et al.*, 2006).

Para a identificação de um conjunto de variáveis ambientais, potencialmente explicativas da ocorrência dos organismos a nível local, devem considerar-se quer os processos ecológicos e biofísicos, que na escala de estudo poderão influenciar a ocorrência dos organismos, quer a natureza dos potenciais gradientes (directos ou indirectos). É reconhecido que os anfíbios encontram-se fortemente dependentes, durante todo o ciclo de vida, de habitats com grande disponibilidade de água e apresentam uma limitada capacidade de mobilidade, estando, assim, muito provavelmente condicionados pelos atributos topográficos do terreno mais relacionados com características geomorfológicas e hidrológicas da paisagem.

Na primeira parte deste capítulo descreveram-se alguns conceitos morfológicos e abordagens analíticas, exemplificando como se poderá produzir a partir de um único DEM um conjunto de atributos morfológicos do terreno que: (1) facilite a interpretação e a descrição ecológica da área de análise e (2) permita identificar os elementos do relevo potencialmente mais

adequados para a ocorrência de anfíbios. Os DEM são, regularmente, utilizados na produção de um grande número de variáveis morfológicas, primárias ou compostas, que podem influenciar algumas características do solo, a distribuição e abundância de água à superfície terrestre e a distribuição e abundância da flora e da fauna (Wilson & Gallant, 2000). No entanto, a sua aplicabilidade tem sido explorada, particularmente, no estudo da distribuição de espécies de plantas (e.g. Guisan *et al.*, 1998; Miller & Franklin, 2002; Lassueur *et al.*, 2006), podendo substituir de uma forma simples a combinação de diferentes recursos e gradientes directos (Guisan *et al.*, 1999).

Na segunda parte, a análise dos resultados sugere a existência de um padrão comum na utilização do espaço classificado em termos de saturação de humidade (escoamento superficial acumulado e índice de humedecimento), evidenciando a importância da disponibilidade de água para todas as espécies de anfíbios, independentemente da sua área de distribuição. Por outro lado, o facto de um grande número de registos se localizar em locais com elevado escoamento, poderá reflectir a existência de condições adversas que, normalmente, caracterizam as paisagens semiáridas mediterrânicas e que se têm agravado, nos últimos anos, nesta região. Os atributos relacionados com a disponibilidade hídrica poderão, assim, representar variáveis com elevada capacidade preditiva na modelação da distribuição de anfíbios.

Relativamente aos outros CDG, a distribuição dos anfíbios reflecte a ocorrência de espécies de montanha em áreas com maiores acidentes topográficos (maior declive e rugosidade) e a distribuição mais ampla das espécies de planície e generalistas em áreas planas. Assim, os atributos de declive e de índice de rugosidade poderão revelar-se, particularmente, essenciais para o estudo de espécies de montanha.

A presença dos anfíbios em áreas de vale (TPI negativos) evidencia a importância que estas áreas parecem assumir, não só nas espécies de montanha, mais habitualmente associadas a estes locais, mas também nas espécies de planície e generalistas, com distribuições mais amplas. A maior presença destas espécies em zonas de vale corrobora a hipótese que os anfíbios em ambientes xéricos, podem distribuir-se por locais com maior disponibilidade hídrica, que normalmente se localizam em áreas de vale, onde o escoamento é também maior.

Convém, contudo, salientar que o TPI está dependente da escala. Neste estudo foi utilizado um processo iterativo, de modo a seleccionar a escala que melhor representava as diferentes formas do relevo da área geográfica. No entanto, esta decisão foi bastante condicionada pela grande heterogeneidade do relevo, uma vez que o número de células vizinhas (escala) para reproduzir a topografia na área de planície difere muito do necessário para representar o

relevo bastante acidentado da área de montanha. A representação de pequenas variações da superfície terrestre como cursos de água e pequenas bacias hidrográficas, bastante importantes para a análise da distribuição de anfíbios, torna-se assim mais difícil em áreas muito heterogêneas. O cálculo do índice de rugosidade depende, igualmente, de um número de células vizinhas para aplicação do algoritmo, no entanto, não se observaram discrepância tão evidentes nos dados obtidos entre as áreas de planície e de montanha. Destaca-se, assim, o cuidado a ter com os CDG produzidos com base no contexto espacial, uma vez que a escala usada pode não se adequar à área em estudo e não reflectir correctamente a heterogeneidade espacial ao longo de toda a extensão.

A maior facilidade em aceder, actualmente, a DEM com resoluções menores facilita a produção de CDG como os apresentados neste estudo. Para além da obtenção de dados integradores de informação da paisagem envolvente, revela-se fundamental utilizar dados ligados com gradientes mais directos (como os relacionados com a disponibilidade hídrica) de modo a possibilitar uma melhor compreensão dos mecanismos associados à distribuição das espécies de anfíbios. No próximo capítulo, será analisada a adequabilidade dos CDG produzidos neste estudo, para estimar a distribuição espacial de anfíbios. A metodologia implementada permitirá comparar vários tipos de CDG e analisar o efeito da escala na selecção do tipo de variáveis e no desempenho dos SDM.

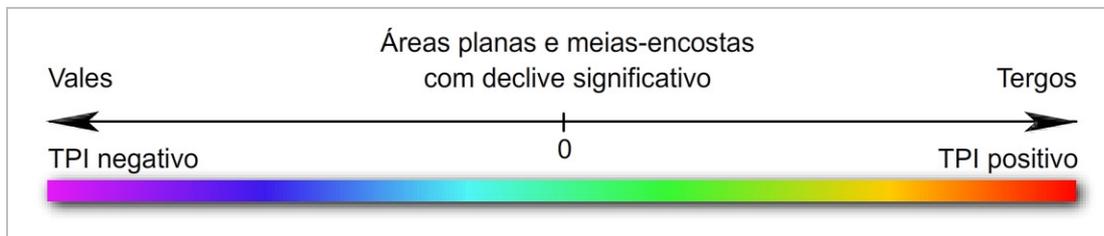
## 5.5 Referências

- Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Paes, D.; Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements*. Irrigation and Drainage Paper N°56. FAO, Rome. Italy. 328pp.
- Austin, M.P. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, **157**: 101-118.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, **200**: 1-19.
- Burt, T.; Butcher, D. (1986). Stimulation from simulation – a teaching model of hillslope hydrology for use on microcomputers. *Journal of Geography in Higher Education*, **10**: 23-39.
- Elith, J.; Leathwick, J.R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **40**: 677-697.
- ESRI (2007). *ArcInfo 9*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- ESRI (2000). *ArcView 3.2a*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Ferrier, S.; Watson, G.; Pearce, J.; Drielsma, M. (2002). Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, **11**: 2275-2307.

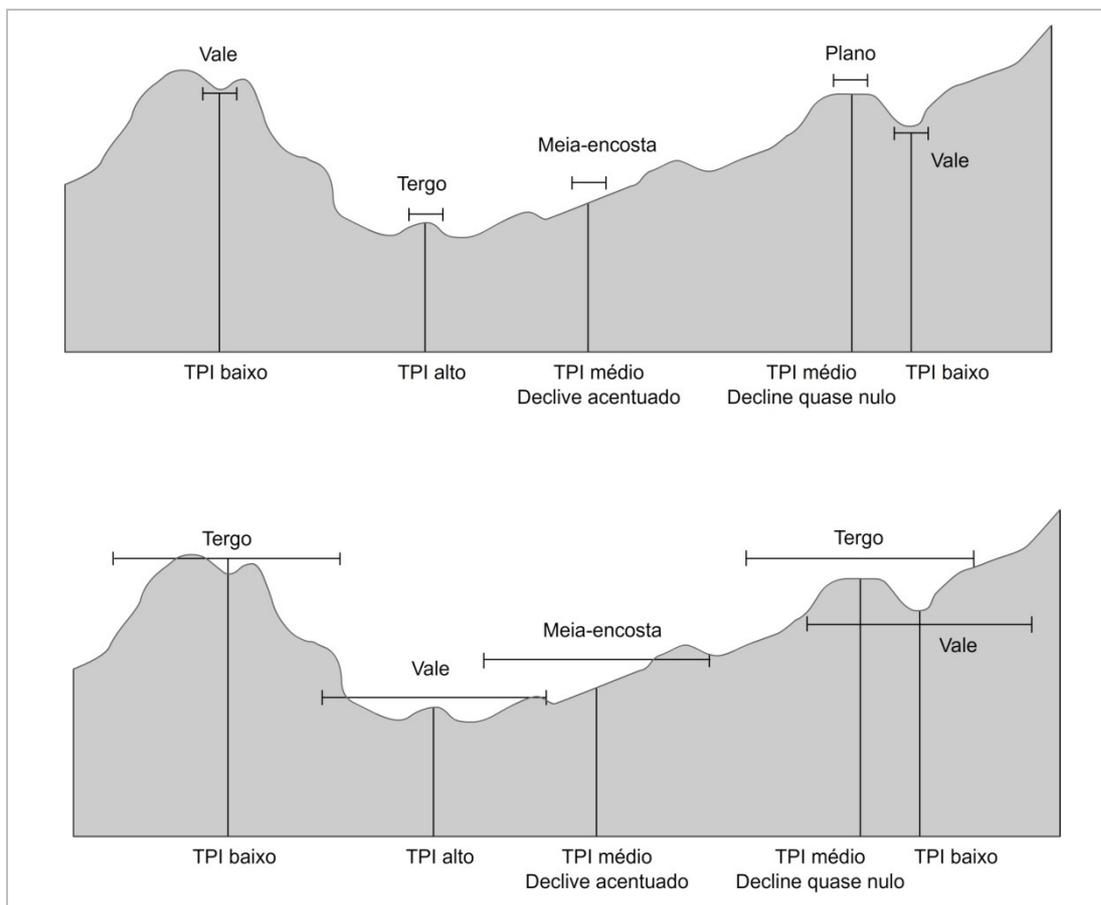
- Franklin, J. (1995). Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography*, **19**: 474-499.
- Garbrecht, J.; Martz, L.W. (1997). Automated Channel Ordering and Node Indexing for Raster Channel Networks. *Computers and Geosciences*, **23**(9): 961-966
- Guisan, A.; Theurillat, J.-P.; Kienast, F. (1998). Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *Journal of Vegetation Science*, **9**: 65-74.
- 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.
- Heglund, P. (2002). Foundations of species-environment relations. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds.). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 35-42). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Horn, B.K.P. (1981). Hill shading and the reflectance map. *Proceedings of the IEEE*, **69**(1): 14-47.
- Hutchinson, M.F. (1993). Development of a continent-wide DEM with applications to terrain and climate analysis. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (Eds.), *Environmental Modeling with GIS*. (pp. 392-399). Oxford University Press, Oxford,.
- Hutchinson, M.F.; Gallant, J. (2000). Digital elevation models and representation of terrain shape. In: Wilson, J.P.; Gallant, J.C. (Eds.). *Terrain Analysis: Principles and Applications*. (pp. 29-50). John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Jenness, J. (2006). Topographic Position Index (tpi\_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.3a. Jenness Enterprises. Disponível em: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>.
- Jenson, S.K.; Domingue, J.O. (1988). Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **54**(11): 1593-1600.
- Lassueur, T.; Joost, S.; Randin, C.F. (2006). Very high resolution digital elevation models: Do they improve models of plant species distribution? *Ecological Modelling*, **198**: 139-153.
- Mackey, B.G.; Lindenmayer, D.B. (2001). Towards a hierarchical framework for modelling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography*, **28**: 1147-1166.
- Miller, J.; Franklin, J. (2002). Modeling the distribution of four vegetation alliances using generalized linear models and classification trees with spatial dependence. *Ecological Modelling*, **157**: 227-247.
- Moore, I.D.; Grayson, R.B.; Ladson, A.R. (1991). Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*, **5**: 3-30.
- O'Callaghan, J.F.; Mark, D.M. (1984). The Extraction of Drainage Networks from Digital Elevation Data. *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, **28**: 323-344.
- Page, T.; Haygarth, P.M.; Beven, K.J.; Joynes, A.; Butler, T.; Keeler, C.; Freer, J.; Owens, P.N.; Wood, G.A. (2005). Spatial variability of soil phosphorus in relation to the topographic index and critical source areas: sampling for assessing risk to water quality. *Journal of Environmental Quality*, **34**: 2263-2277.
- Quinn, P.F.; Beven, P.; Chevallier, P.; Planchon, O. (1991). The Prediction of Hillslope Flow Paths for Distributed Hydrological Modeling Using Digital Terrain Models. *Hydrological Processes*, **5**: 59-79.

- Sappington, J.M.; Longshore, K.M.; Thomson, D.B. (2007). Quantifying Landscape Ruggedness for Animal Habitat Analysis: A case Study Using Bighorn Sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management*, **71**(5): 1419-1426.
- Schäuble, H. (2003). *HydroTools 1.0 for ArcView 3.x: Hydrological analysis of small and large watersheds*. Institute of Applied Geosciences Technical University of Darmstadt. 13pp.
- StatSoft, I. (2007). STATISTICA (data analysis software system), versão 8. Disponível em: [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Tarboton, D.G., (1997). A New Method for the Determination of Flow Directions and Contributing Areas in Grid Digital Elevation Models. *Water Resources Research*, **33**(2): 309-319.
- Tarboton, D.G. (2009). Terrain Analysis Using Digital Elevation Models (TauDEM). Utah State University, Logan, UT. Disponível em: <http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem4.0/taudem40.html>
- Van Niel, K.P.; Austin, M.P. (2007). Predictive vegetation modeling for conservation: impact of error propagation from digital elevation data. *Ecological Applications*, **17**: 266-280.
- Wahba, G. (1990). *Spline models for Observational data*. Paper presented at CBMS-NSF Regional Conference Series in Applied Mathematics. Philadelphia: Society for Industrial and Applied Mathematics.
- Weiss, A. (2001). Topographic Position and Landforms Analysis (poster). ESRI User Conference, San Diego, California.
- Wise, S. (1998). The effect of GIS interpolation errors on the use of digital elevation models in geomorphology. In: Lane, S. N.; Richards, K. S.; Chandler, J. H. (Eds.). *Landform monitoring, modelling and Analysis*. John Wiley & Sons, Inc.. New York.
- Wise, S.M. (2007). Effect of differing DEM creation methods on the results from a hydrological model. *Computers & Geosciences*, **33**: 1351-1365.
- Zimmermann, N.E.; Kienast, F. (1999). Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: species versus community approach. *Journal of Vegetation Science*, **10**: 469-482.

## Anexo 5.1



**Figura A.5.1.1** - Classificação da paisagem de acordo com os valores do Índice de Posição Topográfica (TPI). Adaptado de Weiss (2001).



**Figura A.5.1.2** - Esquema ilustrativo das diferentes categorias calculadas com base na posição do declive e o efeito da escala na classificação das formas do terreno. Adaptado de Weiss (2001).

### IMPORTÂNCIA DA ESCALA E DO TIPO DE DADOS AMBIENTAIS NA MODELAÇÃO À ESCALA LOCAL DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ANFÍBIOS

#### 6.1 Introdução

Os modelos de distribuição de espécies (SDM) constituem ferramentas essenciais na investigação dos factores ecológicos que condicionam a ocorrência dos organismos (Guisan & Hofer, 2003; Soares & Brito, 2007; Arntzen & Themudo, 2008) e dos efeitos da escala nos padrões de distribuição de diferentes espécies (Cabeza *et al.*, 2010; Illán *et al.*, 2010). Por sua vez, estes conhecimentos são fundamentais para uma melhor compreensão dos potenciais efeitos das alterações ambientais na distribuição dos organismos (Teixeira & Arntzen, 2002; Trivedi *et al.*, 2008) e possibilitam a implementação de medidas de conservação mais adequadas (Boyd *et al.*, 2008; Brooke, 2008; D'Amen *et al.*, 2011).

Nos últimos anos, tem-se assistido a um aumento generalizado da utilização de modelos baseados em envelopes climáticos com o intuito de estimar os potenciais impactos das alterações climáticas na distribuição das espécies (e.g. Pearson & Dawson, 2003; Buisson *et al.*, 2010; Carvalho *et al.*, 2010; D'Amen *et al.*, 2011). Este tipo de modelos assume que a distribuição dos organismos a nível continental e/ou global é, principalmente, influenciada pelo clima, recorrendo-se a dados com resoluções grandes para estimar a ocorrência de espécies, tendo em consideração diferentes projecções climáticas. Contudo, as escalas de análise utilizadas nestes estudos não possibilitam a compreensão dos processos ecológicos associados aos padrões que ocorrem a escalas mais finas, pois os dados ambientais incorporados nos modelos não incluem factores locais e regionais relevantes (Iverson *et al.*, 1999; Thuiller *et al.*, 2003; Guisan *et al.*, 2007). Os modelos bioclimáticos poderão, assim, sobrestimar quer a distribuição de espécies (Seo *et al.*, 2009), quer as previsões de perda de

habitat (Randin *et al.*, 2009). Do mesmo modo, os modelos podem não ter capacidade para detectar refúgios que apresentam condições adequadas à persistência de espécies (Pearson, 2006), apresentando pouca aplicabilidade em termos de conservação da diversidade específica em áreas com dimensões reduzidas (Huston, 2002; Carvalho *et al.*, 2010; Illán *et al.*, 2010).

Como alternativa, podem ser desenvolvidos modelos locais para estimar o impacto das alterações climáticas (e.g. Randin *et al.*, 2009). Revela-se, no entanto, muito complicado implementar SDM a escalas finas devido à dificuldade na obtenção de informação sobre os factores climáticos à escala regional. Nos casos em que a área de estudo apresenta uma grande heterogeneidade espacial, como a verificada em ambientes montanhosos, torna-se ainda mais difícil a obtenção de dados climáticos que representem a grande variabilidade local (Guisan & Thuiller, 2005).

Dado que a nível local é fundamental incorporar nos modelos variáveis relacionadas com os habitats (Pearson & Dawson, 2003, Thuiller *et al.*, 2004), é comum encontrar estudos que têm testado, também, a importância de "factores não climáticos" (e.g. cobertura do solo, litologia, tipo de solos, métricas da paisagem) na determinação da distribuição de diferentes espécies a diversas escalas espaciais (e.g. Arntzen & Teixeira, 2006; Penman *et al.*, 2007; Soares & Brito, 2007). Todavia, são escassos os exemplos de modelos que tenham analisado a adequabilidade de dados ambientais com resoluções espaciais inferiores a 1x1km ou 2x2km (ver algumas excepções no capítulo 1). Estas abordagens serão essenciais para a melhor compreensão dos padrões de distribuição de anfíbios e identificação de áreas com considerável valor em termos ecológicos e de conservação, pois as espécies encontram-se dependentes de uma grande variabilidade de microhabitats e, geralmente, utilizam o meio ambiente a uma escala espacial bastante fina (Inger, 1994; Kearney & Porter, 2009). A utilização de informação bastante precisa sobre a heterogeneidade da paisagem revela-se, particularmente, fundamental em estudos que englobem áreas montanhosas, dado que os gradientes microclimáticos que podem proporcionar condições adequadas a espécies com baixa mobilidade durante períodos com condições mais adversas, apenas são detectados a escalas mais finas (Trivedi *et al.*, 2008).

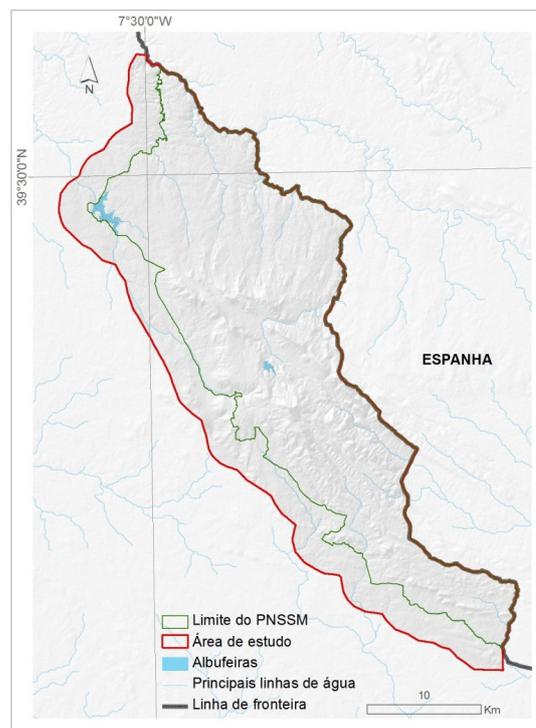
No capítulo anterior destacou-se a importância da obtenção de conjuntos de dados geográficos (CDG) relacionados com os padrões espaciais de disponibilidade de água e irregularidade do terreno, potencialmente úteis para a modelação da distribuição de anfíbios. Revela-se, agora, necessário testar a adequabilidade destes dados e comparar a sua capacidade preditiva com outras variáveis potenciais, quando se utilizam dados com resoluções inferiores a 1x1km. Considerando que existe, também, um baixo conhecimento sobre o efeito da variação da escala na relevância das variáveis ambientais e no desempenho

dos modelos preditivos (mas ver Guisan *et al.*, 2007; Seo *et al.*, 2009), foi igualmente explorado este factor. Este tipo de abordagem pode ser, facilmente, realizado alterando a resolução espacial dos dados e comparando diferentes variáveis ambientais. Nesse sentido, são testadas e comparadas variáveis ambientais relacionadas com a "topografia e clima", a "cobertura do solo" e a "disponibilidade hídrica" através do estudo: (1) do efeito da variação da resolução espacial (100, 200, 500 e 1.000m) dos dados no desempenho dos modelos; (2) da relevância de diferentes factores ambientais na estimativa das distribuições; e (3) da influência das características ecológicas das espécies no desempenho dos modelos preditivos.

## 6.2 Métodos

### 6.2.1 Área de Estudo

A área de estudo considerada neste capítulo compreende a superfície do Parque Natural da Serra de S. Mamede (PNSSM), com uma área de 56.000ha, e uma zona adjacente definida por um *buffer* de 2.000m em território português, perfazendo uma área total de 76.000ha (Figura 6.1). A inclusão de uma área para além dos limites do PNSSM possibilitou agrupar um número superior de dados de ocorrência de espécies e, simultaneamente, aumentar a representatividade das condições ambientais nos modelos.



**Figura 6.1** - Mapa com a área de estudo utilizada na modelação da distribuição das espécies de anfíbios.

## 6.2.2 Dados de ocorrência de espécies

Os dados de ocorrência de espécies utilizados nos SDM resultam dos três estudos elaborados na área (ver capítulo 3). Foram considerados os registos de 14 espécies que apresentam uma distribuição ampla no PNSSM (Tabela 6.1).

Os dados de distribuição de cada uma das espécies foram examinados de modo a determinar a existência de autocorrelação espacial (*Clustering*) entre os pontos. Para tal, foi utilizado o índice de vizinho mais próximo (*Nearest Neighbour Index* - NNI) disponibilizado pela ferramenta *Nearest Average Neighbour* da aplicação ArcGIS 9.3. O NNI traduz o grau de *clustering* dos dados, em que  $NNI=1$  corresponde a uma distribuição aleatória;  $NNI>1$  a uma distribuição dispersa; e  $NNI<1$  a uma distribuição agrupada (Cliff & Ord, 1973). Sempre que os dados de distribuição de uma espécie apresentaram um grau de agrupamento, foram eliminados pontos agrupados utilizando um processo aleatório iterativo até que NNI não fosse estatisticamente diferente de 1 (Tabela 6.1).

**Tabela 6.1** - Número de registos por espécie utilizado nos modelos e resultados da aplicação do índice de vizinho mais próximo (*Nearest Neighbour Index* - NNI) aos dados de distribuição das espécies de anfíbios presentes no Parque Natural da Serra de S. Mamede.

Dados de distribuição	n	NNI	Z Score	p-value
<b>Urodela</b>				
<i>Pleurodeles waltl</i>	26	1.13	1.28	0.19
<i>Salamandra salamandra</i>	121	0.95	-0.96	0.34
<i>Lissotriton boscai</i>	101	0.99	-0.16	0.87
<i>Triturus marmoratus</i>	61	0.94	-0.95	0.34
<b>Anura</b>				
<i>Alytes cisternasii</i>	58	0.93	-1.00	0.32
<i>Alytes obstetricans</i>	77	0.96	-0.67	0.51
<i>Discoglossus galganoi</i>	37	0.92	-0.95	0.34
<i>Pelobates cultripes</i>	31	0.93	-0.73	0.46
<i>Bufo bufo</i>	134	0.99	-0.31	0.75
<i>Bufo calamita</i>	48	0.99	-0.17	0.87
<i>Hyla arborea</i>	39	0.92	-0.92	0.36
<i>Hyla meridionalis</i>	27	0.93	-0.72	0.47
<i>Rana iberica</i>	119	0.97	-0.55	0.58
<i>Pelophylax perezi</i>	71	1.03	0.56	0.58

**Nota:** *n* representa o número final de pontos de amostragem disponíveis para a modelação; Z score representa o valor estatístico para testar a hipótese nula de uma distribuição aleatória de pontos. Com um grau de confiança de 95%, os valores críticos de Z variam entre -1.96 e +1.96.

### 6.2.3 Agrupamento de espécies

De modo a testar o efeito de algumas características ecológicas dos anfíbios no desempenho dos SDM, as espécies foram organizadas em 13 grupos, utilizando a informação conhecida sobre a distribuição espacial e o tipo de habitats utilizados na área do PNSSM (Tabela 6.2). Embora este tipo de exercício implique normalmente um elevado grau de subjectividade, o amplo conhecimento adquirido ao longo dos diferentes estudos permitiram caracterizar com bastante detalhe as características ecológicas das espécies de anfíbios nesta região.

**Tabela 6.2** - Classificação das espécies de anfíbios presentes no Parque Natural da Serra de S. Mamede de acordo com características ecológicas relacionadas com o habitat e a distribuição espacial: Distribuição em altitude (M - Montanha; G - Generalistas; P - Planície); Tipo de hábitos predominantes na fase adulta (A - Aquático ou imediações de meios aquáticos; T - Terrestre); Tipo de Habitat (FC - Florestas de caducifólias; MAS - Montados, Áreas arbustivas e Áreas de sequeiro; TE - Terrenos encharcados, Prados e Lameiros; VH - Vários Habitats); Tipo de habitat na fase larvar (CP - Charcos permanentes; CAT - Cursos de água temporária; CAP - Cursos de água permanente; VAA - Vários ambientes aquáticos).

Espécies	Altitude			Hábitos		Habitat				Habitat larvar			
	M	G	P	A	T	FC	MAS	TE	VH	CP	CAT	CAP	VAA
<b>Urodela</b>													
<i>Pleurodeles waltl</i>		○		○					○	○			
<i>Salamandra salamandra</i>		○			○	○							○
<i>Lissotriton boscai</i>		○		○					○				○
<i>Triturus marmoratus</i>		○		○					○				○
<b>Anura</b>													
<i>Alytes cisternasii</i>			○		○		○				○		
<i>Alytes obstetricans</i>	○				○				○			○	
<i>Discoglossus galganoi</i>		○		○				○					○
<i>Pelobates cultripes</i>			○		○		○						○
<i>Bufo bufo</i>		○			○				○			○	
<i>Bufo calamita</i>			○		○				○				○
<i>Hyla arborea</i>		○		○				○		○			
<i>Hyla meridionalis</i>			○	○				○		○			
<i>Rana iberica</i>	○			○		○						○	
<i>Pelophylax perezi</i>		○		○					○				○

### 6.2.4 Dados ambientais

Tendo como base uma grelha com quadrículas UTM 1x1km, a área de estudo foi inicialmente dividida em quadrículas de 100x100m e utilizada como referência para a produção da informação ambiental digital no formato matricial.

Para testar a importância do tipo de variáveis na distribuição de espécies, foram escolhidas variáveis ambientais que potencialmente representam factores determinantes na distribuição

de anfíbios a escalas locais. Estas variáveis foram agrupadas em três categorias (Tabela 6.3): (1) "topografia e clima"; (2) "disponibilidade hídrica"; e (3) "cobertura do solo".

Os dados topográficos foram derivados a partir de um modelo digital de terreno (DEM) hidrologicamente correcto, com a resolução espacial inicial de 10m (ver capítulo 5 para detalhes sobre a produção dos dados morfológicos do terreno). Os dados climáticos foram obtidos a partir das normais climatológicas de duas estações meteorológicas (Marvão e Portalegre) e de dois postos udométricos (Arronches e Castelo de Vide) no período de observação compreendido entre 1951 e 1980 (Fonte: ICNB, 2005).

A delimitação da rede de drenagem superficial e a classificação dos cursos de água foram realizadas com as ferramentas de hidrologia disponíveis no programa SIG. Para a delimitação dos cursos de água permanente e temporários definiram-se os valores 20.000 e 1.500 como os valores mínimos de acumulação de escoamento. A definição destes *thresholds* teve em consideração a informação recolhida em 1993-1994 e 2004-2005 sobre os cursos existentes em 38 estações de amostragem. Para a cartografia de massas de água parada recorreu-se à digitalização da informação presente nas cartas militares e à fotointerpretação sob ortofotomapas digitais de 1999 com resolução de 1m (ICNB, 2005). Posteriormente, os dados foram comparados e corrigidos com informação cartográfica e cadastral de 2006 disponibilizada pela Comunidade Intermunicipal do Alto Alentejo (CIMAA). A informação base sobre a cobertura do solo e a temperatura média anual foi cedida em formato digital pelo Parque Natural da Serra de S. Mamede (ICNB, 2005).

A correlação entre variáveis acrescenta informação redundante ao algoritmo e pode conduzir à produção de resultados de difícil interpretação. Por isso, todas as variáveis foram testadas utilizando o coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ), levando à exclusão das variáveis "precipitação" e "altitude" por estarem muito correlacionadas ( $r > 0,7$ ) com a variável "temperatura" (ver Anexo 6.1).

De modo a comparar o efeito da resolução dos dados no desempenho dos modelos, criaram-se, para cada variável ambiental, quatro modelos matriciais com resoluções de 100, 200, 500 e 1.000 metros. A alteração da resolução dos modelos foi realizada usando a função *Aggregate* e definindo a média como técnica de agregação específica. Ainda que a resoluções maiores possa existir mais do que um registo da mesma espécie numa única célula, foram utilizados todos os dados de ocorrência nos modelos. Deste modo, o tamanho da amostra mantém-se consistente entre os diferentes cenários, evitando a confusão entre os efeitos de alteração da resolução com a alteração do tamanho da amostra (Guisan *et al.*, 2007).

Todas as operações de análise e modelação espacial necessárias à produção e preparação das variáveis ambientais foram igualmente realizadas na aplicação ArcGIS 9.3, com excepção da criação do modelo de escoamento, em que se utilizou a versão ArcView 3.2 (ESRI, 2000).

**Tabela 6.3** - Conjuntos de variáveis ambientais seleccionadas para a modelação da distribuição das espécies de anfíbios presentes no Parque Natural da Serra de S. Mamede.

<b>Categoria</b>	<b>Variável</b>	<b>Descrição</b>	<b>Código</b>
<b>Topografia e clima</b>	Escoamento difuso	Escoamento superficial acumulado difuso baseado no algoritmo MD disponibilizado na extensão Hydrotools v.1.0 (Schäuble, 2003)	ED
	Orientação	Orientação norte-sul	O
	Declive	Declive em graus	D
	Rugosidade	Rugosidade do terreno (Ruggedness Index) calculado usando o índice <i>Vector Ruggedness Measure</i> (VRM; Sappington <i>et al.</i> , 2007)	R
	Índice de humedecimento	Índice de humedecimento invertido ( <i>Wetness Index</i> ) disponibilizado na extensão <i>TauDEM</i> v.4.0 (Tarboton, 2009)	IH
	Temperatura	Temperatura média anual (°C)	T
	Precipitação	Precipitação média anual (mm)	P
	Altitude	Altitude determinada a partir de um DEM com resolução inicial de 10m (m)	AL
<b>Disponibilidade hídrica</b>	Charcos permanentes	Número e distância a charcos e albufeiras	CH-N/CH-D
	Pequenas massas de água	Número e distância a nascentes, tanques e poços	PM-N/PM-D
	Cursos permanentes	Comprimento e distância mínima a cursos de água permanentes	CP-C/CP-D
	Cursos temporários	Comprimento e distância mínima a cursos de água temporários	CT-C/CT-D
	Strahler	Classificação dos cursos de água de acordo com o método Strahler	STR
	Shreve	Classificação dos cursos de água de acordo com o método Shreve	SHR
<b>Cobertura do solo</b>	Florestas de caducifólias	Área e distância mínima a carvalhais e soutos	FC-A/FC-D
	Áreas agrícolas	Área e distância mínima a zonas irrigadas e sistemas culturais sem árvores	AG-A/AG-D
	Sistemas culturais	Área e distância mínima a sistemas culturais com árvores, vinhas, pomares e olivais	SC-A/SC-D
	Matos	Área e distância mínima a matos	MA-A/MA-D
	Florestas de coníferas	Área e distância mínima a pinhais e eucaliptais	FP-A/FP-D
	Montados	Área e distância mínima a montados e zonas de sequeiro	MO-A/MO-D
	Áreas de plantação	Área e distância mínima a zonas de plantação de árvores	AP-A/AP-D
	Áreas ripícolas	Área e distância mínima a florestas ripícolas	AR-A/AR-D
	Áreas rochosas	Área e distância mínima a zonas rochosas e pedreiras	RO-A/RO-D
Áreas artificiais	Área e distância mínima a zonas urbanas	AA-A/AA-D	

### 6.2.5 Técnica de modelação

A modelação da distribuição de espécies foi efectuada com a técnica Maxent (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008), considerada uma das ferramentas mais robustas para aceder às características do habitat (Baldwin, 2009) e que faz parte do tipo de modelos que apresenta melhor desempenho quando se utilizam apenas dados de presença (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007). Esta técnica apresenta ainda a vantagem de conservação da eficácia em termos de estimativa quando se varia o tamanho da amostra ou se utilizam poucos pontos de ocorrência (Hernandez *et al.*, 2008; Pearson *et al.*, 2007) e quando os dados de ocorrência apresentam erros na localização (Graham *et al.*, 2008).

Os modelos foram desenvolvidos com a versão Maxent 3.3.2 (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>) de acordo com as seguintes configurações:

*Auto features*, *Logistic Output format*, *Random seed*, *Random test percentage* = 25; *Regularisation multiplier* =1; *Replicates* = 20; e *Replicated run type* = Bootstrap. A opção *Maximum number of background points* foi definida de acordo com o número de células que constituem os modelos matriciais: 10.000 em dados com grande resolução (célula de 100 e 200m); 1.024 para 500m; e 754 para 1.000m.

De forma a avaliar a capacidade preditiva dos modelos, 75% dos dados de ocorrência foram utilizados como dados de treino para calibração inicial do modelo, enquanto os restantes 25% foram definidos como dados de teste e, portanto, usados para a avaliação quantitativa da exactidão preditiva. Para esta avaliação foi utilizada a medida "área sob a curva" (*Area Under Curve* - AUC). Os modelos com valores de AUC abaixo de 0,7 são considerados "pouco exactos", entre 0,7 e 0,9 "eficientes" e superiores a 0,9 "com muita exactidão" (Swets, 1988).

A importância das variáveis ambientais para a presença da espécie modelada foi determinada recorrendo à análise da percentagem de contribuição de cada variável para o modelo final. Uma vez que Maxent utiliza uma abordagem heurística, para modelar a importância de cada variável, a utilização deste método deverá considerar apenas variáveis pouco correlacionadas (Baldwin, 2009). Após a exclusão das variáveis que se encontravam fortemente correlacionadas, o máximo valor de correlação encontrado entre variáveis utilizadas no modelo foi apenas de  $r=0,66$ .

### 6.2.6 Análise dos dados

Para cada espécie foram produzidos 12 modelos distintos: cada uma das três categorias de variáveis foi modelada utilizando dados com as quatro resoluções espaciais estipuladas. Os valores de desempenho (AUC) e a informação sobre a contribuição das variáveis ambientais mais importantes dos 168 modelos desenvolvidos foram analisados de modo a testar os efeitos da resolução e tipo de variáveis na modelação dos anfíbios. Assim, para cada categoria de variáveis e para cada valor de resolução espacial, calcularam-se os valores médios dos AUC totais e por agrupamento de espécies.

Para inferir quais as variáveis explicativas mais significativas, os valores médios de AUC totais foram comparados através do teste estatístico Wilcoxon para amostras dependentes. Este teste é, geralmente, utilizado quando os dados não estão distribuídos segundo uma curva normal, tendo-se utilizado para a sua implementação o programa Statistica 8® (Statsoft. Inc., US).

A representação gráfica dos valores médios de AUC por agrupamento de espécies ao longo das diferentes resoluções possibilitou identificar os agrupamentos com padrões de desempenho semelhante. Para cada categoria de variáveis são apresentados os padrões identificados.

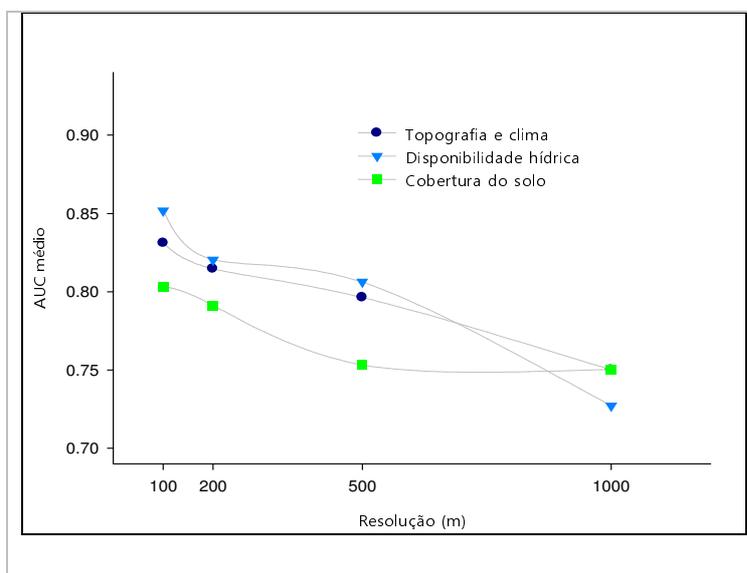
Por fim, são comparadas graficamente as contribuições das principais variáveis ambientais, nos modelos dos três grupos de espécies definidos, com base na área de distribuição. Estes dados representam os valores médios da percentagem de contribuição das espécies pertencentes a cada grupo e em cada uma das resoluções espaciais.

## 6.3 Resultados

### 6.3.1 Efeitos da resolução no desempenho dos modelos

A modelação de dados ambientais com quatro resoluções distintas conduziu, em todos os casos, à obtenção de modelos "eficientes" (AUC entre 0,7 e 0,9). No entanto, realça-se o decréscimo dos valores de AUC em todas as categorias de variáveis aquando a diminuição da resolução dos dados (Figura 6.2). Os valores de AUC obtidos para cada espécie reflectem, igualmente, a tendência para a produção de modelos com bom poder preditivo em todas as resoluções, exceptuando em alguns modelos que utilizam dados com menores resoluções espaciais (ver Anexo 6.2).

As categorias "disponibilidade hídrica" e "topografia e clima" revelam-se as mais adequadas para a modelação dos anfíbios. Os modelos com estas variáveis apresentam AUC mais elevados quando são utilizados dados com maiores resoluções e registam decréscimos superiores aos registados na categoria "cobertura do solo", quando diminui a resolução dos dados (0,125, 0,081 e 0,053 respectivamente). Além disso, verifica-se que os dados com resolução de 500m permitem, ainda, um desempenho consideravelmente superior ao registado à resolução de 1.000m; ao contrário do que acontece com as variáveis de cobertura do solo. Tal tendência é confirmada pelas diferenças significativas que existem entre os dados de 500 e 1.000m ( $p < 0,01$  e  $p < 0,001$ , Tabela 6.3 A e B), enquanto na categoria "cobertura do solo" já não se registam diferenças significativas entre estas resoluções ( $p = 0,8260$ ; Tabela 6.3 C).



**Figura 6.2** - Valores de AUC médios obtidos para cada grupo de variáveis utilizando dados com resoluções espaciais de 100, 200, 500 e 1.000m.

**Tabela 6.3** - Resultados dos testes de Wilcoxon por grupo de variáveis das comparações entre os AUC obtidos nas diferentes resoluções. (\*:  $p < 0.05$ ; \*\*:  $p < 0.01$ ; \*\*\*:  $p < 0.001$ )

Resolução	(A) Topografia e clima			(B) Disponibilidade hídrica			(C) Cobertura do solo		
	100	200	500	100	200	500	100	200	500
200	0.0036**			p < 0.001***			0.0076**		
500	0.0110*	0.0555		0.0076**	0.1578		0.0029**	0.0052**	
1.000	0.0019**	0.0023	0.0012**	p < 0.001***	p < 0.001***	p < 0.001***	0.0035**	0.0052**	0.8260

### 6.3.2 Efeitos por grupos de espécies

Os modelos referentes à categoria "disponibilidade hídrica" apresentam padrões de variação de desempenho idênticos, evidenciando que as variáveis relacionadas com a proporção e distância aos corpos de água são, igualmente, importantes para todas as espécies (Figura 6.3 C,D). Nestes dados verificam-se, também, os maiores decréscimos dos valores de AUC.

Na categoria "topografia e clima" identificam-se as maiores discrepâncias entre os valores de AUC dos diferentes grupos de anfíbios. As espécies de montanha (M, FC, CAP) e as espécies generalistas (G, VH, VAA) apresentam um padrão de desempenho similar ao que registaram com variáveis da disponibilidade hídrica. As espécies de planície (P), com áreas de distribuição mais limitadas a zonas mais áridas (MAS), apresentam modelos menos robustos e com menor variação ao longo da escala (Figura 6.3 B).

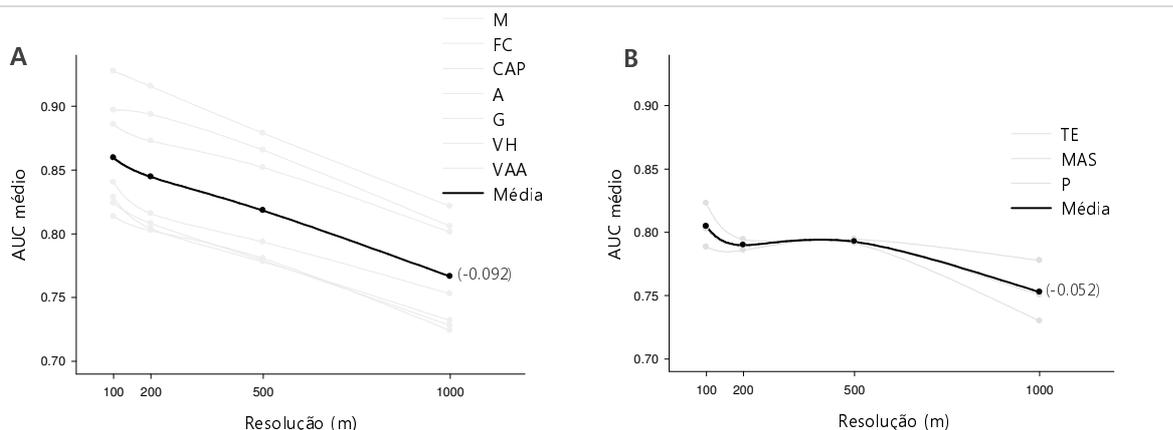
Destaca-se, também, o maior desempenho apresentado pelos modelos das espécies de montanha (M, FC, CAP) em qualquer uma das categorias de variáveis, às escalas 100 e 200m (Figura 6.3 A,C,F). Por outro lado, nas espécies de planície (P, MAS), associadas normalmente a ambientes mais húmidos (TE), a tendência para a maior redução dos valores de AUC ocorre apenas a partir da escala 500m (Figura 6.3 B,D).

### 6.3.3 Comparação da importância das variáveis ambientais

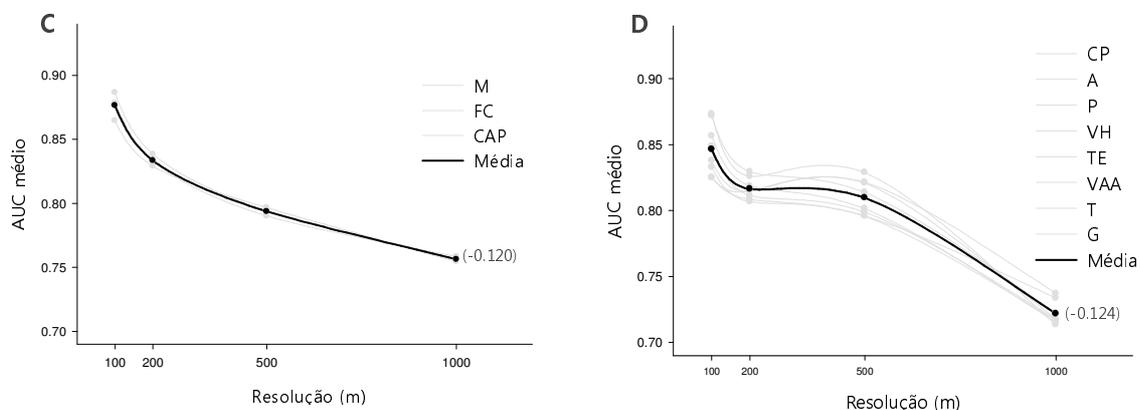
Através da análise dos valores de contribuição das variáveis assinala-se a existência de padrões mais similares nos grupos de espécies generalistas e de planície (Figuras 6.4, 6.5, 6.6). Por outro lado, os desempenhos mais elevados apresentados pelos SDM das espécies de montanha nas categorias "topografia e clima" e "cobertura do solo", parecem resultar da existência de um maior número de variáveis com elevada capacidade preditiva (Figura 6.4 A e 6.6 A).

A alteração da relevância das variáveis ao longo da escala representa outro aspecto a considerar. Na categoria "topografia e clima", o desempenho dos modelos a escalas maiores é determinado, principalmente, pela variável "escoamento difuso" (ED) (Figura 6.4 A,B,C). Com a diminuição da resolução dos dados, a variável "temperatura" passa a ter um poder preditivo superior nas espécies com áreas de distribuição que atingem áreas mais elevadas (Figura 6.4 A,B). O declive e a rugosidade parecem apresentar alguma importância, apenas, nas espécies de planície e com uma resolução dos dados de 1000m (Figura 6.4 C). As variáveis "índice de humedecimento" e "orientação" revelaram-se pouco importantes para a modelação de qualquer um dos grupos de espécies.

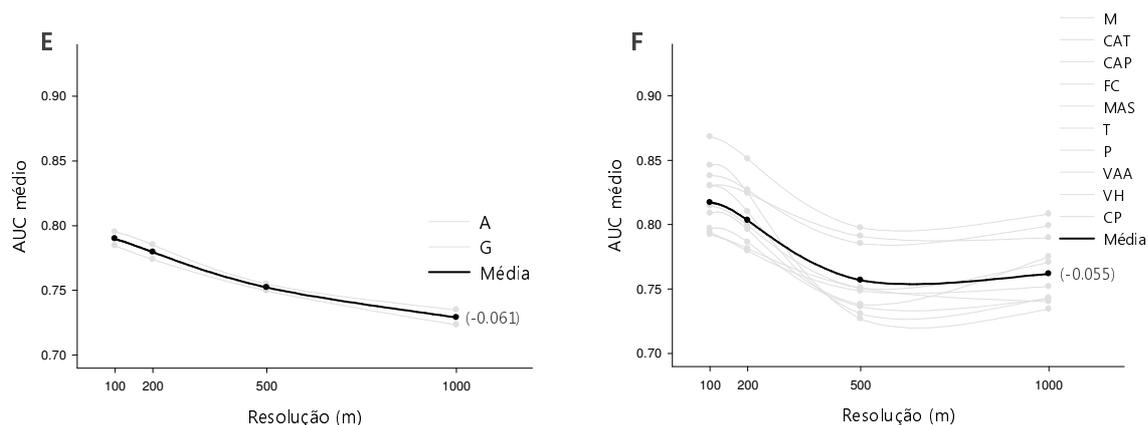
### Topografia e Clima



### Disponibilidade hídrica

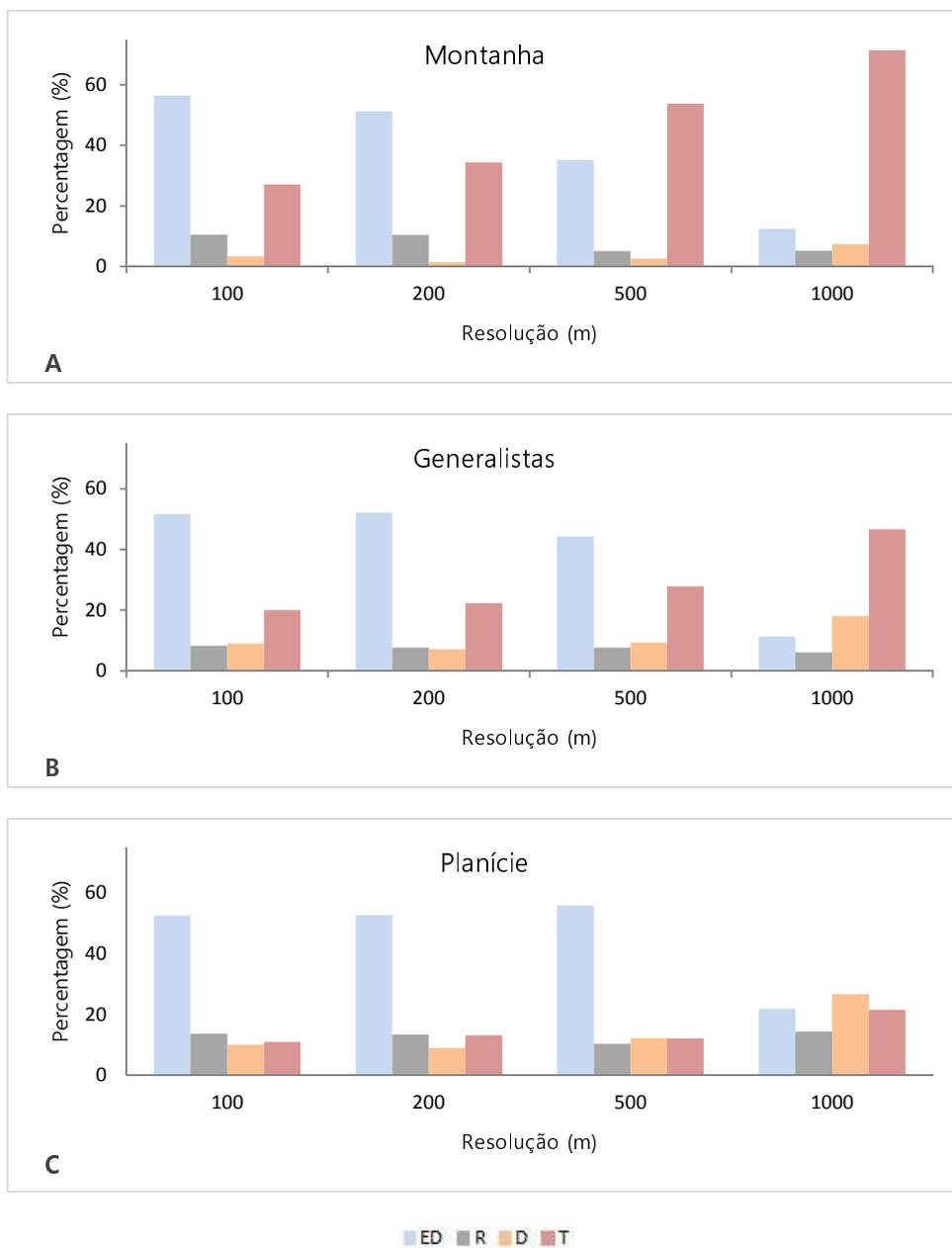


### Cobertura do solo



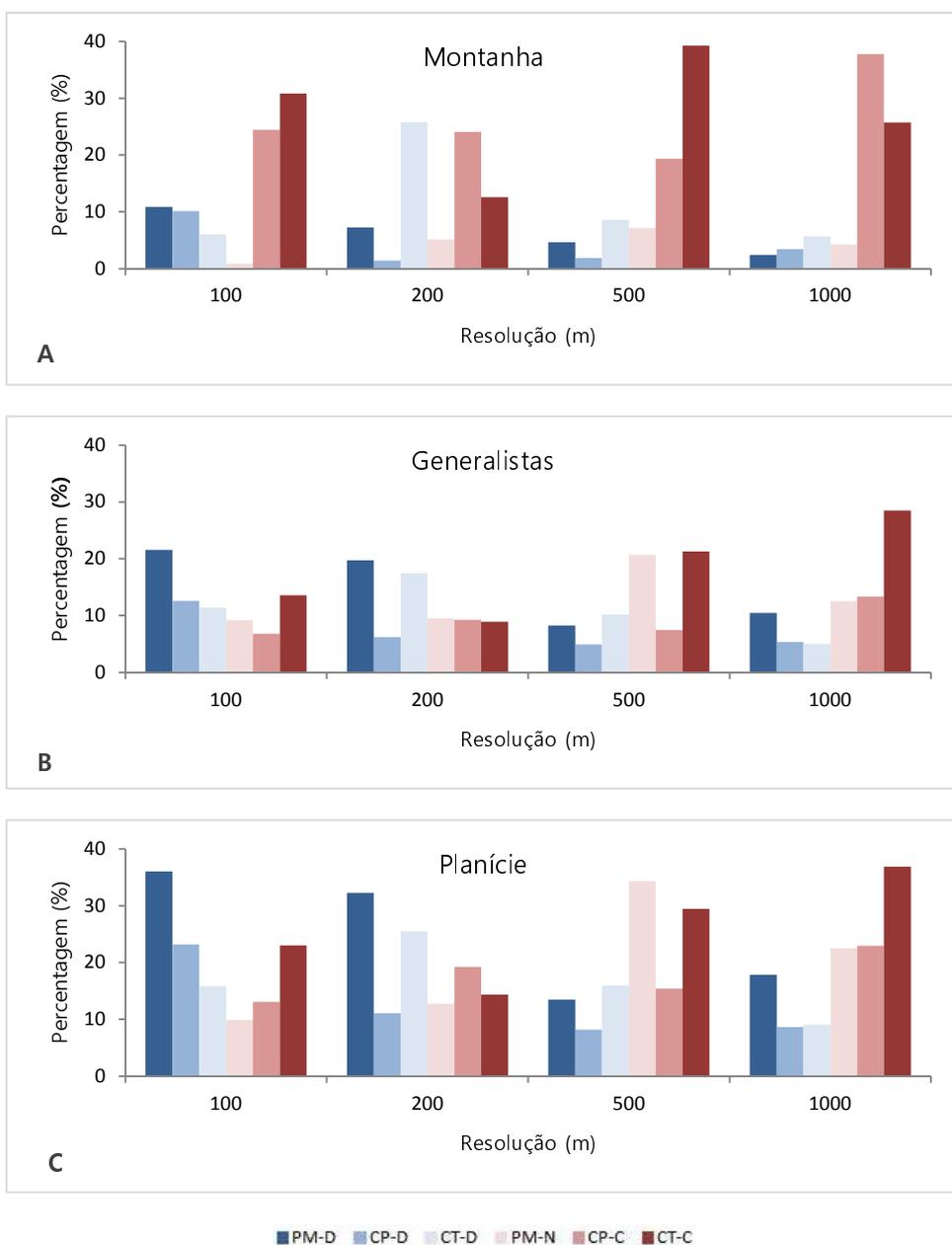
**Figura 6.3** - Padrões de variação dos valores de AUC médios dos grupos de espécies ao longo da escala (resolução de dados) e em cada categoria de variáveis ambientais. Na legenda dos gráficos, a ordem dos grupos de espécies correspondem à mesma ordem dos valores de AUC na resolução de 100m com cor cinzenta. A negro são representados os valores médios de AUC de cada conjunto definido e entre parêntesis é indicada a diferença entre os AUC médios de 100 e 1.000m. Representam-se apenas os conjuntos em que pelo menos dois grupos de espécies apresentam um padrão de variação similar.

### Topografia e Clima



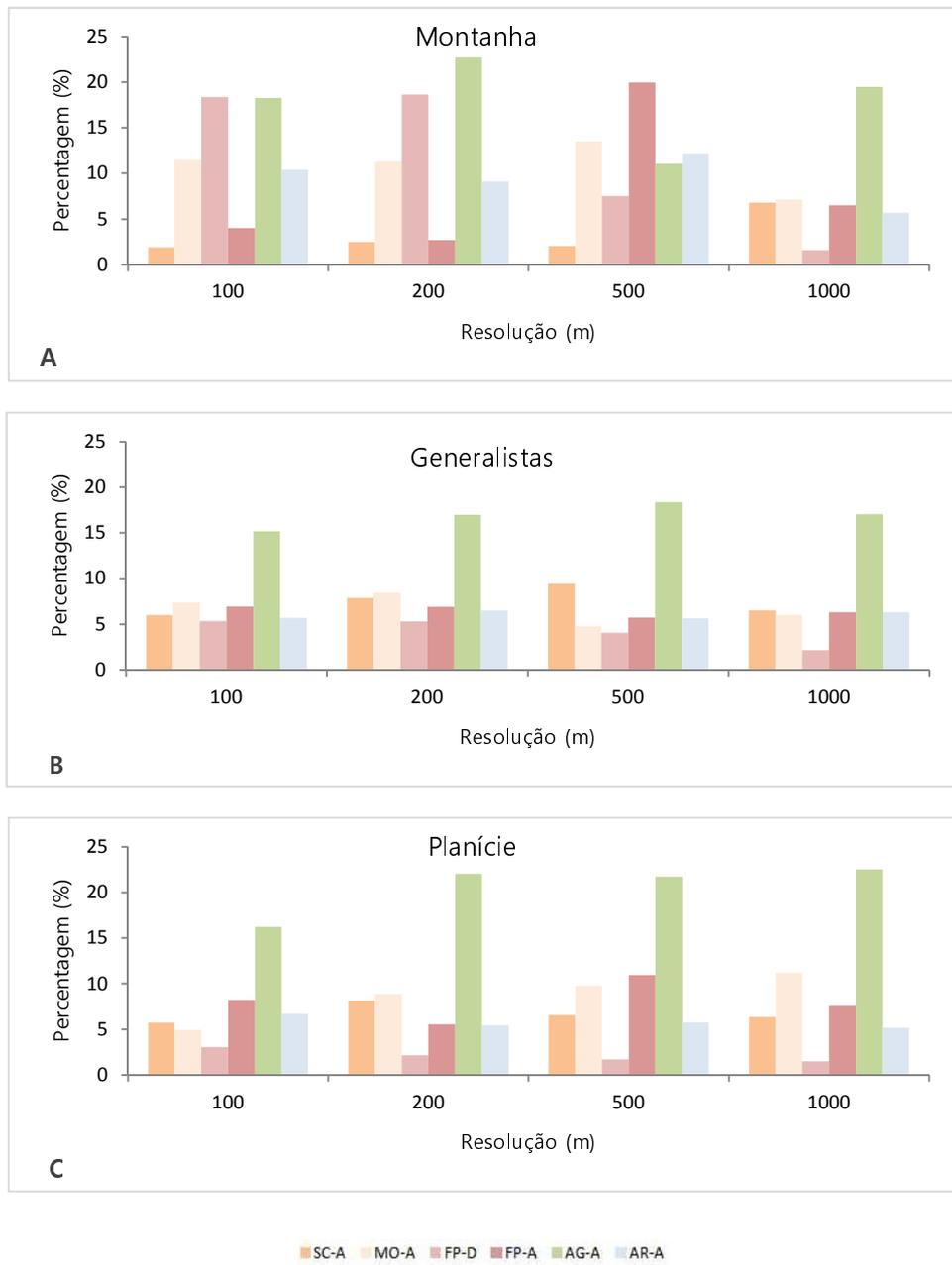
**Figura 6.4** - Valores médios da percentagem de contribuição das diferentes variáveis ambientais nos modelos desenvolvidos nos três grupos de espécies e utilizando quatro resoluções espaciais. Para a elaboração dos gráficos selecionaram-se inicialmente as três variáveis com maior percentagem de contribuição em cada uma das resoluções.

### Disponibilidade hídrica



**Figura 6.5** - Valores médios da percentagem de contribuição das diferentes variáveis ambientais nos modelos desenvolvidos nos três grupos de espécies e utilizando quatro resoluções espaciais. Para a elaboração dos gráficos selecionaram-se inicialmente as três variáveis com maior percentagem de contribuição em cada uma das resoluções.

Cobertura do solo



**Figura 6.6** - Valores médios da percentagem de contribuição das diferentes variáveis ambientais nos modelos desenvolvidos nos três grupos de espécies e utilizando quatro resoluções espaciais. Para a elaboração dos gráficos selecionaram-se inicialmente as três variáveis com maior percentagem de contribuição em cada uma das resoluções.

Na categoria "disponibilidade hídrica" as variáveis relacionadas com os cursos de água e pequenas massas de água revelaram-se as mais importantes. No entanto, o tipo de variável (distância, número ou comprimento) parece influenciar bastante a relevância dos dados na estimativa dos modelos às diferentes escalas. Por exemplo, a distância aos corpos de água reduz a capacidade preditiva à medida que a resolução dos dados aumenta. Esta variação é particularmente visível em espécies presentes em áreas com menor altitude (Figura 6.5 B,C). Nas variáveis que traduzem a proporção dos recursos (número de pequenas massas e comprimento dos cursos de água) a tendência é inversa. Nas espécies de montanha a grande importância do comprimento dos cursos de água mantêm-se ao longo da escala (Figura 6.5 A).

A área ocupada por zonas agrícolas constitui a variável de cobertura do solo mais importante nos SDM dos três grupos de anfíbios (Figura 6.6 A,B,C). Com um contributo significativamente menor, surgem também as variáveis que traduzem a quantidade de área ocupada pelos montados, florestas de produção, zonas ripícolas e sistemas culturais. As duas últimas encontram-se na região muito associadas às áreas agrícolas.

## 6.4 Discussão

A elaboração de estudos com dados a diferentes escalas, proporciona uma melhor definição dos factores que determinam os padrões ecológicos (Wiens, 1989). Neste capítulo são explorados os efeitos da variação da resolução dos dados ambientais na modelação da distribuição de espécies de anfíbios a nível local. A informação sobre a variação do desempenho dos modelos e do tipo de variáveis determinantes pode revelar-se extremamente útil para a implementação de medidas de conservação ao nível das áreas protegidas. A abordagem aqui implementada difere da de outros estudos (e.g. Guisan *et al.*, 2007; Seo *et al.*, 2009), porque avalia a relevância do tipo de variáveis ambientais nos diferentes modelos e faz a comparação do efeito da escala na modelação de diferentes grupos de espécies.

A diminuição da resolução espacial dos dados implicou reduções substanciais no desempenho médio dos modelos, em qualquer uma das categorias de variáveis ambientais testadas e nos diferentes grupos de espécies. A redução no desempenho dos modelos foi também observada por Guisan *et al.* (2007), ao analisar a distribuição de espécies vegetais para o mesmo intervalo de resoluções (100m e 1.000m), mas as diferenças entre os valores de AUC iniciais e finais foram mais reduzidas. A tendência para uma redução do poder preditivo dos modelos foi, também, registado para diferentes grupos taxonómicos, quando se

altera a resolução espacial dos dados de 200 para 5.000m (Ferrier & Watson, 1997). A única exceção verifica-se em modelos que utilizem, apenas, dados de presença; no entanto, segundo os autores, estes resultados podem ser explicados pela menor exactidão dos dados usados. Os resultados apresentados neste capítulo seguem esta mesma tendência geral e os bons desempenhos que os modelos apresentam com maiores resoluções (100-200m) em todas as variáveis, demonstram a importância da utilização deste tipo de escalas nos estudos sobre a distribuição e conservação de espécies de anfíbios.

As variáveis relacionadas com a disponibilidade hídrica são as que mais consistentemente produzem modelos com maior desempenho, revelando a sua maior capacidade preditiva para qualquer um dos grupos de anfíbios analisados. Este maior poder preditivo reflecte-se também na maior capacidade em traduzir o efeito da escala no desempenho dos modelos, uma vez que o efeito da alteração da resolução dos dados parece ser mais perceptível em modelos que atingem um desempenho considerável, possuindo, portanto, informação ambiental relevante (Guisan *et al.*, 2007).

A disponibilidade de água, ao invés da temperatura, representa o factor climático chave para os organismos em regiões semiáridas e é considerado o principal factor ambiental que determina a distribuição dos anfíbios (Duellman, 1999). Neste tipo de ambientes, as populações distribuem-se de um modo mais agregado junto a habitats aquáticos, locais normalmente seleccionados para a reprodução (Hofer *et al.*, 2004). A ocorrência deste tipo de padrão de distribuição no PNSSM é suportado pela grande importância que as variáveis "distância a massas de água" e "distância a cursos permanentes" apresentam a escalas mais finas, principalmente, para as espécies de planície e para as espécies generalistas. Pelo contrário, as variáveis que reflectem a quantidade de cursos de água, revelam-se mais importantes para as espécies de montanha, já confinadas a zonas de vale, próximas das linhas de água. A importância da disponibilidade de água é também evidenciada pelo elevado poder preditivo da variável morfológica do terreno que reflecte o escoamento superficial. A metodologia usada para caracterizar este fenómeno permitiu traduzir, para além das linhas de água, as áreas próximas que apresentam maior disponibilidade de água, como resultado da representação mais real da drenagem superficial, e que, como tal, proporcionarão condições mais adequadas para os anfíbios.

Em conjunto, as variáveis de topografia e clima representam dados ambientais bastante importantes para a modelação preditiva de anfíbios que apresentam áreas de distribuição limitadas à área montanhosa ou que são generalistas. Ainda que a escalas mais finas o escoamento acumulado represente a variável mais importante, quando se usam dados com resoluções de 500 e 1.000m a variável "temperatura" torna-se mais relevante. Estes resultados reflectem a incapacidade dos dados com menores resoluções traduzirem com precisão os

padrões de escoamento e, por outro lado, a importância que os factores climáticos têm na modelação preditiva a escalas mais grosseiras. Nas espécies de planície, a temperatura não assume tal relevância e destaca-se a maior importância que as variáveis relacionadas com a morfologia do terreno possuem, quando são utilizados dados com uma resolução de 1.000m.

As variáveis relacionadas com a cobertura do solo parecem ser as que apresentam menor capacidade para estimar a distribuição dos anfíbios nesta área e a estas escalas. O maior desempenho nesta categoria é apresentado pelas espécies de montanha que se encontram fortemente associadas a áreas agrícolas e florestas dominadas pelo pinheiro, presentes nas partes mais altas da serra. A maior capacidade preditiva das áreas agrícolas em todos os grupos de espécies e ao longo das diferentes escalas pode traduzir a importância destes locais para a comunidade de anfíbios. Os campos agrícolas surgem, normalmente, em áreas adjacentes aos cursos de água, constituindo assim áreas com condições para a existência de uma grande diversidade de habitats terrestres e aquáticos.

As características ecológicas das espécies e, conseqüentemente, o grau de exigência da espécie em relação a determinados factores influenciam igualmente o grau de desempenho dos modelos nas diferentes escalas. Os modelos das espécies de montanha apresentaram sempre os melhores desempenhos nas escalas mais finas, corroborando a hipótese de as espécies que apresentam áreas de distribuição mais restritas apresentaram nichos mais previsíveis, possibilitando o desenvolvimento de modelos mais exactos (Stockwell & Peterson, 2002; Guisan & Hofer, 2003; Brotons *et al.*, 2004). A natureza mais especialista das duas espécies deste grupo é bem visível, dado que formam isolados populacionais e estão fortemente dependentes de condições ambientais específicas existentes na zona de montanha. Por outro lado, as espécies generalistas, com uma área de distribuição mais ampla, teriam à partida um padrão de utilização do habitat ou "amplitude do nicho" mais alargado, com um efeito negativo sobre o poder preditivo dos modelos (Hepinstall *et al.* 2002; Elith *et al.* 2006). Esta tendência parece, também, evidenciar-se no grupo de espécies com distribuições mais amplas na área, exceptuando quando são testadas as variáveis relacionadas com a topografia e o clima, reflectindo provavelmente a preferência por locais com terreno mais acidentado. Por exemplo, a preferência por zonas de vales pode ser devida aos períodos de seca intensos que se verificaram na região. Em contraste, as espécies de planície apresentam modelos mais robustos nas categorias de disponibilidade de água e cobertura do solo, evidenciando a importância que as áreas agrícolas possuem nas zonas mais secas do PNSSM para os anfíbios. Estas áreas situadas normalmente ao longo das margens dos cursos de água, possuem corpos de água parada naturais ou artificiais podendo disponibilizar condições adequadas em períodos adversos.

A interpretação ecológica dos modelos preditivos constitui, normalmente, uma tarefa difícil e, para além da influência das variáveis ambientais medidas à escala local, a distribuição das espécies depende simultaneamente de factores medidos ao longo de diferentes escalas ao nível da paisagem (Semlitsch, 2000; Marsh & Trenham, 2001). A estruturação espacial da distribuição das espécies é, portanto, um processo multi-escalar e hierárquico, podendo revelar-se vantajosa a exploração de abordagens hierárquicas na modelação preditiva da distribuição de anfíbios a escalas locais.

Outro aspecto a considerar neste tipo de análises relaciona-se com a utilização do valor de AUC para análise do desempenho e identificação dos melhores modelos preditivos. Apesar da sua ampla utilização para a medição da exactidão de SDM, recentemente, tem-se discutido a eficiência deste método para a avaliação dos modelos (e.g. Austin, 2007; Lobo *et al.*, 2008; Peterson *et al.*, 2008; Santika, 2011). Uma das principais críticas à utilização deste método relaciona-se com o efeito que a proporção da área de estudo, ocupada por uma determinada espécie tem no cálculo deste valor (Lobo *et al.*, 2008). Para as espécies com uma ocorrência relativa menor, existe uma maior probabilidade de as pseudo-ausências criadas pelo modelo se localizarem em sítios com condições ambientais diferentes das existentes nos habitats das espécies e, assim, a inclusão de áreas geográficas superiores à área de distribuição das espécies implica a obtenção de valores de AUC maiores. As espécies raras ou mais especialistas tendem, deste modo, a apresentar valores de AUC superiores quando comparadas com espécies generalistas, tal como é verificado em diversos estudos (e.g. Guisan & Hofer, 2003; Luoto *et al.* 2005; Elith *et al.* 2006; Hernandez *et al.* 2006; Franklin *et al.*, 2009).

Neste estudo, uma vez que se efectuam comparações de valores médios de AUC, resultantes de grupos de espécies com características ecológicas distintas, o enviesamento pode ser reduzido ou irrelevante, exceptuando quando se analisam os três grupos definidos de acordo com a distribuição altitudinal. Nestes casos, as espécies de montanha, limitadas a uma região mais reduzida apresentam sempre valores de AUC elevados, mas tal tendência já não se verifica quando se comparam os grupos de espécies presentes, apenas, na área de planície com o grupo de espécies generalistas. Torna-se, assim, necessário explorar melhor o efeito da extensão espacial na modelação das diferentes espécies. Para isso, é fundamental utilizar métodos alternativos para medir a exactidão dos modelos; contudo, algumas novas abordagens (e.g. Phillips & Elith, 2010; Warren & Seifert, 2010), muito recentes, ainda não estão amplamente difundidas e requerem uma maior exploração do ponto de vista teórico e metodológico (de Pous *et al.*, 2010).

## 6.5 Referências

- Arntzen, J.W.; Teixeira, J. (2006). History and new developments in the mapping and modelling of the distribution of the golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica*. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, **10**: 113-126.
- Arntzen, J.W.; Themudo, E.G. (2008). Environmental parameters that determine species geographical range limits as a matter of time and space. *Journal of Biogeography*, **35**: 1177-1186.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, **200**: 1-19.
- Baldwin, R. (2009). Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy*, **11**: 854-866.
- Boyd, C.; Brooks, T.M.; Butchart, S.H.M.; Edgar, J.G.; da Fonseca, G.A.B.; Hawkins, F.; Hoffmann, M.; Sechrest, W.; Stuart, S.N.; van Dijk, P.P. (2008). Spatial scale and the conservation of threatened species. *Conservation Letters*, **1**: 37-43.
- Brooke, C. (2008). Conservation and Adaptation to Climate Change. *Conservation Biology*, **22**: 1471-1476.
- Brotos, L.; Thuiller, W.; Araujo, M.B.; Hirzel, A.H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, **27**: 437-448.
- Buisson, L.; Thuiller, W.; Casajus, N.; Lek, S.; Grenouillet, G. (2010). Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology*, **16**: 1145-1157.
- Cabeza, M.; Arponen, A.; Jäättelä, L.; Kujala, H.; Van Teeffelen, A.; Hanski, I. (2010). Conservation planning with insects at three different spatial scales. *Ecography*, **33**: 54-63.
- Carvalho, S.B.; Brito, J.C.; Crespo, E.J.; Possingham, H.P. (2010). From climate change predictions to actions - conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale. *Global Change Biology*, **16**: 3257-3270.
- Cliff, A.D.; Ord, J.K. (1973). *Spatial autocorrelation*. Pion Limited, London.
- D'Amen, M.; Bombi, P.; Pearman, P.B.; Schmatz, D.R.; Zimmermann, N.E.; Bologna, M.A. (2011). Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? *Biological Conservation*, **144**: 989-997.
- de Pous, P.E.; Beukema, W.; Weterings, M.; Dummer, I.; Geniez, P. (2010). Area prioritization and performance evaluation of the conservation area network for the Moroccan herpetofauna: a preliminary assessment. *Biodiversity and Conservation*, **20**(1): 89-118
- Duellman, W.E. (1999). Distribution Patterns of Amphibians in South America. In: Duellman, W.E. (Eds.). *Patterns of Distribution of Amphibians: a Global Perspective* (pp. 255-327). The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- Elith, J.; Graham, C.H.; Anderson, R.P.; Dudyk, M.; Freer, 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.; McOverton, J.; Peterson, A.T.; Phillips, S.; Wisz, M.S.; Zimmermann, N.E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, **29**: 129-151.
- ESRI (2000). *ArcView 3.2*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- ESRI (2007). *ArcInfo 9*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.

- Ferrier, S.; Watson, G. (1997). *An evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modeling techniques in predicting the distribution of biological diversity*. Environment Australia, Canberra.
- Franklin, J.; Wejnert, K.E.; Hathaway, S.A.; Rochester, C.J.; Fisher, R.N. (2009). Effect of species rarity on the accuracy of species distribution models for reptiles and amphibians in southern California. *Diversity and Distributions*, **15**: 167-177.
- Graham, C.H.; Elith, J.; Hijmans, R.J.; Guisan, A.; Townsend Peterson, A.; Loisel, B.A. (2008). The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *Journal of Applied Ecology*, **45**: 239-247.
- Guisan, A.; Hofer, U. (2003). Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, **30**: 1233-1243.
- Guisan, A.; Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**: 993-1009.
- Guisan, A.; Graham, C.H.; Elith, J.; Huetmann, F. (2007). Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*, **13**: 332-340.
- Heglund, P. (2002). Foundations of species-environment relations. *In*: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds.). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 35-42). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Hepinstall, J.A.; Krohn, W.B.; Sader, S.A. (2002). Effects of niche width on the performance and agreement of avian habitat models. *In*: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds.). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 593-606). Island Press, Washington, D.C., USA.
- 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.
- Hernandez, P.A.; Franke, I.; Herzog, S.K.; Pacheco, V.; Paniagua, L.; Quintana, H.L.; Soto, A.; Swenson, J.J.; Tovar, C.; Valqui, T.H.; Vargas, J.; Young, B.E. (2008). Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. *Biodiversity and Conservation*, **17**: 1353-1366.
- Hofer, U.; Bersier, L.F.; Borcard, D. (2004). Relating niche and spatial overlap at the community level. *Oikos*, **106**: 366-376.
- Hortal, J.; Roura-Pascual, N.; Sanders, N.J.; Rahbek, C. (2010). Understanding (insect) species distributions across spatial scales. *Ecography*, **33**: 51-53.
- Huston, M.A. (2002). Introductory essay: critical issues for improving predictions. *In*: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds.). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 7-21). Island Press, Washington, D.C., USA.
- ICNB (2005). Plano de Ordenamento do Parque Natural da Serra de S. Mamede. Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente.
- Illán, J.G.; Gutiérrez, D.; Wilson, R.J. (2010). Fine-scale determinants of butterfly species richness and composition in a mountain region. *Journal of Biogeography*, **37**: 1706-1720.
- Inger, R.F. (1994). Microhabitat description. *In*: Heyer, W.R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.C.; Foster, M.S. (Eds.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. (pp. 60-65). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

- Iverson, L.R.; Prasad, A.; Schwartz, M.W. (1999). Modelling potential future individual tree-species distributions in the Eastern United States under climate change scenario: a case study with *Pinus virginiana*. *Ecological Modelling*, **115**: 77-93.
- Kearney, M.; Porter, W. (2009). Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, **12**: 334-350.
- Lobo, J.M.; Jimenez-Valverde, A.; Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, **17**: 145-151.
- Luoto, M.; Poyry, J.; Heikkinen, R.K.; Saarinen, K. (2005). Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography*, **14**: 575-584.
- Marsh, D.M.; Trenham, P.C. (2001). Metapopulation Dynamics Amphibian Conservation. *Conservation Biology*, **15**: 40-49.
- Pargana, J. (1995). *Estudo da Herpetofauna do Parque Natural da Serra de S. Mamede*. Relatório ICN/PNSSM, 66 pp.
- Pearson, R.G.; Dawson, T.P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, **12**: 361-371.
- Pearson, R.G. (2006). Climate change and the migration capacity of species. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**: 111-113.
- Pearson, R.G.; Raxworthy, C.J.; Nakamura, M.; Townsend Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, **34**: 102-117.
- Penman, T.D.; Mahony, M.J.; Towerton, A.L.; Lemckert, F.L. (2007). Spatial models of giant burrowing frog distributions. *Endangered Species Research*, **3**: 115-124.
- Peterson, A.T.; Papeş, M.; Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, **213**: 63-72.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P.; Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**: 231-259.
- Phillips, S.J.; Dudik, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, **31**: 161-175.
- Phillips, S.J.; Elith, J. (2010). POC plots: calibrating species distribution models with presence only data. *Ecology*, **91**(8): 2476-2484
- Randin, C.F.; Engler R.; Normand S.; Zappa, M.; Zimmermann, N.E.; Pearman, P.B.; Vittoz, P.; Thuiller, W.; Guisan, A. (2009). Climate change and plant distribution: local models predict high-elevation persistence. *Global Change Biology*, **15**: 1557-1569.
- Santika, T. (2011). Assessing the effect of prevalence on the predictive performance of species distribution models using simulated data. *Global Ecology and Biogeography*, **20**: 181-192.
- Sappington, J.M.; Longshore, K.M.; Thomson, D.B. (2007). Quantifying Landscape Ruggedness for Animal Habitat Analysis: A case Study Using Bighorn Sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management*, **71**(5): 1419-1426.
- Schäuble, H. (2003). *HydroTools 1.0 for ArcView 3.x: Hydrological analysis of small and large watersheds*. Institute of Applied Geosciences Technical University of Darmstadt. 13pp.
- Semlitsch, R.D. (2000). Principles for Management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, **64**: 615-631.

- Seo, C.; Thorne, J.H.; Hannah, L.; Thuiller, W. (2009). Scale effects in species distribution models: implications for conservation planning under climate change. *Biology Letters*, **5**: 39-43.
- Soares, C.; Brito, J. (2007). Environmental Correlates for Species Richness among Amphibians and Reptiles in a Climate Transition Area. *Biodiversity and Conservation*, **16**: 1087-1102.
- StatSoft, I. (2007). STATISTICA (data analysis software system), versão 8. Disponível em: [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Stockwell, D.R.B.; Peterson, A.T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*, **148**: 1-13.
- Swets, J. A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, **240**: 1285-1293.
- Tarboton, D.G. (2009). Terrain Analysis Using Digital Elevation Models (TauDEM). Utah State University, Logan, UT. Disponível em: <http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem4.0/taudem40.html>
- Teixeira, J.; Arntzen, J.W. (2002). Potential impact of climate warming on the distribution of the Golden-striped salamander, *Chioglossa lusitania*, on the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, **11**: 2167-2176.
- Thuiller, W.; Vaydera, J.; Pino, J.; Sabaté, S.; Lavorel, S.; Gracia, C. (2003). Large-scale environmental correlates of forest tree distributions in Catalonia (NE Spain). *Global Ecology and Biogeography*, **12**: 313-325.
- Thuiller W.; Araújo M.B.; Lavorel S. (2004). Do we need land-cover data to model species distributions in Europe? *Journal of Biogeography*, **31**: 353-361.
- Trivedi, M.R.; Berry, P.M.; Morecroft, M.D.; Dawson, T.P. (2008). Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology*, **14**: 1089-1103.
- Warren, D.L.; Seifert, S.N. (2010). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, **21**: 335-342.
- Wiens, J.A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, **3**: 385-397.



## Anexo 6.2

**Tabela A.6.2** - Valores de AUC obtidos para cada espécie nas diferentes categorias de variáveis e resoluções espaciais.

Espécies	Topografia e clima				Disponibilidade hídrica				Cobertura do solo			
	100	200	500	1000	100	200	500	1000	100	200	500	1000
<i>Pleurodeles waltl</i>	0.798	0.794	0.769	0.723	0.930	0.845	0.787	0.704	0.749	0.784	0.771	0.757
<i>Salamandra salamandra</i>	0.842	0.795	0.843	0.851	0.834	0.833	0.878	0.772	0.802	0.796	0.782	0.825
<i>Lissotriton boscai</i>	0.852	0.787	0.798	0.760	0.873	0.810	0.801	0.751	0.785	0.779	0.761	0.781
<i>Triturus marmoratus</i>	0.847	0.818	0.781	0.751	0.874	0.825	0.781	0.675	0.781	0.738	0.748	0.703
<i>Alytes cisternasii</i>	0.850	0.770	0.743	0.692	0.882	0.732	0.757	0.687	0.846	0.769	0.708	0.789
<i>Alytes obstetricans</i>	0.903	0.894	0.853	0.799	0.851	0.812	0.787	0.735	0.878	0.841	0.793	0.803
<i>Discoglossus galganoi</i>	0.832	0.772	0.768	0.701	0.824	0.821	0.811	0.729	0.821	0.796	0.735	0.752
<i>Pelobates cultripes</i>	0.755	0.799	0.804	0.719	0.831	0.841	0.851	0.740	0.815	0.782	0.725	0.726
<i>Bufo bufo</i>	0.802	0.937	0.905	0.844	0.821	0.865	0.801	0.777	0.778	0.861	0.802	0.814
<i>Bufo calamita</i>	0.760	0.861	0.795	0.735	0.732	0.821	0.781	0.711	0.768	0.781	0.720	0.679
<i>Hyla arborea</i>	0.849	0.771	0.760	0.731	0.835	0.787	0.804	0.706	0.754	0.805	0.716	0.728
<i>Hyla meridionalis</i>	0.788	0.850	0.826	0.767	0.855	0.801	0.779	0.739	0.806	0.788	0.780	0.766
<i>Rana iberica</i>	0.951	0.807	0.815	0.758	0.922	0.874	0.840	0.761	0.858	0.825	0.727	0.734
<i>Pelophylax perezi</i>	0.805	0.752	0.691	0.669	0.861	0.820	0.828	0.694	0.806	0.734	0.777	0.648
<b>Valor médio</b>	0.831	0.815	0.796	0.750	0.852	0.820	0.806	0.727	0.803	0.791	0.753	0.750
<b>Valor máximo</b>	0.951	0.937	0.905	0.851	0.930	0.874	0.878	0.777	0.878	0.861	0.802	0.825
<b>Valor mínimo</b>	0.755	0.752	0.691	0.669	0.732	0.732	0.757	0.675	0.749	0.734	0.708	0.648



**PARTE IV**

---

DISCUSSÃO GERAL



### DISCUSSÃO GERAL

A presente tese teve como principal objectivo desenvolver um conjunto de abordagens que são essenciais para a compreensão dos padrões de distribuição de anfíbios à escala local, utilizando como área de estudo o Parque Natural da Serra de S. Mamede (PNSSM). A primeira parte da discussão será dedicada à integração dos principais resultados, dando-se destaque à importância da: 1) obtenção de dados biológicos e geográficos para estudos de distribuição de espécies; e 2) aplicação destes dados para modelação ecológica e identificação das escalas mais adequadas ao estudo da distribuição de anfíbios. Na segunda parte é efectuada uma abordagem às implicações dos resultados na conservação de anfíbios e são indicadas algumas perspectivas de investigação futura.

### 7.1 Principais resultados

#### 7.1.1 Importância da produção de dados relevantes para o estudo dos padrões de distribuição de espécies à escala local

O estudo das relações entre as ocorrências das espécies e as variáveis ambientais representa uma fase essencial na abordagem de um conjunto de questões ecológicas que podem explicar a distribuição geográfica das espécies. A interpretação dos resultados depende fortemente de uma solução de compromisso entre a quantidade e a qualidade dos dados considerados na análise (Van Horne, 2002). Uma parte desta tese foi dedicada à obtenção de dados biológicos e de dados ambientais potencialmente adequados à modelação da distribuição de anfíbios à escala local.

### 7.1.1.1 Dados biológicos

A falta de informação espacialmente explícita e adequada sobre a distribuição das espécies representa uma das principais lacunas em estudos ecológicos (McPherson *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2008). Mesmo quando esses dados estão disponíveis, a sua aplicabilidade encontra-se, frequentemente, limitada pelos significativos enviesamentos que apresentam (Hortal *et al.*, 2007). Neste estudo adoptou-se uma metodologia de amostragem similar à usada em dois estudos anteriores (capítulo 3). Deste modo, foi possível obter um conjunto de dados bastante precisos sobre a distribuição de espécies na área do PNSSM, que se revelou essencial para a implementação de abordagens com o objectivo de compreender melhor alguns aspectos da ecologia dos organismos e facilitar, assim, a adopção de medidas para uma efectiva conservação dos seus habitats.

O uso de indicadores de biodiversidade, como a riqueza específica e a variação (*turnover*) do número de espécies, representa uma abordagem metodológica alternativa e bastante útil na análise dos padrões de distribuição de espécies em áreas bem amostradas (e.g. Ferrier, 2002; Ferrier & Guisan, 2006). A possibilidade de implementar este tipo de metodologia revelou-se extremamente útil na identificação de alterações nos padrões de diversidade específica e das áreas de distribuição de muitas espécies de anfíbios (capítulos 3 e 4).

Os dados utilizados para a análise temporal foram obtidos após alguns anos caracterizados por períodos de seca relativamente intensos, a que se seguiu um ano (2005/2006) hidrológicamente marcado por uma das piores secas registadas nas últimas seis décadas na Península Ibérica (García-Herrera *et al.*, 2007). Perante estas condições, a detectabilidade de espécies de anfíbios poderá diminuir consideravelmente, podendo pôr em causa a fiabilidade das amostragens. Este problema parece não ter influenciado de forma significativa a representatividade das amostragens, uma vez que o trabalho de campo foi realizado durante períodos menos afectados pela redução da precipitação. Por um lado, apenas a última amostragem (Fevereiro) coincidiu com o início do período de seca de 2005-2006. Por outro lado, para além da metodologia de prospecção muito intensiva, procurou-se iniciar o trabalho de campo nos períodos mais adequados à observação de anfíbios, isto é, após as primeiras precipitações da Primavera e Outono (Maio e Setembro de 2004) e após o aumento dos valores de temperatura e início da precipitação no Inverno (Fevereiro de 2005).

Outro factor, que poderá condicionar a análise temporal da distribuição de espécies, relaciona-se com a ocorrência de flutuações naturais cíclicas nas populações de anfíbios (Pechmann *et al.*, 1991; Blaustein *et al.*, 1994). Considera-se, normalmente, que as populações de anfíbios, devido à sua baixa capacidade de dispersão e fidelidade aos locais de reprodução, actuam como metapopulações (mas ver Smith & Green, 2005), o que as torna

particularmente susceptíveis aos efeitos do isolamento e à ocorrência de extinções locais (Gibbs, 1998). Embora possam ocorrer flutuações naturais, não é comum existirem correlações evidentes entre a dinâmica de várias populações, mesmo quando se consideram subpopulações muito próximas (Trenham *et al.*, 2003). Deste modo, considera-se que é pouco provável a ocorrência de extinções sincronizadas (Halley *et al.*, 1996; Marsh & Trenham, 2001; Trenham *et al.*, 2003). Assim, alterações tão generalizadas como as registadas no PNSSM, envolvendo várias espécies com características ecológicas e áreas de distribuição geográficas distintas, sugerem que é pouco provável que as flutuações naturais possam explicar a deslocação de espécies para novos habitats, que aparentemente possuem condições ambientais mais adequadas.

Os resultados obtidos na comparação dos registos de ocorrência representam assim dados muito importantes que corroboram as hipóteses: (1) redução da abundância ou mesmo desaparecimento de muitas espécies em determinados locais na área de estudo; e (2) tendência para a alteração dos padrões de distribuição de muitas espécies de anfíbios. Estes dados constituirão, deste modo, um dos primeiros relatos de declínio e alteração dos padrões de distribuição de anfíbios à escala local no continente Europeu.

A deslocação dos organismos para novos habitats, podendo adaptar-se a novas condições locais, suporta a hipótese de que quando se realizam amostragens separadas por curtos espaços de tempo podem ser obtidos diferentes mapas de distribuição (Lobo *et al.*, 2007). De facto, os dados de ocorrência por espécie (capítulo 3) sugerem já uma alteração das áreas de distribuição em algumas espécies, sustentadas posteriormente na análise comparativa realizada (capítulo 4).

A realização de amostragens sistemáticas, espacial e temporalmente bem estruturadas, revela-se, assim, essencial para a confirmação da alteração dos padrões de distribuição e para o melhor conhecimento das consequências das alterações do clima e dos habitats na persistência das espécies (Lobo *et al.*, 2007). Durante este estudo, optou-se por aumentar o número de estações de amostragem, o que permitiu uma cobertura ainda mais representativa das condições ambientais locais, facilitando as análises temporais dos padrões de distribuição em estudos futuros.

A disponibilização de dados biológicos com elevada precisão constitui um outro aspecto essencial para a compreensão dos factores que à escala local podem explicar os padrões de distribuição de espécies, contribuindo para a definição de medidas eficazes e com aplicabilidade na gestão e conservação das áreas protegidas. Para a obtenção de informação sobre estes factores podem ser aplicadas técnicas de modelação de distribuição de espécies que estão dependentes da precisão dos dados para produzirem estimativas com elevada

exactidão (Araújo & Guisan, 2006; Guisan *et al.*, 2007; Pearson *et al.*, 2007). Com base neste pressuposto, a informação adequada disponível na área do PNSSM foi usada para analisar o nicho ecológico das espécies, seguindo uma metodologia multi-escalar.

#### **7.1.1.2 Dados geográficos**

A identificação e a quantificação das variáveis preditivas, potencialmente apropriadas a estudos à escala local, podem revelar-se exercícios bastante complicados, quer pelo desconhecimento da teoria ecológica associada à distribuição das espécies numa dada área, quer pela dificuldade em obter dados ambientais com resoluções e precisões adequadas.

Dado que raramente estão disponíveis dados com resoluções abaixo de 1x1km, podem ser utilizadas alternativas metodológicas para determinar certos gradientes ambientais. Por exemplo, as técnicas de interpolação podem ser aplicadas para obter informação sobre os gradientes microclimáticos que são essenciais no estudo de distribuição de espécies em áreas montanhosas, porém os dados produzidos contêm muitos erros (Guisan & Zimmermann, 2000). Do mesmo modo, as técnicas de detecção remota para análise da cobertura vegetal, possibilitam a obtenção de informação que pode introduzir erros nos modelos de adequabilidade de habitats, dado que a classificação dos habitats realizada pode não coincidir com os requisitos ecológicos das espécies em análise ou pode ignorar a variabilidade relevante dentro das classes de habitats (Bellis *et al.*, 2008; St-Louis *et al.* 2009). Adicionalmente, estas técnicas representam processos de aquisição de informação que são normalmente bastante demorados.

A utilização de técnicas de análise espacial e modelação geográfica para produção de modelos de dados espaciais adequados, relacionados com a morfologia do terreno e a disponibilidade hídrica, como as exploradas neste estudo, representam uma outra alternativa metodológica aplicada em diversas áreas de investigação. Por exemplo, a modelação preditiva da distribuição de diferentes grupos taxonómicos a escalas mais finas tem recorrido, cada vez mais, a modelos digitais de elevação (DEM) com elevadas resoluções espaciais para a produção de superfícies derivadas, que permitam reflectir os factores ecológicos mais relevantes para as espécies (e.g. Guisan *et al.*, 1998; Jelaska *et al.*, 2003; Lahoz-Monfort *et al.*, 2010).

A utilização deste tipo de dados em estudos com anfíbios cinge-se normalmente a alguns atributos primários que são calculados com as ferramentas, habitualmente, embebidas em programas SIG (ver Tabela 1.3 no Capítulo 1). Nos capítulos 5 e 6, são evidenciadas as potencialidades do uso de dados geográficos relativos à morfologia do terreno, particularmente quando estão relacionados com a disponibilidade hídrica, para estudos locais

de distribuição de espécies de anfíbios. A adequabilidade destes modelos de dados, para representar algumas características dos habitats dos anfíbios e para estimar com maior robustez a sua distribuição espacial (capítulo 6), corrobora a opinião que os estudos de organismos com baixa mobilidade deverão testar variáveis explicativas focais que reúnam a informação das proximidades da paisagem, como se faz usualmente na modelação da distribuição de organismos sésseis (Ferrier *et al.*, 2002).

Nestes resultados, destaca-se a grande relevância da variável "escoamento acumulado difuso" que contribuiu, muito significativamente, para a produção de estimativas muito robustas a escalas mais finas, apoiando o pressuposto generalizado que, a estas escalas, o escoamento de água é determinante para a selecção dos habitats (e.g. Mackey & Lindenmayer 2001; Heglund, 2002). A capacidade desta variável para representar, indirectamente, um gradiente directo revelou-se particularmente indicada para estimar espécies de montanha. Estes resultados seguem a mesma tendência identificada noutros estudos que usam variáveis derivadas de DEM, mostrando que as espécies com distribuição em áreas morfológicamente mais acidentadas, com áreas de distribuição reduzidas e com requisitos ecológicos mais específicos, apresentam nichos mais previsíveis, possibilitando o desenvolvimento de modelos mais exactos (Stockwell & Peterson, 2002; Guisan & Hofer, 2003; Brotons *et al.*, 2004). Para estas espécies, o uso de atributos morfológicos compostos, direccionados para quantificar o papel desempenhado pela morfologia do terreno na redistribuição da água na paisagem, pode assim constituir uma alternativa rápida na avaliação da importância deste recurso nos modelos. Neste caso particular, o algoritmo utilizado para representar a quantidade de água permitiu a obtenção de uma superfície que representa de uma forma mais realista, o movimento da água no terreno, reflectindo mais fielmente um gradiente de recursos essencial ao estudo da distribuição de anfíbios.

O elevado contributo desta variável e a grande robustez dos modelos, que utilizam variáveis que traduzem a quantidade e distância aos corpos de água, reforçam a importância da utilização de variáveis relacionadas com a disponibilidade de água. Nos anfíbios distribuídos por áreas mais áridas, a proximidade de água parece ser mesmo o factor mais importante, reflectindo que, apesar da tolerância a ambientes mais adversos, as espécies estão fortemente condicionadas pela presença deste recurso nas imediações. A cobertura do solo parece representar uma variável com menor importância a nível local, contudo, apesar de se ter usado uma classificação detalhada da ocupação do terreno, a informação utilizada pode não reflectir a sua adequabilidade em termos do tipo de habitats utilizados pelos anfíbios. Esta hipótese parece assumir algum fundamento quando se observa que, neste parâmetro, a área agrícola representa sempre a variável com maior poder preditivo. Este resultado estará,

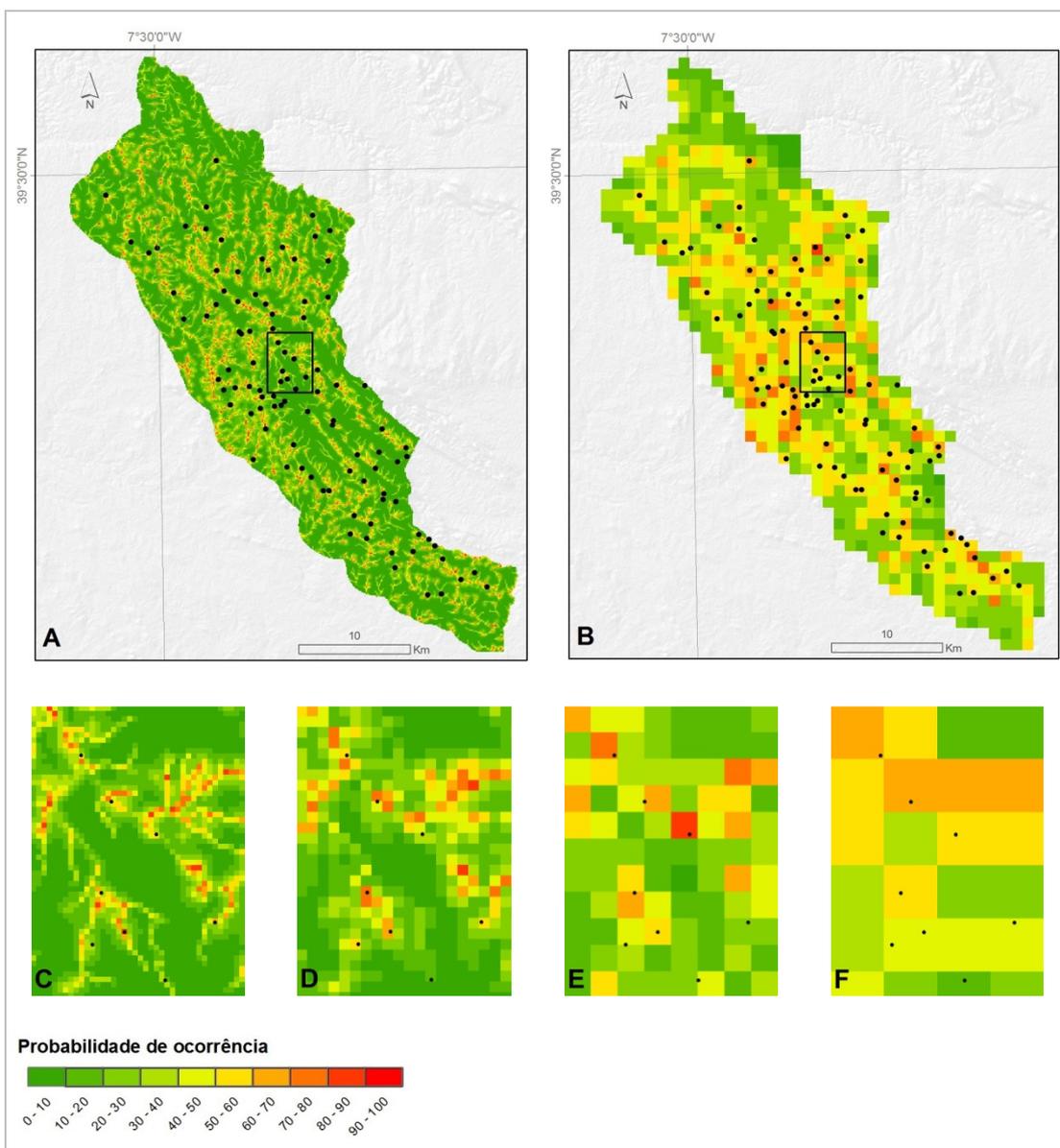
provavelmente, relacionado com o elevado número de corpos de água e a existência de microhabitats com elevado teor de humidade nestas áreas.

### 7.1.2 Importância da escala na modelação geográfica da distribuição de anfíbios

A comparação dos efeitos da variação da escala (resolução espacial dos dados), na modelação da distribuição de espécies a escalas mais finas, encontra-se ainda pouco estudada (Guisan *et al.*, 2007). Dada a importância da utilização na conservação de uma escala adequada aos mecanismos que potencialmente melhor determinam a distribuição de anfíbios, foi desenvolvida no capítulo 6 uma metodologia multi-escalar. Os resultados obtidos sugerem que a ocorrência dos anfíbios deverá estar fortemente dependente da variabilidade ambiental que ocorre numa escala entre os 100-200m. Estes valores sustentam, assim, a suposição que para além das espécies, por natureza fortemente dependentes de cursos de água, a maior parte dos anfíbios que se reproduzem em charcos vive, durante a época não reprodutiva, nos habitats circundantes (normalmente até 200m) (Semlitsch, 2000).

Considerando que a grelha de quadrículas UTM 1x1km é frequentemente utilizada como referência para a adopção de medidas de conservação, dificilmente será possível identificar, com rigor, os habitats mais importantes para este grupo de animais. A perda de detalhe nos padrões de distribuição das espécies, associado ao menor poder preditivo das estimativas, podem revelar-se, assim, factores bastante limitativos para a conservação de anfíbios em áreas que apresentam uma extensão geográfica relativamente reduzida como, por exemplo, as áreas protegidas.

A Figura 7.1 evidencia o efeito da alteração da escala na precisão das estimativas de distribuição de uma espécie de anfíbio. A diminuição da resolução implica uma menor capacidade de identificação de potenciais habitats e a identificação de áreas que podem ser importantes para a dispersão. A utilização de técnicas para a agregação (*upscaling*) dos dados ambientais leva ao estabelecimento de relações entre a ocorrência de uma espécie e um valor médio de um factor ambiental, observado numa área correspondente ao tamanho da célula testada. Este valor pode não reflectir os gradientes ambientais da área de estudo, levando normalmente à sobrestimação da área de distribuição (Welk & Bruelheide, 2006; Trivedi *et al.*, 2008). Quando o grau de agregação é elevado, certas condições ambientais podem mesmo desaparecer e fazer com que o modelo identifique combinações espúrias de condições ambientais adequadas para as espécies. Este aspecto será provavelmente mais importante para organismos sésseis (Guisan & Thuiller, 2005), mas em espécies pouco móveis, muitas vezes confinadas a habitats específicos, pode tornar-se igualmente relevante.



**Figura 7.1** - Estimativas da distribuição de *Lissotriton boscai* para a área do Parque Natural da Serra de S. Mamede obtidas com modelos baseados em variáveis relacionadas com a disponibilidade hídrica. Mapas A e B: estimativas para a área total utilizando dados com resoluções espaciais de 100 e 1000m. Imagens C, D, E e F: comparação das estimativas utilizando dados com resoluções espaciais de 100, 200, 500 e 1000m. Os círculos pretos correspondem aos registos de presença utilizados na modelação.

As diminuições acentuadas da robustez dos modelos, verificadas em todos os grupos de anfíbios e nos três tipos de variáveis testadas, vêm suportar a hipótese que, para este grupo de animais, ocorre maior degradação dos modelos com a diminuição da resolução dos dados ambientais. Tais resultados não são registados de um modo tão evidente, quando se analisam aves e plantas de diferentes regiões à escala local (Guisan *et al.*, 2007). Na origem destas divergências parece estar o tipo de técnica de modelação utilizada, a região e o tipo de

grupos de espécies analisados. Por exemplo, verifica-se que as espécies vegetais com registos geográficos mais precisos (Guisan *et al.*, 2007) evidenciam melhor a tendência mostrada pelos modelos de anfíbios, podendo revelar que este padrão é, também, comum em espécies sésseis ou pouco móveis e que apresentam requisitos ecológicos mais específicos.

O grau de degradação dos modelos parece estar também dependente da capacidade dos modelos atingirem poder preditivo suficiente (Guisan *et al.*, 2007). Os efeitos da escala, mais visível nos modelos com variáveis ligadas à disponibilidade de água, para todos os grupos de espécies, e à morfologia do terreno, nas espécies de montanha, levam a supor que as variáveis utilizadas incluem já informação relevante para estimar a distribuição das espécies. Pelo contrário, os modelos de morfologia do terreno para as espécies de planície e com dados da cobertura do solo, não deverão possuir variáveis com poder preditivo suficiente para reflectir o papel da escala na modelação.

Esta informação constitui, assim, um importante contributo para a compreensão dos factores ambientais e efeito da escala na distribuição local de espécies de anfíbios. Para isso, contribuíram a elevada precisão dos dados biológicos e a análise da importância das variáveis ambientais para avaliar o desempenho e a sua variação ao longo de diferentes escalas. Convém ainda referir que a alteração da resolução espacial dos dados ambientais pode resultar em modelos cujas variáveis com maior contributo se modificam, podendo reflectir outro tipo de processos ecológicos subjacentes ao padrão de distribuição. Esta tendência registou-se, de uma forma bastante marcada, nos modelos com variáveis topográficas e climáticas, evidenciando a maior importância do clima, quando se utilizam resoluções mais grosseiras.

## **7.2 Conservação e gestão de anfíbios no Parque Natural da Serra de S. Mamede**

A área do PNSSM apresenta uma heterogeneidade geográfica e ambiental única no país, albergando a maior diversidade de espécies de anfíbios. Além desta biodiversidade, registam-se na região alguns isolados populacionais que é fundamental preservar. O Plano Sectorial da Rede Natura 2000, RCM 115-A/2008, um instrumento de gestão territorial que define as orientações de gestão dos valores naturais com vista a garantir a sua conservação a médio e a longo prazo, não faz qualquer referência à conservação de anfíbios na área estudada. Os resultados apresentados neste trabalho sugerem, pelo contrário, a necessidade urgente de implementação de medidas de conservação e a realização de uma monitorização regular das populações de anfíbios e dos seus habitats.

Ainda que seja largamente reconhecido que o declínio e extinção de muitas espécies de anfíbios resultam de alterações do uso do solo (Pimm & Raven, 2000; Sala *et al.*, 2000), estudos recentes têm alertado para o impacto de alterações climáticas actuais e futuras na persistência de diferentes grupos de espécies (Walther, 2002; Parmesan & Yohe, 2003; Root *et al.*, 2003; Thomas *et al.*, 2004; Pounds *et al.*, 2006). Por exemplo, têm-se registado declínios de espécies comuns, mesmo em paisagens bastante alteradas (Hazell, 2003; Piha *et al.*, 2007) e declínios a larga escala como resultado de períodos de seca bastante severos durante 2-3 anos (Hazell, 2003). Perante estas situações mais inesperadas, revela-se cada vez mais importante considerar o impacto das alterações no clima também a nível local, de modo a adequar as medidas de gestão e conservação às alterações dos padrões de distribuição de espécies e habitats que começam a observar-se.

No PNSSM, os primeiros resultados do impacto de um período de seca prolongado apontam para uma redução considerável do número de populações de anfíbios e para a alteração dos padrões de distribuição espacial das espécies, traçando um cenário muito preocupante em termos de conservação da biodiversidade local. Com o previsível aumento da severidade e frequência das secas nesta região, as perspectivas para muitos anfíbios poderão ser catastróficas. Este impacto pode ser agravado pelo facto de espécies localizadas em áreas mediterrânicas e montanhosas apresentarem, normalmente, limites de tolerância estreitos aos factores climáticos. Esta constatação é corroborada pelos resultados apresentados nesta tese, quando se verifica que as únicas espécies, cujas populações não regrediram na área, são as que se encontram mais associadas a cursos de água com carácter permanente (Capítulo 4). Apesar das incertezas inerentes aos resultados obtidos e à tendência do clima nesta região, as descobertas realizadas possibilitam efectuar uma potencial previsão da importância dos efeitos climáticos para a diversidade local e das prováveis consequências a nível da distribuição de anfíbios e seus habitats no PNSSM.

### **7.2.1 Factores de ameaça**

Devido a uma grande variabilidade inter-anual e entre décadas no regime de precipitação, a ocorrência de secas intensas na Península Ibérica é relativamente comum (Esteban-Parra *et al.* 1998). No entanto, segundo alguns projectos de investigação, como o SIAM e o SIAM\_II (*Climate Change in Portugal, Scenarios, Impacts and Adaptation Measures*), prevêem-se reduções de precipitação em Portugal Continental que podem atingir valores correspondentes a 20% a 40% da precipitação anual. Esta alteração deve-se, essencialmente, a uma redução da duração da estação chuvosa, com as maiores perdas a ocorrerem nas regiões do Sul (CPAC, 2009). De facto, os dados de precipitação registados na área do PNSSM, entre os dois principais períodos de amostragem, apontam para um decréscimo significativo nos meses de

inverno (ver Figura 2.4 - capítulo 2). Quando existe um elevado défice de água no solo após esta estação, é provável o aparecimento de períodos de seca hidrológicos mais extensos, dado que as chuvas da Primavera podem não ser suficientes para suportar a permanência de muitos cursos de água e charcos temporários. Os efeitos ecológicos da redução da precipitação anual serão, assim, igualmente potenciados pela alteração da disponibilidade sazonal dos corpos de água.

Estas condições verificaram-se principalmente nas áreas de planície da área de estudo, mas a parte sul, mais seca e habitualmente mais predisposta a situações de estresse hídrico, evidenciou uma situação de seca hidrológica ainda mais grave. Se, a estas condições, se acumular a subida dos valores de temperatura que está prevista, a alteração dos habitats começará por afectar inevitavelmente os organismos localizados nestas áreas. Os resultados da análise temporal dos padrões de distribuição apontam, efectivamente, para uma redução significativa de populações de espécies que se distribuem em áreas de planície, mas sugerem também que algumas espécies, que se distribuem principalmente em zonas montanhosas, são igualmente afectadas.

A menor disponibilidade de água conduz, forçosamente, a uma menor diversidade e conectividade entre habitats aquáticos, influenciando a dinâmica e subsistência das populações em determinados locais (Hanski, 1998; Debinski & Holt, 2000; Lehtinen *et al.*, 1999). As espécies fortemente dependentes de corpos de água temporários parecem ser mais vulneráveis, este aspecto parece explicar, por exemplo, a redução de um grande número de registos de *Alytes obstetricans* na área serrana. Dado que, neste sistema montanhoso, a espécie forma um isolado populacional, este resultado pode revelar uma tendência bastante preocupante. Pelo contrário, espécies como *Rana iberica*, associadas a cursos de água com carácter mais permanente e menos alterados pela baixa precipitação, acabaram mesmo por expandir a área de distribuição.

Para além dos factores climáticos, a distribuição das espécies pode ser simultaneamente influenciada por outros factores, por exemplo, relacionados com a perda e a fragmentação dos habitats (Guisan & Thuiller, 2005) que podem actuar isolada ou sinergicamente. A previsão das alterações dos padrões de distribuição deverá, assim, considerar em conjunto todos os factores com potencial influência na biologia e ecologia das espécies.

O abandono de um elevado número de campos e de práticas agrícolas tradicionais representa um factor que poderá interferir com a dinâmica das populações à escala local. A redução do número de habitats aquáticos e da diversidade de microhabitats terrestres existentes, principalmente nestas áreas, constitui também na área do PNSSM uma séria ameaça para os anfíbios. Os impactos do abandono dos campos agrícolas têm sido bastante

negligenciados na conservação da biodiversidade animal (Russo, 2006). Contudo, dada a evidenciada dependência dos anfíbios por este tipo de áreas na região em estudo (capítulo 6) é reforçada a importância da gestão destes espaços, principalmente quando se localizam em áreas regularmente mais predispostas a períodos de seca. A preservação dos corpos de água naturais ou artificiais (e.g. charcos, tanques, reservatórios) parece, assim, representar uma das medidas mais prioritárias de modo a conservar importantes habitats. Por outro lado, a maior heterogeneidade da paisagem, como resultado da preservação e da gestão adequada destas áreas, contribuirá não só para o aumento da biodiversidade local, mas poderá funcionar igualmente como uma área tampão contra os efeitos negativos de eventos climáticos extremos e, assim, contribuir para uma maior persistência das populações (Piha *et al.*, 2007).

Outras ameaças identificadas no PNSSM são: a artificialização de muitos corpos de água (com a destruição da vegetação ribeirinha e a introdução de espécies piscícolas exóticas); a poluição dos corpos de água (como resultado da intensificação da exploração agro-pecuária); a realização de captações de água (particularmente no período estival); a frequência e a extensão de incêndios; a predação pelo lagostim-vermelho-americano (*Procambarus clarkii*) e o atropelamento nas redes rodoviárias.

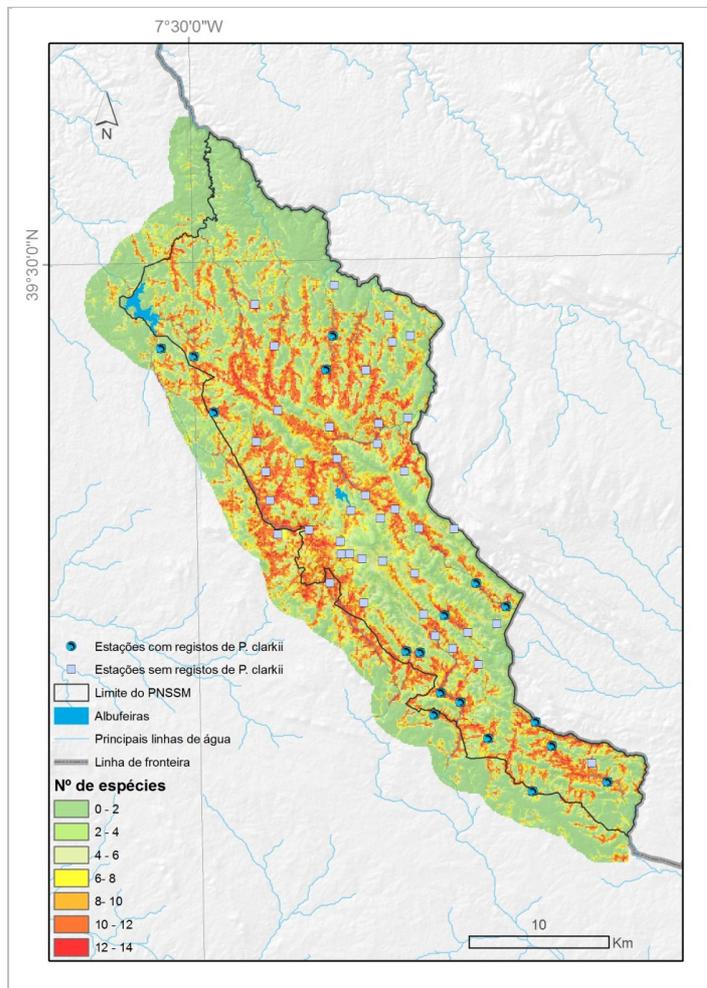
### **7.2.2 Medidas de conservação e perspectivas de investigação futura**

A identificação das estratégias de conservação ajustadas a cenários de alterações ambientais rápidas e complexas revela-se, certamente, uma tarefa complexa. A provável instabilidade na distribuição e na configuração espacial dos habitats, numa paisagem por natureza muito dinâmica, obriga a uma monitorização regular destas alterações e à análise da probabilidade de dispersão de organismos entre habitats adjacentes ou de colonização de novos locais.

A adopção deste tipo de medidas revela-se fundamental, uma vez que os padrões temporais de ocorrência das espécies indicam que, para além de perdas de muitas populações, muito provavelmente, os anfíbios estão a deslocar-se, rapidamente, para novos habitats que apresentam condições ambientais mais apropriadas. Este tipo de adaptação é frequentemente sugerida em modelos que estimam distribuições futuras com base em projecções climáticas (Pearson & Dawson, 2003, 2004; Hampe, 2004); contudo, esta adaptação dificilmente é detectada devido à utilização de dados com resoluções muito grosseiras. A capacidade de deslocação e a possibilidade de permanecerem nestes locais, normalmente denominados "refúgios", possibilitará a subsistência na região de algumas populações, enquanto as condições na região permanecerem desfavoráveis.

Na área do PNSSM, as zonas de vale com cobertura vegetal densa, associadas a cursos de água permanentes, proporcionam condições microclimáticas mais estáveis e podem revelar-se

essenciais para evitar a extinção de espécies mais susceptíveis às alterações ambientais, induzidas pela alteração dos regimes de precipitação (Figura 7.2). Esta hipótese é suportada pelo aumento do número de ocorrências de espécies, que se registou em estações de amostragem localizadas em áreas com características morfológicas e ecológicas acima mencionadas, bem como, pela evidente redução de registos de espécies em locais mais distantes das encostas da serra. Estes resultados apontam, assim, para uma contracção da área de distribuição espacial da maioria das espécies, principalmente nas de planície. Têm sido observados resultados similares em áreas limítrofes a montanhas com lepidópteros (Wilson *et al.*, 2005) e aves (Peterson, 2003), por exemplo. A importância destes possíveis refúgios climáticos tem levado os conservacionistas a alertar para a necessidade de protecção de áreas topograficamente heterogéneas (Noss, 2001; Thuiller *et al.*, 2005).



**Figura 7.2** - Estimativas da densidade de espécies de anfíbios na área do Parque Natural da Serra de S. Mamede e localização das 59 estações de amostragem analisadas no período 2004-2005, com indicação dos locais onde foi observado *Procambarus clarkii*. A estimativa de distribuição de cada espécie foi calculada com a técnica Maxent, recorrendo-se ao método *minimum training presence* como *threshold* para definir a presença da espécie. O mapa final foi obtido através da soma de todos os mapas individuais para cada espécie, utilizando uma resolução de 100m.

A importância dos refúgios é normalmente associada a cenários de alteração das condições climáticas. Contudo, a preservação destes locais pode ser também crucial em áreas com reduzidas dimensões que perdem espécies devido a eventos estocásticos. Nas paisagens mediterrânicas, caracterizadas por apresentarem uma grande variabilidade espacial e temporal em termos de disponibilidade hídrica, é cada vez mais importante considerar a conectividade dos refúgios com a rede de habitats, que habitualmente proporcionam condições adequadas à manutenção dos processos biológicos locais e, por conseguinte, a persistência de populações. Deste modo, a conectividade pode contribuir igualmente para a resiliência das espécies e para a elevada diversidade genética em populações fonte, o que facilitaria eventuais adaptações evolutivas a novas condições ambientais. Apesar de algumas evidências sugerirem que os nichos ecológicos permanecem inalterados ao longo do tempo (Peterson *et al.* 1999), alguns autores têm sugerido que as espécies podem adaptar-se rapidamente às alterações climáticas (Knouft *et al.* 2006).

Para um planeamento e gestão do território mais adaptados a este tipo de cenários, apresentam-se algumas recomendações para a conservação dos anfíbios no PNSSM:

- 1) Inventário completo dos corpos de água para uma avaliação do estado de conservação desses locais e aumentar a protecção dos habitats aquáticos com valor natural elevado, como as principais áreas de reprodução.
- 2) Conservação de locais refúgio para a manutenção da biodiversidade durante períodos de seca mais prolongados como medida essencial perante as projecções de alterações climáticas. Particular atenção deverá ser dada a cursos de água presentes em áreas de vale nas imediações da serra.
- 3) Manutenção e construção de habitats húmidos/charcos temporários, tendo em consideração a relevância da existência de locais com diferentes hidroperíodos.
- 4) Protecção de áreas tampão terrestres com condições ambientais adequadas (e.g. bosques ripícolas e campos agrícolas tradicionais) e da integridade da conectividade ecológica entre os habitats/refúgios mais importantes.
- 5) Protecção das comunidades de anfíbios da invasão de predadores, como o lagostim-vermelho-americano que na área parece constituir já uma grande ameaça na parte sul da área do parque.

A elaboração de estudos a longo prazo, que permitam registar as variações no número e na distribuição de habitats essenciais e a duração do hidroperíodo dos corpos de água, será indispensável para distinguir as flutuações naturais da tendência de degradação, ou perda, dos habitats. A selecção de áreas para a conservação representa, por conseguinte, um

processo dinâmico e altamente dependente dos dados disponíveis para análise (Margules *et al.*, 2002; Whittaker *et al.*, 2005).

É importante obter informação sobre a evolução da distribuição das populações, de modo que se possam adaptar a medidas de gestão adequadas. No âmbito do nosso conhecimento, não existem ainda programas de monitorização na Europa direccionados para distinguir os declínios das populações e as flutuações naturais. O PNSSM poderá representar, assim, um exemplo único para a elaboração de estudos que permitam uma melhor compreensão dos efeitos de condições que parecem estar já a manifestar-se. A elevada diversidade de espécies de anfíbios, com a disponibilidade de dados de distribuição referentes a dois períodos recentes, e a heterogeneidade ambiental, tornam a área de estudo bastante apropriada para este tipo de análise.

Para além da realização de estudos sistemáticos revela-se prioritário aplicar técnicas de modelação de distribuição que englobem as alterações que ocorrem localmente. À escala local, os modelos que combinem variáveis relacionadas com aspectos da hidrologia com modificações nos habitats serão fundamentais para analisar os impactos que parecem estar a decorrer na área. Contudo, o desenvolvimento de análises com nível de detalhe tão grande deverá, idealmente, considerar outros factores, tais como, a existência de interacções interespecíficas, como a predação (e.g. por *Procambarus clarkii*) e competição, e a existência de potenciais barreiras geográficas (e.g. rede rodoviária).

A utilização de modelos para a previsão de alterações já ocorridas representa, actualmente, uma forma de validar o potencial impacto das alterações climáticas nas distribuições (e.g. Araújo *et al.*, 2005; Walther *et al.*, 2007; Gregory *et al.*, 2009). A utilização desta abordagem, com recurso a variáveis que reflectam directa ou indirectamente a variabilidade da disponibilidade de água nos diferentes momentos dos estudos já realizados poderá proporcionar uma melhor compreensão dos padrões de distribuição e das adaptações das espécies de anfíbios.

#### 7.4 Referências

- Araújo, M.B.; Pearson, R.G.; Thuiller, W.; Erhard, M. (2005). Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, **11**: 1504-1513.
- Araújo, M.B.; Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, **33**: 1677-1688.
- Bellis, L.M.; Pidgeon, A.M.; Radeloff, V.C.; St-Louis, V.; Navarro, J.L.; Martella, M.B. (2008). Modeling habitat suitability for greater rheas based on satellite image texture. *Ecological Applications*, **18**: 1956-1966.
- Blaustein, A.R.; Wake, D.B.; Sousa, W.P. (1994). Amphibian Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. *Conservation Biology*, **8**: 60-71.

- Brotons, L.; Thuiller, W.; Araújo, M.B.; Hirzel, A.H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, **27**: 437-448.
- CPAC, Comissão para as Alterações Climáticas (2009). Adaptação às alterações climáticas em Portugal. Proposta de Estratégia nacional *adoptada como Resolução de Conselho de Ministros nº24/2010 em 1 de Abril de 2010*.
- Debinski, D.M.; Holt, R.D. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, **14**: 342-355.
- Esteban-Parra, M.J.; Rodrigo, F.C.; Castro-Díez, Y. (1998). Spatial and temporal patterns of precipitation in Spain for the period 1880–1992. *International Journal of Climatology*, **18**: 1557-1574.
- Ferrier S. (2002). Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here? *Systematic Biology*, **51**: 331-363.
- Ferrier, S.; Watson, G.; Pearce, J.; Drielsma, M. (2002). Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, **11**: 2275-2307.
- Ferrier, S.; Guisan, A. (2006). Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, **43**: 393-404.
- García-Herrera, R.; Paredes, D.; Trigo, R.M.; Trigo, I.F.; Hernández, H.; Barriopedro, D.; Mendes, M.T. (2007). The outstanding 2004-2005 drought in the Iberian Peninsula: the associated atmospheric circulation. *Journal of Hydrometeorology*, **8**: 483-498.
- Gibbs, J.P. (1998). Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*, **13**: 263-268.
- Gregory, R.D.; Willis, S.G.; Jiguet, F.; Vorišek, P.; Klvanová, A.; van Strien, A.; Huntley, B.; Collingham, Y.C.; Couvet, D.; Green R.E. (2009). An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. *PLoS ONE*, **4**: e4678.
- Guisan, A.; Theurillat, J.-P.; Kienast, F. (1998). Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *Journal of Vegetation Science*, **9**: 65-74.
- Guisan, A.; Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**: 147-186.
- Guisan, A.; Hofer, U. (2003). Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, **30**: 1233-1243.
- Guisan, A.; Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**: 993-1009.
- Guisan, A.; Graham, C.H.; Elith, J.; Huettmann, F. (2007). Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*, **13**: 332-340.
- Halley, J.M.; Oldham, R.S.; Arntzen, J.W. (1996) Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. *Journal of Applied Ecology*, **33**: 455-470.
- Hampe, A. (2004). Bioclimate envelope models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography*, **13**: 469-471.
- Hanski, I. (1998). *Metapopulation dynamics*. *Nature*, **396**: 41-49.
- Hazell, D. (2003) Frog ecology in modified Australian landscapes: a review. *Wildlife Research*, **30**: 193-205.

- Heglund, P. (2002). Foundations of species-environment relations. *In*: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 35-42). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Hernandez, P.A.; Franke, I.; Herzog, S.K.; Pacheco, V.; Paniagua, L.; Quintana, H.L.; Soto, A.; Swenson, J.J.; Tovar, C.; Valqui, T.H.; Vargas, J.; Young, B.E. (2008). Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. *Biodiversity and Conservation*, **17**(6): 1353-1366.
- Hortal, J.; Lobo, J.M.; Jiménez-Valverde, A. (2007). Limitations of Biodiversity Databases: Case Study on Seed-Plant Diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conservation Biology*, **21**: 853-863.
- Jelaska, S.D.; Antonic, O.; Nikolic, T.; Hršak, V.; Plazibat, M.; Križan, J. (2003). Estimating plant species occurrence in MTB/64 quadrants as a function of DEM-based variables a case study for Medvednica Nature Park, Croatia. *Ecological Modelling*, **170**: 333-343.
- Knouft, J.H.; Losos, J.B.; Glor, R.E.; Kolbe, J.J. (2006). Phylogenetic analysis of the evolution of the niche in lizards of the *Anolis sagrei* group. *Ecology*, **87**: S29-S38.
- Lahoz-Monfort, J.J.; Guillera-Arroita, G.; Milner-Gulland, E.J.; Young, R.P.; Nicholson, E. (2010). Satellite imagery as a single source of predictor variables for habitat suitability modelling: how Landsat can inform the conservation of a critically endangered lemur. *Journal of Applied Ecology*, **47**: 1094-1102.
- Lehtinen, R.; Galatowitsch, S.; Tester, J. (1999). Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands*, **19**: 1-12.
- Lobo, J.M.; Baselga, A.; Hortal, J.; Jiménez-Valverde, A.; Gómez, J.F. (2007). How does the knowledge about the spatial distribution of Iberian dung beetle species accumulate over time? *Diversity and Distributions*, **13**: 772-780.
- Mackey, B.G.; Lindenmayer, D.B. (2001). Towards a hierarchical framework for modelling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography*, **28**: 1147-1166.
- Margules, C.R.; Pressey, R.L.; Williams, P.H. (2002). Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Bioscience*, **27**: 309-326.
- Marsh, D.M.; Trenham, P.C. (2001). Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, **15**: 40-49.
- McPherson, J.M.; Jetz, W.; Rogers, D.J. (2006). Using coarse-grained occurrence data to predict species distributions at finer spatial resolutions--possibilities and limitations. *Ecological Modelling*, **192**: 499-522.
- Noss, R.F. (2001). Beyond Kyoto: forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology*, **15**: 578-590.
- Parmesan, C.; Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, **421**: 37-42.
- Pearson, R.G.; Dawson, T.P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, **12**: 361-371.
- Pearson, R.G.; Dawson, T.P. (2004). Bioclimate envelope models: what they detect and what they hide - response to Hampe (2004). *Global Ecology and Biogeography*, **13**: 471-473.
- Pearson, R.G.; Raxworthy, C.J.; Nakamura, M.; Townsend Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, **34**: 102-117.

- Pechmann, J.H.K.; Scott, D.E.; Semlitsch, R.D.; Caldwell, J.P.; Vitt, L.J.; Gibbons, J.W. (1991). Declining Amphibian Populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, **253**: 825-940.
- Peterson, A.T.; Soberón, J.; Sánchez-Cordero, V. (1999). Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, **285**: 1265-1267.
- Peterson, A.T. (2003). Projected climate change effects on Rocky Mountain and Great Plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology*, **9**: 647-655.
- Piha, H.; Luoto, M.; Piha, M.; Merilä, J. (2007). Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme. *Global Change Biology*, **13**: 300-311.
- Pimm, S.L.; Raven, P. (2000). Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature*, **403**: 843-845.
- Pounds, J.A.; Bustamante, R.M.; Coloma, A.L.; Consuegra, J.A.; Fogden, M.P.L.; Foster, P.N.; La Marca, E.; Masters, K.L.; Merino-Viteri, A.; Pushendorf, R.; Ron, S.R.; Sánchez-Azofeifa, G.A.; Still, C.J.; Young, B.E. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, **439**: 161-167.
- Root, T.L.; Price, J.T.; Hall, K.R.; Schneider, S.H.; Rosenzweig, C.; Pounds, J.A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, **421**: 57-60.
- Russo, D. (2006). Effects of land abandonment on animal species in Europe: Conservation and management implications. Report: 1-52. Portici, Italy, Laboratorio di Ecologia Applicata, Dipartimento Ar.Bo.Pa.Ve., Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Napoli Federico II.
- Sala, O.E.; Chapin III, F.S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; Leemans, R.; Lodge, D.M.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, N.L.; Sykes, M.T.; Walker, B.H.; Walker, M.; Wall, D.H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, **287**: 1770-1774.
- Semlitsch, R.D. (2000). Principles for Management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, **64**: 615-631.
- Smith, M.A.; Green, D.M. (2005). Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, **28**: 110-128.
- St-Louis, V.; Pidgeon, A.M.; Clayton, M.K.; Locke, B.A.; Bash, D.; Radeloff, V.C. (2009) Satellite image texture and a vegetation index predict avian biodiversity in the Chihuahuan Desert of New Mexico. *Ecography*, **32**: 468-480.
- Stockwell, D.R.B.; Peterson, A.T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*, **148**: 1-13.
- Thomas, R.; Rignot, E.; Casassa, G.; Kanagaratman, P.; Acuña, C.; Atkins, T.; Brecher, H.; Frederick, E.; Gogineni, P.; Krabill, W.; Manizade, S.; Ramamoorthy, H.; Rivera, A.; Russell, R.; Sonntag, J.; Swift, R.; Yungel, J. and Zwally, J. (2004). Accelerated sea-level rise from West Antarctica. *Science*, **306**: 255-258.
- Thuiller, W.; Lavorel, S.; Araújo, M.B.; Sykes, M.T.; Prentice, I.C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **102**: 8245-8250.
- Trenham, P.C.; Koenig, W.D.; Mossman, M.J.; Stark, S.L.; Jagger, L.A. (2003). Regional dynamics of wetland-breeding frogs and toads: turnover and synchrony. *Ecological Applications*, **13**: 1522-1532.

- Trivedi, M.R.; Berry, P.M.; Morecroft, M.D.; Dawson, T.P. (2008). Spatial scale affects bioclimate model projections of climate change impacts on mountain plants. *Global Change Biology*, **14**: 1089-1103.
- Van Horne, B. (2002). Approaches to habitat modeling: the tensions between pattern and process and between specificity and generality. In: Scott, J.M.; Heglund, P.J.; Morrison, M.L.; Haufler, J.B.; Raphael, M.G.; Wall, W.A.; Samson, F.B. (Eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. (pp. 63-72). Island Press, Washington, D.C., USA.
- Walther, G.-R.; Post, E.; Convey, P.; Menzel, A.; Parmesan, C.; Beebee, T.J.C.; Fromentin, J.-M.; Hoegh-Guldberg, O.; Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**: 389-395.
- Walther, G.-R.; Gritti, E.S.; Berger, S.; Hickler, T.; Tang, Z.Y.; Sykes, M.T. (2007). Palms tracking climate change. *Global Ecology and Biogeography*, **16**: 801-809.
- Welk, E.; Bruehlheide, H. (2006). There may be bias in R/P ratios (realized vs. potential range) calculated for European tree species – an illustrated comment on Svenning & Skov (2004). *Journal of Biogeography*, **33**: 2013-2018.
- Whittaker, R.J.; Araujo, M.B.; Paul, J.; Ladle, R.J.; Watson, J.E.M.; Willis, K.J. (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, **11**: 3-23.
- Wilson, R.J.; Gutiérrez, D.; Gutiérrez, J.; Martínez, D.; Agudo, R.; Monserrat, V.J. (2005). Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, **8**: 1138-1146.