



**Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia**

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**MUDANÇA NOS PADRÕES DE ENDEMISMO DOS  
VERTEBRADOS TERRESTRES NA EUROPA SOB  
EFEITO DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS**

Gonçalo Manuel Monteiro Madeira

Orientador(es) | Diogo André Alagador

Évora 2025

---

---

---

---

---



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**MUDANÇA NOS PADRÕES DE ENDEMISMO DOS  
VERTEBRADOS TERRESTRES NA EUROPA SOB  
EFEITO DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS**

Gonçalo Manuel Monteiro Madeira

Orientador(es) | Diogo André Alagador

Évora 2025

---

---

---

---



A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

Presidente | Paulo Sá-Sousa (Universidade de Évora)

Vogais | Diogo André Alagador (Universidade de Évora) (Orientador)  
Pedro Alexandre Salgueiro (Universidade de Évora) (Arguente)

## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar gostaria de agradecer a toda a minha família, especialmente a minha mãe e aos meus avós por toda a ajuda, apoio e por confiarem sempre em mim em todos os momentos. Agradeço ainda ao João e ao meu primo Rui nunca me deixaram desistir.

Em seguida agradeço muito ao meu orientador Diogo, por toda a ajuda na elaboração deste trabalho, por ter aprofundado o meu conhecimento nesta área que ainda estava a descobrir e pelos seus incríveis inputs que me fizeram ultrapassar as maiores dificuldades com que me deparei desde o início deste trabalho.

Em seguida agradecer aos meus amigos Bruno, Lucas, Paulo, Rodrigo e Tiago que me acompanham há vários anos desde o ensino secundário que serviram de apoio todos os dias, sabendo sempre onde me dirigir nem que fosse para ficar com um sorriso na cara. Também agradecer ao Filipe por todos os momentos.

Em seguida, a todas as pessoas que conheci no meu curso “irmão” de Relações Internacionais. A começar pelos meus dois afilhados David e Pedro e ao Danny, obrigado por sempre me terem ajudado e apoiado em todas as decisões que tomei, e por todas as palavras. Seguidamente Marco, Samuel e Toscano, pessoas incríveis que conheci no meu percurso académico e que sei que vou levar para a vida. Agradeço também à Dondi, Mari e Joana pelos últimos meses e pela paciência que têm comigo. Não esquecendo também a Ana, Lilo, Fire e Mónica por todos os momentos que partilhamos.

Também agradecer a todos os amigos que fiz no curso que me acompanharam ao longo dos anos, em especial para o Mano, mas também ao Márcio, Catarina, Inês, Maria e Joana por me terem acompanhado em todos estes anos e ajudarem a completar este percurso até este ponto.

# Mudança nos padrões de endemismo dos vertebrados terrestres na Europa sob efeito das alterações climáticas

## Resumo

Nas últimas décadas assiste-se a uma mudança das condições climáticas à escala global, a qual determina uma alteração nos regimes de distribuição das espécies e consequentemente na sua viabilidade e persistência. Este estudo pretende avaliar os efeitos das alterações climáticas nas espécies de vertebrados endémicas de países europeus, cuja área de distribuição limitada as torna ainda mais vulneráveis ao efeito previsto das condições ambientais. A análise foi implementada com recurso a *ensembles* de modelos de distribuição de espécies — em particular modelos de Máxima Entropia (MaxEnt) — usando programação em R e manipulação procedimental e análise estatística da informação através de Sistemas de Informação Geográfica. Os resultados obtidos indicam uma tendência geral de diminuição da extensão do clima adequado para as espécies analisadas até 2050 sob dois cenários de trajetória climática, sendo esta tendência ainda mais notória em regiões insulares. Importa, pois, identificar as áreas que mostram elevada viabilidade climática no futuro e nelas concentrar esforços de conservação. Nas regiões climaticamente favoráveis e robustas onde o habitat característico das espécies esteja degradado haverá necessidade de desenvolver planos de restauro ecológico. Poder-se-á ainda questionar sobre a viabilidade de possíveis ações de colonização assistida e acordos transfronteiriços de conservação de longo-prazo. Este estudo mostra-se relevante no atual quadro europeu, onde países-membros da União Europeia se comprometeram a implementar até 2030 esforços para a proteção da biodiversidade e restauro ecológico.

**Palavras-chave:** alterações climáticas; áreas protegidas; endemismo; modelos de distribuição de espécies; planeamento para a conservação.

# Changes in European terrestrial vertebrate endemisms under the effects of climate change

## Abstract

In recent decades, there has been a shift in global climatic conditions, leading to changes in species distribution patterns and consequently affecting species viability and persistence. This study aims to evaluate the effects of climate change on the range area of endemic vertebrate species in European countries, species whose limited distributions make them even more vulnerable to changing conditions. The analysis was conducted using ensembles of species distribution models — particularly Maximum Entropy models (MaxEnt) — along with programming in R. Data manipulations and statistical analysis was provided through Geographic Information Systems. The results indicate a general decreasing trend of the range of suitable climate for the analyzed species up to 2050 under two climate trajectory scenarios, with the trend being even more pronounced in insular regions. It is therefore essential to identify areas with high future climatic viability and focus conservation efforts on them. In some cases, if the species' characteristic habitat in those areas is degraded, ecological restoration plans must be developed. In other cases, assisted colonization may be also questioned and put into debate, as well the relevancy of transboundary long-term agreements. This study is particularly relevant within the current European context, where member states of the European Union have committed to developing actionable plans for biodiversity protection and ecological restoration by 2030.

**Keywords:** climate change; conservation planning; endemism; protected areas; species distributions modeling.

# Índice

<b>Agradecimentos</b> .....	i
<b>Resumo</b> .....	ii
<b>Abstract</b> .....	iii
<b>Índice de Figuras</b> .....	v
<b>Índice de Tabelas</b> .....	vii
<b>Lista de Abreviaturas, Siglas e Acrónimos</b> .....	viii
<b>1. Introdução</b> .....	1
<b>2. Material e Métodos</b> .....	10
<b>2.1. Área Geográfica</b> .....	10
<b>2.2. Obtenção de Dados</b> .....	11
<b>2.3. Modelação da distribuição de espécies</b> .....	16
<b>2.4. Análise de Dados</b> .....	23
<b>3. Resultados</b> .....	25
<b>3.1. Padrões de adequabilidade climática</b> .....	29
<b>3.2. Desequilíbrio climático</b> .....	33
<b>3.3. Refúgios climáticos</b> .....	34
<b>3.4. Dispersão adaptativa</b> .....	37
<b>3.5. Análise de contrastes</b> .....	39
<b>3.6. Expansão dos endemismos</b> .....	44
<b>4. Discussão</b> .....	47
<b>4.1 Impactes das alterações climáticas</b> .....	47
<b>4.2. Desafios e estratégias em contextos dinâmicos</b> .....	55
<b>4.3. Incertezas associadas ao estudo</b> .....	57
<b>5. Conclusão</b> .....	58
<b>6. Referencias Bibliográficas</b> .....	60
<b>7. Anexo</b> .....	77

## Índice de Figuras

Figura 1. Variação da temperatura média anual global nas últimas décadas face à média verificada em 1850-1890 (Fonte: Climate.gov).....	2
Figura 2. A rede europeia de áreas protegidas: Rede Natura 2000 (EEA, 2018).....	7
Figura 3. Número de endemismos nacionais na Europa por grupo taxonómico analisado (i.e. classe).....	12
Figura 4. Número de endemismos nacionais por país.....	13
Figura 5. Variação da concentração de CO2 para diferentes cenários de desenvolvimento global (Fonte : DKRZ).....	16
Figura 6. Exemplo de utilização do BIOMOD_FormatingData.....	18
Figura 7. Exemplo da utilização do BIOMOD_Modeling.....	19
Figura 8. Exemplo da utilização do BIOMOD_EnsembleModeling.....	20
Figura 9. Exemplo da utilização do BIOMOD_Projection.....	21
Figura 10. Exemplo da utilização do BIOMOD_EnsembleForecasting.....	21
Figura 11. Exemplos de visualização da projeção dos mapas para a espécie <i>Rana parvipalmata</i> a) Mapa das adequabilidades médias no período de referência ponderadas por ROC; b) Mapa da variabilidade (coeficiente de variação) entre modelos em ROC no período de referência; c) Mapa binário das adequabilidades no período de referência por TSS; d) Mapa da variabilidade (coeficiente de variação) entre modelos em TSS no período de referência..	22
Figura 12. Sobreposição de dados de distribuição das espécies analisadas (i.e., riqueza específica) em diferentes contextos analíticos, a) ocorrência das espécies; b) clima adequado no período de referência; c) clima adequado em 2050, SSP3-70; d) clima adequado em 2050, SSP5-85.....	31
Figura 13. Representação de áreas de ocupação real e de adequabilidade climática favorável no período de referência, para espécies que apresentam níveis de equilíbrio climático distribucional divergentes, a) <i>Speleomantes flavus</i> ; b) <i>Lissotriton maltzani</i> .	34
Figura 14. Riqueza específica (de entre as espécies analisadas) nas áreas identificadas como refúgios climáticos a) SSP3-70 e b) SSP5-85.....	37

Figura 15. Riqueza específica (de entre as espécies analisadas) nas áreas de dispersão adaptativa sob os cenários a) SSP3-70 e b) SSP5-85.....	39
Figura 16. Biplot do teste PCA no grupo taxonómico dos reptéis.....	40
Figura 17. Radarplots para duas espécies de reptéis a) <i>Iberolacerta martinezricai</i> e b) <i>Podarcis lilfordi</i> .....	41
Figura 18. Biplot do teste PCA no grupo taxonómico dos anfíbios.....	41
Figura 19. Radarplots para duas espécies de anfíbios a) <i>Euproctus montanus</i> e b) <i>Speleomantes italicus</i> .....	42
Figura 20. Biplot do teste PCA no grupo taxonómico das aves.....	42
Figura 21. Radarplots para duas espécies de aves a) <i>Columba junoniae</i> e b) <i>Saxicola dacotiae</i> .....	43
Figura 22. Biplot do teste PCA no grupo taxonómico dos mamíferos.....	43
Figura 23. Radarplots para duas espécies de mamíferos a) <i>Crocidura zimmermanni</i> e b) <i>Spalax antiquus</i> .....	44
Figura 24. Número de países europeus onde se estima a ocorrência de áreas climaticamente adequadas em 2050 sob o cenário climático SSP3-70 para todos os endemismos nacionais analisados.....	45
Figura 25. Número de países europeus onde se estima a ocorrência de áreas climaticamente adequadas e a distâncias cobertas pela dispersão em 2050 sob o cenário climático SSP3-70 para todos os endemismos nacionais analisados.....	46

## Índice de Tabelas

Tabela 1. Variáveis bioclimáticas disponibilizadas no WordClim2. ....	14
Tabela 2. Variações previstas de temperaturas para os períodos 2041-2060 e 2080-2100, com base em diferentes cenários de desenvolvimento socioeconómico global.....	15
Tabela 3. Métricas obtidas para cada espécie em estudo.....	25
Tabela 4. Métricas analisadas com base na binarização dos dados por TSS.....	77

## **Lista de Abreviaturas, Siglas e Acrónimos**

IUCN - International Union for the Conservation of Nature (União Internacional para a Conservação da Natureza)

PCA - Principal Component Analysis (Análise de Componentes Principais)

RCP - Representative Concentration Pathway (Trajetória Representativa de Concentração [de gases de efeito de estufa])

ROC - Receiver Operating Characteristic

SIG – Sistemas de Informação Geográfica

SSP - Shared Socioeconomic Pathways (Trajetórias socioeconómicas compartilhadas)

TSS - True Skill Statistic

UE - União Europeia

## 1.Introdução

Nas últimas décadas é crescente a preocupação com o estado e funcionamento do planeta e com as dinâmicas que nele se fazem sentir (Parmesan & Yohe, 2003; Adger et al., 2005; Feliciano et al., 2022). Estas mudanças levantam grandes questões e desafios que não se limitam a preocupações ambientais, mas, antes, insinuam-se igualmente como preocupações transcendentais, de cariz social, político e económico (Adger et al., 2005). Nas últimas cinco décadas, as alterações nos regimes climáticos preponderantes operaram-se com elevada intensidade (Turner et al., 2005; Samset et al., 2023) (Figura 1), com a maior variação a verificar-se desde os anos 1990s até ao presente (Roy & Majumder, 2016; Samset et al., 2023): a reformatação do clima global é caracterizada maioritariamente por acréscimos não naturais (i.e., antropocêntricos) da temperatura no planeta, pela variação irregular de padrões climáticos (com uma mudança nos regimes sazonais) e com recuo e diminuição da espessura das camadas de gelo e conseqüente aumento do nível médio do mar (Hansen et al., 2010; Murshed & Dao, 2020). Os preocupantes ritmos de alteração climática e a crescente sensibilização política e social aos seus efeitos catastróficos no sistema planetário foram a matéria-base na constituição de convenções internacionais para debate de uma política climática global – destacando-se mais recentemente, em 2015, o Acordo de Paris – e onde se definem limiares climáticos que não devem ser ultrapassados para se evitarem realidades climáticas verdadeiramente impactantes para o planeta e para a sociedade, nos seus processos e modos de funcionamento atuais (Seo, 2017; Ripple et al., 2022).

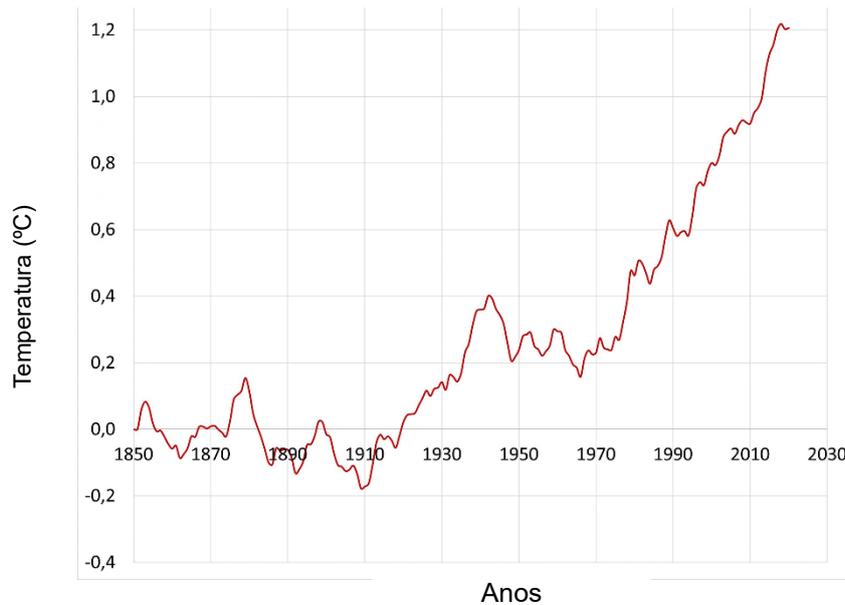


Figura 1 - Variação da temperatura média anual global nas últimas décadas face à média verificada em 1850-1890 (Fonte: Climate.gov)

Nas últimas décadas assiste-se ao desaparecimento local, diminuição de efetivos populacionais e à extinção global de muitas espécies. Diferentes causas estão associadas a esta tendência, sendo que os principais fatores de ameaça são a perda de habitat, a sobre-exploração dos recursos naturais, a poluição do ar, solos e água e a prevalência de espécies exóticas. Mais recentemente, as alterações climáticas insurgem-se como uma meta-ameaça, que para além dos seus efeitos diretos, potencia e interage com as restantes ameaças. (Mantyka-Pringle et al., 2012). Se nada for alterado, e com o ritmo atual, as previsões apontam para que cada vez mais espécies se encontrem em risco de extinção (Thomas et al., 2004; Loarie et al., 2009; Urban, 2015; Warren et al., 2018; Román-Palacios & Wiens, 2020). No último século, a temperatura média no continente Europeu aumentou em quase 1°C (Kovats et al., 1999) (Figura 1), tendo mesmo um acréscimo de 1.5°C em certas regiões montanhosas (Maroschek et al., 2009). As previsões para esta região do globo apontam para um aumento que poderá variar entre os 2°C e valores superiores a 4.5°C até ao ano de 2100 (Kovats et al., 1999; Jacob et al., 2014), sendo que nas regiões de maior altitude, como os alpes, o aumento poderá ser ainda mais pronunciado (Nogués-Bravo et al., 2007; Jacob et al., 2014). Estas previsões demonstram que os ecossistemas europeus deverão ser bastante afetados pelas

alterações climáticas (Beniston, 2003; Palomo, 2017), o que acaba por se revelar ecologicamente preocupante pois estas regiões apresentam um elevado número de endemismos (i.e., espécies com uma distribuição confinada, limitada a um bioma ou país) (Viterbi et al., 2020).

A União Europeia (UE) tem demonstrado uma elevada preocupação com as alterações climáticas. Na última década um conjunto de iniciativas legislativas e quadros de apoio ao desenvolvimento têm como base – pelo menos teórica – a mitigação e adaptação das sociedades e paisagens às alterações climáticas. À escala da sociedade civil, várias campanhas de sensibilização e consciencialização ambiental foram promovidas com o intuito de se demonstrar os impactes associados às alterações climáticas previstas, mesmo a curto prazo. A um outro nível, a UE desenvolveu uma plataforma legal e económica para um desenvolvimento sustentável e responsável na Europa – o Pacto Verde Europeu – com o objetivo de responder aos problemas climáticos e permitir que até 2050 todos os países atinjam a neutralidade carbónica (i.e., um dos fatores-base para diminuir o ritmo da mudança) (Burgos, 2021). A UE implementou igualmente a Lei do Clima e desenvolveu um conjunto de estratégias para a preservação da biodiversidade e ecossistemas (em espaços naturais, produtivos e urbanos) alinhadas com as Convenções Globais para a Biodiversidade. Igualmente alinhada com o desígnio das Nações Unidas que definiu a década de 2020-2030 como a Década do Restauro Ecológico, a UE delineou a sua própria lei para o restauro ecológico que, entre outras metas, visa a que pelo menos 20% dos habitats degradados na Europa sejam tornados ecologicamente funcionais.

A noção de espécie endémica não é consensual no meio científico, havendo várias versões sobre o conceito, o qual é largamente dependente das escalas de análise – normalmente espaciais (Isik, 2011; Casagrande & Grosso, 2013; Fattorini, 2017). Uma espécie endémica é aquela que ocorre exclusivamente em uma área geográfica específica e não é encontrada de forma natural em nenhum outro local, podendo essa área variar em escala, desde uma pequena ilha, um ecossistema particular, uma região biogeográfica, um país ou continente (Isik, 2011; Fattorini, 2017). Neste estudo, assumimos endémicas as espécies cuja distribuição é exclusiva de um país (i.e. endemismos nacionais). Considerando que, mesmo no contexto da UE, uma parcela substancial das políticas de conservação é implementada predominantemente à escala nacional, realizou-se uma análise detalhada dos

padrões de endemismo nacionais. O objetivo centrou-se em avaliar em que medida as políticas de conservação com enfoque nacional atualmente em vigor (i.e., áreas protegidas) carecem de atualização e redefinição para responder adequadamente às exigências funcionais de ações coordenadas a escalas mais amplas e integradas.

Ao serem exclusivas de áreas relativamente confinadas, as espécies endêmicas tendem a exibir reportórios ecológicos e funcionais próprios, típicas de isolamento geográfico e reprodutivo, que se podem constituir em adaptações especializadas aos ambientes das regiões onde ocorrem (Funk et al., 2006; Isik, 2011; Manes et al., 2021). Ao serem espécies que apresentam características tão únicas, de alguma forma associadas a uma dimensão de raridade (i.e., a geográfica) (Rabinowitz, 1982) as espécies endêmicas merecem um cuidado maior a nível de conservação, necessitando de estratégias de monitorização específicas, de cuidados de proteção e de ações que permitam, desde logo a sua persistência, bem como a sua expansão geográfica e populacional (Ceballos et al., 1998; Isik, 2011; Moore et al., 2021).

Devido às suas condições climáticas, geográficas e ecológicas únicas, o sector meridional da Europa destaca-se pela elevada concentração de espécies endêmicas. O clima mediterrânico, caracterizado por flutuações térmicas moderadas e precipitação sazonal baixa, oferece um ambiente estável que favorece a persistência de espécies especializadas e processos de especiação ao longo do tempo (Willis & Whittaker, 2000; Assunção-Albuquerque et al., 2012). Além disso, a complexidade geográfica da região, com montanhas, vales isolados e zonas insulares, cria barreiras naturais que limitam a dispersão (Thompson et al., 2005; Thompson, 2020), promovendo o isolamento populacional e a diferenciação genética (Rica & Recoder, 1990; Schmitt, 2009; Collin & Fumagalli, 2015). Essa combinação de fatores transforma a região mediterrânica num hotspot de biodiversidade, albergando não apenas uma grande riqueza de espécies, mas também uma proporção significativa de endemismos (Maiorano et al., 2013; Thompson, 2020).

As regiões insulares, como as Ilhas Gregas, a Macaronésia e as Baleares, destacam-se pela elevada presença de espécies únicas na sua fauna, resultado direto do isolamento geográfico dessas áreas (Palombo, 2018; Florencio et al., 2021). Sem conexão terrestre com outras regiões, estas ilhas proporcionaram condições que

favoreceram o isolamento das populações, levando ao desenvolvimento de características biológicas únicas (Cook, 1996; Cameron & Cook, 2001; McNab, 2002). Este isolamento geográfico é particularmente relevante no caso dos tetrápodes (i.e., vertebrados terrestres sem capacidade de voo) com um elevado número de espécies endémicas encontrados nessas áreas, cujas limitações na capacidade de dispersão os impedem de atravessar barreiras naturais, como o mar, para outros territórios (Moutou, 1983; Barreto et al., 2021).

Os padrões geográficos existentes derivam em grande medida de processos históricos, entre os quais se destacam as últimas glaciações, com um máximo de cobertura glacial ocorrido há aproximadamente 27.000 anos (Hewitt, 2000; Abellán & Svenning, 2014). Na Europa, as regiões meridionais, sempre desprovidas de uma criosfera contínua e perene, terão servido de refúgio a um grande número de espécies, intensificando-se as pressões bióticas interespecíficas (Hewitt, 1999; Schmitt, 2007) e por consequência as taxas de especiação. Aquando do período interglacial, com o recuo das linhas de gelo para Norte, algumas espécies conseguiram reocupar as suas áreas de origem histórica (Hewitt, 1999; Sommer & Zachos, 2009). No entanto, as novas espécies insurgentes bem como as espécies menos adaptadas e com características menos afins à competição por reocupação de espaço mantiveram-se confinadas aos seus refúgios meridionais (Razgour et al., 2015).

Devido à sua distribuição territorial limitada, as espécies endémicas enfrentam uma vulnerabilidade acrescida a múltiplas ameaças, sendo particularmente sensíveis aos impactes de origem direta antropogénica, cuja pegada na paisagem tem vindo a aumentar significativamente (Isik, 2011; Labreton, 2011). Essas espécies também demonstram sensibilidade a ameaças de carácter difuso e conspícuo, tais como as mudanças climáticas e a expansão de espécies invasoras (Morueta-Holme, 2010; Isik, 2011; Runyon et al., 2012; Ducatez & Shine, 2017). À parte da reduzida expansão territorial (Isik, 2011), as espécies endémicas apresentam, em grande parte dos casos, adaptações muito específicas a habitats e ambientes (Wijesinghe & Brooke, 2005; Isik, 2011), bem como efetivos populacionais reduzidos. Entre os fatores que afetam o vigor de espécies endémicas, destacam-se vulnerabilidades adicionais, como a baixa capacidade reprodutiva, frequentemente associada à intensa competição intraespecífica decorrente da sua distribuição geograficamente restrita (Shao et al., 2008). Este fenómeno contribui para uma redução progressiva dos efetivos

populacionais, acentuando o risco de declínio e extinção das espécies (Lande & Barrowclough, 1987; Willi et al., 2006; Frankham et al., 2010).

A sobrevivência das espécies é em grande parte determinada pelas condições climáticas ocorrentes a diferentes escalas temporais (Jansson, 2003). Alterações substanciais e rápidas dos padrões climáticos levarão inexoravelmente a pressões sobre os padrões geográficos das espécies (Lenoir & Svenning, 2015). Algumas terão capacidade de se readaptarem *in situ* através de processos de adaptabilidade fisiológica, fenológica ou comportamental (Hof et al., 2012). Com a ineficácia destas respostas – quer por extrema alteração climática local, quer por elevada sensibilidade das espécies – uma outra via da adaptação às alterações climáticas assenta sobre movimentos geográficos seguindo os gradientes dinâmicos de adequabilidade climática (Pease et al., 1989) e ambiental, *sensu lato*. Estes reajustes geográficos expõem as espécies a novos paradigmas de pressão (Lenoir & Svenning, 2015; Pecl et al., 2017) que afetam a sua viabilidade futura, já que as espécies tenderão a ocupar novas áreas com um padrão de ameaças diferenciado do padrão de ameaças original (Alagador et al., 2014; Alagador et al., 2016). Destas destacam-se as espécies endémicas cujas características específicas anteriormente referidas - de limitação dispersiva e de elevada especificidade a condições ecológicas – aliadas ao aumento dos fatores de ameaça (i.e., incêndios, escassez de água, aumento da frequência e magnitude de fenómenos extremos, e a fragmentação de habitats, entre outros) as tornarão particularmente sujeitas a pressões negativas sobre a sua viabilidade cuja magnitude poderá ser três a dez vezes maior em comparação com algumas das restantes espécies (Santos & Tellería; 2006; Morueta-Holme et al., 2010; Holyoak & Heath, 2016; Keinath et al., 2017; Manes et al., 2021). A ameaça climática conciliada com outros fatores como por exemplo a expansão de espécies invasivas – que por norma têm melhor adaptabilidade e podem até beneficiar com as alterações climáticas – desencadeará uma cascata de processos que exporá as espécies endémicas a preocupantes níveis de ameaça, a acrescer aos fatores de pressão que as atinge, limitantes das suas áreas de distribuição (Brook, 2008; Mainka & Howard, 2010; Walsh et al., 2012).

Com o objetivo de mitigar os desafios enfrentados pelas espécies, diversos países europeus estabeleceram, de forma individual, um número significativo de áreas protegidas, abrangendo regiões ocupadas por espécies particularmente ameaçadas,

incluindo as endêmicas (Spiliopoulou et al., 2023). Atualmente, mais de 100.000 dessas zonas de proteção estão distribuídas por todo o continente, refletindo um compromisso substancial dos países com a conservação da biodiversidade (Araújo et al., 2007). Para além dessas áreas, a UE implementou a Rede Natura 2000, uma rede pan-europeia de áreas protegidas com o objetivo específico de conservar habitats naturais e espécies em risco de extinção (Araújo et al., 2007; Maiorano et al., 2015) (Figura 2). Esta rede, que abrange todos os países que compõem a UE, é constituída pelas Zonas de Proteção Especial que decorrem da implementação *in situ* da Diretiva Aves (European Union, 2009) com objetivo de promoção da proteção dos habitats vitais para um elevado número de aves selvagens autóctones e migratórias, e pelas Zonas Especiais de Conservação que decorrem da transposição da Diretiva Habitats (European Union, 1992), que promove a proteção de espécies de fauna e flora selvagens e seus respectivos habitats (Evans, 2012; Maiorano et al., 2015). Contrariamente às áreas protegidas instituídas à escala nacional, a Rede Natura 2000 apresenta uma coerência à escala europeia, assente na representatividade das espécies prioritárias, nas particularidades locais, e em níveis de redundância e de conectividade funcional (Maiorano et al., 2015).

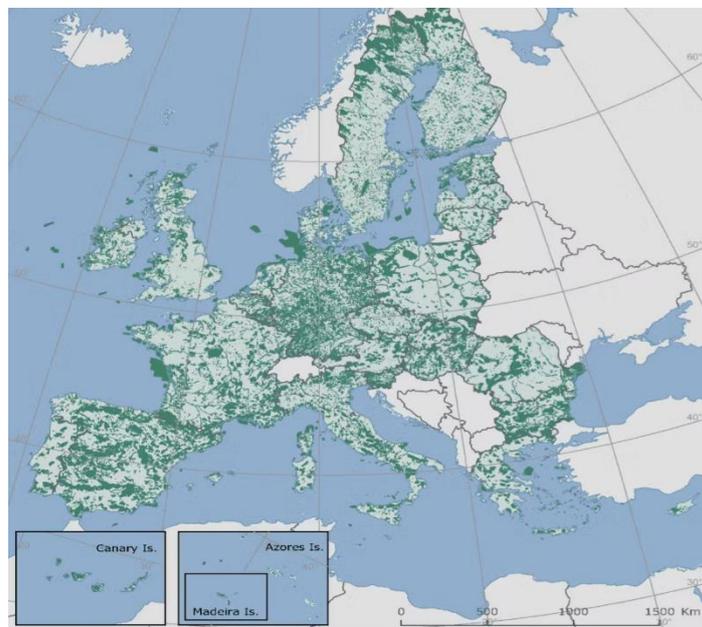


Figura 2 – A rede europeia de áreas protegidas: Rede Natura 2000

Atualmente as áreas protegidas e a Rede Natura 2000 cobrem no total aproximadamente 30% da área terrestre na Europa, com aproximadamente 18% correspondente a zonas abrangidas pela Rede Natura 2000 e 26% respeitando outras tipologias de proteção definidas à escala nacional de cada estado-membro (Spiliopoulou et al., 2023). Curiosamente, nos países onde existem maiores índices de endemismo — como Grécia, Espanha e Portugal — a representatividade das áreas protegidas na paisagem corresponde atualmente a valores próximos ao objetivo definido pela UE para 2030, que projeta 30% como o valor mínimo de área protegida (Spiliopoulou et al., 2021; Spiliopoulou et al., 2023). Apesar de muito importantes para as espécies, nomeadamente as endémicas, estas áreas não ficarão imunes ao impacte das alterações climáticas (Araújo et al., 2011; Monzón et al., 2011, Araújo et al., 2022).

Hoje em dia, são discutidos mecanismos dinâmicos que se alinhem com a dinâmica ambiental, para proteção eficaz dos elementos biológicos em contextos de dinâmica ambiental. São apresentadas sugestões teóricas onde se sustenta a vantagem de recriar de forma dinâmica um banco de terras, de forma a que áreas protegidas que percam o seu valor ecológico por ação das alterações climáticas possam ser libertadas dos desígnios conservacionistas e os meios financeiros relacionados com essa libertação (i.e., recursos que deixam de ser usar ou mesmo recursos advindos da venda de terras) possam ser reencaminhados para áreas onde se estima um maior valor ecológico no futuro (Alagador et al 2014; Alagador et al 2016; Fuller et al 2010). Sustenta-se que de forma mais ou menos formal, as regiões não delimitadas por áreas protegidas se mantenham permeáveis no sentido de apresentar um conjunto de condições ambientais que permitam o movimento mais ou menos transitório de espécies, no seguimento dos seus espaços climáticos vitais (Nuñez et al, 2013; McGuire et al 2016).

Para se poder avaliar o impacte que as condições climáticas futuras poderão ter sobre as espécies de vertebrados no continente europeu foram usados modelos preditivos de distribuição de espécies, os quais, entre outras aplicações, informam a tomada de decisões na priorização de áreas para conservação, com destaque para aquelas que integram mecanismos robustos e resilientes adaptados às alterações climáticas futuras (Guisan & Thuiller, 2005; Svenning et al.,2009; Araújo et al., 2011). A informação decorrente de modelos preditivos de distribuição de espécies é crucial

para o desenvolvimento de estratégias e implementação de algoritmos que permitam identificar as áreas que maximizam a representatividade de espécies e habitats e que minimizam os custos e conflitos inerentes à conservação da biodiversidade (Guisan & Thuiller, 2005; Alagador & Cerdeira, 2021; MacPherson et al., 2023).

O estudo das mudanças nos padrões de endemismo na Europa sob efeito das alterações climáticas possui importantes implicações para a conservação da biodiversidade no continente (Hlásny et al., 2021). Ao se projetar a evolução futura da distribuição das espécies endémicas poder-se-á planear estratégias de conservação mais eficazes, identificando regiões prioritárias e medidas adaptativas necessárias para preservar esses organismos únicos e altamente vulneráveis (Funk & Fa, 2010; Roehrdanz et al., 2021). Os resultados de estudos deste tipo, no qual este se inclui, poderão contribuir para a formulação de políticas públicas e ações de manejo e restauro ecológico que mitiguem os impactes das mudanças climáticas sobre a fauna endémica europeia (Macaluso et al., 2021; Gillingham et al., 2024).

Os modelos de distribuição de espécies são ferramentas práticas e de uso intuitivo que permitem inferir como cada espécie responde a um número finito de fatores ambientais pré-selecionados, e como tal, são representações simplistas da realidade (Elith & Leathwick, 2009; Miller, 2010). São vários os fatores que podem ser analisados como limitantes da distribuição das espécies (Willi & Van Buskirk, 2019). A escalas geográficas extensas, os processos climáticos são o determinante primeiro dos padrões geográficos (Pearson & Dawson, 2003). A escalas mais restritas, fatores de natureza mais local (ex., usos do solo, disponibilidade hídrica, relevo, etc.) são mais relevantes (Gillingham et al., 2012; Wang et al., 2012). Há que considerar de igual forma que fatores bióticos (ex., interações entre espécies) são também determinantes da ocorrência de espécies, mas uma vez mais considera-se no presente estudo e face à escala de abordagem, que este efeito subjaz ao efeito primordial definido pelas condições climáticas (Araújo & Luoto, 2007). Da mesma forma, os padrões de distribuição das espécies decorrem da ação de constrangimentos históricos e de resposta dispersiva que não são usualmente incutidos nos modelos de distribuição (Boulangéat et al., 2012). Em suma os modelos de distribuição são uma ferramenta analítica importante em análises biogeográficas, em particular quando se analisam extensas áreas e quando se pretende inferir a distribuição das espécies quer num passado distante, quer no presente, quer num futuro mais ou menos recente, onde a

ocorrência local e distribuição conjunta das espécies não pode ser analisada de forma direta mas, antes, através de processos de relações e inferência estatística.

No âmbito da biogeografia da conservação, o objetivo principal deste estudo é analisar a evolução esperada da distribuição geográfica potencial das espécies endémicas no continente europeu em resposta às alterações climáticas. Através desta análise, pretende-se avaliar os efeitos dessas alterações sobre as espécies em questão, considerando tanto os impactes negativos, que podem resultar na redução dos seus níveis de endemidade, quanto os impactes positivos, que podem levar à expansão das áreas de ocorrência potencial além dos limites atuais. O presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de explorar e analisar as seguintes questões:

- Qual o impacte previsto das alterações climáticas na distribuição das espécies endémicas?
- Onde e qual a extensão das áreas de refúgio climático?
- Quais as espécies e as áreas nas quais as limitações dispersivas serão mais evidentes?
- As espécies endémicas deixarão de ser restritas a limites nacionais e terão a sua distribuição alargada a uma escala internacional?

Na realização deste estudo forão utilizadas ferramentas analíticas em SIG, modelação de distribuição de espécies em R, e utilizados dados de ocorrência de espécies no presente, relacionando-os com os padrões climáticos vigentes e estendendo essas relações para o futuro, usando diferentes cenários de mudança climática.

## **2. Materiais e Métodos**

### **2.1 Área geográfica**

A janela de estudo escolhida para realizar este estudo foi o continente europeu. A escolha desta área geográfica deve-se ao facto de ser um continente marcado pelas

mudanças climáticas históricas, por apresentar importantes níveis de biodiversidade, por grande parte desta estar largamente ameaçada e por ser uma região onde, atualmente, estão em cursos importantes iniciativas de larga escala para a conservação da biodiversidade e ecossistemas. Por outro lado, por definir áreas com níveis socioeconómicos e de literacia elevados, são áreas onde os esforços amostrais históricos de espécies se destacam, havendo assim uma maior facilidade de acesso a dados que caracterizem a distribuição das espécies. É também o continente onde a relação das espécies com o ser humano é mais notória e mais detalhada, e por sua vez com as paisagens antropogénicas e onde um conjunto de características paisagísticas históricas torna desafiante a adaptação geográfica das espécies.

## 2.2 Obtenção de Dados

Os dados necessários para este estudo, nomeadamente os polígonos de distribuição das espécies, foram inicialmente recolhidos da IUCN Redlist (IUCN, 2024), sendo feita posteriormente uma análise prévia para identificar as espécies de vertebrados terrestres cujos polígonos de distribuição se limitam a um só país europeu (i.e., endemismo nacional). No total, foram avaliadas cerca de 85 espécies endémicas nos diferentes países europeus, mas devido à elevada exiguidade na distribuição de algumas delas — que aporta grandes limitações no rigor da modelação preditiva —, optou-se pela sua remoção, ficando o estudo reduzido a 72 espécies endémicas, sendo os reptéis e os anfíbios os dois grupos taxonómicos mais representados, seguindo-se as aves e os mamíferos, respetivamente (Figura 3). Espanha, Itália e Grécia destacam-se como os países com a maior representação de endemismos nacionais, sendo a Escócia, de entre os países com endemismos nacionais, o país onde se regista apenas uma das espécies em análise, o bico-cruzado escocês (*Loxia scotica*) (Figura 4).

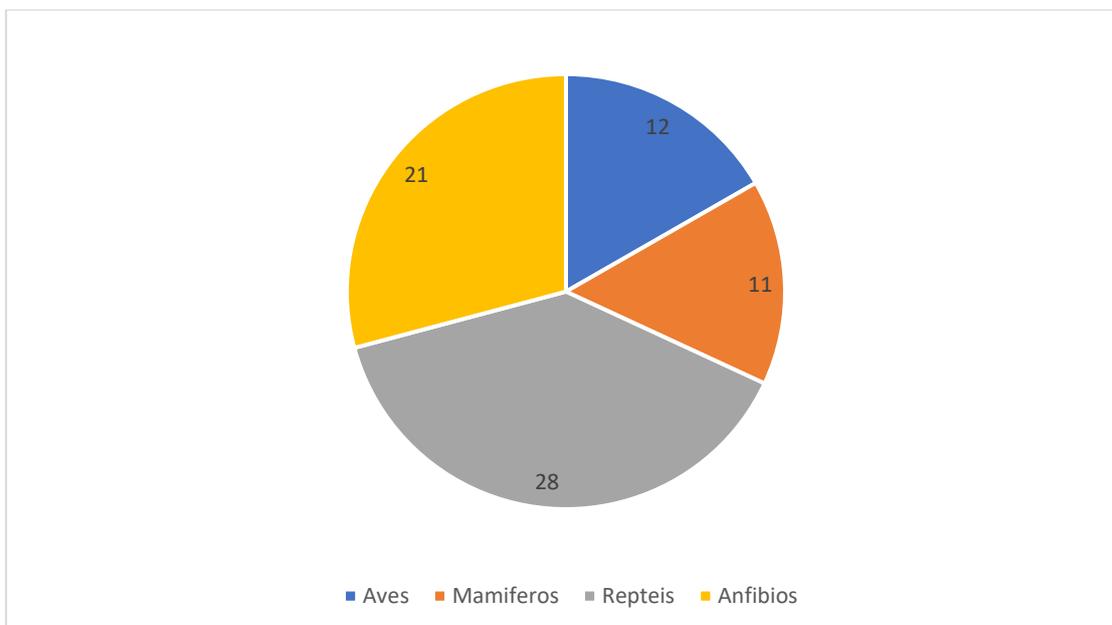


Figura 3 – Número de endemismos nacionais na Europa por grupo taxonómico analisado (i.e. classe)

Os dados referentes à distribuição espacial de cada uma das espécies foram obtidos a partir da plataforma IUCN Redlist em formato de shapefile, definindo o menor polígono que delimita as áreas onde a ocorrência da espécie foi verificada. Para efeitos de modelação houve a necessidade de se particionar a área de estudo (i.e., Europa) em unidades discretas. Optou-se por definir-se uma grelha de quadrículas com aproximadamente 9 km de lado – para alinhamento com os dados climáticos disponíveis –, assumindo-se uma resolução espacial razoável para encetar uma análise de adequabilidade bioclimática à escala europeia. Assim, considerou-se a ocorrência de cada espécie em todas as quadrículas sobrepostas aos polígonos de distribuição respetivos. O software ArcGIS (Esri, 2024) serviu de ferramenta para a interseção dos polígonos de distribuição das espécies com um mapa recente de definição dos limites administrativos dos países europeus, de forma a se identificarem os endemismos administrativos.

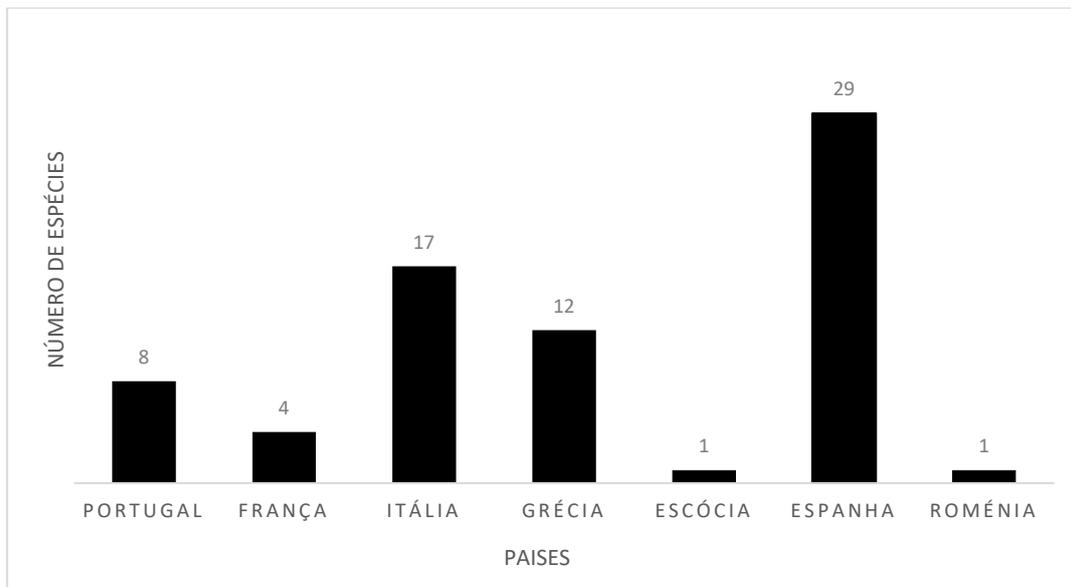


Figura 4 – Número de endemismos nacionais por país

Dado que, aparte outras considerações técnicas, o sucesso preditivo da modelação da distribuição das espécies está largamente associado ao tamanho amostral, analisou-se se o número de ocorrências de cada espécie nas quadriculas de 9 km x 9 km traduzia mais do que 25 quadrículas, sendo este o número mínimo aconselhável para se efetuar uma modelação minimamente fiável (Hernandez et al., 2006; Prosdij et al., 2016), com um número reduzido de variáveis preditivas.

Posteriormente, procedeu-se à recolha de informações destinadas à caracterização das condições climáticas associadas aos dados de ocorrência das espécies. Foram recolhidas variáveis bioclimáticas a partir do portal WorldClim2 (Fick & Hijmans, 2017), numa resolução que, tal como referido anteriormente, se enquadra no objetivo biogeográfico do presente estudo (i.e., 5 arc-min que equivale a aproximadamente 9 km x 9 km à latitude média europeia). Das 19 variáveis bioclimáticas disponíveis (Tabela 1), foram selecionadas quatro variáveis: a temperatura média anual; a sazonalidade térmica; a precipitação anual acumulada, e; a sazonalidade relativa da precipitação (Tabela 1). A escolha destas quatro variáveis deveu-se à necessidade de ter dados que demonstrassem de forma geral as médias e os desvios de temperatura e precipitação ao longo do ano (i.e., factores base limitantes na distribuição da maioria das espécies), e que ao mesmo tempo não apresentassem elevados níveis de correlação nos locais de ocorrência das espécies

(Varela et al., 2015). De forma a se operacionalizar um processo automático de modelação, as mesmas variáveis foram usadas nos procedimentos de todas as espécies apresentadas no estudo.

Tabela 1 –Variáveis bioclimáticas disponibilizadas no WordClim2.

<i>Código</i>	<i>Parâmetro climático</i>
BIO1*	Temperatura Média Anual
BIO2	Amplitude média diurna (média mensal: temperatura máxima – temperatura mínima)
BIO3	Isotermalidade
BIO4*	Sazonalidade Térmica (desvio padrão*100)
BIO5	Temperatura máxima do mês mais quente
BIO6	Temperatura mínima do mês mais frio
BIO7	Amplitude térmica anual
BIO8	Média do trimestre mais húmido
BIO9	Média do trimestre mais seco
BIO10	Média do trimestre mais quente
BIO11	Média do trimestre mais frio
BIO12*	Precipitação anual
BIO13	Precipitação do mês mais frio
BIO14	Precipitação do mês mais seco
BIO15*	Sazonalidade da precipitação (Coeficiente de variação)
BIO16	Precipitação no trimestre mais húmido
BIO17	Precipitação no trimestre mais seco
BIO18	Precipitação no trimestre mais quente
BIO19	Precipitação no trimestre mais frio

\* - variáveis usadas na modelação

Foi recolhida informação climática referente a um período de referência alinhado com os dados de ocorrência das espécies (média das condições climáticas entre 1970 e 2000) e para um futuro próximo (média das condições climáticas previstas para 2041-2060). Para caracterização do clima futuro, foram obtidos dados respeitantes a dois cenários diferentes de evolução socioeconómica prevista – que se aliam a diferentes normativas globais de desenvolvimento socioeconómico, a diferentes níveis de emissões de gases com efeito de estufa e dessa forma, diferentes velocidades e magnitudes de alteração climática: SSP3-70, que se apresenta como

uma variação climática médio-alta, com uma evolução prevista mais favorável (i.e., menor velocidade climática) do que se prevê mantendo-se os atuais perfis de emissão de gases com efeito de estufa (Gidden et al., 2018; Coelho et al., 2023) (Tabela 2); SSP5-85, que reflete maiores níveis de mudança apontando-se para final do século, o aumento de temperatura média global em 4.3°C a 5.7°C, em relação aos níveis pré-industriais (Figura 5). Estas projeções futuras são apresentadas a partir de diferentes modelos globais de circulação. No presente estudo optou-se por um modelo desenvolvido por um consórcio europeu EC-EARTH 3, sendo este aquele que melhor se adapta à área de estudo (Giorgi & Coppola, 2009; Palmer et al., 2023).

Tabela 2 – Variações previstas de temperaturas para os períodos 2041-2060 e 2080-2100, com base em diferentes cenários de desenvolvimento socioeconómico global.

<b>SSP</b>	<b>Emissões líquidas</b>	<b>Aumento da temperatura estimado (2041-2060)</b>	<b>Aumento da temperatura estimado (2081-2100)</b>
<b>1.26</b>	Emissões de CO2 reduzidas a 0 em 2075	1.7°C	1.8°C
<b>2.45</b>	Emissões de CO2 nos valores atuais até 2050 mas a descer até 2100	2.0°C	2.7°C
<b>3.70</b>	Dobro das emissões de CO2 atuais em 2100	2.1°C	3.6°C
<b>5.85</b>	Tripla das emissões de CO2 atuais em 2075	2.4°C	4.4°C

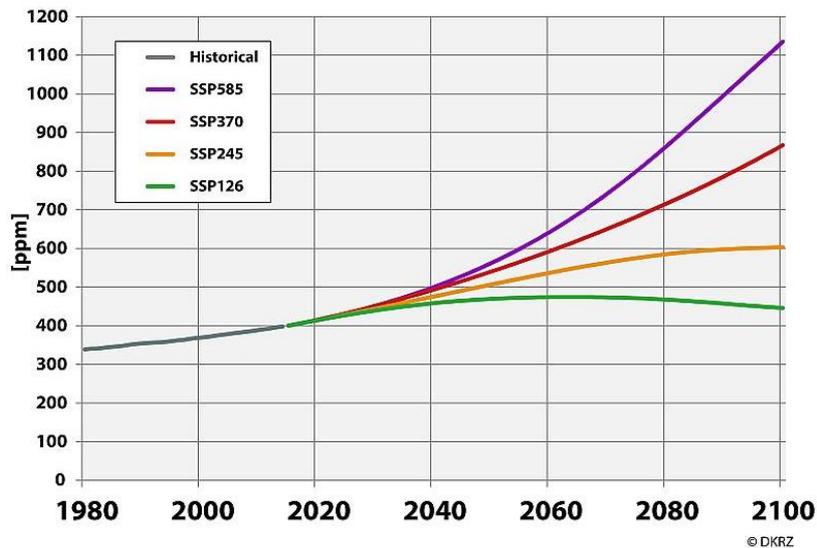


Figura 5 – Variação da concentração de CO2 para diferentes cenários de desenvolvimento global  
(Fonte : DKRZ)

Originalmente à escala global, os mapas dos dados ecológicos e climáticos, foram re-escalados (i.e., cortados) para o continente europeu, usando-se uma janela que delimita a leste, uma fronteira retilínea artificial. Estes procedimentos foram efetuados em ambiente ArcGIS.

### 2.3 Modelação da distribuição das espécies

O processo de modelação da distribuição das espécies ocorreu em ambiente Rstudio, um software de edição, visualização e desenvolvimento da linguagem de programação R (R Core Team, 2022). O R – um software ágil, flexível e de aprendizagem intuitiva – é usado comumente no tratamento de dados, produção e análise de mapas e análise estatística, sendo utilizado em grande escala por biólogos e ecólogos no estudo e predição das áreas potenciais de distribuição de espécies. Assim, utilizam-se vários pacotes que contêm uma coletânea de funções do R, dados e código já formatado. Para apoio na escrita do código fez-se uso de alguns manuais e tutoriais para cada um dos pacotes utilizados.

No processamento prévio dos dados foi usado o pacote “sp” para disponibilização de funções essenciais na ajuda à criação de mapas e no tratamento de dados georreferenciados. Foram igualmente usadas funções associadas aos pacotes “raster” e “terra”, servindo ambos para a escrita, análise e gestão de dados espaciais em modo raster. Fez-se uso do pacote “biomod2” para a modelação e avaliação da distribuição de espécies, nomeadamente através da conjugação de diferentes modelos que permitem reforçar a robustez dos dados, nas análises preditivas. Do manancial de pacotes associados à modelação da distribuição de espécies o “biomod2” destaca-se pela sua estabilidade, elevado desempenho funcional e por aportar numa única ferramenta uma diversidade de algoritmos e procedimentos de análise. Por outro lado, o software foi desenvolvido explicitamente para integrar e gerir informação caracterizada por diferentes tipologias de incerteza.

Importa salientar que nos modelos deste tipo, os procedimentos fazem-se tipicamente de forma individual para cada espécie. Iniciaram-se os procedimentos usando a função BIOMOD\_FormatingData (Figura 6) para reunião dos dados necessários à execução dos modelos (dados de ocorrência da espécie, dados climáticos associados, o número de pontos de pseudo-ausência a definir, número de replicados na geração de pontos de pseudo-ausência que serão sorteados, bem como as estratégias de seleção). Na sequência de vários estudos, decidiu-se o uso de 10,000 pontos (i.e., quadrículas) de pseudo-ausência, dado tratar-se de um número suficientemente grande para caracterização climática das áreas onde a espécie não foi observada e, desta forma, melhor se adequar o modelo ao nicho climático das espécies no contexto específico das regiões onde (potencialmente) ocorrem (Barbet-Massin et al., 2012; Čengić et al., 2020). Neste ponto, foi feita uma diferenciação procedimental entre as espécies com mais de 25 ocorrências, para as quais se assumiram cinco replicados de pseudo-ausências, e as espécies com menor número (< 25) de registos de ocorrência, para as quais foram gerados 20 replicados, de modo a se prover a modelação de maior robustez e fiabilidade.

```

myBiomodData <- BIOMOD_FormatingData(
  resp.var = DataSpecies_vector,
  expl.var = Variaveis_climaticas_presente,
  resp.xy = DataSpeciesXY,
  resp.name = myRespName,
  PA.nb.rep=5,
  PA.nb.absences=10000,
  PA.strategy="random",
  na.rm=TRUE)

```

Figura 6 – Exemplo de utilização do BIOMOD\_FormatingData

Posteriormente, recorreu-se à função BIOMOD\_Modeling (Figura 7), para definição dos algoritmos a usar na modelação de distribuição das espécies bem como um conjunto de procedimentos associados, a saber: o número de replicados amostrais para validação; as métricas de avaliação usadas; a percentagem de dados usados na calibração do modelo e o número de permutações para estimação da importância relativa de cada variável nas predições a efetuar. Dada a natureza dos dados de ocorrência disponíveis foi escolhido o algoritmo Maxent para predição da distribuição dos endemismos nacionais. Trata-se de um algoritmo fundamentado na teoria da máxima entropia, que estima a distribuição mais uniforme possível de adequabilidade ambiental para uma espécie, sujeito às restrições impostas pelas variáveis ambientais associadas aos locais de ocorrência conhecidos. Este modelo é especialmente eficaz em contextos de dados limitados, como presenças não acompanhadas por ausências, e tem demonstrado robustez em diversas aplicações, (Phillips et al., 2004, Hernández et al., 2006). O Maxent utiliza todos os dados conhecidos de presenças da espécie e compara a distribuição das variáveis bioclimáticas associadas às ocorrências com a distribuição bioclimática em toda a área de estudo caracterizada pelo conjunto de dados de presenças com os de pseudo-ausências.

```

myBiomodModelOut = BIOMOD_Modeling(
  myBiomodData,
  models = c("MAXNET"),
  bm.options = myBiomodOption,
  CV.nb.rep=5,
  data.split.perc=80,
  prevalence = NULL,
  var.import=3,
  metric.eval = c("ROC", "TSS"),
  scale.models = TRUE,
  modeling.id = paste(myRespName, "_FirstModeling", sep=""))

```

Figura 7 – Exemplo da utilização do BIOMOD\_Modeling

Ainda no BIOMOD\_Modeling é definido o desenho de validação do modelo. Optou-se por um processo de validação cruzada, selecionando de forma aleatória blocos de 20% dos dados (de ocorrência e de pseudo-ausências), usando cada um dos blocos para a validação de um modelo calibrado (i.e., parameterizado) com recurso aos restantes quatro blocos de dados (i.e., 80%), resultando assim em cinco procedimentos experimentais de validação. Como métricas de validação usou-se o Receiver Operator Characteristic (ROC) e o True Scale Statistic (TSS), que são duas das métricas mais usadas no momento de validação dos modelos (Steyenberg et al., 2013; Çorbacioğlu & Aksel, 2023). Ambas métricas medem a capacidade do modelo em discriminar presenças e ausências, no entanto o ROC avalia o desempenho do modelo em todos os limiares de corte possíveis (i.e., valores de binarização dos resultados), enquanto o TSS é calculado para um limiar específico, sendo menos sensível a desequilíbrios nos dados. A combinação das duas métricas permite uma avaliação mais completa, pois a ROC oferece uma visão geral do desempenho, e o TSS complementa com uma análise mais focada em um limiar ótimo. Essa abordagem conjunta aumenta a confiabilidade da validação dos modelos de distribuição de espécies (Zurell et al, 2020).

Com recurso à função BIOMOD\_EnsembleModeling (Figura 8), permite-se a definição da forma como se processará a combinação de todos os modelos gerados pelas funções anteriores, levando em consideração o número de algoritmos utilizados, o número de pseudo-ausências criadas, e o número de procedimentos de validação. Nesta função definem-se critérios mínimos de desempenho dos modelos (i.e., dado que nos procedimentos de validação se podem identificar modelos de baixa qualidade,

estes serão desconsiderados da análise). Assim, usou-se como critério para desconsideração dos modelos na análise, aqueles apresentando valores ROC e TSS abaixo de 0.7 (numa escala de desempenho de 0 a 1). De entre os possíveis índices de modelação combinada a obter, foi selecionado o “EMwmean” que devolve mapas das médias ponderadas (por ROC e TSS) de entre os diferentes modelos combinados, bem como o “EMcv” que devolve mapas de variação (i.e., CV refere-se ao coeficiente de variação = média/desvio padrão) nas predições geradas pelos diferentes modelos. Quadrículas com valores mais baixos de CV apresentam assim maior confiabilidade do que quadrículas com valores maiores de CV.

```
myBiomodEM = BIOMOD_EnsembleModeling(  
  bm.mod = myBiomodModelOut,  
  models.chosen = "all",  
  em.by = "all",  
  metric.select = c("ROC", "TSS"),  
  metric.select.thres = c(0.7, 0.7),  
  prob.mean = F,  
  prob.ci.alpha = 0.05,  
  em.algo = c("EMcv", "EMwmean"),  
  EMwmean.decay = "proportional")
```

Figura 8 – Exemplo da utilização do BIOMOD\_EnsembleModeling

Na função o BIOMOD\_Projection (Figura 9), procede-se à projeção dos modelos anteriormente calibrados e avaliados em outras realidades geográficas e/ou temporais, das dos dados de calibração. No caso em particular, efetuou-se a projeção de adequabilidade climática de cada espécie para o período de referência-presente bem como para o período 2040-2060 (referido como 2050) para os cenários de desenvolvimento global SSP3-70 e SSP5-85.

```

myBiomodProj = BIOMOD_Projection(
  bm.mod = myBiomodModelOut,
  new.env = Variaveis_climaticas_presente,
  proj.name = "PRESENTE",
  models.chosen = "all",
  metric.binary = c("ROC", "TSS"),
  compress = F,
  clamping.mask = F)

```

Figura 9 – Exemplo da utilização do BIOMOD\_Projection

Por fim, usou-se a função BIOMOD\_EnsembleForecasting (Figura 10), onde são usadas as projeções obtidas individualmente (i.e. BIOMOD\_Projection) para definição de um modelo combinado com base nas regras definidas em BIOMOD\_EnsembleModeling.

```

PRESENTE.BiomodEF = BIOMOD_EnsembleForecasting(
  bm.em = myBiomodEM,
  bm.proj = myBiomodProj,
  metric.binary = c("ROC", "TSS"))

```

Figura 10 – Exemplo da utilização do BIOMOD\_EnsembleForecasting

Concluiu-se a construção dos mapas de distribuição potencial para cada uma das espécies (ver Figura 11 para um exemplo), obtendo-se, para cada uma, e para cada cenário de modelação (i.e., período temporal x métrica de avaliação), quatro mapas resultantes da combinação de: i) dois índices de agregação derivados dos ensembles. Um que regista as adequabilidades médias ponderadas pelos níveis de desempenho dos modelos —medido através das métricas de validação, "EMwmean" —, e outro que reflete a variabilidade entre os modelos através dos coeficientes de variação, "EMcv"; ii) duas escalas de informação de adequabilidade. Uma baseada numa escala contínua crescente de adequabilidade climática — de 0 a 1000 —, e outra que reclassifica a adequabilidade numa escala binária 0/1, registando 0 as áreas climaticamente desfavoráveis e 1 as áreas climaticamente favoráveis. A reclassificação binária dos mapas seguiu uma lógica coerente, onde os mapas ponderados por ROC foram reclassificados com um limiar de adequabilidade que

maximiza, em conjunto, a especificidade e a sensibilidade dos modelos, enquanto os mapas ponderados por TSS foram reclassificados utilizando o limiar de adequabilidade que maximiza o TSS.

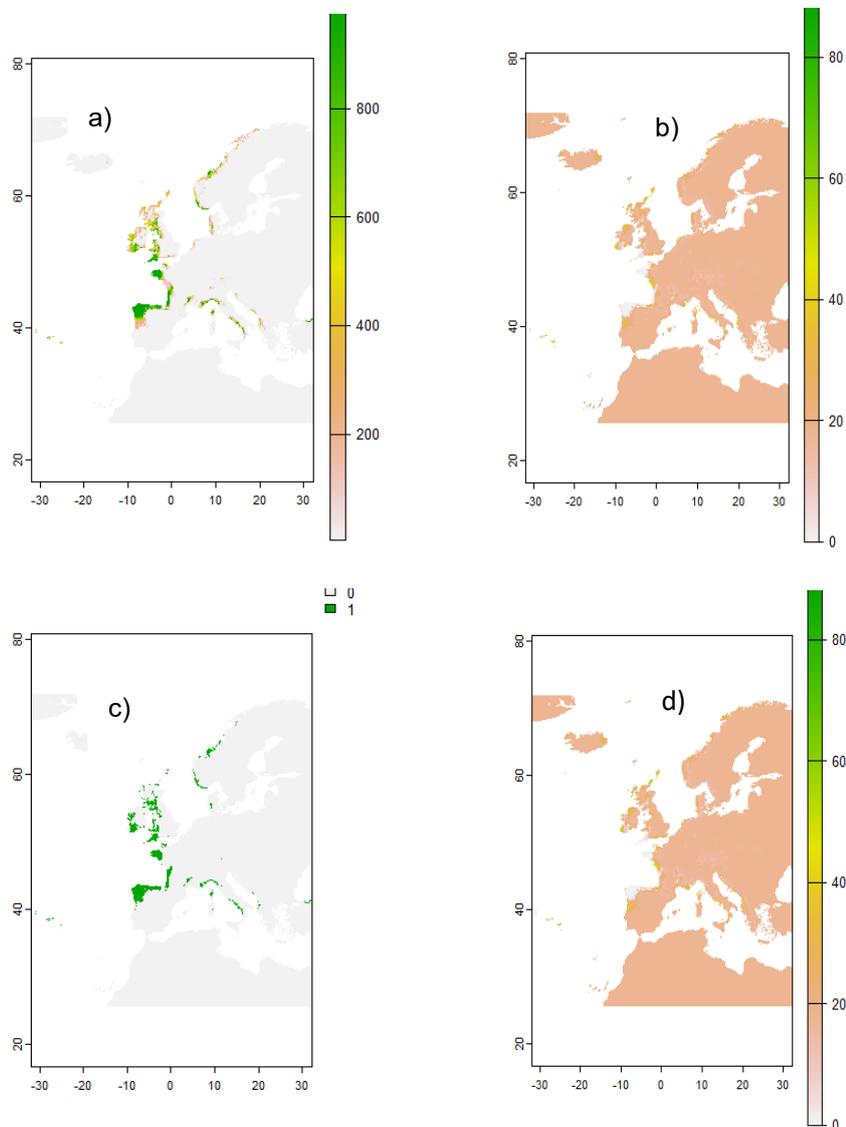


Figura 11 – Exemplos de visualização da projeção dos mapas para a espécie *Rana parvipalmata* a) Mapa das adequabilidades médias no período de referência ponderadas por ROC; b) Mapa da variabilidade (coeficiente de variação) entre modelos em ROC no período de referência; c) Mapa binário das adequabilidades no período de referência por TSS; d) Mapa da variabilidade (coeficiente de variação) entre modelos em TSS no período de referência.

## 2.4 Análise de dados

De forma a se avaliar de forma quantificada a exposição de cada espécie às alterações climáticas, desenvolveram-se métricas descritivas dos padrões geográficos demonstrados. Por simplificação e facilidade de descrição as métricas foram calculadas apenas sobre os mapas binários. Assim, começou-se por medir a área total de clima favorável para o período de referência-presente e para 2050 (SSP3-70 e SSP5-85); o desequilíbrio na ocupação climática das espécies no período de referência; a extensão de refúgios climáticos potenciais (i.e., áreas de ocorrência no período de referência que se preveem climaticamente adequadas em 2050); e a 33 (i.e., as áreas climaticamente adequadas em 2050 a uma distância colonizável pela espécie a partir das suas áreas de ocorrência presentes). Utilizou-se ArcGIS para manejar os dados anteriormente gerados a partir do pacote “biomod2”.

Sendo  $o$  a área de distribuição de uma espécie no presente (i.e., o polígono de distribuição de base),  $a^{ref}$  a área total de adequabilidade climática prevista para o período de referência e  $a^{2050}$  a área total de adequabilidade climática prevista para o período 2050, o desequilíbrio na ocupação climática caracteriza-se pelo ratio  $o/a^{ref}$ . servindo como indicador da possível influência de fatores adicionais que restringem (ou historicamente restringiram) a ocupação efetiva da espécie em áreas climaticamente favoráveis. Esta métrica fornece, assim, uma indicação de possíveis efeitos extraclimáticos que não foram considerados na presente análise. Os valores variam entre 0 (quando a espécie não ocupa a área climática favorável disponível no período atual) e 1 (quando a espécie ocupa a totalidade da área climática favorável no período atual).

Assume-se como refúgio climático potencial os locais onde a espécie ocorre no período de referência e que se prevê manterem-se climaticamente favoráveis em 2050. No caso particular:  $(o \cap a^{2050})/o$ . Estas são áreas onde a persistência da espécie se mostra mais viável no decorrer do horizonte temporal em causa (i.e., nos próximos 30 anos), sendo assim áreas prioritárias para enfoque de esforços de conservação. Os valores variam assim entre 0 (quando não existe qualquer área de refúgio para a espécie em 2050) e 1 (quando a totalidade da área de refúgio se irá encontrar potencialmente disponível pela espécie em 2050).

Para averiguar sobre a capacidade dispersiva adaptativa definiu-se para cada espécie uma distância máxima colonizável a 30 anos, a partir das áreas de ocorrência no período de referência. Para anfíbios e reptéis assumiu-se uma distância máxima de dispersão populacional de 30 km, representando uma velocidade dispersiva populacional de 1 km/ano (Paradis et al., 1998; Shcloss et al., 2012; Alagador, 2022). Esta escolha foi alicerçada na elevada limitação dispersiva destas espécies, imposta em grande medida pelos seus traços fisiológicos (i.e., ectotermia). Para os mamíferos os valores usados decorreram da análise do trabalho de Schloss et al., 2012, selecionando-se valores associados às famílias e géneros comuns com as espécies em análise. Para as aves, o grupo que exhibe tipicamente maiores capacidades de dispersão, assumiu-se 3 km/ano como velocidade dispersiva adaptativa (i.e., associada à colonização de populações viáveis das espécies). À falta de dados específicos, o uso de um limiar de dispersão de 90 km / 30 anos foi uma decisão que permitiu a operacionalização do processo, reconhecendo-se, no entanto, a elevada variabilidade de resposta (quer para valores crescentes, quer para valores decrescentes) associada a este grupo taxonómico. Em vários estudos, são assumidas capacidades dispersivas superiores para as aves, no entanto, no presente trabalho, focado em espécies endémicas, de distribuição confinada e, portanto, provavelmente muito especializadas nos habitats onde ocorrem assumiu-se um valor mais conservador. Por fim, lidou-se de uma maneira particular com os mamíferos quirópteros (i.e., morcegos). Por se tratar de espécies com capacidades voadoras e possíveis raios amplos de ação assumiu-se uma capacidade dispersiva semelhante à das aves (i.e., 90 km / 30 anos). A estimação da capacidade dispersiva adaptativa seguiu o seguinte modelo:  $(a^{buffer} \cap a^{2050}) / a^{buffer}$ , onde  $a^{buffer}$  representa a área total associada ao raio de dispersão definida para cada espécie a partir dos locais de ocorrência no período de referência. Os valores variam assim entre 0 (quando não existe qualquer sobreposição entre as áreas climaticamente favoráveis para a espécie em 2050 com as áreas potencialmente colonizadas pela espécie) e 1 (quando toda a área potencialmente colonizável pela espécie se apresenta climaticamente favorável no futuro. Para gerar este índice houve necessidade de uma manipulação mais apurada das informações prévias relacionadas quer com os polígonos de distribuição das espécies, quer com as áreas climaticamente favoráveis. Tendo como base os polígonos de distribuição, calculou-se um polígono maior — com base nas capacidades dispersivas assumidas para cada espécie — usando a função buffer em

ArcGIS. Uma vez definido, a informação foi convertida para o formato raster de forma a se alinhar com os rasters decorrentes da modelação sobre a área climaticamente favorável no futuro. Foi depois contabilizada a área de interseção destas duas componentes assim geradas.

Para além da análise das métricas anteriormente referidas, procedeu-se à realização de uma Análise de Componentes Principais (PCA) recorrendo ao software R, com o intuito de identificar e caracterizar as diferentes respostas das espécies face às variáveis ambientais. Para tal, as espécies foram inicialmente agrupadas por grupos taxonómicas, tendo-se feito o teste e posteriormente selecionado, em cada grupo, duas espécies com comportamentos contrastantes, de modo a evidenciar as diferenças nas suas respostas às referidas variáveis.

Por fim, foi realizada uma análise ao impacto projetado das alterações climáticas na potencial expansão geográfica das espécies até ao ano de 2050. Esta análise teve como objetivo avaliar se as espécies poderão vir a ocorrer em novas regiões do continente, ou se, pelo contrário, permanecerão restritas às áreas onde se verificam como endemismos.

### 3. Resultados

Podemos observar através da tabela apresentada (Tabela 3) que existe uma variação substancial da fração da área climaticamente adequada no período de referência ocupada efetivamente pelas espécies. Destaque para *Lissotriton maltzani* que se apresenta como a espécie com um equilíbrio climático maior (0.69) em contraponto com 14 outras espécies cujo desequilíbrio climático (0.00) alude para uma elevada pressão sobre a sua distribuição por fatores externos aos analisados.

Tabela 3 – Métricas obtidas para cada espécie em estudo

Espécies	Referência			2050, SSP3-70			2050, SSP5-85		
	Área de ocupação (km <sup>2</sup> )	Área clima favorável (km <sup>2</sup> )	Desequilíbrio	Área clima favorável (km <sup>2</sup> )	Coeficiente de refúgios	Coeficiente de capacidade dispersiva	Área clima favorável (km <sup>2</sup> )	Coeficiente de refúgios	Coeficiente de capacidade dispersiva
<i>Acomys minous</i>	8.35	35.88	0.23	9.25	0.80	0.81	8.60	0.83	0.84

<i>Algyroides marchi</i>	3.64	169.88	0.02	241.79	0.41	0.10	307.59	0.05	0.05
<i>Algyroides moreoticus</i>	22.73	220.30	0.10	128.05	0.58	0.54	125.82	0.56	0.53
<i>Alytes dickhilleni</i>	31.74	648.91	0.05	319.99	0.57	0.35	324.95	0.39	0.26
<i>Alytes muletensis</i>	0.25	1907.81	0	1587.32	0.67	0.96	1571.36	0.67	0.93
<i>Anguis cephalonica</i>	23.06	197.40	0.12	109.28	0.56	0.53	110.52	0.54	0.51
<i>Calotriton arnoldi</i>	0.41	1068.27	0	1317.75	1	0.92	1358.67	1	0.95
<i>Chalcides sexlineatus</i>	1.49	14.47	0.10	6.86	0.89	0.95	7.03	0.89	0.95
<i>Chalcides simonyi</i>	0.41	28.60	0.01	17.44	0.40	0.89	16.04	0.40	0.81
<i>Chalcides viridanus</i>	2.15	9.75	0.22	3.64	0.90	0.73	3.55	0.90	0.73
<i>Columba bollii</i>	2.56	7.61	0.34	0.91	0.38	0.2	0.25	0.10	0.04
<i>Columba junoniae</i>	1.32	7.61	0.17	0.08	0.07	0	0	0	0
Espécies	Área de ocupação (km2)	Área clima favorável (km2)	Desequilíbrio	Área clima favorável (km2)	Coeficiente de refúgios	Coeficiente de capacidade dispersiva	Área clima favorável (km2)	Coeficiente de refúgios	Coeficiente de capacidade dispersiva
<i>Columba trocaz</i>	0.66	27.03	0.02	12.73	0	0.10	11.74	0	0
<i>Crocidura canariensis</i>	2.31	5.46	0.42	2.56	0.81	0.83	2.31	0.69	0.69
<i>Crocidura zimmermanni</i>	0.58	129.87	0	101.35	0.57	0.21	100.52	0.86	0.30
<i>Curruca balearica</i>	3.89	59.35	0.07	22.07	0.95	0.96	20.83	0.95	0.96
<i>Discoglossus montalentii</i>	4.13	25.21	0.16	0.66	0	0	0.50	0	0
<i>Emys trinacris</i>	16.12	172.27	0.09	65.55	0.69	0.57	55.55	0.62	0.5
<i>Euproctus montanus</i>	7.85	46.54	0.17	5.37	0.09	0.15	3.31	0.01	0.05
<i>Euproctus platycephalus</i>	6.28	68.20	0.09	3.47	0	0	3.64	0	0
<i>Fringilla teydea</i>	0.17	50.18	0	13.47	0	0.23	10.58	0	0.14
<i>Gallotia atlantica</i>	2.31	6.12	0.38	2.73	0.81	0.79	2.48	0.69	0.72
<i>Gallotia caesaris</i>	0.74	22.07	0.03	5.62	0.38	0.33	3.06	0	0
<i>Gallotia galloti</i>	2.81	12.65	0.22	3.14	0.69	0.67	1.82	0.52	0.43
<i>Gallotia stehlini</i>	1.57	34.06	0.05	19.43	0.95	0.97	19.01	0.95	0.97

<i>Hellenolacerta graeca</i>	21.49	177.40	0.12	91.43	0.51	0.48	89.77	0.48	0.45
<i>Hydrobates monteiroi</i>	6.03	6.03	1.00	0	0	0	0	0	0
<i>Hyla intermedia</i>	153.01	1185.24	0.13	1223.18	0.61	0.59	1250.38	0.55	0.54
<i>Iberolacerta cyreni</i>	6.28	131.19	0.05	55.05	0	0	57.53	0	0
<i>Iberolacerta galani</i>	0.83	31.33	0.03	10.66	0	0	8.10	0	0
<i>Iberolacerta martinezricai</i>	0.17	935.84	0	778.28	1	0.44	775.22	1	0.47
<i>Lepus castroviejoii</i>	5.62	87.29	0.06	76.71	0.85	0.19	79.94	0.66	0.15
<i>Lissotriton italicus</i>	74.73	577.16	0.13	728.60	0.59	0.54	750.34	0.58	0.53
<i>Lissotriton maltzani</i>	25.79	37.53	0.69	6.61	0.14	0.12	3.47	0.06	0.06
<i>Loxia scotica</i>	13.72	109.28	0.13	70.51	0.36	0.17	65.22	0.25	0.10
<i>Lyciasalamandra helverseni</i>	0.5	103.91	0	200.71	1	1	227.41	1	1
Espécies	Área de ocupação (km <sup>2</sup> )	Área clima favorável (km <sup>2</sup> )	Desequilíbrio	Área clima favorável (km <sup>2</sup> )	Coeficiente de refúgios	Coeficiente de capacidade dispersiva	Área clima favorável (km <sup>2</sup> )	Coeficiente de refúgios	Coeficiente de capacidade dispersiva
<i>Macrovipera schweizeri</i>	0.41	400.59	0	382.40	1	1	384.39	1	1
<i>Microtus brachycercus</i>	69.69	677.27	0.10	685.28	0.53	0.48	697.60	0.51	0.45
<i>Nyctalus azoreum</i>	1.90	6.37	0.30	1.16	0.67	0.71	0.99	0.57	0.57
<i>Pelodytes atlanticus</i>	44.56	143.92	0.31	54.15	0.63	0.51	46.46	0.51	0.40
<i>Pelophylax cretensis</i>	2.73	17.44	0.16	3.47	0.47	0.35	4.13	0.57	0.47
<i>Phylloscopus canariensis</i>	5.04	12.23	0.41	4.71	0.75	0.71	3.97	0.56	0.53
<i>Plecotus sardus</i>	23.64	203.60	0.12	42.08	0.40	0.50	36.04	0.27	0.37
<i>Plecotus teneriffae</i>	3.55	12.15	0.29	3.06	0.65	0.43	1.65	0.43	0.28
<i>Podarcis cretensis</i>	2.73	62.82	0.04	11.49	0.74	0.67	9.34	0.81	0.7
<i>Podarcis gaigeae</i>	0.25	1024.62	0	886.49	1	1	887.23	1	1
<i>Podarcis lilfordi</i>	0.08	1094.64	0	1678	0	0.84	1791.09	0	0.89
<i>Podarcis milensis</i>	0.33	446.14	0	425.97	1	1	432.25	1	1

<i>Podarcis peloponnesiacus</i>	21.49	173.59	0.12	81.84	0.5	0.47	78.53	0.48	0.45
<i>Podarcis pityusensis</i>	0.50	1368.67	0	1805.30	1	0.74	1922.11	1	0.71
<i>Podarcis waglerianus</i>	23.56	208.56	0.11	69.52	0.67	0.63	60.34	0.58	0.56
<i>Pterodroma madeira</i>	304.87	304.87	1.00	212.86	1	0.53	208.56	0.95	0.51
<i>Rana parvipalmata</i>	36.95	286.02	0.13	333.05	0.92	0.74	351.65	0.87	0.67
<i>Regulus madeirensis</i>	0.74	29.59	0.03	16.45	0.33	0.5	14.96	0	0.10
<i>Salamandra corsica</i>	4.22	13.14	0.32	0.08	0	0	0	0	0
<i>Salamandrina perspicillata</i>	73.41	665.45	0.11	1201.19	0.79	0.73	1283.36	0.76	0.69
<i>Salamandrina terdigitata</i>	27.69	395.30	0.07	246.09	0.49	0.40	254.28	0.47	0.39
<b>Espécies</b>	<b>Área de ocupação (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área clima favorável (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Desequilíbrio</b>	<b>Área clima favorável (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Coeficiente de refúgios</b>	<b>Coeficiente de capacidade dispersiva</b>	<b>Área clima favorável (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Coeficiente de refúgios</b>	<b>Coeficiente de capacidade dispersiva</b>
<i>Saxicola dacotiae</i>	1.07	23.39	0.05	11.74	0.62	0.83	10.42	0.46	0.8
<i>Sitta whiteheadi</i>	2.48	16.12	0.15	0.91	0	0	0.5	0	0
<i>Sorex samniticus</i>	156.07	814.08	0.19	1925.75	0.93	0.93	2022.21	0.93	0.93
<i>Spalax antiquus</i>	0.17	1305.26	0	1095.14	0	0	1151.10	0	0
<i>Speleomantes flavus</i>	0.66	2375.60	0	2194.57	0.75	0.42	2248.05	0.88	0.52
<i>Speleomantes genei</i>	1.24	74.65	0.02	27.11	0.4	0.4	26.04	0.2	0.2
<i>Speleomantes imperialis</i>	2.73	40.17	0.07	2.65	0	0	2.48	0	0
<i>Speleomantes italicus</i>	20.67	301.06	0.07	818.87	0.97	0.76	913.19	0.98	0.77
<i>Speleomantes supramontis</i>	0.5	2536.63	0	1945.58	0.5	0.65	1931.03	0.67	0.75
<i>Talpa romana</i>	97.30	773.57	0.13	827.22	0.53	0.52	837.80	0.49	0.48
<i>Tarentola angustimentalis</i>	2.31	6.12	0.38	2.89	0.88	0.86	2.56	0.73	0.72
<i>Tarentola delalandii</i>	2.81	12.23	0.23	3.14	0.62	0.6	1.90	0.52	0.43

<i>Tarentola gomerensis</i>	0.41	17.28	0.02	3.89	0	0	1.98	0	0
<i>Teira dugesii</i>	2.73	9.18	0.30	1.24	0.52	0.47	0.74	0.31	0.28
<i>Zamenis lineatus</i>	78.37	953.04	0.08	554.18	0.49	0.44	551.37	0.43	0.39

### 3.1. Padrões de adequabilidade climática

Para 12 espécies observa-se um aumento da área de adequabilidade climática entre o período de referência e 2050 (em ambos os cenários analisados). Observa-se igualmente que para 13 espécies a área de adequabilidade climática sob o cenário SSP5-85 se prevê maior quando comparada com o cenário SSP3-70.

Numa abordagem taxonomicamente comparada, observa-se que das 28 espécies de endemismos nacionais de répteis estima-se que para 25 haja uma redução da disponibilidade de clima adequado entre o período de referência e 2050. Destas espécies, prevê-se para seis que o clima projetado para 2050 sob o cenário SSP3-70 seja mais desfavorável do que sob o cenário SSP5-85.

Das 21 espécies de anfíbios em análise estima-se que o clima adequado para 15 seja menos prevalente em 2050 do que no período de referência. Para nove destas espécies o cenário SSP5-85 revela-se mais desfavorável do que o SSP3-70. É de salientar o caso da *Salamandra corsica*, para a qual se estima o desaparecimento total das áreas de clima adequado para 2050 sob o cenário SSP 5.85.

Estima-se uma diminuição geral das áreas de clima adequado para as 12 espécies de aves em estudo. Uma vez mais importa ressaltar o caso particular de *Hydrobates montei* que, em ambos os cenários futuros, não disporá de clima adequado.

Das 11 espécies de mamíferos endêmicos em análise, oito sofrerão uma redução de clima adequado até 2050, estimando-se para duas das espécies uma redução maior sob o cenário SSP3-70.

Procedeu-se à integração dos resultados de todas as espécies num mapa único de distribuições para reforçar a importância relativa de algumas áreas em relação a

outras no que concerne aos reajustes geográficos adaptativos das espécies que, no período de referência se mostram como endemismos nacionais na Europa (Figura 12).

A distribuição dos endemismos na Itália, particularmente nas regiões centro e sul do país, caracteriza-se pela elevada diversidade biológica, registando-se de nove espécies distintas na zona sul (Figura 12a). Na Sardenha, observa-se um padrão de ocorrências menos expressiva no período de referência, mas ainda assim relevante. No continente europeu, as ocorrências apresentam-se mais dispersas, com pequenas sobreposições geográficas de endemismos nacionais em países como a Grécia e o sul de Portugal, embora em densidades significativamente menores quando comparadas às de Itália. Por outro lado, nas ilhas da Macaronésia, verifica-se uma concentração considerável de espécies, sendo as ilhas Canárias particularmente notáveis pela sua elevada riqueza específica.

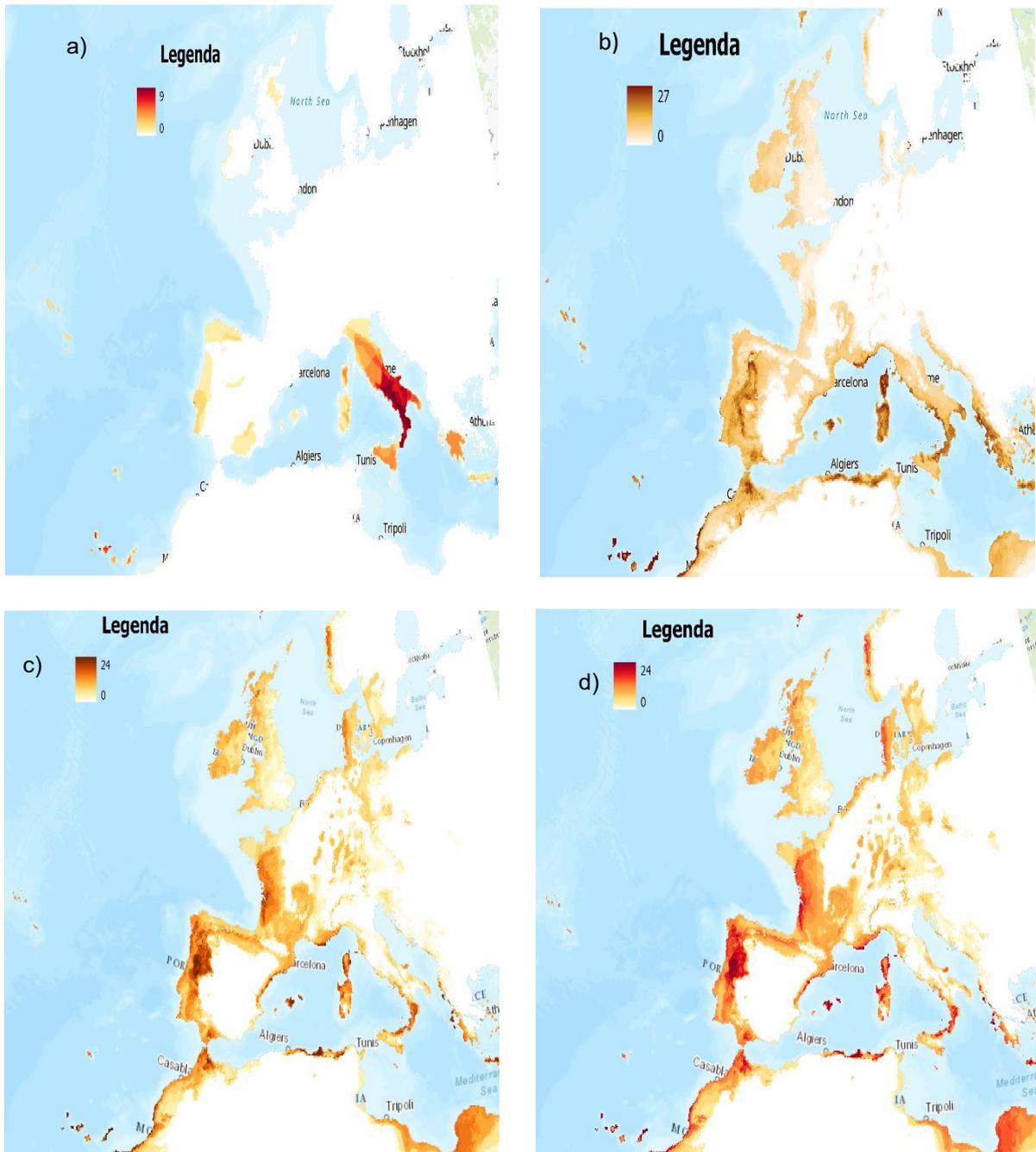


Figura 12 – Sobreposição de dados de distribuição das espécies analisadas (i.e., riqueza específica) em diferentes contextos analíticos, a) ocorrência das espécies; b) clima adequado no período de referência; c) clima adequado em 2050, SSP3-70; d) clima adequado em 2050, SSP5-85.

Para o período de referência observa-se uma ampla disponibilidade de condições climáticas adequadas para as espécies nas ilhas mediterrâneas e macaronésias (Figura 12b). Em áreas continentais, identificam-se regiões com clima adequado no sul da Europa, destacando-se o oeste da Península Ibérica, o sul de

Itália e a Grécia. Em contraste, as regiões centrais do continente apresentam uma baixa adequação climática, com muitas áreas sem condições favoráveis para qualquer das espécies analisadas.

Ao se compararem os dados de ocorrência com os de clima adequado, nota-se que as áreas climaticamente apropriadas são significativamente mais extensas, sugerindo que as distribuições observadas das espécies estão mais restritas do que seria esperado. Este padrão é particularmente evidente no leste e centro da Península Ibérica, onde os dados de ocorrência mostram pouca ou nenhuma sobreposição de espécies, enquanto os mapas de clima adequado indicam que estas regiões poderiam suportar potencialmente a presença de várias espécies.

As projeções para 2050 sob o cenário SSP3-70, apresentam padrões distribucionais das espécies significativamente alteradas em comparação com os padrões observados para o período de referência (Figura 12c). Observa-se uma redução na sobreposição de áreas com clima adequado nas regiões insulares, com ganho de relevância para as zonas continentais. No oeste da Península Ibérica, identifica-se a maior concentração de clima favorável, refletindo a possibilidade de ocorrência de um número elevado de espécies. Em contraste, as áreas centrais e orientais da Península deixam de apresentar condições climáticas adequadas para qualquer espécie. Outro padrão relevante emerge no oeste de França, que, apesar de apresentar uma baixa adequação climática para espécies no período de referência, se projeta como uma área com maior número de espécies sob o cenário SSP3-70. Adicionalmente, verifica-se uma expansão para latitudes mais elevadas das condições climáticas favoráveis, com regiões como o centro e norte da Europa, antes consideradas inadequadas, sendo agora projetadas como potencialmente ocupáveis por algumas espécies.

Um padrão geral semelhante ao anterior é previsto sob o cenário SSP5-85 para 2050 (Figura 12d). Observa-se, no entanto, um aumento na extensão das áreas com clima adequado para as espécies em regiões centrais da Europa. O oeste da Península Ibérica e o oeste de França permanecem como as principais zonas potenciais de concentração de espécies endêmicas, refletindo condições climáticas favoráveis. Adicionalmente, identificam-se pequenas áreas com adequação climática moderada no sul da Península Itálica, na região da Dinamarca e no oeste da Noruega.

Estas áreas, que no período de referência não apresentam condições favoráveis, projetam-se como climaticamente adequadas para suportar a ocorrência de algumas espécies, indicando uma vez mais a possibilidade de expansão geográfica potencial das espécies para latitudes mais elevadas, promovendo-se dessa forma novas dinâmicas ecológicas nessas regiões (ex., o surgimento de comunidades não-análogas às encontradas no período de referência ou até mesmo no passado histórico).

### 3.2. Desequilíbrio climático

De uma forma geral, as espécies apresentam índices de equilíbrio climático muito reduzidos, destacando-se 14 espécies (*Alytes muletensis*; *Calotriton arnoldi*; *Crocidura zimmermanni*; *Fringilla teydea*; *Iberolacerta martinezricai*; *Lyciasalamandra helverseni*; *Macrovipera schweizeri*; *Podarcis gaigeae*; *Podarcis lilfordi*; *Podarcis milensis*; *Podarcis pityusensis*; *Spalax antiquus*; *Speleomantes flavus* (Fig. 13a) e *Speleomantes supramontis*) com valor aproximado do zero. No sentido inverso, destaca-se *Lissotriton maltzani*, que ocupa 69% das áreas climaticamente adequadas no período de referência (Fig. 13b).

Numa análise taxonomicamente comparada, observa-se que das 28 espécies de répteis em estudo seis apresentam um elevado desequilíbrio climático. Destas destacam-se as quatro espécies do género *Podarcis*. Observa-se ainda que os valores de equilíbrio climático para as restantes 22 espécies ainda se mantêm inferiores a 0.5, evidenciando que cada uma das espécies não ocupa metade da área de clima favorável ocorrente.

Das 21 espécies de anfíbios endêmicos de cada país no período de referência cinco espécies apresentam um desequilíbrio climático extremo e além destas 13 mais apresentam-se com valores inferiores a 0.25, com uma só espécie *Lissotriton maltzani* ocupando mais de metade da sua área climaticamente favorável no período de referência.

Como esperado, os valores de equilíbrio climático associados aos endemismos ornitológicos (i.e., aves) são no geral maiores do que os observados para anfíbios e

répteis. Das 12 espécies analisadas, apenas uma apresenta um desequilíbrio total (*Fringilla teydea*) e para sete espécies estima-se valores de equilíbrio menores do que 0.25. Também é neste grupo taxonómico que existem as duas espécies (*Hydrobates montei* e *Pterodroma madeira*) que apresentam uma área de ocupação superior a área de clima adequado para a espécie. Este fato decorre de que parte substancial da distribuição destas espécies é oceânica, enquanto a abordagem desenvolvida de predição de adequabilidade climática se centrou nas faixas terrestres.

Por fim, das 11 espécies de mamíferos analisadas duas apresentam um desequilíbrio extremo e aparte estas, outras seis ocupam menos de 25% das suas áreas potenciais de distribuição.

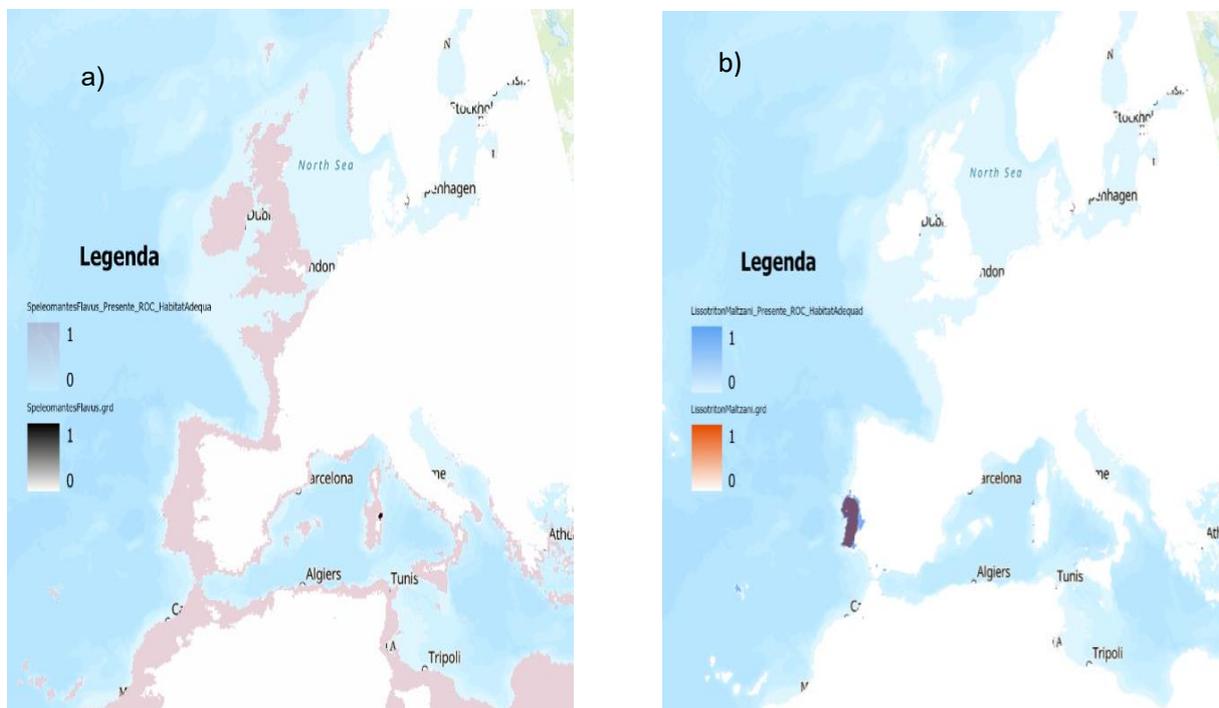


Figura 13 – Representação de áreas de ocupação real e de adequabilidade climática favorável no período de referência, para espécies que apresentam níveis de equilíbrio climático distribucional divergentes, a) *Speleomantes flavus*; b) *Lissotriton maltzani*.

### 3.3. Refúgios climáticos

Observa-se uma redução na extensão da área de refúgios climáticos no cenário SSP5.85 em comparação ao SSP3.70 para mais de metade das espécies analisadas

(38 espécies). Em contrapartida, a extensão dos refúgios climáticos para 27 espécies mantêm-se semelhante em ambos os cenários, enquanto para sete espécies estima-se uma maior prevalência de refúgios sob o cenário SSP5-85. Estes resultados sugerem variações nas respostas das espécies às condições climáticas projetadas, refletindo padrões específicos que podem influenciar estratégias de conservação.

Foi observada uma variedade de respostas em termos da extensão potencial de refúgios climáticos, variando entre 0% e 100% da área de distribuição no período de referência. Para oito espécies (*Calotriton arnoldi*, *Iberolacerta martinezricai*, *Lyciasalamandra helverseni*, *Macrovipera schweizeri*, *Podarcis gaigeae*, *Podarcis milensis*, *Podarcis pityusensis* e *Pterodroma madeira*) a totalidade das áreas de distribuição no período de referência definem potenciais refúgios climáticos. No entanto, entre estas, estima-se apenas para *Pterodroma madeira* (freira-da-Madeira) um decréscimo da área potencial de refúgio sob o cenário SSP5-85.

Para 13 espécies (*Columba trocaz*, *Discoglossus montalentii*, *Euproctus platycephalus*, *Fringilla teydea*, *Hydrobates monteiroi*, *Iberolacerta cyreni*, *Iberolacerta galani*, *Podarcis lilfordi*, *Salamandra corsica*, *Sitta whiteheadi*, *Spalax antiquus*, *Speleomantes imperialis* e *Tarentola gomerensis*) não se prevê a ocorrência de áreas de refúgios em ambos os cenários, indicando ausência de condições favoráveis em 2050 nas áreas de ocorrência no período de referência. Além disso, das previsões para outras três espécies (*Columba junoniae*, *Gallotia caesaris* e *Regulus madeirensis*) sugere-se a ocorrência de áreas de refúgio local sob o cenário SSP3-70, mas uma exclusão destas áreas sob o cenário de mudança mais severa, SSP5-85.

Através de uma análise taxonômica comparada constata-se que, das 28 espécies de répteis avaliadas, cerca de metade poderá sofrer uma redução nos seus refúgios climáticos ao se considerar cenário SSP5-85 em comparação com o cenário SSP3-70. Por outro lado, 13 espécies aparentam manter uma percentagem estabilizada de refúgios climáticos, enquanto *Podarcis cretensis* é a única espécie para a qual a estimativa de refúgios é maior sob o cenário SSP5-85. Para quatro espécies não se observa a ocorrência de refúgios climáticos em ambos os cenários, e para *Gallotia caesaris* apenas no cenário SSP5-85 não se prevêem áreas de

refúgios. Além disso, para cinco espécies estima-se que toda a sua área de ocorrência no período e referência se mantenha climaticamente adequada em 2050.

Das 21 espécies de anfíbios analisadas, prevê-se que 10 apresentem menores áreas de refúgio climático sob o cenário SSP5-85. Sete espécies parecem manter valores constantes entre os dois cenários, enquanto quatro poderão beneficiar de um aumento nas áreas de refúgio no cenário SSP5-85. Entre as sete espécies com valores inalterados, quatro não apresentam áreas de refúgio em nenhum dos cenários, e para duas a totalidade das suas áreas de ocorrência caracterizar-se-á como refúgio climático.

Das 12 espécies de aves analisadas, estima-se que oito apresentem uma redução na prevalência de áreas de refúgio climático entre os cenários, enquanto para quatro espécies prevê-se valores semelhantes nas frações ocupadas por refúgios climáticos. Para quatro destas espécies não se prevê a ocorrência de refúgios, pelo contrário, prevê-se que para *Pterodroma madeira*, a totalidade das áreas de ocorrência defina o refúgio climático para 2050.

Relativamente às 11 espécies de mamíferos analisadas, prevê-se que sete registem uma diminuição das áreas de refúgio entre cenários (SSP 3.70 para SSP5-85). Pelo contrário, para duas espécies prevê-se um aumento destas áreas e para outras duas a manutenção das frações das áreas de ocorrência como refúgios climáticos. Apenas para *Spalax antiquus* não se prevêem áreas de refúgio em nenhum dos cenários.

Geograficamente, as áreas de refúgios estão situadas no sul do continente europeu, local onde há uma maior sobreposição de espécies (Figura 14), não sendo estimadas diferenças no padrão geral dos refúgios climáticos em ambos os cenários climáticos analisados.

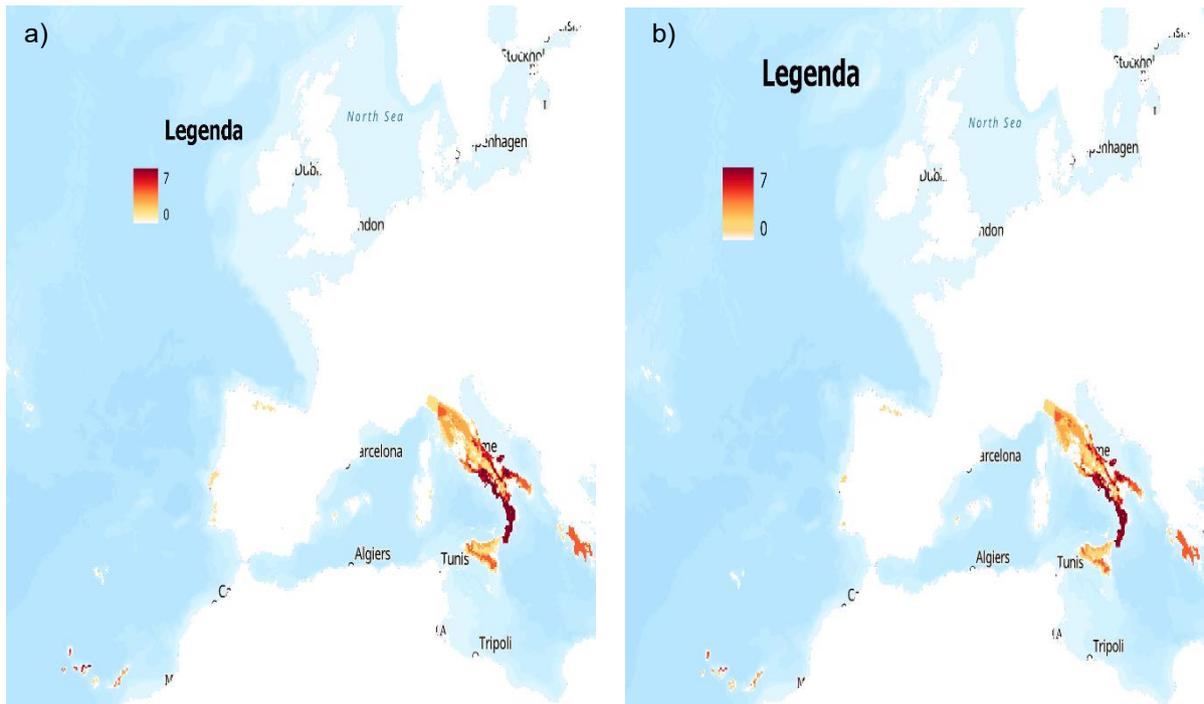


Figura 14 – Riqueza específica (de entre as espécies analisadas) nas áreas identificadas como refúgios climáticos a) SSP3-70 e b) SSP5-85

### 3.4. Dispersão adaptativa

Para 43 das espécies analisadas, sob cenário SSP5-85 observa-se uma menor área climaticamente adequada para recepção de processos adaptativos por via dispersiva do que a estimada sob o regime SSP3-70. Em contrapartida, para 20 espécies a área adequada adaptativo é semelhante entre cenários, enquanto para nove espécies as áreas climaticamente favoráveis e a uma distância colonizável no futuro se prevê maior sob o cenário SSP5-85.

Das 72 espécies analisadas, 11 (*Columba junoniae*, *Discoglossus montalentii*, *Euproctus platycephalus*, *Hydrobates monteiroi*, *Iberolacerta cyreni*, *Iberolacerta galani*, *Salamandra corsica*, *Sitta whiteheadi*, *Spalax antiquus*, *Speleomantes imperialis* e *Tarentola gomerensis*) apresentam valores nulos em ambos os cenários, indicando ausência de potencial de dispersão até 2050. Adicionalmente, duas espécies (*Columba trocaz* e *Gallotia caesaris*) não se prevêem áreas colonizáveis no futuro apenas sob o cenário SSP5 85. Para quatro espécies (*Lyciasalamandra helverseni*, *Macrovipera schweizeri*, *Podarcis gaigeae* e *Podarcis milensis*) estima-se

que toda a sua área dispersiva potencial seja climaticamente adequada no futuro, apresentando assim um valor máximo (1) nos dois cenários, não se verificando qualquer espécie com este valor apenas num dos cenários.

A análise por grupos taxonómicos revela variações distintas no potencial de dispersão adaptativa. Nos répteis, das 28 espécies avaliadas, 16 apresentam uma redução na capacidade dispersiva, nove mantêm valores constantes e três registam um aumento entre os cenários SSP3-70 e SSP5-85. Além disso, três espécies não apresentam qualquer área viável para adaptação dispersiva sob o cenário SSP3-70, aumentando para quatro no cenário SSP5-85. Para três espécies todo o raio dispersivo tiradas das ocorrências no período de referência mostram-se climaticamente viáveis no futuro, em ambos os cenários.

Relativamente aos anfíbios, das 21 espécies analisadas, 11 apresentam uma redução na capacidade adaptativa, cinco mantêm valores constantes e as restantes cinco evidenciam um aumento entre os cenários SSP3-70 e SSP5-85. Adicionalmente, para quatro espécies não se estima a prevalência de clima adequado em todo o seu raio dispersivo em ambos os cenários, enquanto só *Lyciasalamandra helverseni* mantém um valor máximo nesta métrica.

No caso das aves, das 12 espécies avaliadas, oito registam uma diminuição da sua capacidade de dispersão, enquanto as restantes quatro mantêm valores idênticos entre os cenários. Sob o cenário SSP3-70, não se estima a ocorrência de potencial dispersivo para três espécies no cenário SSP3-70, enquanto para *Columba trocaz* essa incapacidade apenas se regista sob o cenário SSP5-85. Nenhuma espécie apresenta um valor máximo (1) em qualquer dos cenários.

Por fim, das 11 espécies de mamíferos analisadas, 7 registam uma redução na sua capacidade de dispersão, duas apresentam valores constantes e outras duas demonstram um aumento quando analisados os cenários SSP3-70 e SSP5-85, respetivamente. Apenas *Spalax antiquus* apresenta-se com inviabilidade dispersiva adaptativa em ambos os cenários, não se verificando qualquer espécie com um valor máximo (1).

A análise dos mapas de capacidade adaptativa de dispersão (Figura 15), ajustados para excluir os valores dos refúgios e considerar apenas o potencial de colonização das espécies, indica uma ligeira expansão das áreas colonizáveis. Entre

os cenários SSP3-7.0 (Figura 15a) e SSP5-8.5 (Figura 15b), as diferenças são pouco expressivas, com a maior sobreposição registada na região da Itália. No restante território europeu, identificam-se áreas pontuais de colonização por algumas espécies, contudo, a reduzida sobreposição limita a sua expressão visual nos mapas.

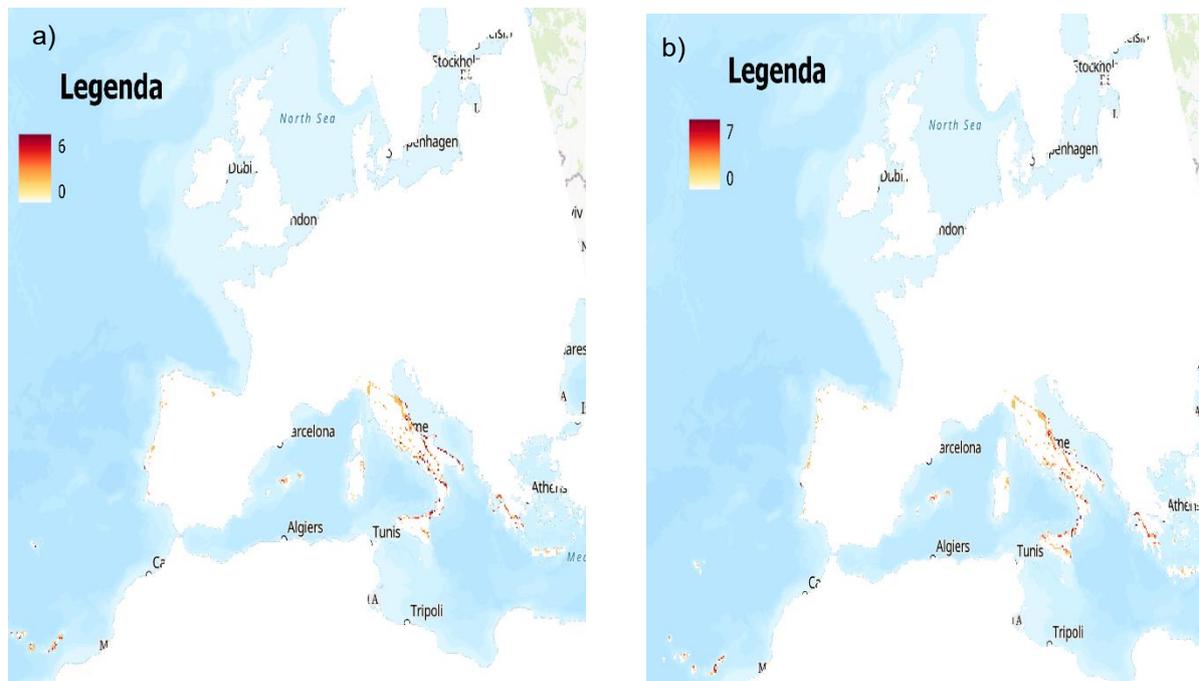


Figura 15 – Riqueza específica (de entre as espécies analisadas) nas áreas de dispersão adaptativa sob os cenários a) SSP3-70 e b) SSP5-85.

### 3.5. Análise de contrastes

Para identificação e observação das espécies que evidenciam uma resposta diferenciada em cada classe taxonómica, foi implementada uma análise de componentes principais (PCA) em R (Figuras 16, 18, 20, 22), com base na Tabela 3 e limitando a análise a duas componentes principais, que representaram 85% da variância original. No domínio definido por estas duas componentes evidenciou-se para cada classe taxonómica as espécies mais distantes entre si. Foram posteriormente comparadas para estas espécies de perspectiva diferenciada os índices

decorrentes da análise do impacto das alterações climáticas previstas (Figuras 17, 19, 21 e 23). As espécies analisadas encontram-se assinaladas através de um círculo, ao serem as espécies que apresentam valores mais contrastantes entre elas.

A métrica  $\cos^2$  indica o grau de representatividade de cada variável no plano definido pelos dois primeiros eixos do PCA, variando entre 0 (baixa representatividade) e 1 (representação perfeita). Espécies com valores elevados de  $\cos^2$  apresentam padrões que são bem explicados por estes dois eixos, enquanto valores baixos sugerem padrões mais complexos que requerem componentes adicionais para uma interpretação completa. Nos biplots apresentados, os valores de  $\cos^2$  estão representados através de uma escala de cores, permitindo visualizar, de forma intuitiva, o grau de representação de cada espécie no espaço multivariado.

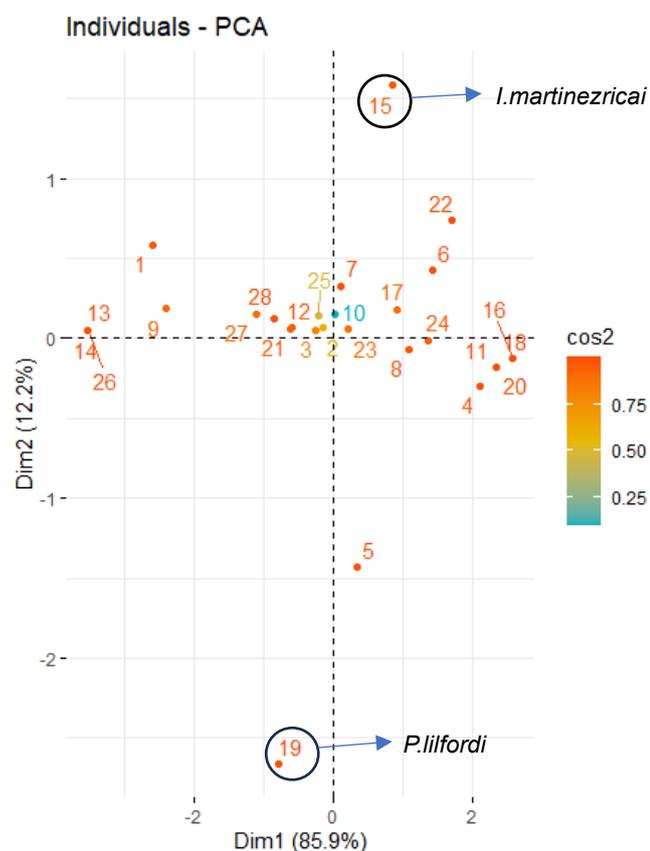
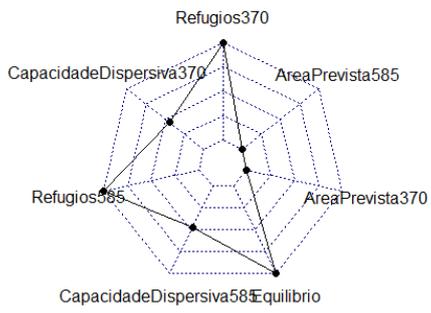


Figura 16 – Biplot do teste PCA no grupo taxonómico dos répteis

a)



b)

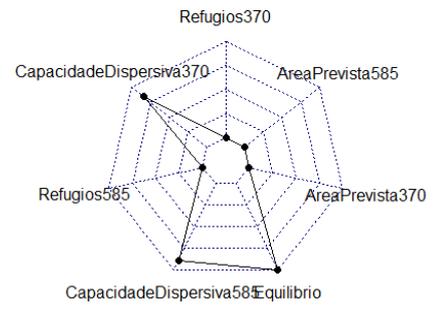


Figura 17 – Radarplots para duas espécies de répteis a) *Iberolacerta martinezricai* e b) *Podarcis lilfordi*.

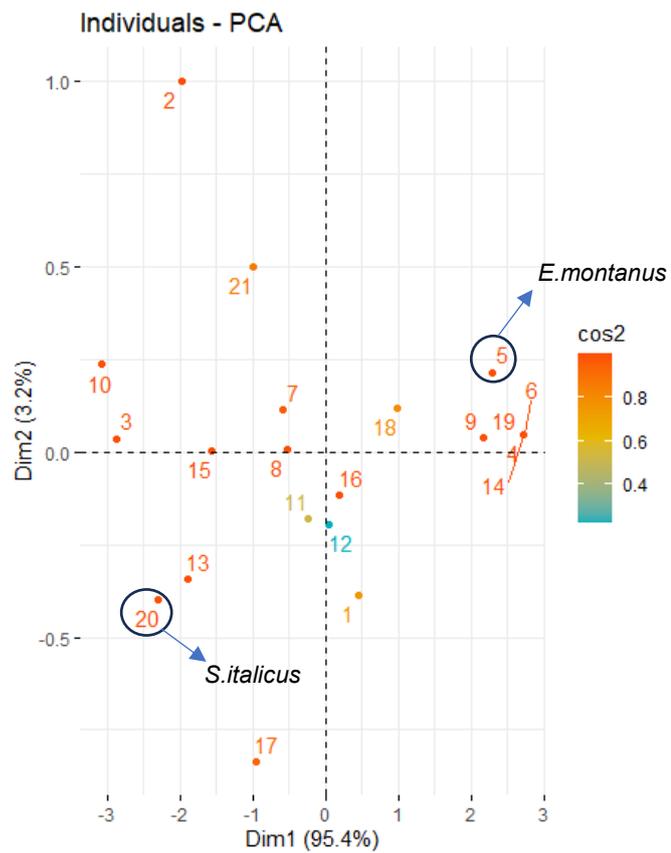


Figura 18 - Biplot do teste PCA no grupo taxonómico dos anfíbios

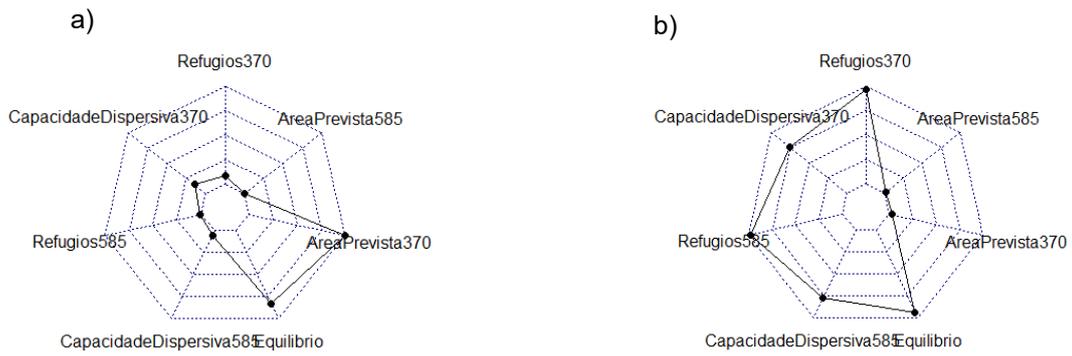


Figura 19 – Radarplots para duas espécies de anfíbios a) *Euproctus montanus* e b) *Speleomantes italicus*.

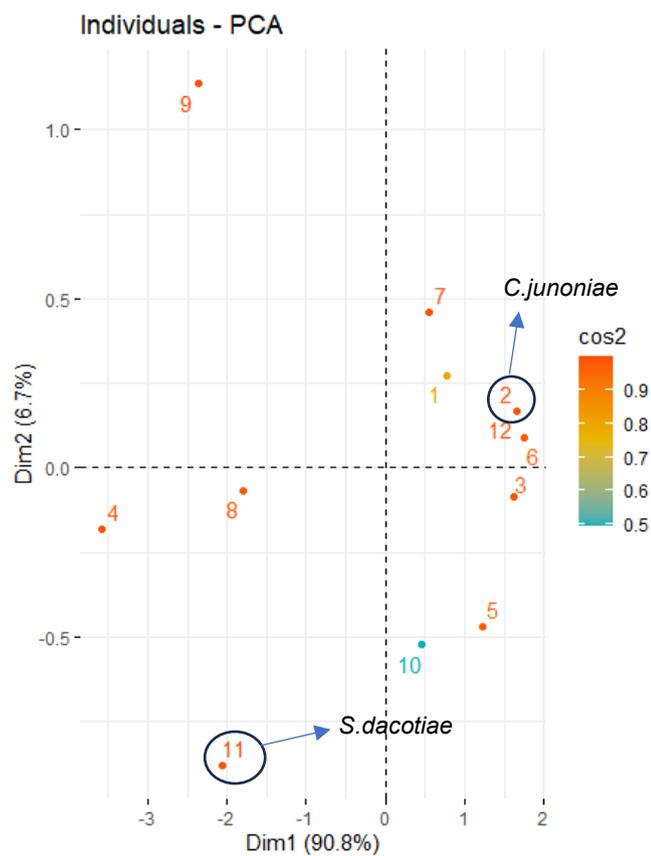


Figura 20 – Biplot do teste PCA no grupo taxonómico das aves



Figura 21 – Radarplots para duas espécies de aves a) *Columba junoniae* e b) *Saxicola dacotiae*.

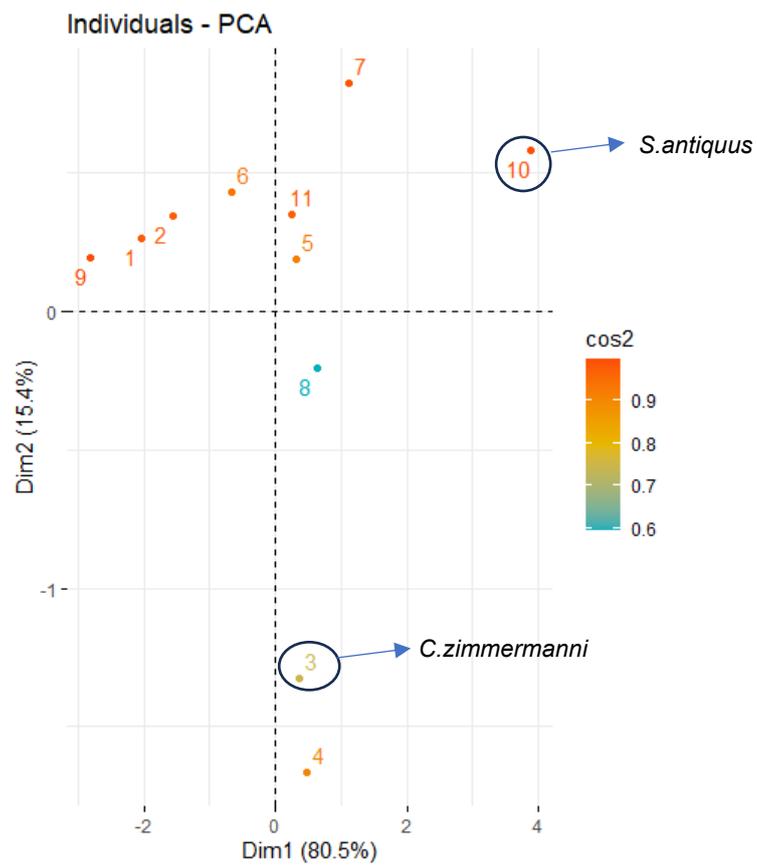


Figura 22 - Biplot do teste PCA no grupo taxonómico dos mamíferos

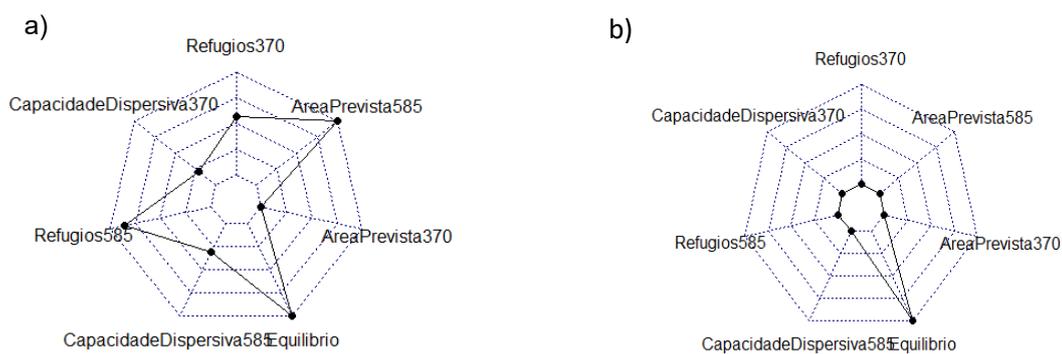


Figura 23 – Radarplots para duas espécies de mamíferos a) *Crocidura zimmermanni* e b) *Spalax antiquus*

### 3.6. Expansão dos endemismos

Para avaliar os efeitos das alterações climáticas a nível geográfico, optou-se por avaliar o impacto previsto destas na expansão das espécies para novas regiões do continente no ano de 2050 (Figuras 24 e 25). Para isso, foram adotadas duas abordagens distintas: a primeira considera todas as áreas climáticas adequadas, enquanto a segunda foca-se exclusivamente nas áreas com dispersão limitada.

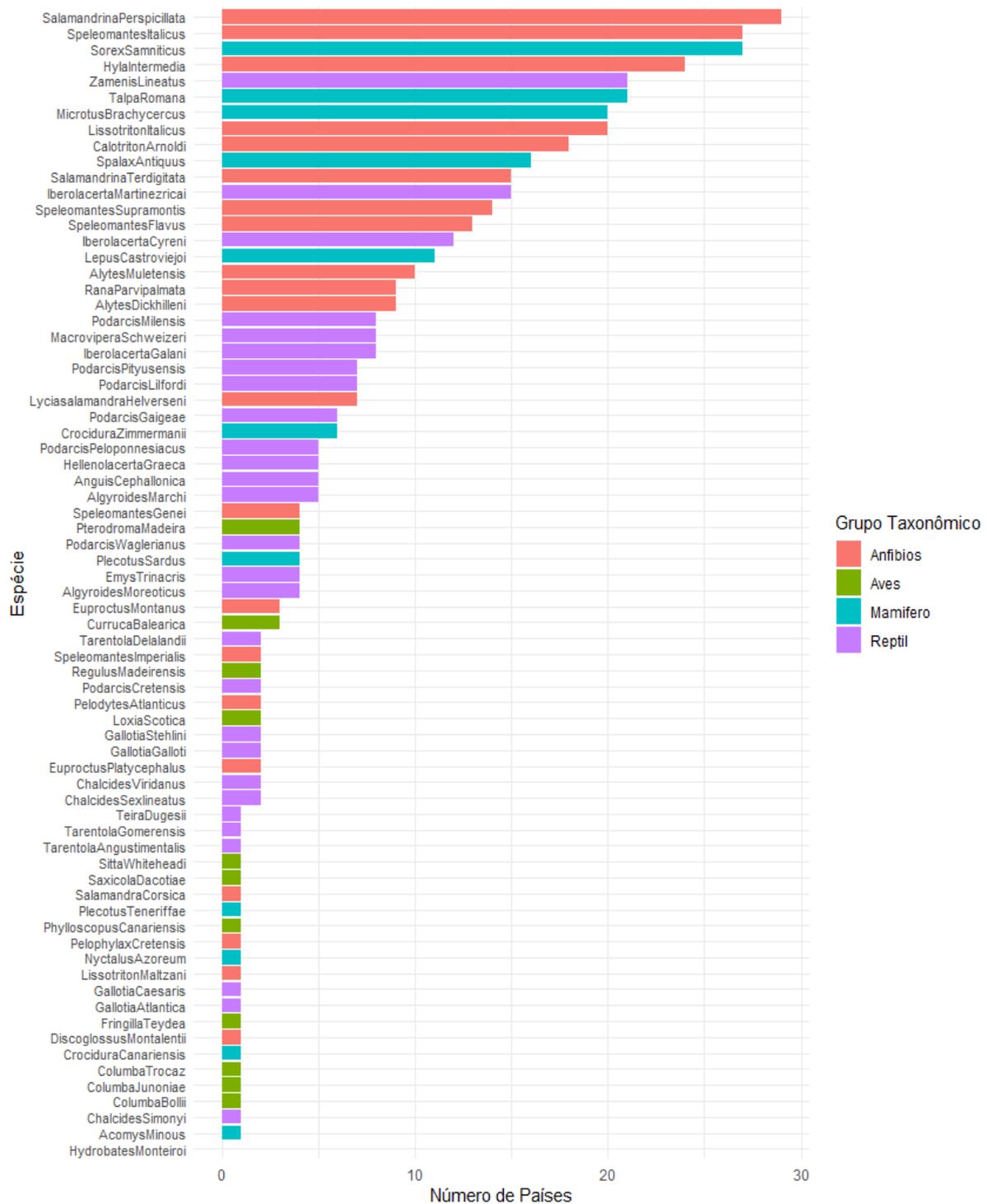


Figura 24 –Número de países europeus onde se estima a ocorrência de áreas climaticamente adequadas em 2050 sob o cenário climático SSP3-70 para todos os endemismos nacionais analisados.

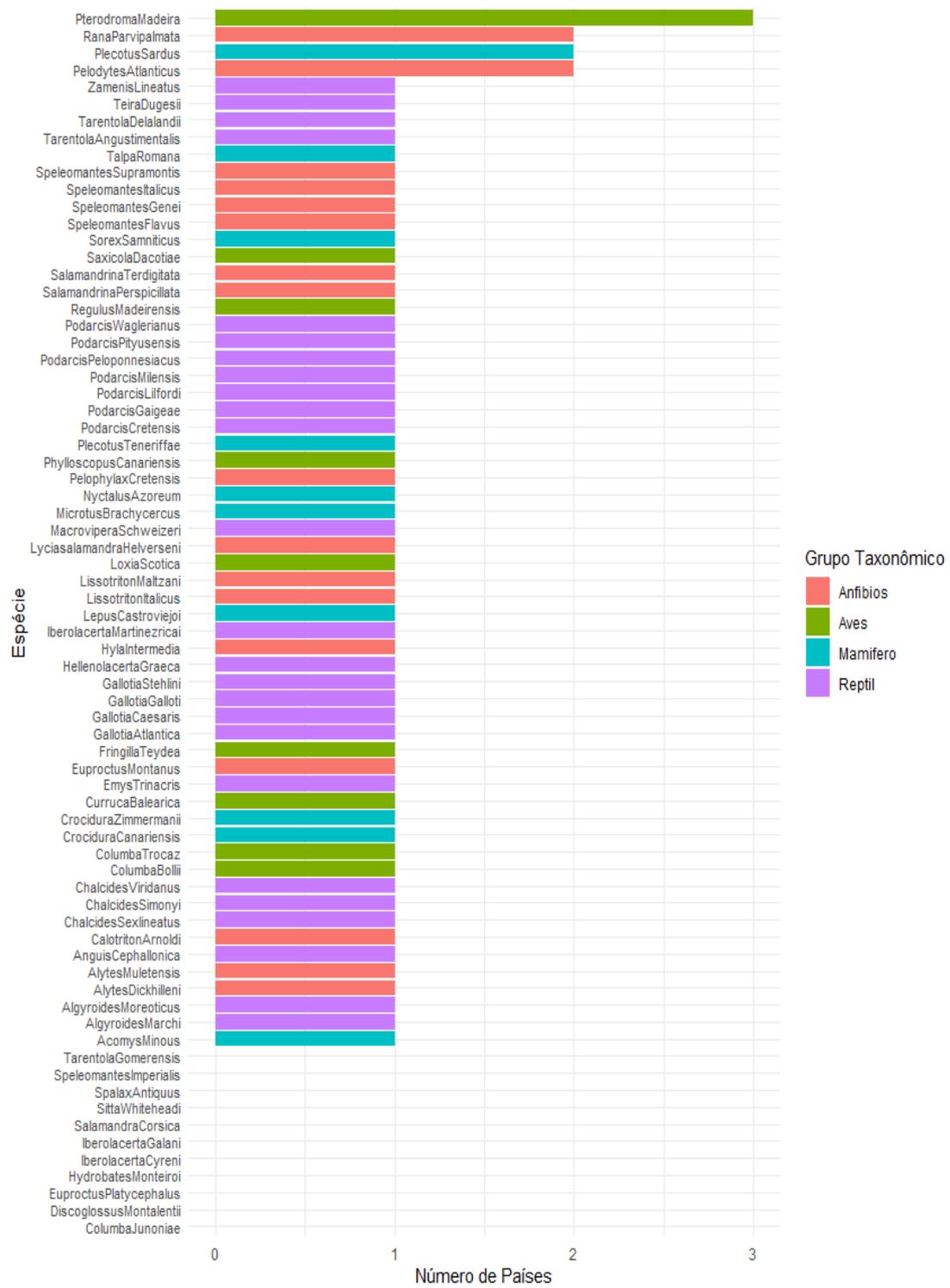


Figura 25 –Número de países europeus onde se estima a ocorrência de áreas climaticamente adequadas e a distâncias cobertas pela dispersão em 2050 sob o cenário climático SSP3-70 para todos os endemismos nacionais analisados.

## 4. Discussão de Resultados

### 4.1 Impactes das alterações climáticas

Prever os impactos das alterações climáticas nas populações de espécies à escala global tem-se revelado essencial para o desenvolvimento de estratégias de conservação eficazes, em particular para o caso de espécies com limitações corológicas, como as analisadas neste estudo. Estudos prévios demonstram que mudanças nas distribuições das espécies podem desencadear alterações ecológicas significativas e aumentar o risco de extinção global (Schwartz et al., 2006; Hellmann et al., 2012). De entre estas destacam-se as espécies endémicas pela elevada sensibilidade a alterações nos seus habitats, frequentemente associadas a regimes climáticos mais severos.

Os resultados obtidos projetam, para os próximos 30 anos, mudanças substanciais na geografia dos climas adequados aos endemismos nacionais na Europa, com níveis variados de exposição entre diferentes grupos taxonómicos. Embora o presente estudo considere apenas um conjunto limitado de variáveis climáticas, é provável que as alterações climáticas induzam dinâmicas relevantes em outros descritores ambientais, ampliando o contexto de incerteza associado às previsões. Dentro dessa inevitabilidade, a abordagem comparativa adotada permite avaliar prioridades de conservação, tanto ao nível das espécies quanto das áreas prioritárias para atuação.

Tal como em outros estudos, as regiões mediterrânicas e macaronésica destacam-se geograficamente como importantes refúgios para a biodiversidade, abrigando 70 dos 72 endemismos analisados (Carvalho et al., 2010). Contudo, essas áreas também são apontadas como altamente vulneráveis às alterações climáticas, com impactes esperados significativos na biodiversidade regional (Carvalho et al., 2010; Maiorano et al., 2013). A Península Ibérica e a Península Itálica destacam-se pela maior ocorrência de endemismos nacionais de vertebrados terrestres, abrangendo 75% das espécies analisadas. Com estes dados podemos compreender como uma alteração dos regimes climáticos nestas regiões colocaria em risco estas espécies que por si só já apresentam limitações biológicas que as tornam vulneráveis.

Os resultados indicam uma redução nas áreas climaticamente adequadas para 82% das espécies endémicas até 2050, especialmente sob o cenário SSP5.85. Atualmente, as áreas favoráveis encontram-se concentradas no sul da Europa, com maior representatividade na Península Ibérica, Itália e Grécia. Contudo, observa-se uma tendência generalizada de deslocamento das distribuições das espécies para latitudes mais elevadas, impulsionada pelo aumento das temperaturas médias anuais e pela intensificação da aridez em regiões meridionais (Hickling et al., 2006; Chen et al., 2011). Projeções futuras sugerem que as áreas adequadas se concentrem em regiões específicas, como o oeste da Península Ibérica e o oeste da França, enquanto áreas atualmente favoráveis, como o centro da Península Ibérica, Itália e Grécia, deverão sofrer uma redução acentuada no número de espécies endémicas. Em contrapartida, áreas de latitudes mais elevadas, como a Europa Central e o oeste da Escandinávia, deverão apresentar uma expansão gradual de adequabilidade climática, à medida que as condições térmicas se tornam mais propícias para a sobrevivência e o estabelecimento das espécies, tal como é evidenciado em mais estudos (Deutsch et al., 2008).

Além da redução projetada nas áreas climaticamente adequadas entre o período de referência e períodos futuros, outro dado particularmente preocupante em diversos estudos é a discrepância entre as áreas de ocupação atuais das espécies e as áreas climáticas adequadas para o futuro (Ohlemüller et al., 2006, Minoli & Avila, 2017). Neste estudo, mais de 20% das espécies analisadas apresentam valores de adequabilidade climática futura inferiores às suas áreas de ocupação atuais, sendo este facto especialmente significativo quando se observa que, mesmo no presente, a maioria das espécies ocupa apenas uma fração das áreas climaticamente adequadas disponíveis. Tais padrões podem refletir limitações impostas por barreiras geográficas, características biológicas ou interações ecológicas que não são tidas em conta no estudo e que devem impor uma análise rigorosa aquando da realização de estratégias de conservação para espécies (Ohlemüller et al., 2006).

A análise dos diferentes grupos taxonómicos revela uma redução generalizada nas áreas climaticamente adequadas, impactando todos os grupos estudados de forma significativa. As aves emergem como o grupo mais severamente afetado, com todas as espécies a registarem diminuições na extensão de habitats climaticamente favoráveis, corroborando estudos anteriores que destacam a

vulnerabilidade deste grupo às alterações climáticas (Huntley et al., 2008; Foden et al., 2013). Os répteis seguem uma tendência semelhante, com áreas de adequabilidade climática para aproximadamente 90% das espécies a apresentarem uma redução substancial, em linha com evidências fornecidas por estudos na área (Araújo et al., 2006; Carvalho et al., 2010; Maiorano et al., 2013). Por outro lado, os anfíbios e os mamíferos, embora registem proporções ligeiramente menores de espécies negativamente impactadas, também apresentam resultados preocupantes, com as áreas climaticamente adequadas de mais de 70% das espécies analisadas a diminuir até 2050. Comparativamente, os resultados aqui obtidos revelam-se mais severos do que os registados em outros estudos, onde os valores médios de espécies negativamente afetadas tendem a ser inferiores (Feehan et al., 2009; Araújo et al., 2011; Newbold, 2018). Esta disparidade pode ser explicada, em parte, pelo foco deste estudo em espécies endémicas, que possuem distribuições mais restritas e, conseqüentemente, uma maior vulnerabilidade às alterações climáticas. Os resultados sublinham, assim, a elevada suscetibilidade dos vertebrados terrestres endémicos às mudanças climáticas projetadas e a necessidade de se desenvolverem ações de conservação dedicadas.

Ainda no contexto das áreas climaticamente adequadas, os resultados evidenciam um aumento na extensão de habitats favoráveis para espécies continentais com áreas de distribuição ainda assim mais amplas do que as restantes, como *Hyla intermedia*, *Salamandrina perspicillata* e *Lissotriton italicus*. Para estas espécies estima-se um aumento das áreas climaticamente adequadas sob cenário de mudança climática mais severa, o que se demonstra contraditório com os demais resultados e estudos, que evidenciam maioritariamente uma descida no número de habitats favoráveis para as espécies, podendo evidenciar que as variáveis climáticas selecionadas não serão as mais adequadas na inferência das suas respostas. Em contrapartida, espécies com áreas de ocupação mais restritas exibem uma redução acentuada na adequação climática projetada, sendo este padrão particularmente evidente em espécies restritas a regiões insulares, tal como referenciado por demais estudos (Thuiller et al., 2005; Dubos et al., 2021). Esse fenómeno é evidenciado por espécies como *Hydrobates monteiroi*, *Gallotia caesaris* ou *Teira dugessi* que apresentam reduções significativas na extensão de áreas climáticas adequadas sob condições climáticas mais extremas, colocando-as em risco extremo de extinção. Um

caso alarmante é o da *Salamandra corsica*, cuja distribuição já é altamente restrita e para a qual as projeções indicam a total perda de áreas climaticamente favoráveis.

Adicionalmente, regiões que atualmente apresentam climas mediterrânicos poderão sofrer alterações ainda mais severas nas suas condições climáticas, incluindo períodos de seca prolongados, favorecendo processos de desertificação e um alinhamento com descritores climáticos do norte de África como é demonstrado por outros estudos na área (Calbó, 2009; Urdiales-Flores et al., 2024). Os mapas de projeções climáticas futuras aqui obtidos vão de acordo com esses estudos, ao ilustrarem claramente essas mudanças em comparação com as condições atuais. Já as espécies de climas atlânticos parecem apresentar diferentes reações ao aumento das temperaturas, havendo espécies como *Iberolacerta galani* cuja área climática favorável diminuirá, enquanto para *Rana parvipalmata* se prevê um acréscimo de área. Contudo, este cenário tornar-se-á preocupante, pois as projeções indicam que, com o aumento das temperaturas e a redução e sazonalidade das precipitações, estas regiões poderão passar a ter predominantemente características climáticas mediterrânicas (Urdiales-Flores et al., 2024). Como consequência, as espécies de climas atlânticos enfrentarão um risco extremamente elevado de extinção, sendo o risco agravado pela limitada capacidade de dispersão e pela ocorrência frequente de barreiras geográficas à sua dispersão populacional (Carvalho et al., 2010; Maiorano et al., 2013).

Em relação aos refúgios climáticos, os resultados indicam que mais de metade das espécies analisadas apresentarão uma redução na extensão dessas áreas entre cenários (SSP3-70 a SSP5-85), reforçando a vulnerabilidade das espécies endêmicas face às alterações climáticas. Além disso, 27 espécies não registam alterações significativas entre cenários, sugerindo uma estabilidade, mas sem ganhos na adequabilidade climática. Apenas sete espécies demonstram um aumento na extensão dos seus refúgios, evidenciando que os benefícios das alterações climáticas previstas para a biodiversidade são limitados e pouco expressivos. Estes resultados estão em consonância com outros estudos que prevêem uma redução global das áreas de refúgio, comprometendo a resiliência das espécies face às mudanças ambientais projetadas (Klausmeyer et al., 2009; Andersen et al., 2024).

Além disso, os resultados indicam que, para 13 espécies, não existem áreas de refúgio em nenhum dos cenários analisados, sugerindo a ausência de condições climáticas favoráveis até 2050 nas suas áreas de ocorrência atuais. Esta situação é particularmente alarmante, uma vez que a inexistência de habitats climaticamente adequados, combinada com as limitações associadas às espécies endêmicas, pode resultar num risco elevado de extinção. Em contraste, oito espécies deverão manter áreas de ocorrência climaticamente favoráveis em 2050, o que representa um fator positivo para a sua persistência a longo prazo, não sendo teoricamente necessário haver uma deslocação para outra região onde estas espécies não ocorram atualmente.

A análise por grupo taxonómico revela ainda que os mamíferos e as aves são os grupos mais impactados pelas alterações climáticas, apresentando o maior número de espécies com redução nas áreas de refúgio entre cenários climáticos. Estudos mencionam igualmente estes dois grupos como sendo os mais prejudicados pelas alterações climáticas (Beyer & Manica, 2020), podendo a redução de áreas de refúgio ser um factor que iria afetar bastante as espécies destes grupos. No entanto, os resultados indicam que todos os grupos taxonómicos acabariam por enfrentar desafios significativos, dado que, em cada um deles, há espécies que perdem totalmente as suas áreas de refúgio climático, aumentando o seu risco de extinção.

As 13 espécies para as quais não se projetam condições climáticas favoráveis até 2050 nas suas áreas de ocorrência atuais encontram-se distribuídas em dois tipos de habitat específicos: regiões insulares e regiões montanhosas. Estas espécies apresentam, na sua maioria, distribuições extremamente reduzidas, com áreas de ocorrência inferiores a 10 km<sup>2</sup>, conforme evidenciado pelos dados. A limitação geográfica imposta por esses habitats, aliada à baixa capacidade dispersiva das espécies, pode explicar a ausência de áreas de refúgio para estas populações (Carvalho et al., 2010).

Além dos fatores espaciais, também se observa uma tendência nos padrões climáticos associados à perda de refúgios. As espécies endêmicas de ilhas do Mediterrâneo, caracterizadas por um clima mediterrânico, tendem a ser as mais afetadas, com projeções indicando a perda quase total de áreas de refúgio adequadas. Da mesma forma, espécies de ambientes montanhosos em climas

atlânticos também demonstram um elevado grau de vulnerabilidade, não registrando quaisquer áreas de refúgio climático no período analisado.

Por fim, ao se avaliar a capacidade dispersiva adaptativa, observa-se uma tendência semelhante à verificada nos refúgios climáticos, sendo os valores entre cenários idênticos. Prevê-se que até 2050, 43 das espécies em estudo registem uma redução nas áreas climaticamente adequadas dentro de uma distância colonizável, refletindo o impacto das alterações climáticas na dispersão das espécies. Em contrapartida, também se observa um aumento no número de espécies que expandem as suas áreas adequadas, embora em 20 os valores permaneçam inalterados entre cenários. Apesar de algumas variações nos resultados, as áreas de dispersão adaptativa alinham-se com a disponibilidade de área em refúgios climáticos, o que é expectável, dado que ambas as métricas estão interligadas. Assim, as razões subjacentes à redução dessas áreas entre cenários são consistentes com aquelas identificadas para os refúgios climáticos.

Para 11 espécies, o índice de dispersão adaptativa apresenta valores reduzidos, enquanto 4 espécies atingem o valor máximo de área potencialmente colonizável até 2050. Em comparação com os dados relativos aos refúgios climáticos, observa-se uma ligeira alteração no impacto das alterações climáticas sob um cenário de dispersão limitada. Embora o número de espécies sem qualquer área passível de colonização em 2050 tenha diminuído, verifica-se também uma redução significativa, para metade, no número de espécies capazes de ocupar a totalidade da área disponível.

Apesar do número reduzido de espécies sem potencial adaptativo por dispersão, os resultados evidenciam-se ainda assim preocupantes. Sob um cenário de dispersão que pode ser considerado mais realista, pois leva em conta limites máximos de dispersão específicos para cada espécie, observa-se que os valores desta métrica permanecem extremamente reduzidos. Metade das espécies analisadas terá a área potencial de dispersão adaptativa coberta em 2050 com clima favorável inferior a 50%, reforçando a vulnerabilidade destas populações face às alterações climáticas.

Não se observa uma diferença marcada entre os diferentes grupos taxonómicos, uma vez que todos registam uma diminuição geral nesta métrica quando

se analisa sob o cenário SSP3-70 e SSP5-85. O impacto prevê-se menor nos anfíbios, com pouco mais de metade das espécies a sofrer uma redução entre cenários. Embora este valor possa parecer menos preocupante em comparação com outros grupos, continua a ser alarmante, uma vez que reflete um declínio significativo nas áreas a uma distância colonizável que se encontrariam climaticamente adequadas para estas espécies.

De modo geral, as espécies que apresentam uma redução nas áreas de refúgio também registam uma diminuição no índice de capacidade dispersiva, resultando numa sobreposição significativa das regiões mais afetadas. Tanto as regiões insulares como as montanhosas demonstram um impacto mais acentuado sob um cenário de dispersão limitada, o que era expectável, uma vez que essas áreas impõem barreiras naturais à dispersão das espécies, restringindo-as a habitats geograficamente isolados e com menor capacidade de colonizarem outras áreas.

Estes dados refletem o impacto esperado do agravamento das condições climáticas: uma mudança nos padrões de distribuição das espécies, geralmente associada à redução das áreas climáticas favoráveis. Ao analisarmos essas áreas, identificamos diversos locais ao longo do continente que, teoricamente, poderiam sustentar as espécies. O gráfico que ilustra a distribuição de espécies por países, considerando apenas as áreas climáticas favoráveis, revela uma potencial expansão geográfica significativa, o que poderia beneficiar as espécies ao possibilitar sua colonização em novas regiões. Contudo, é fundamental reconhecer que essas projeções não contemplam fatores cruciais, como a capacidade de dispersão das espécies e a existência de áreas de refúgio (Bateman et al., 2013). Por essa razão, na maioria dos casos, as espécies permanecem restritas a áreas que se assemelham às suas zonas de ocupação atuais, sendo a expansão geográfica para outros países ocorrente em poucos casos, o que frequentemente resulta na manutenção do *status* de espécies endémicas nas suas áreas de ocupação atuais, tal como é demonstrado no gráfico que ilustra a distribuição de espécies sob um cenário de dispersão limitado.

A PCA revelou-se uma ferramenta útil na identificação de padrões de resposta contrastantes entre espécies endémicas face às variáveis ambientais consideradas. Nos répteis e anfíbios, observou-se uma maior dispersão no espaço multivariado, sugerindo diversidade nas estratégias ecológicas e sensibilidades ambientais. Entre

os répteis, *Iberolacerta martinezricai* e *Podarcis lilfordi* ocuparam posições opostas no biplot, sendo a primeira associada a ambientes montanhosos restritos e a segunda a habitats insulares mais amplos. Entre os anfíbios, *Euproctus montanus*, com distribuição limitada em regiões montanhosas da Córsega, contrastou com *Speleomantes italicus*, cuja maior tolerância ambiental se refletiu na sua posição multivariada. Estes contrastes foram reforçados pelas métricas individuais: *Speleomantes italicus*, por exemplo, apresentou elevados coeficientes de refúgio e capacidade dispersiva, enquanto *Euproctus montanus* mostrou valores residuais, sugerindo baixa resiliência às alterações climáticas.

Nas aves, verificou-se uma menor dispersão dos pontos no biplot, o que poderá estar relacionado com a maior capacidade de dispersão deste grupo, refletindo menor diferenciação nas respostas ecológicas. Ainda assim, as espécies insulares *Columba junoniae* e *Saxicola dacotiae* apresentaram respostas contrastantes, associadas a habitats florestais e áridos, respetivamente. Entre os mamíferos, embora o padrão geral fosse de menor variabilidade, espécies como *Spalax antiquus*, de hábitos subterrâneos e distribuição altamente restrita, destacaram-se pelo seu posicionamento isolado, evidenciando vulnerabilidade acrescida.

Estas observações têm importantes implicações para a conservação. As espécies mais extremas nas componentes principais — e que revelam maior sensibilidade nas métricas de refúgio, dispersão e desequilíbrio — deverão ser alvo de atenção prioritária em políticas de mitigação. A sua capacidade limitada de responder às mudanças climáticas por via da dispersão ou da plasticidade ecológica exige a ponderação de ações específicas. A análise PCA, ao permitir uma visão integrada da resposta das espécies, pode assim contribuir significativamente para a priorização e diferenciação das estratégias conservacionistas.

#### **4.2. Desafios e estratégias em contextos dinâmicos**

As alterações climáticas possuem um carácter dinâmico, promovendo mudanças constantes que representam um desafio significativo para a conservação da biodiversidade. A deslocação dos habitats adequados, a redistribuição das

espécies e as mudanças na disponibilidade de refúgios e corredores ecológicos podem fazer com que algumas áreas protegidas deixem de garantir a conservação das espécies-alvo, deslocando a sua distribuição para regiões fora dessas áreas (Ervin, 2003; Hannah et al., 2007; Araújo et al., 2011). Este dinamismo também afeta, ainda que em menor escala, as áreas protegidas, tornando a sua gestão mais complexa e exigindo adaptações contínuas. Com a alteração das condições climáticas, muitas dessas áreas poderão perder a sua eficácia na proteção das espécies que atualmente abrigam (Araújo et al., 2011).

Para mitigar os impactos das alterações climáticas e garantir a eficácia das áreas protegidas, é essencial adotar estratégias de conservação dinâmicas e adaptativas (Alagador et al, 2014; Alagador et al, 2016). Além de considerar as espécies e os seus habitats, as políticas de conservação devem integrar fatores ecológicos e paisagísticos que sustentam a biodiversidade. Algumas abordagens fundamentais incluem a redefinição dos limites das áreas protegidas, a criação de novas reservas e a implementação de uma gestão flexível dos habitats potencialmente favoráveis ao longo do tempo (Araújo et al., 2011; Ferreira et al., 2019).

Além disso, embora este estudo tenha analisado espécies endêmicas, verificou-se que algumas poderão expandir a sua distribuição para outros países no futuro, deixando por isso de serem consideradas endemismos nacionais. Diante disso, as políticas de conservação devem adotar uma abordagem multifacetada, focando-se não apenas em espécies individuais, mas também em grupos com distribuições semelhantes, permitindo uma resposta mais eficaz às alterações climáticas face aos recursos financeiros muito escassos (Dawson et al., 2011; Arribas et al., 2012). Essas políticas não devem estar restritas a um único país ou região, mas sim abranger áreas que, no futuro, poderão tornar-se adequadas para espécies, conforme demonstrado nos resultados. Isso exige uma cooperação internacional reforçada, incluindo acordos diplomáticos que facilitem a implementação de medidas de conservação transnacionais (Burgass et al., 2020) e um alinhamento estratégico e coordenado de ações em conservação. A União Europeia já reconheceu alguns desses desafios, refletindo essa preocupação nas estratégias delineadas para 2030, que visam integrar medidas de adaptação climática na conservação da biodiversidade, promovendo uma abordagem mais abrangente e coordenada.

Algo a ser tido em conta, e uma das melhores formas de combate às alterações climáticas baseia-se num planeamento de prevenção e gestão adaptativa, onde estudos como o aqui apresentado desempenham papéis essenciais, identificando áreas climáticas potencialmente favoráveis e começando desde logo a atuar sobre elas de modo a não haver um controlo tardio. Com o tempo deve haver uma monitorização destas áreas, de modo a ter dados que permitam verificar os efeitos do controle e se for necessário mudar de estratégia. Estes planos de prevenção, especialmente se desenhados estrategicamente e com ferramentas quantitativas e de base científica, acabam por ser financeiramente oportunos, o que se revela relevante devido ao baixo financiamento que é norma em planos e estratégias de conservação. Os recursos assim poupados poderão ser redirecionados no desenho de estratégias alinhadas com a melhor informação disponível.

No caso das espécies com baixa capacidade de dispersão, uma das estratégias propostas para promover a sua persistência face às alterações climáticas é a colonização assistida. Este processo consiste na transferência deliberada de espécies para locais que possam oferecer condições climáticas mais adequadas à sua sobrevivência, representando, em alguns casos, a única alternativa para evitar a extinção (Shirey & Lamberti, 2010; Gallagher et al., 2015). É, contudo, alvo de intensas controvérsias dentro da comunidade científica e da gestão da conservação. A colonização assistida consiste na transferência deliberada de espécies para áreas onde se prevê que as condições climáticas sejam mais favoráveis à sua sobrevivência no futuro, representando, em alguns casos, a única alternativa para evitar a extinção.

As principais críticas a esta abordagem prendem-se com os riscos ecológicos e éticos envolvidos. A introdução de uma espécie fora da sua distribuição histórica pode gerar impactos imprevisíveis sobre as comunidades ecológicas locais, incluindo competição com espécies nativas, disseminação de doenças e potenciais desequilíbrios ecológicos. Além disso, a incerteza inerente aos modelos climáticos e ecológicos dificulta a previsão exata dos impactos a longo prazo, tornando a decisão de translocação um processo complexo e arriscado. Por outro lado, os defensores da colonização assistida argumentam que, perante o ritmo acelerado das mudanças ambientais e a fragmentação crescente dos habitats, a translocação proativa pode ser essencial para garantir a sobrevivência de espécies incapazes de acompanhar as alterações climáticas através da dispersão natural. Neste contexto, a colonização

assistida surge como uma ferramenta complementar às estratégias convencionais de conservação, como a criação de corredores ecológicos e a gestão ativa dos habitats.

Dado o caráter controverso desta abordagem, a sua implementação exige uma avaliação rigorosa caso a caso, considerando fatores como a viabilidade da translocação, o impacto sobre as comunidades recetoras e a compatibilidade com os objetivos gerais de conservação da biodiversidade.

A conservação moderna deve assim adotar uma abordagem mais abrangente, indo além da proteção de espécies e habitats. Estratégias de conservação devem também integrar iniciativas como o restauro de ecossistemas e o sequestro de carbono, de forma a contribuir para a mitigação das alterações climáticas e a preservação da biodiversidade em múltiplas escalas.

#### **4.3 Incertezas associadas ao estudo**

Tal como em muitos outros estudos nesta área, especialmente na previsão dos impactes das alterações climáticas sobre as espécies, os resultados devem ser analisados com precaução devido às múltiplas incertezas associadas ao domínio completo dos processos em estudo e à metodologia utilizada. Como em qualquer modelação bioclimática preditiva, existem fatores ambientais e ecológicos que não podem ser incorporados diretamente nos modelos, o que pode influenciar as projeções. Por exemplo, embora determinadas áreas possam ser bioclimaticamente favoráveis, podem não ser ambientalmente viáveis devido a fatores como competição interespecífica, disponibilidade de recursos ou pressões antropogénicas, dados estes que não são possíveis de analisar nestes estudos, onde o único objetivo é verificar a disponibilidade de habitat para as espécies.

Além disso, o processo de modelação depende fortemente da qualidade e da natureza dos dados utilizados. No presente estudo, os polígonos de ocorrência podem levar a uma sobrestimação da área de distribuição das espécies, resultando numa ampliação artificial do seu nicho climático. Outra fonte significativa de incerteza advém dos próprios dados climáticos, frequentemente baseados em resoluções espaciais relativamente grosseiras, como grelhas de quadrículas de 9 km × 9 km. Essa escala

pode não capturar microclimas locais, que poderão ser determinantes na persistência de espécies endêmicas, podendo comprometer a precisão das projeções.

Os modelos estatísticos utilizados para prever a distribuição das espécies também podem introduzir variações significativas nos resultados, sendo esta uma das principais causas das diferenças entre projeções (Pearson et al., 2006; Buisson et al., 2010; Beale & Lennon, 2012). Adicionalmente, os Modelos de Circulação Global (GCMs) constituem outra importante fonte de incerteza, particularmente em projeções de longo prazo, onde o aumento da temperatura e a intensificação das alterações climáticas geram previsões cada vez mais incertas (Buisson et al., 2010; Goberville et al., 2015).

Outro fator que contribui para a variabilidade dos resultados é a capacidade de dispersão das espécies, que é difícil de quantificar com precisão, influenciando a confiabilidade das projeções (Thuiller et al., 2004). A dispersão das espécies está intimamente relacionada com o contexto ambiental local, e dessa forma o uso de superfícies de resistência à conectividade poderia ser uma opção a implementar, como complemento aos modelos usados. O esforço computacional necessário torna contudo esta abordagem menos prática e efetiva, em particular tendo em conta a escala e resolução geográfica adotadas.

## **5. Conclusão**

Nas últimas décadas, o aumento global da temperatura e a intensificação da frequência e magnitude de eventos climáticos extremos têm colocado um desafio crescente à sobrevivência das espécies. Os resultados deste estudo corroboram essa tendência, evidenciando uma redução significativa das áreas climaticamente favoráveis para muitas das espécies endêmicas na Europa. Esse impacto é particularmente preocupante no sector meridional, especialmente na bacia do Mediterrâneo, identificada como uma das zonas mais vulneráveis futuramente às alterações climáticas. Tendo em conta os resultados obtidos e a comparação com outros artigos com objetivos semelhantes podemos concluir que as alterações climáticas irão provocar alterações nas dinâmicas futuras das espécies endêmicas do continente europeu, havendo uma redução das áreas climaticamente adequadas, do

sucesso de desempenho dispersivo-adaptativo e das áreas de refúgio climático, principalmente no cenário SSP5-85, tido como o mais severo.

Os resultados evidenciam que as espécies endêmicas, que frequentemente possuem características biológicas restritivas (ex., baixa capacidade de dispersão) e áreas de distribuição geográfica limitada (como ilhas ou cadeias montanhosas), tendem a sofrer uma redução adicional dessas áreas. Por outro lado, espécies com distribuições geográficas um pouco mais amplas apresentam uma tendência de expansão das suas áreas climaticamente adequadas, predominantemente em direção a norte.

Os resultados obtidos permitem a identificação dos principais focos de incidência das alterações climáticas, as áreas prioritárias a serem intervencionadas, ações de restauro a priorizar e as espécies que vão ser mais afetadas pelas alterações. Estratégias de conservação futuras devem ter em conta estes dados, devendo redefinir, alterar ou até mesmo criar, se possível, novas áreas de conservação e adotar novas estratégias como por exemplo a colonização adaptativa, de modo a tentar conservar as espécies endêmicas mais afetadas. Também se deve focar na criação e cumprimento de leis, sendo importante a colaboração internacional entre os diversos países, tendo em conta a possível expansão ou reajuste distributivo das espécies na dimensão geográfica.

Importa atender que, apesar dos dados evidenciarem um aumento ou diminuição de áreas de distribuição, muitos outros fatores exteriores não são, naturalmente, tidos em conta, como interações com o ser humano, com outras espécies ou até fatores como a fragmentação de habitats ou a ocorrência de microclimas. Para uma análise completa dos efeitos que as alterações climáticas poderão ter sobre a biodiversidade serão necessários muitos outros estudos, com novas perspetivas e abordagens, de forma a se criar um manancial de informação a ser sintetizada no delineamento de planos de conservação que sejam ecologicamente eficazes e robustos.

## **6. Referencias Bibliográficas**

- Abellán, P., & Svenning, J.-C. (2014). Refugia within refugia – patterns in endemism and genetic divergence are linked to Late Quaternary climate stability in the Iberian Peninsula. *Biological Journal of the Linnean Society*, 113, 13-28. doi:<https://doi.org/10.1111/bij.12309>
- Adger, W. N., Arnell, N. W., & Tompkins, E. L. (2005). Successful adaptation to climate change across scales. *Global Environmental Change*, 15, 77-86. doi:10.1016/j.gloenvcha.2004.12.005
- Alagador, D., Cerdeira, J. O., & Araújo, M. B. (2014). Shifting protected areas: scheduling spatial priorities under climate change. *Journal of Applied Ecology*, 51(3):703–713. doi: 10.1111/1365-2664.12230
- Alagador, D., Cerdeira, J. O., & Araújo, M. B. (2016). Climate change, species range shifts and dispersal corridors: an evaluation of spatial conservation models. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(7):853–866. doi: 10.1111/2041-210X.12524
- Alagador, D., & Cerdeira, J. O. (2021). Operations research and cost-effective spatial conservation planning: Data, models, tools and future directions. *Preprints 2021*. doi: 10.20944/preprints202112.0035.v1
- Alagador, D. (2022). Effective conservation planning of Iberian amphibians based on a regionalization of climate-driven range shifts. *Conservation Biology*, 37, e14026. doi:[doi.org/10.1111/cobi.14026](https://doi.org/10.1111/cobi.14026)
- Andersen, D., Borzée, A., & Jang, Y. (2024). A slippery slope: assessing the amphibian extinction crisis through the lens of climate refugia. *bioRxiv*. doi:10.1101/2024.09.25.615003
- 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x>
- Araújo, M., Lobo, J.M., & Moreno, J.C. (2007). The Effectiveness of Iberian Protected Areas in Conserving Terrestrial Biodiversity. *Conservation Biology*, 21, 1423-1432. doi:[doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00827.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00827.x)

- Araújo, M., & Luoto, M. (2007). The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 743-753. doi:10.1111/J.1466-8238.2007.00359.X
- Araújo, M., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D., & Thuiller, W. (2011). Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, 14, 484-492. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01610.x
- Araújo, M. B. (coord.), Antunes, S., Gonçalves, E. J., Oliveira, R., Santos, S., Sousa Pinto, I (2022). Biodiversidade 2030: Nova agenda para a conservação em contexto de alterações climáticas. Universidade de Évora; Fundo Ambiental
- Arribas, P., Abellán, P., Velasco, J., Bilton, D., Lobo, J., Millán, A., & Sánchez-Fernández, D. (2012). La vulnerabilidad de las especies frente al cambio climático, un reto urgente para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas*, 21, 79-84. doi:10.7818/ECOS.2012.21-3.10.
- Assunção-Albuquerque, M. J., Rey Benayas, J. M., Rodriguez, J. M., & Albuquerque, F. S. (2012). Geographic patterns of vertebrate diversity and identification of relevant areas for conservation in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35, 1-11. doi:10.32800/abc.2012.35.0001
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C., & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 327-338. doi:10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x
- Barreto, E., Rangel, T., Pellissier, L., & Graham, C. (2021). Area, isolation and climate explain the diversity of mammals on islands worldwide. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 288. doi:10.1098/rspb.2021.1879
- Bateman, B., Murphy, H., Reside, A., Mokany, K., & Vanderwal, J. (2013). Appropriateness of full-, partial- and no-dispersal scenarios in climate change impact modeling. *Diversity and Distributions*, 19, 1224-1234. doi: 10.1111/ddi.12107.
- Beale, C., & Lennon, J. (2012). Incorporating uncertainty in predictive species distribution modelling. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 367, 247-258. 10.1098/rstb.2011.0178.

- Beniston, M. (2003). Climate change in mountain regions: a review of possible impacts. *Climatic Change*, 59, 5-31. doi:10.1023/A:1024458411589
- Beyer, R.M., & Manica, A. (2020) Historical and projected future range sizes of the world's mammals, birds, and amphibians. *Nat Commun*, 11, 5633, doi:10.1038/s41467-020-19455-9
- Boulangeat, I., Gravel, D., & Thuiller, W. (2012). Accounting for dispersal and biotic interactions to disentangle the drivers of species distributions and their abundances. *Ecology Letters*, 15, 584-593. doi:10.1111/j.1461-0248.2012.01772.x
- Brook, B. (2008). Synergies between climate change, extinctions and invasive vertebrates. *Wildlife Research*, 35, 249-252. doi:10.1071/WR07116
- Buisson, L., Thuiller, W., Casajus, N., Lek, S., & Grenouillet, G. (2010). Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology*, 16, 1145-1157. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02000.x
- Burgass, M., Larrosa, C., Tittensor, D., Arlidge, W., Caceres-Escobar, H., Camaclang, A., Hampton, S., McLaverty, C., Nicholson, E., Muposhi, V., Pinto, C., Rowland, J., Stevenson, S., Watermeyer, K., & Milner-Gulland, E. (2020). Three Key considerations for biodiversity conservation in multilateral agreements. *Conservation Letters*. doi: 10.1111/conl.12764.
- Calbó, Josep. (2009). Possible Climate Change Scenarios with Specific Reference to Mediterranean Regions. *Water Scarcity in the Mediterranean*, 8, 1-13. doi:10.1007/698\_2009\_28.
- Cameron, R., & Cook, L. (2001). Madeiran Snails: Faunal Differentiation on a small island. *Journal of Molluscan Studies*, 67, 257-267. doi:10.1093/mollus/67.3.257
- Carvalho, S., Brito, J., Crespo, E., & Possingham, H. (2010). From climate change predictions to actions – conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale. *Global Change Biology*, 16, 3257-3270. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02212.x

- Casagrande, D., & Grosso, M. L. (2013). Areas of Endemism: Methodological and Applied Biogeographic Contributions from South America. *Current Progress in Biological Research*, 3-18. doi:10.5772/55482
- Ceballos, G., Rodríguez, P., & Medellín, R. (1998). Assessing Conservation Priorities In Megadiverse Mexico: Mammalian Diversity, Endemicity, And Endangerment. *Ecological Applications*, 8, 8-17. doi:10.2307/2641307
- Chen, I.-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science*, 333, 1024-1026. doi:10.1126/science.1206432
- Coelho, S., Rafael, S., Fernandes, A., Lopes, M., & Carvalho, D. (2023). How the new climate scenarios will affect air quality trends: An exploratory research. *Urban Climate*, 49, 101479. doi:10.1016/j.uclim.2023.101479
- Collin, H., & Fumagalli, L. (2015). The role of geography and ecology in shaping repeated patterns of morphological and genetic differentiation between European minnows (*Phoxinus phoxinus*) from the Pyrenees and the Alps. *Biological Journal of the Linnean Society*, 116, 691-703. doi:10.1111/bij.12611
- Cook, L. (1996). Habitat, isolation and the evolution of Madeiran landsnails. *Biological Journal of the Linnean Society*, 59, 457-470. doi:10.1006/bijl.1996.0075
- Çorbacioğlu, Ş. K., & Aksel, G. (2023). Receiver operating characteristic curve analysis in diagnostic accuracy studies: A guide to interpreting the area under the curve value. *Turkish Journal of Emergency Medicine*, 23, 195-198. doi:10.4103/tjem.tjem\_182\_23
- Dawson, T.P., Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C., & Mace, G.M. (2011). Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science*, 332, 53 - 58. doi: 10.1126/science.1200303
- Deutsch, C., Tewksbury, J., Huey, R., Sheldon, K., Ghalambor, C., Haak, D., & Martin, P. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 6668-6672. doi: 10.1073/pnas.0709472105.

- Dubos, N., Frederique, M., Grinand, C., Nourtier, M., Deso, G., Jean-Michel, P., Razafimanahaka, J., Andriantsimanarilafy, R., Rakotondrasoa, E., Razafindraibe, P., Jenkins, R., & Crottini, A. (2021). Are narrow-ranging species doomed to extinction? Projected dramatic decline in future climate suitability of two highly threatened species. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20, 18-28. doi:10.1016/j.pecon.2021.10.002.
- Ducatez, S., & Shine, R. (2017). Drivers of Extinction Risk in Terrestrial Vertebrates. *Conservation Letters*, 10, 186-194. doi:10.1111/conl.12258
- Elith, J., & Leathwick, J. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677-697. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159
- Evans, D. (2012). Building the European Union's Natura 2000 network. *Nature and Conservation*, 1, 11-26. doi.org/10.3897/NATURECONSERVATION.1.1808
- Ervin, J. (2003). No Place to Hide:: Effects of Climate Change on Protected Areas, text, July 2003; Director Jennifer Morgan c/o WWF Germany Große Präsidentenstraße 10 10178 Berlin Germany.
- European Union (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities*, L206, 7–50.
- European Union (2009). Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds. *Official Journal of the European Union*, L20, 7–25.
- Fattorini, S. (2017). Endemism in historical biogeography and conservation biology: concepts and implications. *Biogeographia – The Journal of Integrative Biogeography*, 32, 47-75. doi:10.21426/B632136433
- Feehan, J., Harley, M. & van Minnen, J. (2009) Climate change in Europe. 1. Impact on terrestrial ecosystems and biodiversity. *A review. Agron. Sustain. Dev.*, 29, 409–421. doi:10.1051/agro:2008066
- Feliciano, D., Recha, J., Ambaw, G., MacSween, K., Solomon, D., & Wollenberg, E. (2022). Assessment of agricultural emissions, climate change mitigation

- and adaptation practices in Ethiopia. *Climate Policy*, 22, 427-444. doi:10.1080/14693062.2022.2028597
- Ferreira, M.T., Cardoso, P., Borges, P.A., Gabriel, R., Azevedo, E.B., & Elias, R.B. (2019). Implications of climate change to the design of protected areas: The case study of small islands (Azores). *PLoS ONE*, 14, e0218168. doi.org/10.1371/journal.pone.0218168
- Ficetola, G., & Maiorano, L. (2016). Contrasting effects of temperature and precipitation change on amphibian phenology, abundance and performance. *Oecologia*, 181, 683-693. doi:10.1007/s00442-016-3610-9
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37, 4302-4315. doi:10.1002/joc.5086
- Florencio, M., Patiño, J., Nogué, S., Traveset, A., Borges, P., Schaefer, H., Amorim, I., Arnedo, M., Ávila, S., Cardoso, P., de Nascimento, L., Fernández-Palacios, J.M., Gabriel, S., Gil, A., Gonçalves, V., Haroun, R., Illera, J., López-Darias, M., Martínez, A., ... Santos, A. (2021). Macaronesia as a Fruitful Arena for Ecology, Evolution, and Conservation. *Biology. Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 718169. doi: 10.3389/fevo.2021.718169
- Foden, W., Butchart, S., Stuart, S., Vié, J., Akçakaya, H., Angulo, A., DeVantier, L., Gutsche, A., Turak, E., Cao, L., Donner, S., Katariya, V., Bernard, R., Holland, R., Hughes, A.F., O'Hanlon, S., Garnett, S., Sekercioglu, C., & Mace, G. (2013). Identifying the world's most climate change vulnerable species: a systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. *PLoS One*, 8, e65427. doi: 10.1371/journal.pone.0065427.
- Frankham, R., Ballou, J., Briscoe, D., & McInnes, K. H. (2010). Genetic consequences of small population sizes. *Introduction to Conservation Genetics*, 161-181. doi:10.1017/CBO9780511809002.011
- Fuller, R., McDonald-Madden, E., Wilson, K., Carwardine, J., Grantham, H., Watson, J., Klein, C., Green, D., & Possingham, H. (2010) Replacing underperforming protected areas achieves better conservation outcomes. *Nature*, 466, 365–367. <https://doi.org/10.1038/nature09180>

- Funk, D. J., Nosil, P., & J. Etges, W. (2006). Ecological divergence exhibits consistently positive associations with reproductive isolation across disparate taxa. *PNAS*, 103, 3209-3213. doi:10.1073/pnas.0508653103
- Funk, S., & Fa, J. (2010). Ecoregion Prioritization Suggests an Armoury Not a Silver Bullet for Conservation Planning. *PLoS ONE*, 5, e8923. doi:10.1371/journal.pone.0008923
- Gallagher, R.V., Makinson, R.O., Hogbin, P., & Hancock, N. (2015). Assisted colonization as a climate change adaptation tool. *Austral Ecology*, 40, 12-20. doi: 10.1111/AEC.12163
- Gidden, M., Riahi, K., Smith, S. J., Fujimori, S., Luderer, G., Kriegler, E., Vuuren, D., Van den Berg, M., Feng, L., Klein, D., Calvin, K., Doelman, J., Frank, S., Fricko, O., Harmsen, M., & Hasegawa, T., Havlík, P., Hilaire, J., Hoesly, R., & Takahashi, K. (2018). Global emissions pathways under different socioeconomic scenarios for use in CMIP6: a dataset of harmonized emissions trajectories through the end of the century. *Geoscientific Model Development*, 12, 1443–1475. doi:10.5194/gmd-12-1443-2019
- Gillingham, P., Palmer, S., Huntley, B., Kunin, W., Chipperfield, J., & Thomas, C. (2012). The relative importance of climate and habitat in determining the distributions of species at different spatial scales: a case study with ground beetles in Great Britain. *Ecography*, 35, 831-838. doi:10.1111/J.1600-0587.2011.07434.X
- Gillingham, P., Britton, J., Jones, G., Miller-Rushing, A., Stafford, R., & Slater, H. (2024). Climate change adaptation for biodiversity in protected areas: An overview of actions. *Biological Conservation*, 289, 110375. doi:10.1016/j.biocon.2023.110375.
- Giorgi, F., & Coppola, E. (2009). Projections of twenty-first century climate over Europe. *EPJ Web of Conferences*, 1, 29-46. doi:10.1140/epjconf/e2009-00908-9
- Goberville, E., Beaugrand, G., Hautekèete, N., Piquot, Y., & Luczak, C. (2015). Uncertainties in the projection of species distributions related to general

- circulation models. *Ecology and Evolution*, 5, 1100-1116. doi:10.1002/ece3.1411
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993-1009. doi:10.1111/J.1461-0248.2005.00792.X
- Hansen, J., Ruedy, R., Sato, M., & Lo, K. (2010). Global Surface Temperature Change. *Reviews of Geophysics*, 48. doi:10.1029/2010RG000345
- Hannah, L., Midgley, G.F., Anelman, S.J., Araújo, M.B., Hughes, G., Martínez-Meyer, E., Pearson, R.G., & Williams, P.H. (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 131-138. doi:10.1890/1540-9295(2007)5[131:PANIAC]2.0.CO;2
- Hellmann, J., Meretsky, V., & McLachlan, J. (2012). Strategies for Reducing Extinction Risk under a Changing Climate. *Saving a Million Species: Extinction Risk from Climate Change*, 363-387. doi:10.5822/978-1-61091-182-5\_19.
- Hernández, P., Graham, C., Master, 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. doi:10.1111/J.0906-7590.2006.04700.X
- Hewitt, G. (1999). Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society*, 68, 87-112. doi:10.1111/J.1095-8312.1999.TB01160.X
- Hewitt, G. (2000). The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature*, 405, 907-913. doi:10.1038/35016000
- Hickling, R., Roy, D., Hill, J., Fox, R., & Thomas, C. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12, 450-455. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01116.x
- Hlásny, T., Mokroš, M., Dobor, L., Merganičová, K., & Lukac, M. (2021). Fine-scale variation in projected climate change presents opportunities for biodiversity conservation in Europe. *Scientific Reports*, 11, 17242. doi:10.1038/s41598-021-96717-6

- Holyoak, M., & Heath, S. K. (2016). The integration of climate change, spatial dynamics, and habitat fragmentation: A conceptual overview. *Integrative Zoology*, 11, 40-59. doi:10.1111/1749-4877.12167
- Huntley, B., Collingham, Y. C., Willis, S. G., & Green, R. (2008). Potential Impacts of Climatic Change on European Breeding Birds. *PLoS ONE*, 3, e1439. doi:10.1371/journal.pone.0001439
- Isik, K. (2011). Rare and endemic species: why are they prone to extinction? *Turkish Journal of Botany*, 35, 411-417. doi:10.3906/bot-1012-90
- IUCN. (2024). IUCN Red List. Obtido de IUCN Red list.
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O. B., Bouwer, L. M., Braun, A., Colette, A., Déqué, M., Georgievski, G., Georgopoulou, E., Gobiet, A., Menut, L., Nikulin, G., Haensler, A., Hempelmann, N., Jones, C., Keuler, K. Kovats, S., ... Yiou, P. (2014). EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*, 14, 563–578. doi:10.1007/s10113-013-0499-2
- Jansson, R. (2003). Global patterns in endemism explained by past climatic change. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270, 583-590. doi:10.1098/rspb.2002.2283
- Keinath, D. A., Doak, D. F., Hodges, K. E., Prugh, L. R., Fagan, W., Sekercioglu, C. H., Butchart, S., & Kauffman, M. (2017). A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography*, 26, 115-127. doi:10.1111/geb.12509
- Klausmeyer, Kirk & Shaw, M. (2009). Climate Change, Habitat Loss, Protected Areas and the Climate Adaptation Potential of Species in Mediterranean Ecosystems Worldwide. *PloS one*, 4, e6392. 10.1371/journal.pone.0006392.
- Kovats, R., Haines, A., Stanwell-Smith, R., Martens, P., Menne, B., & Bertollini, R. (1999). Climate change and human health in Europe. *British medical journal*, 318, 1682-1685. doi:https://doi.org/10.1136/bmj.318.7199.1682

- Lande, R., & Barrowclough, G. (1987). Effective population size, genetic variation, and their use in population management. *Viable Populations for Conservation*, 87-124. doi:10.1017/CBO9780511623400.007
- Lenoir, J., & Svenning, J.-C. (2015). Climate-related range shifts – a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography*, 38, 15-28. doi:10.1111/ecog.00967
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C. B., & Ackerly, D. D. (2009). The velocity of climate change. *Nature*, 462, 1052-1055. doi:10.1038/nature08649
- Macaluso, L., Villa, A., Carnevale, G., & Delfino, M. (2021). Past, present, and future climate space of the only endemic vertebrate genus of the Italian peninsula. *Scientific Reports*, 11, 1-8. doi:10.1038/s41598-021-01492-z
- MacPherson, M., Burgio, K., DeSaix, M., Freeman, B., Herbert, J., Herman, R., Jirinec, V., Shonfield, J., Slager, D., van Rees, C., & Jankowski, J. (2023). An introduction to predictive distribution modelling for conservation to encourage novel perspectives. *bioRxiv*. doi:10.1101/2021.05.26.445867
- Mainka, S., & Howard, G. (2010). Climate change and invasive species: double jeopardy. *Integrative Zoology*, 5, 102-111. doi:10.1111/j.1749-4877.2010.00193.x
- Maiorano, L., Amori, G., Capula, M., Falcucci, A., Masi, M., Montemaggiori, A., Pottier, J., Psomas, A., Rondinini, C., Russo, D., Zimmermann, N., Boitani, L., & Guisan, A. (2013). Threats from Climate Change to Terrestrial Vertebrate Hotspots in Europe. *PLOS ONE*, 8, e74989. doi:10.1371/journal.pone.0074989
- Maiorano, L., Amori, G., Montemaggiori, A., Rondinini, C., Santini, L., Saura, S., & Boitani, L. (2015). On how much biodiversity is covered in Europe by national protected areas and by the Natura 2000 network: insights from terrestrial vertebrates. *Conservation Biology*, 29, 986-995. doi.org/10.1111/cobi.12535
- Majumder, M. (2016). Climate Change and Its Impacts. *Minimization of Climatic Vulnerabilities on Mini-hydro Power Plants*, 13-17. doi:10.1007/978-981-287-314-9\_3

- Manes, S., Costello, M. J., Beckett, H., Debnath, A., Devenish-Nelson, E., Grey, K.-A., Jenkins, R., Khan, T., Kiessling, W., Krause, C., Marahaj, S., Midgley, G., Price, J., Talukdar, G., & Vale, M. (2021). Endemism increases species' climate change risk in areas of global biodiversity importance. *Biological Conservation*, 257. doi:10.1016/j.biocon.2021.109070
- Mantyka-Pringle, C., Martin, T.G., & Rhodes, J.R. (2012). Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology*, 18, 1239-1252. doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x
- Maroschek, M., Seidl, R., Netherer, S., & Lexer, M. (2009). Climate change impacts on goods and services of European mountain forests. *Unasylva*, 60, 76-80.
- McGuire, J., Lawler, J., McRae, B., Nunez, T., & Theobald, David. (2016). Achieving climate connectivity in a fragmented landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 407-416. doi:10.1073/pnas.1602817113.
- McNab, B. (2002). Minimizing energy expenditure facilitates vertebrate persistence on oceanic islands. *Ecology letters*, 5, 693-704. doi:10.1046/j.1461-0248.2002.00365.x
- Miller, J. A. (2010). Species Distribution Modeling. *Geography Compass*, 4, 490-509. doi:10.1111/J.1749-8198.2010.00351.X
- Minoli, Ignacio & Avila, L.J.. (2017). Conservation assessments in climate change scenarios: Spatial perspectives for present and future in two *Pristidactylus* (Squamata: Leiosauridae) lizards from Argentina. *Zootaxa*, 4237, 91-111. doi: 10.11646/zootaxa.4237.1.5.
- Monzón, J.D., Moyer-Horner, L., & Palamar, M.B. (2011). Climate Change and Species Range Dynamics in Protected Areas. *BioScience*, 61, 752-761. doi.org/10.1525/bio.2011.61.10.5
- Moore, A. M., Ndobe, S., & Yasir, I. (2021). Importance of monitoring an endangered endemic species - intra-species biodiversity perspectives on the Banggai cardinalfish conservation and trade. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 681, 012120. doi:10.1088/1755-1315/681/1/012120

- Morueeta-Holme, N., Fløjgaard, C., & Svenning, J.-C. (2010). Climate Change Risks and Conservation Implications for a Threatened Small-Range Mammal Species. *PLoS ONE*, 5, e10360. doi:10.1371/journal.pone.0010360
- Moutou, F. (1983). Les peuplements de vertébrés terrestres des îles Mascareignes. *Revue de Ecologie (La Terre et la Vie)*, 37, 21-36.
- Newbold, T. (2018). Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285, 20180792. doi: 10.1098/rspb.2018.0792.
- Nogués-Bravo, D., Araújo, M., Errea, M. P., & Martínez-Ricad, J. P. (2007). Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21 st Century. *Global Environmental Change*, 17, 420-428. doi:10.1016/j.gloenvcha.2006.11.007
- Núñez, T., Lawler, J., McRae, B., Pierce, D., Krosby, M., Kavanagh, D., Singleton, P., & Tewksbury, J. (2013). Connectivity planning to address climate change. *Conserv Biol*, 27, 407-16. doi: 10.1111/cobi.12014.
- Palmer, T. E., McSweeney, C. F., Booth, B. B., Priestley, M. D., Davini, P., Brunner, L., Borchert, L., & Menary, M. B. (2023). Performance-based sub-selection of CMIP6 models for impact assessments in Europe. *Earth System Dynamics*, 14, 457-483. doi:10.5194/esd-14-457-2023
- Palombo, M. R. (2018). Insular mammalian fauna dynamics and paleogeography: A lesson from the Western Mediterranean islands. *Integrative Zoology*, 13, 2-20. doi:10.1111/1749-4877.12275
- Palomo, I. (2017). Climate Change Impacts on Ecosystem Services in High Mountain Areas: A Literature Review. *International Mountain Society*, 37, 179-187. doi:10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00110.1
- Paradis, E., Baillie, S. R., Sutherland, W. J., & Gregory, R. D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*, 67, 518-536. doi: 10.1046/j.1365-2656.1998.00215.x
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, 37-42. doi:10.1038/nature01286

- 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., & Lees, D.C. (2006), Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography*, 33, 1704-1711. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01460.x
- Pease, C. M., Lande, R., & Bull, J. (1989). A Model of Population Growth, Dispersal and Evolution in a Changing Environment. *Ecology*, 70, 1657-1664. doi:10.2307/1938100
- Pecl, G., Araújo, M., Bell, J., Blanchard, J., Bonebrake, T., Chen, I., Clark, T., Colwell, R., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R., Griffis, R., Hobday, A., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M., Jennings, S., ... & Williams, S. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355, eaai9214. doi:10.1126/science.aai9214.
- Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. *International Conference on Machine Learning*, 21. doi:10.1145/1015330.1015412
- Proosdij, A. V., Sosef, M., Wieringa, J., & Raes, N. (2016). Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography*, 39, 542-552. doi:10.1111/ecog.01509
- Ohlemüller, R., Gritti, E.S., Sykes, M.T., & Thomas, C.D. (2006). Quantifying components of risk for European woody species under climate change. *Global Change Biology*, 12, 1788-1799. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01231.x
- R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Obtido de <https://www.R-project.org/>
- Rabinowitz, D. (1982). Seven forms of rarity. *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*, 205-217.

- Razgour, O., Salicini, I., Ibáñez, C., Randi, E., & Juste, J. (2015). Unravelling the evolutionary history and future prospects of endemic species restricted to former glacial refugia. *Molecular Ecology*, 24, 5267-5283. doi:10.1111/mec.13379
- Rica, J. P., & Recoder, P. M. (1990). Biogeographic Features of the Pyrenean Range. *Mountain Research and Development*, 10, 235-240. doi:10.2307/3673603
- Ripple, W. J., Wolf, C., Gregg, J. W., Levin, K., Rockstrom, J., Newsome, T., Betts, M., Huq, S., Law, B., Kemp, L., Kalmus, P., Lenton, T., & Santos, T. (2022). World Scientists' Warning of a Climate Emergency 2022. *BioScience*, 72, 1149-1155. doi:10.1093/biosci/biac083
- Roehrdanz, P. R., Hannah, L., Corcoran, D., Corlett, R., Enquist, B., Fajardo, J., Feng, X., Foden, W., Lovett, J., Maitner, B., Marquet, P., Merow, C., & Midgley, G. (2021). Strategic Conservation of Global Vertebrates in Response to Climate Change. *Social Science Research Network*. doi:10.2139/ssrn.3854499
- Runyon, J., Butler, J., Friggens, M. M., Meyer, S., & Sing, S. (2012). Invasive species and climate change (Chapter 7). *Climate change in grasslands, shrublands, and deserts of the interior American West: a review and needs assessment*, 97-115.
- Samset, B. H., Zhou, C., Fuglestedt, J. S., Lund, M. T., J. M., & Zelinka, M. D. (2023). Steady global surface warming from 1973 to 2022 but increased warming rate after 1990. *Communications Earth & Environment*, 4. doi:10.1038/s43247-023-01061-4
- Santos, T., & Tellería, J. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15, 3-12.
- Schloss, C. A., Nuñez, T. A., & Lawler, J. J. (2012). Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *PNAS*, 109, 8606-8611. doi:doi.org/10.1073/pnas.1116791109
- Schmitt, T. (2007). Molecular biogeography of Europe: Pleistocene cycles and postglacial trends. *Frontiers in Zoology*, 4. doi:10.1186/1742-9994-4-11
- Schmitt, T. (2009). Biogeographical and evolutionary importance of the European high. *Frontiers in Zoology*, 6. doi:10.1186/1742-9994-6-9

- Schwartz, M.W., Iverson, L.R., Prasad, A.M., Matthews, S.N., & O'Connor, R. (2006). Predicting extinctions as a result of climate change. *Ecology*, 87 7, 1611-1615. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[1611:PEAARO]2.0.CO;2
- Seo, S. N. (2017). Beyond the Paris Agreement: Climate change policy. *Regional Science Policy & Practice*, 9, 121-140. doi:10.1111/rsp3.12090
- Shao, J., Zhang, X.-p., Zhang, Z., & Zhu, G. (2008). Effects of population size on reproductive success of the endangered and endemic species *Primula merrilliana*. *Journal of Integrative Plant Biology*, 50, 1151-1160. doi:10.1111/j.1744-7909.2008.00655.x
- Shirey, P.D., & Lamberti, G.A. (2010). Assisted colonization under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Letters*, 3, 45-52. DOI:10.1111/j.1755-263X.2009.00083.x
- Sommer, R., & Zachos, F. (2009). Fossil evidence and phylogeography of temperate species: 'glacial refugia' and post-glacial recolonization. *Journal of Biogeography*, 36, 2013-2020. doi:10.1111/j.1365-2699.2009.02187.x
- Spiliopoulou, K., Dimitrakopoulos, P.G., Brooks, T.M., Kelaidi, G., Paragamian, K., Kati, V., Oikonomou, A., Vavylis, D., Trigas, P., Lymberakis, P., Darwall, W., Stoumboudi, M.T., & Triantis, K.A. (2021). The Natura 2000 network and the ranges of threatened species in Greece. *Biodiversity and Conservation*, 30, 945 - 961. doi.org/10.1007/s10531-021-02125-7
- Spiliopoulou, K., Brooks, T.M., Dimitrakopoulos, P.G., Oikonomou, A., Karavatsou, F., Stoumboudi, M.T., & Triantis, K.A. (2023). Protected areas and the ranges of threatened species: Towards the EU Biodiversity Strategy 2030. *Biological Conservation*, 284, 110166. doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110166
- Svenning, J.-C., Kerr, J., & Rahbek, C. (2009). Predicting future shifts in species diversity. *Ecography*, 32, 3-4. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.06024.x
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B., Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van Jaarsveld, A., Midgley, G., Miles, L., Ortega-Huerta, M., Peterson, A., Phillips, O., & Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145-148. doi:10.1038/nature02121

- Thompson, J. D. (2020). The ecology and biogeography of endemism. *Oxford University Press Oxford*, 34-87. doi:10.1093/oso/9780198835141.003.0002
- Thompson, J. D., Lavergne, S., Affre, L., Gaudeul, M., & Debussche, M. (2005). Ecological differentiation of Mediterranean endemic plants. *Taxon*, 54, 967-976. doi:10.2307/25065481
- Thuiller, W., Araújo, M., Pearson, R., Whittaker, R., Brotóns, L., & Lavorel, S. (2004). Biodiversity conservation: Uncertainty in predictions of extinction risk. *Nature*, 430, 145-148. doi:doi.org/10.1038/nature02716
- Thuiller, W., Lavorel, S., & Araújo, M.B. (2005). Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14, 347-357. doi: 10.1111/J.1466-822X.2005.00162.X
- Turner, J., R.Colwell, S., J.Marshall, G., Lanchan-Cope, T. A., M.Carleton, A., D.Jones, P., Lagun, V., Reid, P., & Iagovkina, S. (2005). Antarctic Climate Change During The Last 50 Years. *International Journal of Climatology*, 25, 279-294. doi:10.1002/joc.1130
- Urban, M. C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348, 571-573. doi:10.1126/science.aaa4984
- Urdiales Flores, Diego & Zittis, George & Hadjinicolaou, Panos & Cherchi, Annalisa & Alessandri, Andrea & Peleg, Nadav & Lelieveld, Jos. (2024). A Global Analysis of Historical and Future Changes in Mediterranean Climate-Type Regions. *International Journal of Climatology*, 44, 5607-5620. doi:10.1002/joc.8655.
- Varela, S., Lima-Ribeiro, M., & Terribile, L. C. (2015). A Short Guide to the Climatic Variables of the Last Glacial Maximum for Biogeographers. *PLoS ONE*, 10, e0129037. doi:10.1371/journal.pone.0129037
- Viterbi, R., Cerrato, C., Bionda, R., & Provenzale, A. (2020). Effects of Temperature Rise on Multi-Taxa Distributions in Mountain Ecosystems. *Diversity*, 12. doi:10.3390/d12060210
- Walsh, J., Venter, O., Watson, J., Fuller, R., Blackburn, T., & Possingham, H. (2012). Exotic species richness and native species endemism increase the impact of

- exotic species on islands. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 841-850. doi:10.2307/23255819
- Wang, Z., Rahbek, C., & Fang, J. (2012). Effects of geographical extent on the determinants of woody plant diversity. *Ecography*, 35, 1160-1167. doi:10.1111/j.1600-0587.2012.07786.x
- Warren, R., J.Price, E.Graham, Forstenaesler, N., & Vanderwal, J. (2018). The projected effect on insects, vertebrates and plants of limiting global warming to 1.5°C rather than 2°C. *Science*, 360, 791-795. doi:10.1126/science.aar3646
- Wijesinghe, M., & Brooke, M. (2005). Impact of habitat disturbance on the distribution of endemic species of small mammals and birds in a tropical rain forest in Sri Lanka. *Journal of Tropical Ecology*, 21, 661-668. doi:10.1017/S0266467405002695
- Willi, Y., & Buskirk, J. V. (2019). A Practical Guide to the Study of Distribution Limits. *The American Naturalist*, 193, 773-785. doi:10.1086/703172
- Willi, Y., Buskirk, J., & Hoffmann, A. (2006). Limits to the adaptive potential of small populations. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 433-458. doi:10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110145
- Willis, K. J., & Whittaker, R. J. (2000). The Refugial Debate. *Science*, 287, 1406-1407. doi:10.1126/science.287.5457.1406
- Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P.J., Dormann, C.F., Elith, J., Fandos, G., Feng, X., Guillerá-Arroita, G., Guisan, A., Lahoz-Monfort, J.J., Leitão, P.J., Park, D.S., Peterson, A.T., Rapacciuolo, G., Schmatz, D.R., Schröder, B., Serra-Diaz, J.M., Thuiller, W., ... Merow, C. (2020), A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography*, 43, 1261-1277. doi:10.1111/ecog.04960

## 7. Anexo

Tabela 4 – Métricas analisadas com base na binarização dos dados por TSS

Espécies	Presente			2050, SSP3-70			2050, SSP5-85		
	Área de ocupação (km <sup>2</sup> )	Área de clima favorável (km <sup>2</sup> )	Desequilíbrio	Área de clima favorável (km <sup>2</sup> )	Coefficientes de refúgios	Coefficientes de capacidade dispersiva	Área de clima favorável (km <sup>2</sup> )	Coefficientes de refúgios	Coefficientes de capacidade dispersiva
<i>Acomys minous</i>	8.35	36.21	0.23	9.25	0.80	0.81	8.60	0.83	0.84
<i>Algyroides marchi</i>	3.64	169.88	0.02	241.79	0.41	0.11	307.59	0.07	0.05
<i>Algyroides moreoticus</i>	22.73	222.04	0.10	129.37	0.58	0.54	126.64	0.56	0.53
<i>Alytes dickhilleni</i>	31.74	649.82	0.05	321.15	0.57	0.35	325.53	0.40	0.26
<i>Alytes muletensis</i>	0.25	1907.81	0	1587.32	0.67	0.96	1571.36	0.67	0.93
<i>Anguis cephalionica</i>	23.06	198.48	0.12	111.02	0.56	0.53	111.76	0.54	0.51
<i>Calotriton arnoldi</i>	0.41	1068.27	0	1317.75	1	0.92	1358.67	1	0.95
<i>Chalcides sexlineatus</i>	1.49	14.80	0.10	7.03	0.94	1	7.19	0.89	0.95
<i>Chalcides simonyi</i>	0.41	28.93	0.01	17.94	0.40	0.89	16.78	0.40	0.85
<i>Chalcides viridanus</i>	2.15	9.84	0.22	3.64	0.90	0.73	3.55	0.90	0.73
<i>Columba bollii</i>	2.56	7.61	0.34	0.99	0.34	0.18	0.25	0.10	0.04
<i>Columba junoniae</i>	1.32	7.61	0.17	0.17	0.07	0	0	0	0
<i>Columba trocaz</i>	0.66	27.36	0.02	12.90	0	0.10	11.74	0	0
<i>Crocidura canariensis</i>	2.31	5.79	0.40	2.98	0.92	0.93	2.65	0.77	0.79
<i>Crocidura zimmermanni</i>	0.58	130.20	0	101.59	0.57	0.23	100.60	0.86	0.30

<i>Curruca balearica</i>	3.89	59.52	0.07	22.24	0.95	0.96	20.83	0.95	0.96
<i>Discoglossus montalentii</i>	4.13	25.21	0.16	0.66	0	0	0.50	0	0
<i>Emys trinacris</i>	16.12	173.10	0.09	65.72	0.70	0.57	55.80	0.62	0.5
<i>Euproctus montanus</i>	7.85	46.87	0.17	5.37	0.09	0.15	3.31	0.01	0.05
<i>Euproctus platycephalus</i>	6.28	68.20	0.09	3.47	0	0	3.64	0	0
<i>Fringilla teydea</i>	0.17	51.25	0	13.89	0	0.23	10.83	0	0.17
<i>Gallotia atlantica</i>	2.31	6.12	0.38	2.73	0.88	0.90	2.48	0.73	0.76
<i>Gallotia caesaris</i>	0.74	22.73	0.03	6.28	0.38	0.33	3.39	0	0
<i>Gallotia galloti</i>	2.81	12.65	0.22	3.14	0.69	0.70	1.90	0.55	0.47
<i>Gallotia stehlini</i>	1.57	34.14	0.05	19.43	0.95	0.97	19.01	0.95	0.97
<i>Hellenolacerta graeca</i>	21.49	177.56	0.12	91.75	0.51	0.48	89.86	0.48	0.45
<i>Hydrobates monteiroi</i>	659.66	6.03	109.40	0	0	0	0	0	0
<i>Hyla intermedia</i>	153.01	1194.75	0.13	1231.20	0.61	0.59	1261.37	0.56	0.55
<i>Iberolacerta cyreni</i>	6.28	131.93	0.05	55.47	0	0	58.03	0	0
<i>Iberolacerta galani</i>	0.83	32.82	0.03	11.32	0	0	8.27	0	0
<i>Iberolacerta martinezricai</i>	0.17	935.84	0	778.28	1	0.44	775.22	1	0.47
<i>Lepus castroviejo</i>	5.62	87.46	0.06	77.62	0.85	0.19	80.60	0.66	0.15
<i>Lissotriton italicus</i>	74.73	579.39	0.13	730.75	0.59	0.54	752.24	0.59	0.53
<i>Lissotriton maltzani</i>	25.79	37.69	0.68	6.78	0.15	0.12	3.55	0.07	0.06
<i>Loxia scotica</i>	13.72	109.28	0.13	70.51	0.35	0.17	65.22	0.24	0.10

<i>Lyciasalamanda helverseni</i>	0.5	104.90	0	204.10	1	1	230.96	1	1
<i>Macrovipera schweizeri</i>	0.41	405.39	0	387.03	1	1	389.27	1	1
<i>Microtus brachycercus</i>	69.69	678.34	0.10	686.36	0.54	0.48	698.76	0.51	0.45
<i>Nyctalus azoreum</i>	1.90	6.37	0.30	1.16	0.67	0.71	1.07	0.62	0.62
<i>Pelodytes atlanticus</i>	44.56	145.24	0.31	54.72	0.64	0.52	46.71	0.51	0.40
<i>Pelophylax cretensis</i>	2.73	17.77	0.15	3.80	0.50	0.36	4.46	0.63	0.53
<i>Phylloscopus canariensis</i>	5.04	12.32	0.41	4.80	0.75	0.71	3.97	0.56	0.53
<i>Plecotus sardus</i>	23.64	204.68	0.12	43.07	0.41	0.50	36.79	0.27	0.37
<i>Plecotus teneriffae</i>	3.55	12.90	0.28	3.14	0.65	0.43	1.90	0.43	0.28
<i>Podarcis cretensis</i>	2.73	63.40	0.04	11.49	0.74	0.67	9.42	0.81	0.7
<i>Podarcis gaigeae</i>	0.25	1024.62	0	886.49	1	1	887.23	1	1
<i>Podarcis lilfordi</i>	0.08	1094.64	0	1678	0	0.84	1791.09	0	0.89
<i>Podarcis milensis</i>	0.33	472.51	0	470.77	1	1	480.53	1	1
<i>Podarcis peloponnesiacus</i>	21.49	173.68	0.12	81.92	0.5	0.47	78.61	0.48	0.45
<i>Podarcis pityusensis</i>	0.50	1369.58	0	1812.91	1	0.74	1936.24	1	0.71
<i>Podarcis waglerianus</i>	23.56	208.56	0.11	69.52	0.67	0.63	60.34	0.58	0.56
<i>Pterodroma madeira</i>	6664.64	305.61	21.86	213.36	1	0.53	209.72	1	0.51
<i>Rana parvipalmata</i>	36.95	288.33	0.13	335.45	0.92	0.75	353.55	0.87	0.67
<i>Regulus madeirensis</i>	0.74	29.76	0.03	16.45	0.33	0.5	14.96	0	0.10
<i>Salamandra corsica</i>	4.22	13.56	0.31	0.08	0	0	0	0	0

<i>Salamandrina perspicillata</i>	73.41	668.42	0.11	1205.49	0.79	0.73	1287.25	0.76	0.69
<i>Salamandrina terdigitata</i>	27.69	399.68	0.07	248.74	0.49	0.40	258.33	0.47	0.39
<i>Saxicola dacotiae</i>	1.07	24.72	0.04	12.90	0.69	0.90	11.41	0.54	0.83
<i>Sitta whiteheadi</i>	2.48	16.70	0.15	0.99	0	0	0.50	0	0
<i>Sorex samniticus</i>	156.07	820.44	0.19	1934.67	0.93	0.93	2031.97	0.94	0.93
<i>Spalax antiquus</i>	0.17	1305.27	0	1095.14	0	0	1151.10	0	0
<i>Speleomantis flavus</i>	0.66	2375.60	0	2194.57	0.75	0.42	2248.05	0.88	0.52
<i>Speleomantis genei</i>	1.24	77.29	0.02	29.59	0.53	0.45	28.35	0.2	0.22
<i>Speleomantis imperialis</i>	2.73	40.17	0.07	2.65	0	0	2.48	0	0
<i>Speleomantis italicus</i>	20.67	306.85	0.07	829.78	0.97	0.76	922.20	0.98	0.77
<i>Speleomantis supramontis</i>	0.5	2536.63	0	1945.58	0.5	0.65	1931.04	0.67	0.75
<i>Talpa romana</i>	97.30	771.67	0.13	825.65	0.53	0.52	836.23	0.49	0.48
<i>Tarentola angustimentalis</i>	2.31	6.03	0.38	2.89	0.88	0.86	2.48	0.69	0.69
<i>Tarentola delalandii</i>	2.81	12.56	0.22	3.14	0.62	0.6	1.90	0.48	0.43
<i>Tarentola gomerensis</i>	0.41	17.94	0.02	4.46	0.40	0.33	2.31	0	0
<i>Teira dugesii</i>	2.73	9.18	0.30	1.24	0.48	0.44	0.74	0.31	0.28
<i>Zamenis lineatus</i>	78.37	963.45	0.08	562.78	0.49	0.45	559.88	0.44	0.39