



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**Evolução da distribuição da lontra (*Lutra lutra* L.)
na Península Ibérica: Modelos a diferentes
escalas e a sua projeção no espaço e no tempo**

Joana Patrícia Areias Guerreiro

Orientação: Doutora Ana Márcia Enes Barbosa

Coorientação: Professor António Paulo Pereira Mira

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2016

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Evolução da distribuição da lontra (*Lutra lutra* L.) na Península Ibérica: Modelos a diferentes escalas e a sua projeção no espaço e no tempo

Joana Patrícia Areias Guerreiro



Orientação: Doutora Ana Márcia Enes Barbosa

Coorientação: Professor António Paulo Pereira Mira

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2016

“A natureza selvagem é a matéria-prima a partir da qual o homem cinzelou esse artefacto chamado civilização.”

“Que a terra é uma comunidade, eis o conceito básico da ecologia, mas que a terra deva ser amada e respeitada é já uma extensão da ética. Que a terra proporciona uma colheita cultural é um facto de há muito conhecido, mas ultimamente com frequência esquecido.”

*Aldo Leopold em *Pensar Como Uma Montanha**

“Biodiversity benefits people through more than just its contribution to material welfare and livelihoods. Biodiversity contributes to security, resiliency, social relations, health, and freedom of choices and actions.”

MEA, 2005

Agradecimentos

Àquele que me pôs neste mundo e me deu a Família, as oportunidades e os desafios que tenho!

À **minha Família**, que apesar das dificuldades, me permitiu chegar a onde cheguei, que me acompanhou e ajudou durante estes meses de grande agitação, dúvida e ansiedade. Em especial à minha mãe e à minha irmã que tudo fizeram para me tentar motivar para escrever.

Aos meus orientadores Doutora Márcia Barbosa e Professor António Mira pelas dicas e opiniões para a escrita deste documento. À Doutora Márcia no que se refere a aceitar uma orientanda como eu (mal sabia o que lhe esperava). Obrigada pela oportunidade, por todos os conhecimentos transmitidos e claro, por ter acreditado que eu iria atingir o objetivo. Ao Professor Mira por ter apresentado o tema das “lulus” e claro, por todos os conhecimentos transmitidos sobre a ecologia e rastreamento de lontras e até, pela paciência nas tentativas de localização das mesmas.

Ao trio de Professores mais “temido” pelos alunos em Projeto e Seminário. Agradeço a oportunidade de frequentar este mestrado mas acima de tudo, os sábados passados em apresentações que para além de nos ajudarem no desenvolvimento da tese, ajudaram-nos a crescer!

Ao trio Cátia, Luísa e Sara que desde que me acolheu no ISA, tem feito parte essencial da minha vida enquanto futura profissional da biologia da conservação. Obrigada por me motivarem a continuar e por todos os momentos de loucura, típicas de gente que troca a confusão de Lisboa pelos Montados de Évora. Em especial às minhas companheiras de Erasmus+, Luísa e Sara, que partiram comigo ao conhecimento de novas realidades e sem as quais o nome “*the girls*” não significaria nada.

À **Ana, Nuno, Ana Lu, João e Pedro** que apesar de já só falar de “lulus” e de tese nestes últimos meses, me transmitiram sempre alegria, amizade, conforto, ânimo, motivação e coragem impedindo que me fosse a baixo. Obrigada por estarem sempre presentes!

Aos meus colegas do mestrado de biologia da conservação pela paciência em aturarem a minha busca interminável pelas lontras! Agradeço também por todos os momentos através dos quais, me transmitiram o vosso gosto pela bela cidade de Évora e arredores. Que todos alcancem o que mais desejam!

Aos Professores Manuela Neves e Nuno Neves pelo esclarecimento de dúvidas relativas a testes estatísticos e pelas bases em sistemas de informação geográfica, respetivamente.

Ao Professor Andry Baylie e aos voluntários Karolina e Javier do Grupo de Mamíferos de Devon por terem trocado uma tarde chuvosa de micromamíferos por uma de prospeção pela lontra. Obrigada por me darem a conhecer o habitat da lontra em Devon e todos os truques associados à sua busca e por toda a paixão e dedicação pelos mamíferos que me transmitiram.

À CIBIO que para além da disponibilização de espaço e de material informático, que sempre me recebeu de braços abertos, bem como à minha tralha.

Aos elementos do Grupo de Jovens de Mafra que ao terem feito parte da minha vida ao longo dos últimos 5 anos, mantiveram-me motivada para enfrentar com outros olhos, as dificuldades da vida académica.

A todos os colegas, professores e funcionários, que direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, Obrigada!

Evolução da distribuição da lontra (*Lutra lutra* L.) na Península Ibérica: Modelos a diferentes escalas e a sua projeção no espaço e no tempo

Resumo

A Lontra Euroasiática foi alvo de quatro prospeções na Península Ibérica (1990-2008). Em 2003, foi publicado um modelo de distribuição da lontra, com base nos dados de presença/ausência das prospeções publicadas em 1998. Dadas as suas características, este tipo de modelos pode tornar-se um elemento chave nas estratégias de recuperação da lontra como também, de outras espécies, se comprovada a sua fiabilidade e capacidade de antecipar tendências na distribuição das mesmas. Assim, esta dissertação confrontou as previsões do modelo com os dados de distribuição de 2008, a fim de identificar potências áreas de discordância.

Os resultados revelam que, o modelo de distribuição de lontra proposto, apesar de ter por base dados de 1998 e de não considerar explicitamente processos biológicos, conseguiu captar o essencial da relação espécie-ambiente, resultando num bom desempenho preditivo para a distribuição da mesma em Espanha, uma década depois da sua construção.

Palavras-chave: Lontra Euroasiática; Macroecologia; Conservação; Modelos de Distribuição; Desempenho de Modelos

Evolution of otter (*Lutra lutra* L.) distribution in the Iberian Peninsula: Models at different scales and their projection through space and time

Abstract

The Eurasian otter was already surveyed four times in the Iberian Peninsula (1990-2008). In 2003, a distribution model for the otter based on presence/absence data from the survey published in 1998, was published. This type of models has advantages that can make it in a key element for otter conservation strategies and also, for other species, but only, if their reliability and capability to predict species distribution tendencies are validated. The present thesis compares the model predictions with 2008 data, in order to find potential mismatch areas.

Results suggest that, although the distribution model for the otter was based on data from 1998 and, doesn't include explicitly biological mechanisms, it managed to correctly identify the essence of the species-environment relationship, what was translated in a good predictive performance for its actual distribution in Spain, after a decade of its construction.

Key words: Eurasian Otter; Macroecology; Conservation; Distribution Models; Models Performance

Índice Geral

Índice de Figuras	- 1 -
Índice de Tabelas.....	- 3 -
Abreviaturas	- 4 -
1. Introdução	- 5 -
1.1. Lontra Euroasiática	- 8 -
1.1.1. Ecologia	- 8 -
1.1.2. Evolução da distribuição geográfica.....	- 10 -
1.1.3. Ameaças e Estatutos de Conservação	- 11 -
1.2. A Lontra na Península Ibérica.....	- 14 -
1.2.1. Espanha: um caso de sucesso na aplicação de estratégias de conservação.....	- 15 -
1.2.2. Portugal: uma população viável em tempos de crise	- 16 -
1.2.3. Prospecções ibéricas: análise à metodologia aplicada.....	- 18 -
1.3. Modelação: uma ferramenta para a Conservação	- 20 -
1.3.1. Modelos e Conservação das Espécies.....	- 20 -
1.3.2. Avaliação de Modelos de Distribuição de Espécies	- 23 -
1.3.3. Modelação biogeográfica da distribuição da lontra na Península Ibérica.....	- 26 -
1.4. Objetivos	- 31 -
2. Metodologia	- 32 -
2.1. Área de Estudo	- 32 -
2.2. Dados de distribuição.....	- 33 -
2.3. Tratamento de dados	- 33 -
2.3.1. Compilação e georreferenciação dos pontos de presença e ausência	- 33 -
2.3.1.1. Procedimentos para a Georreferenciação	- 34 -
2.3.2. Extrapolação dos valores de probabilidade para os pontos prospetados	- 36 -
2.4. Análise estatística.....	- 37 -
2.4.1. Avaliação do desempenho do modelo extrapolado.....	- 37 -
2.4.2. Avaliação do desempenho do modelo original.....	- 37 -
3. Resultados	- 41 -
4. Discussão.....	- 47 -
5. Considerações Finais.....	- 52 -
6. Referências Bibliográficas	- 53 -
7. Anexos	

Índice de Figuras

Figura 1. Exemplares de Lontra Euroasiática em cativeiro.	- 8 -
Figura 2. Exemplo de habitat com elevada aptidão para lontra, Ribeira da Mitra, Évora.	- 8 -
Figura 3. Vestígios de peixes predados pela lontra, no Paul da Tornada, Caldas da Rainha. Foto de Sara Moreira.....	- 9 -
Figura 4. Vestígios de lagostim predado pela lontra, na Ribeira de Valverde, Évora.	- 9 -
Figura 5. Dejeito de Lontra Euroasiática. Fonte: http://cm-santarem.pt/	- 10 -
Figura 6. Distribuição geográfica da Lontra Euroasiática. Fonte: Roos <i>et al.</i> , 2015.....	- 11 -
Figura 7. Mapas dos pontos de presença resultantes das prospeções espanholas: a) Prospeção de Delibes (1990); b) Prospeção Ruiz-Olmo & Delibes (1998); c) Prospeção López-Martín & Jiménez (2008). Adaptado de López-Martín & Jiménez (2008)	- 16 -
Figura 8. Mapa de distribuição da Lontra Euroasiática em Portugal, em quadrículas UTM de 10x10 km. Fonte: (Pedroso <i>et al.</i> , 2014b).....	- 17 -
Figura 9. Estrutura de uma matriz de erro ou de confusão e os seus componentes. Esta resume a relação entre o conjunto de resultados esperados (presenças e ausências previstas pelo modelo utilizado) e os resultados observados (presenças e ausências realmente observadas). V/FP = Verdadeiros/Falsos Positivos; V/FN = Verdadeiros/Falsos Negativos	- 25 -
Figura 10. Imagens resultantes da aplicação do modelo de probabilidade de ocorrência de lontra de Barbosa <i>et al.</i> (2003) nas quadrículas UTM de 10x10 km de Espanha (A) e de 1x1 km da Península Ibérica (B). Nota: quanto mais escura a área, maior a probabilidade de ocorrência de lontra. Fonte: Barbosa <i>et al.</i> (2003).....	- 29 -
Figura 11. Localização da área abrangida pelo modelo de probabilidade de presença de lontra de Barbosa <i>et al.</i> (2003) (Península Ibérica).	- 32 -
Figura 12. Georreferenciação de um mapa digitalizado em relação a uma <i>shapefile</i> previamente existente. Exemplo de vértices semelhantes entre a imagem digitalizada (pontos verdes) e a <i>layer pi_mascara</i> (pontos vermelhos).....	- 35 -
Figura 13. Exemplo do mapa referente à Comunidade Autónoma de La Rioja. Após a georreferenciação do mapa digitalizado, são marcados e classificados (a azul presenças, a branco ausências) todos os pontos prospetados minimamente definidos.	- 35 -
Figura 14. Mapa de pontos de presença (a azul) e ausência (a branco) georreferenciados a partir dos resultados da última prospeção nacional de lontra em Espanha (López-Martín & Jiménez, 2008).-41 -	-41 -
Figura 15. Mapa das quadrículas positivas (locais onde foram encontrados vestígios da atividade de lontra, a azul) e quadrículas negativas (locais onde não foram encontrados vestígios de lontra, a branco) resultantes da transferência dos pontos georreferenciados, para as respetivas quadrículas UTM de 10x10 km.	- 42 -

Figura 16. Boxplot de comparação dos valores de probabilidade de ocorrência de lontra previstos pelo modelo de Barbosa *et al.* (2003), para os conjuntos de pontos de presença e ausência georreferenciados, resultantes da última prospeção de lontra em Espanha (López-Martín & Jiménez, 2008). Nota: Presença de um grupo de *outliers* para o conjunto de valores das ausências. - 43 -

Figura 17. Mapa resultante da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo numa resolução de 1x1 km. Em destaque NO de Castela e Leão, onde pontos classificados como ausência (pontos brancos) encontram-se em áreas cujo modelo de Barbosa *et al.* (2003) atribui uma elevada probabilidade de ocorrência de lontra. Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto, pontos azuis (pontos de presença) e pontos brancos (pontos de ausência). - 43 -

Figura 18. Medidas de avaliação do modelo obtidas para o modelo de distribuição de lontra de Barbosa *et al.* (2003) quando confrontado com os dados de treino (em cima) e com dados mais atuais de teste (no meio); e as mesmas medidas aplicadas para a interpolação da distância dos dados de treino quando comparados com os dados de teste (em baixo). CCR: overall correct classification rates; TSS true skill statistic; As medidas TSS e kappa foram padronizadas de modo a variarem entre 0 e 1, tornando-se desse modo, diretamente comparáveis com as outras medidas de discriminação (Barbosa, 2015b) -45-

Figura A1. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Área de estudo (em cima) e Comunidade Autónoma das Astúrias (em baixo). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto..... A7

Figura A2. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Comunidades Autónomas de Andaluzia (em cima), Aragão (esquerda) e Valencia (direita). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto..... A8

Figura A3. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Comunidades Autónomas de Cantábria (a), Madrid (b), País Basco (c), Catalunha (d), Múrcia (e) e La Rioja (f). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto..... A9

Figura A4. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Comunidades Autónomas de Castela e Leão (em cima) e Castela-Mancha (em baixo). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto..... A10

Figura A5. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Comunidades Autónomas de Galiza (em cima à esquerda), Extremadura (em cima à direita) e Navarra (em baixo). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preta..... A11

Índice de Tabelas

Tabela 1. Resumo dos Objetivos Específicos e Metas da Estratégia da Biodiversidade para 2020. Adaptado de Comissão Europeia (2011)	- 6 -
Tabela 2. Classificação taxonómica da espécie <i>Lutra lutra</i> L.. Adaptado de ICNB, 2008	- 8 -
Tabela 3. Resumo das principais ações através das quais a atividade humana tem vindo a promover o declínio da Lontra Euroasiática e do seu habitat	- 12 -
Tabela 4. Variáveis utilizadas para a modelação da distribuição de lontra em quadrículas UTM de 10x10 km, com correspondente abreviatura e unidade (*). Adaptado de Barbosa (2001)	- 29 -
Tabela 5. Informações sobre os mapas externos utilizados na georreferenciação dos dados de distribuição da lontra.....	- 34 -
Tabela 6. Proporção de <i>explained deviance</i> (D^2) e diferentes medidas de pseudo- R^2 (R^2) calculadas para o modelo de distribuição de lontra de Barbosa <i>et al.</i> (2003), quando sujeitos aos dados de treino (Ruíz-Olmo & Delibes, 1998), aos dados de teste (López-Martín & Jiménez, 2008) e, aos dados resultantes da interpolação do modelo, às medidas estatísticas plotGLM, Dsquared e RsqGLM..	- 44 -
Tabela 7. Valores de interceção e declive das linhas de calibração de Miller calculadas para o modelo de Barbosa <i>et al.</i> (2003) confrontado com os dados de treino (1998), dados de teste (2008) e, para o modelo resultante da interpolação dos dados de treino (1998) confrontado com os dados de teste (2008).....	- 46 -
Tabela 8. Intervalo de valores para o limiar de discriminação ótimo dos modelos, quando aplicados a um conjunto de dados. Resultados obtidos através da interpretação dos gráficos resultantes da aplicação do teste optiPair, do pacote de <i>modEVA</i>	- 46 -

Abreviaturas

ARLM – Análise de Regressão Linear Múltipla

AUC – Area under ROC curve

GAM – *Generalized Addictive Model* ou Modelos Aditivos Generalizados

GLM – *Generalized Linear Model* ou Modelos Lineares Generalizados

GLMM – *Generalized Linear Mixed Models* ou Modelos Lineares Generalizados Mistos

HSI - *Habitat Suitability Index* ou Índices de Aptidão dos Habitat

MEA – Millennium Ecosystem Assessment

PI – Península Ibérica

PST – Point Sampling Tool

ROC – Receiver Operating Characteristic

SDM – *Species Distribution Models* ou Modelos de Distribuição de Espécies

SE – Serviços de Ecossistemas

SIG – Sistemas de Informação Geográfica

UE – União Europeia

1. Introdução

A publicação do *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) veio reforçar dois factos: 1) o Homem faz parte dos Ecossistemas, sendo que depende dos seus serviços; e 2) os Serviços dos Ecossistemas (SE) encontram-se ameaçados pela ação humana. Associado ao desequilíbrio dos ecossistemas surge o declínio da biodiversidade, uma vez que o correto funcionamento e estabilidade dos SE depende da riqueza e composição de espécies e das interações entre estas (Isbell, 2010). Como tal, o MEA (2005) sugere a formulação e planeamento de estratégias que integrem e promovam a biodiversidade, ao eliminarem e/ou mitigarem as principais ameaças. A mesma publicação salienta que os principais promotores deste declínio têm sido a sobre-exploração dos recursos naturais, a poluição, as espécies exóticas e/ou invasoras, as alterações climáticas e a alteração dos habitats.

Tendo em perspetiva o objetivo central de travar a perda de biodiversidade, bem como a degradação dos SE, a União Europeia (UE) lançou a mais recente Estratégia de Biodiversidade para 2020 (consultar European Commission, 2011¹). Apesar do insucesso da Estratégia para 2010 em alcançar as metas definidas em 2002 (Comissão Europeia, 2015a), a atual estratégia vem dar continuidade ao trabalho iniciado pela sua antecessora, tendo como principal foco a integração de políticas ambientais nas principais atividades económicas, como é exemplo a exploração agroflorestal (Comissão Europeia, 2015b). Como tal, a Estratégia 2020 consiste em seis metas apoiadas por conjuntos de ações que, tendo como nível de referência a biodiversidade de 2010, pretende, por exemplo, que até 2020 26% das espécies e 34% dos habitats de importância para a UE apresentem um estatuto de conservação favorável ou melhorias significativas no mesmo (Tabela 1) (para mais informações sobre as metas e ações traçadas, consulte o Anexo I de Comissão Europeia, 2011).

Recentemente, a Comissão Europeia publicou a Revisão Intercalar da Estratégia para 2020 (Comissão Europeia, 2015b²), tendo esta como principais objetivos avaliar o quão próximo estaríamos de alcançar as metas traçadas e identificar pontos a serem melhorados. Os resultados da avaliação foram claros: das seis metas, apenas uma (combate às espécies exóticas e/ou invasoras) apresentou progressos com impacto significativo para a biodiversidade global. De acordo com a Revisão (Comissão Europeia, 2015b), vários projetos aplicados têm exibido resultados positivos para a biodiversidade local. No entanto, dada a área restrita a que são aplicados, acabam por não ser suficientemente impactantes à escala da biodiversidade global, tornando-se por isso irrelevantes. É, portanto, aconselhada a extrapolação dos projetos de sucesso a uma escala capaz de representar um

¹ <http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/brochures/2020%20Biod%20brochure%20final%20lowres.pdf>

² <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52015DC0478&from=EN>

1. Introdução

“*impacto mensurável nas tendências globalmente negativas*” (página 4, Comissão Europeia, 2015b).

Tabela 1. Resumo dos Objetivos Específicos e Metas da Estratégia da Biodiversidade para 2020. Adaptado de Comissão Europeia (2011)

Conservar e recuperar a Natureza	
Meta 1	Garantir a completa aplicação da legislação presente nas Diretivas Aves e Habitats
Promover a manutenção e valorização dos Ecossistemas e seus Serviços	
Meta 2	Manutenção e recuperação dos Ecossistemas e seus Serviços
Garantir a sustentabilidade da agricultura, silvicultura e pescas	
Meta 3	Aumentar a contribuição da agricultura e silvicultura para a manutenção e valorização da biodiversidade através da sua compatibilização
Meta 4	Assegurar uma utilização sustentável dos recursos pesqueiros, ao alcançar indicadores de um <i>stock</i> populacional saudável
Combater as Espécies Exóticas e/ou Invasoras	
Meta 5	Combate às espécies exóticas e/ou invasoras através da sua identificação bem como dos meios de propagação
Enfrentar a Crise de Biodiversidade Global	
Meta 6	Contribuição no combate da perda de biodiversidade no que se refere à redução das pressões indiretas para a mesma

A Revisão Intercalar (Comissão Europeia, 2015b) refere a urgência de se intensificar o ritmo de execução de medidas/ações, uma vez que afirma que as metas apenas serão atingidas caso “*os esforços de execução e de controlo forem consideravelmente mais ousados e ambiciosos.*” (página 19, Comissão Europeia, 2015b). Se, por um lado, a utilização de programas europeus se tem revelado uma excelente aposta para a promoção da educação ambiental, e consequentemente da biodiversidade, ante a opinião pública (como os Projetos LIFE: ver, por exemplo, o trabalho desenvolvido pelo programa LIFE Charcos³), por outro, a concretização das metas está dependente da completa execução dos princípios e ações incluídos nos quadros políticos e parcerias. Como tal, a mesma Revisão salienta a necessidade de se incentivar o comprometimento e participação ativa do público e dos diversos intervenientes ou *stakeholders* da sociedade nos programas de conservação.

Mas como compatibilizar os interesses e valores ambientais com uma sociedade centrada em valores sociais e económicos? A base para um desenvolvimento sustentável passa por garantir o equilíbrio entre os interesses sociais, económicos e ambientais (ENDS, 2015). Como tal, a resposta está na facilitação da comunicação entre os intervenientes e na utilização de ferramentas que possibilitem a integração dos valores ambientais nos valores sociais e económicos (Bana e Costa, 1993). Como demonstrado por vários estudos (Wintle *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2011; Carone *et al.*, 2014, por exemplo), a solução poderá passar pela utilização da modelação estatística, em particular pelos

³ LIFE Charcos <http://lifecharcos.lpn.pt/>

Modelos de Distribuição de Espécies (SDM, do inglês *Species Distribution Models*). A partir destes modelos obtém-se “simplificações da realidade”, sendo possível utilizá-los na integração de diversos pontos de vista e/ou variáveis e, posteriormente, na exploração de cenários hipotéticos (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan *et al.*, 2013). Deste modo, e tendo como fim a sua utilização para a conservação da biodiversidade, os SDM podem ser criados com o objetivo de: prever a distribuição atual ou potencial de uma espécie numa dada área, avaliar os locais mais aptos para a libertação de indivíduos com objetivo de reintrodução e recuperação de espécies ameaçadas (Wilson *et al.*, 2011), ou identificar áreas prioritárias chave para a conservação (Ferraz *et al.*, 2012). Contudo, a utilização de modelos de distribuição no planeamento e/ou gestão da biodiversidade poderá suscitar dúvidas, como por exemplo: “Será que esta simplificação da realidade é capaz de identificar a evolução da distribuição de, por exemplo, uma espécie rara/comum?” ou “Será a sua perceção da realidade suficiente para prever tendências populacionais ao longo do tempo?”.

De modo a demonstrar o potencial dos modelos de distribuição para as estratégias de conservação, a presente dissertação pretende explorar como estes modelos: 1) conseguem identificar a distribuição mais favorável para uma espécie, 2) com o passar dos anos, mantêm o seu desempenho. Como tal, será utilizado um exemplo de modelo de distribuição para uma espécie cuja distribuição está bem estudada, a Lontra Euroasiática. Assim sendo, esta tese apresenta três tópicos iniciais que pretendem apresentar: (1) a espécie Lontra Euroasiática, no que se refere à sua ecologia, distribuição geográfica, ameaças e principais medidas de conservação, (2) a situação da lontra na área de estudo, resumindo o cenário na Península Ibérica nas últimas três décadas e, (3) os Modelos de Distribuição de Espécies no que se refere ao seu desenvolvimento, fase de avaliação/validação e importância da sua aplicação para a conservação das espécies, e ainda um resumo sobre o Modelo de Distribuição base para o desenvolvimento da presente tese.

1.1. Lontra Euroasiática

1.1.1. Ecologia

A espécie *Lutra lutra* L. (1758), ou Lontra Euroasiática, é classificada taxonomicamente como um mamífero carnívoro pertencente à Família dos Mustelídeos, onde se inserem também, por exemplo, as espécies *Martes foina* (fuiinha), *Mustela nivalis* (doninha) e *Meles meles* (texugo) (Figura 1; Tabela 2). Devido à dualidade no meio que utiliza (terrestre para a reprodução e abrigo, aquático para a alimentação), a lontra possui características que favorecem a eficácia da sua alimentação no meio aquático, sendo por isso inserida na Subfamília Lutrinae (Trindade *et al.*, 1998). Destas características destacam-se o perfil hidrodinâmico do seu corpo, a presença de membranas interdigitais, o encerramento hermético dos ouvidos e fossas nasais e a capacidade de ver tanto dentro como fora de água através do ajustamento do cristalino (Trindade *et al.*, 1998). Embora possa utilizar um grande leque de habitats – desde zonas húmidas montanhosas (Georgiev & Stoycheva, 2006) a áreas costeiras (Beja, 1989) – aqueles que apresentam uma maior aptidão para a lontra podem ser caracterizados como ambientes húmidos (em especial os habitats de água doce), preferencialmente associados a uma abundante vegetação ripícola, a um bom estado ecológico e, portanto, a um grau de perturbação humano baixo (Chanin, 2003a, 2003b) (Figura 2).



Figura 1. Exemplos de Lontra Euroasiática em cativeiro.



Figura 2. Exemplo de habitat com elevada aptidão para lontra, Ribeira da Mitra, Évora.

Tabela 2. Classificação taxonómica da Lontra Euroasiática (*Lutra lutra* L.). Adaptado de ICNB, 2008

Reino	Filo	Classe	Ordem	Família	Subfamília	Género
Animal	Cordados	Mamíferos	Carnívora	Mustelídea	Lutrinae	<i>Lutra</i>

A lontra é uma espécie solitária e, em semelhança com outras espécies, apresenta comportamento territorial (Chanin, 2003a). É no entanto de se salientar que, enquanto as fêmeas tendem a ocupar áreas mais pequenas mas ricas em presas (fator importante para a educação das crias), os machos, para além de necessitarem de áreas maiores, incluem os territórios de várias fêmeas, garantindo-lhes várias potenciais parceiras para a época reprodutora (Ferreira & Caetano, 2008; Quaglietta *et al.*, 2013).

No que se refere à sua dieta, a lontra é uma espécie essencialmente piscívora (Figura 3), podendo ainda alimentar-se de anfíbios (Skarén, 1993), invertebrados (como a *Libelula quadrimaculata* em Bailey, 2000) e, por vezes, de mamíferos (como a *Lepus timidus* ou lebre da eurásia em Conroy & Calder, 2000), répteis (Macdonald & Mason, 1982) e aves (Ruíz-Olmo & Marsol, 2002), de pequenas dimensões. Geidezis (1996) comprovou que, apesar de esta ser uma espécie oportunista, a lontra exibe um comportamento seletivo, quando se encontra num cenário de grande variedade e abundância de presas, optando pelas que apresentam um valor nutritivo mais vantajoso de acordo com a época e as características do habitat (consultar os estudos desenvolvidos por Georgiev, 2006; Kloskowski *et al.*, 2013).

Deve-se ainda salientar o importante papel da lontra como predador de espécies de crustáceos - em especial, de espécies invasoras como *Eriocheir sinensis* (caranguejo de shanghai) (Weber, 2008), *Procambarus clarkii* (lagostim vermelho) (Figura 4) e *Pacifastacus leniusculus* (espécie de lagostim). Estas últimas, apesar de serem apontadas como uma das principais ameaças, para as comunidades de espécies nativas na Península Ibérica (por exemplo, para o grupo dos anfíbios em Cruz *et al.*, 2006), são descritas como fomentadoras da distribuição e reprodução da lontra na mesma região, especialmente em períodos de seca severa e consequente falta de presas (Ruiz-Olmo & Clavero, 2008; Pedroso *et al.*, 2014a).



Figura 3. Vestígios de peixes predados pela lontra, no Paul da Tornada, Caldas da Rainha. Foto de Sara Moreira



Figura 4. Vestígios de lagostim predado pela lontra, na Ribeira de Valverde, Évora.

Como referem Trindade (1994) e Jongh (1998), o facto de a lontra ser um predador de topo tem contribuído para associar a sua presença a um bom estado ecológico do habitat que ocupa. Como

os mesmos autores salientam, este facto é importante dado que, ao criar-se condições para a presença de lontra, favorece-se a presença e subsistência de espécies das quais esta depende e das próprias zonas húmidas. No entanto, quando em abundância, a lontra é também capaz de ocupar regiões mais degradadas pela poluição e urbanização (ver Trindade *et al.*, 1998).

Ainda sobre a ecologia da lontra, é de se salientar a importante função que os assobios, os dejetos ou *spraints* e as secreções das glândulas anais têm na comunicação entre os indivíduos (Figura 5). De acordo com Yoxon (1998), da junção destes dois últimos elementos resulta um dejetos singular, que difere entre indivíduos. Por este motivo é frequente observar-se dejetos em locais de destaque como sobre pedras, debaixo de pontes ou à entrada de tocas, com o objetivo de marcação de território ou de comunicação da utilização de determinado recurso (Yoxon, 1998; Chanin, 2003a).



Figura 5. Dejetos de Lontra Euroasiática.
Fonte: <http://cm-santarem.pt/>

1.1.2. Evolução da distribuição geográfica

As últimas quatro décadas têm dado lugar a profundas alterações na distribuição geográfica da Lontra Euroasiática. De acordo com as prospeções realizadas por toda a Europa (como são exemplos Macdonald & Mason, 1982; Sulkava, 1993; Trindade *et al.*, 1995; Georgiev & Stoycheva, 2006; García Diaz, 2008), a primeira metade deste período foi marcada pelo declínio acentuado da sua população global. O cenário de declínio resultou da intensificação das ações antropogénicas, que direta e/ou indiretamente ameaçam a sobrevivência da espécie e do seu habitat. Por outro lado, a segunda metade deste período tem sido relevante para o estabelecimento de estratégias e planos de conservação (como são exemplo os retratados em Jiménez, 1987; Walter, 1990; Sjøgaard & Madsen, 1996; Kuhn & Jacques, 2012; Schmidt *et al.*, 2012; Urban, 2013). Estes abrangem, principalmente, medidas de mitigação dos fatores de pressão sobre os habitats da espécie e a aprovação de legislação que atribui à lontra o estatuto de espécie ameaçada (Carone *et al.*, 2014).

A aplicação das medidas de mitigação favoreceu a recuperação das populações de lontra, através do melhoramento da qualidade das zonas húmidas, da facilitação da comunicação entre

populações e, sempre que justificado, de reintroduções e/ou de reforços populacionais (Jongh, 1998). Embora não contrariem todas as ameaças, estas medidas têm promovido a recuperação e recolonização dos habitats pela lontra, sendo que cada vez mais casos de sucesso são reportados (Williams & Jacoby, 1995; López-Martín & Jiménez, 2008; Bouchardy *et al.*, 2011; Kim *et al.*, 2012; Carone *et al.*, 2014).

A atual distribuição geográfica da lontra é vasta, sendo que inclui a totalidade da região paleártica euroasiática, a zona ártica europeia e o extremo Norte de África (Figura 6) (Trindade *et al.*, 1998). Apesar de vasta, esta distribuição é na verdade fragmentada, existindo numerosos isolados populacionais, o que tem vindo a favorecer o declínio da espécie, principalmente na Europa (Hancox, 1992; Trindade *et al.*, 1995). Existem no entanto, países onde este cenário de declínio é contrariado, como é o caso de Espanha e de Portugal (Trindade *et al.*, 1998; López-Martín & Jiménez, 2008).



Figura 6. Distribuição geográfica da Lontra Euroasiática. Fonte: Roos *et al.*, 2015

1.1.3. Ameaças e Estatutos de Conservação

Como anteriormente referido, o declínio da biodiversidade tem sido promovido, em grande medida, pela intensificação da pressão antropogénica sobre os ecossistemas. No caso da Lontra Euroasiática, o Homem tem afetado os requisitos cruciais para a sua sobrevivência, nomeadamente no que se refere à existência de áreas de reprodução, alimentação e abrigo (Pedroso *et al.*, 2014b), sendo por isso responsável pelo declínio global das suas populações. Como tal, considera-se que as principais ameaças para a lontra sejam a **alteração dos seus habitats**, a diminuição da **disponibilidade de presas** e outros fatores que inviabilizem a sua **dispersão** (Tabela 3).

1. Introdução

A degradação do estado ecológico das zonas húmidas é visível quando se avalia a deterioração da qualidade da água. Por um lado, é nos cursos fluviais que acabam as descargas provenientes da indústria e/ou das águas residuais urbanas, que promovem a eutrofização dos mesmos (Trindade *et al.*, 1998). Por outro lado, estudos detetaram concentrações preocupantes de biocidas e outros agroquímicos, em especial PCBs (Bifenilos policlorados), tanto em amostras de água como em cadáveres de lontra (Broekhuizen, 1987; Lafontaine *et al.*, 1990; Walter, 1990; Mason & Madsen, 1993). A presença de PCBs foi apontada como a principal causa da ausência da lontra em habitats com grande aptidão para a mesma, sendo que ainda impossibilita tentativas de reintrodução ou recolonização natural por parte da espécie (Weber, 1990).

Tabela 3. Resumo das principais ações através das quais a atividade humana tem vindo a promover o declínio da Lontra Euroasiática e do seu habitat.

Ação	Consequência direta	Alvo direto
Descargas industriais	Qualidade da água	Habitat
Águas residuais urbanas		
Intensificação da Agropecuária		
Remoção da vegetação ribeirinha	Alteração dos rios	
Drenagem/Dragagem		
Extração de inertes		
Regularização dos rios		
Construção de Infraestruturas	Disponibilidade de presas	Lontra
Pesca ilegal		
Espécies invasoras e/ou exóticas		
Turismo/Urbanismo	Dispersão de lontra	
Furtivismo/Perseguição		
Atropelamentos/Afogamentos		

Salienta-se ainda a remoção da vegetação ribeirinha, a regularização dos cursos de água, a extração de inertes e a construção de infraestruturas, como principais fomentadores da alteração do perfil dos cursos fluviais (conversão de sistemas lóticos para sistemas lênticos, por exemplo), que conduzem à consequente diminuição da disponibilidade de locais de refúgio e de alimentação (Bueno & Bravo, 1998; Jongh, 1998; Trindade *et al.*, 1998). De acordo com o estudo de Pedroso *et al.* (2014a), as barragens são apontadas como as infraestruturas que mais impacto têm nos habitats. Estas, para além de promoverem a degradação dos habitats, promovem a fragmentação das populações de lontra (Trindade, 1990). A drenagem de água para utilização agrícola e industrial é também uma ameaça, com especial impacto na zona mediterrânica, onde as alterações climáticas têm promovido a intensificação dos períodos de seca (Beja, 1989, 1992; Trindade *et al.*, 1995).

As pressões sobre o habitat têm impacto na disponibilidade de presas e, consequentemente, na dieta da lontra. Se o cenário da alteração do perfil dos rios (por exemplo: a presença de uma barragem

leva a que não haja a redução no fluxo) é desencorajador para as espécies de peixe nativas, tem sido um dos promotores da dispersão de espécies exóticas e/ou invasoras como o achigã (Bueno & Bravo, 1998; Trindade *et al.*, 1998; Ferreira & Caetano, 2008). Outros fatores que contribuem para a diminuição da disponibilidade de presas são as práticas ilegais de pesca, a expansão urbana, o turismo e a presença de competição interespecífica (Beja, 1992; Williams & Jacoby, 1995; Trindade *et al.*, 1998).

Existem situações em que a lontra é ameaçada devido ao seu valor económico e recreativo, o que, associado a comportamentos de aversão, tem resultado nos chamados conflitos homem-lontra (Trindade, 1990; Pedroso *et al.*, 2014b). A lontra é considerada prejudicial para algumas atividades comerciais, nomeadamente a piscicultura (dado que existe a possibilidade de predarem os peixes). Como tal, a grande maioria dos proprietários procura afastá-la das suas produções utilizando métodos que a capture (e.g. armadilhas, abate) ou a afaste (e.g. fendas) (Trindade, 1991; Bodner, 1995). É, no entanto discutível o verdadeiro impacto da predação da lontra quando comparada com a de outros predadores, como as aves marinhas (Trindade, 1991; Ferreira & Caetano, 2008).

Por último, estudos como os desenvolvidos por Skarén (1992) e Grogan *et al.* (2013) revelam o impacto que as estradas e as redes de pesca apresentam para a dispersão da lontra. A expansão das redes viárias ao longo da Europa, em especial próxima de linhas de água, tem resultado num aumento significativo do número de lontras atropeladas (consultar Körbel, 1994, 1995). Existem ainda situações de afogamento resultantes da utilização de redes de *nylon*, que ao serem mais resistentes, dificultam a fuga por parte da lontra (Trindade *et al.*, 1998; Ferreira & Caetano, 2008).

Tendo em consideração as principais ameaças para a lontra, e de modo a mitigar o impacto das mesmas, têm sido estabelecidas diversas estratégias e planos de conservação (Jímenez, 1987; Walter, 1990; Søgaaard & Madsen, 1996; Kuhn & Jacques, 2012; Schmidt *et al.*, 2012; Urban, 2013). Estes abrangem, principalmente, medidas de mitigação dos fatores de pressão sobre os habitats da lontra (promoção da conectividade, recuperação e/ou restauro, proteção legal) e a aprovação de legislação que atribui à espécie e ao seu habitat o estatuto de ameaçados (Carone *et al.*, 2014).

Atualmente, e no que se refere ao estatuto de conservação, a lontra é classificada como:

- NT, *Near Threatened* ou espécie quase ameaçada, na Lista Vermelha da IUCN, sendo que até 2004 manteve o estatuto de espécie vulnerável (Roos *et al.*, 2015);

- LC, *Least Concern* ou espécie pouco preocupante, no Livro Vermelho dos Vertebrados Portugueses (Cabral *et al.*, 2005);

- VU, *Vulnerable* ou espécie vulnerável, no Livro Vermelho dos Vertebrados Espanhóis (Ruiz-Olmo, 2007).

Em termos legais, a lontra encontra-se ao abrigo da Diretiva Habitats (presente nos Anexos II e IV) e nas Convenções de Berna (presente no Anexo II) e CITES (*Convention on International trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*, presente no Anexo I) (Roos *et al.*, 2015).

1.2. A Lontra na Península Ibérica

A Lontra Euroasiática é uma espécie emblemática, que tem inspirado muitos estudos sobre as suas preferências ecológicas (Beja, 1989; Morales *et al.*, 1998; Ruiz-Olmo & Clavero, 2008), capacidade de adaptação a alterações no habitat (Beja, 1992; Trindade, 1990; Basto *et al.*, 2011; Pedroso *et al.*, 2014a) e evolução da sua distribuição geográfica (Macdonald & Mason, 1982; Trindade *et al.*, 1998; López-Martín & Jiménez, 2008), na Península Ibérica (PI). Tal como no resto da Europa, na PI também se verificou um acentuado declínio da distribuição da lontra, durante a segunda metade do século XX (Morales *et al.*, 1998). No entanto, tal como a grande maioria dos mamíferos, a lontra apresenta hábitos crepusculares e noturnos (Trindade *et al.*, 1998; Pedroso *et al.*, 2014a), o que dificulta a realização de estudos da abundância populacional (Mason & Macdonald, 1987). Contudo, esta dificuldade tem sido contornada ao se optar por métodos indiretos de deteção, como são exemplo as prospeções que tomam partido dos dejetos e outros vestígios da atividade de lontra (Figuras 3, 4 e 5) (Beja, 1992; Chanin, 2003b). Deste modo, embora se suspeitasse que a população ibérica de lontra se encontrava fragmentada e profundamente ameaçada (ver Trindade *et al.*, 1998; López-Martín & Jiménez, 2008), só se conheceu o verdadeiro cenário geral após a realização das primeiras prospeções nacionais em Espanha (Delibes, 1990; Ruiz-Olmo & Delibes, 1998) e em Portugal (Trindade *et al.*, 1998).

Atualmente, Espanha conta com três prospeções nacionais que revelam uma distribuição de lontra cada vez mais frequente ao longo de todo o território (Delibes, 1990; Ruiz-Olmo & Delibes, 1998; López-Martín & Jiménez, 2008). Por sua vez, Portugal, apesar de não ter realizado novas prospeções nacionais, conta com vários estudos locais que apontam para uma distribuição generalizada e viável de lontra (Pedroso *et al.*, 2014b). Salienta-se ainda que, destas prospeções resultou um conjunto de mapas de presenças e ausências de lontra (Figuras 7 e 8), que contribuiriam para o acumular de informação relativa aos habitats com maior e menor aptidão para a espécie. O facto de a lontra ser uma das espécies mais bem documentadas da PI, torna-a um valioso caso de estudo de sucesso da aplicação de estratégias de recuperação nesta região, ao longo das últimas décadas.

1.2.1. Espanha: um caso de sucesso na aplicação de estratégias de conservação

Em Espanha, no espaço de 20 anos, foram realizadas três prospeções nacionais que marcaram o início dos programas de gestão ambiental para a lontra e o seu habitat (Morales *et al.*, 1998). A primeira foi realizada em meados dos anos 80 (Delibes, 1990) e para além de evidenciar o desaparecimento da espécie em grandes áreas do país, conseguiu provar que existia um pequeno número de populações de lontra. A segunda e terceira prospeções, realizadas entre 1994-1996 (Ruiz-Olmo & Delibes, 1998) e entre 2004-2006 (López-Martín & Jiménez, 2008), respetivamente, tinham em vista determinar a presença de lontra nas principais zonas húmidas espanholas. Os resultados permitiram estudar quais as características dos habitats com maior e menor aptidão para a espécie.

Da análise dos mapas resultantes das prospeções é evidente a ausência de lontra em algumas áreas do território, sendo esta especialmente sentida no Este (Figura 7). Os principais fatores apontados como fomentadores do declínio da lontra em Espanha foram essencialmente a falta de conhecimento sobre a espécie, a degradação da qualidade dos habitats e a pressão das infraestruturas e atividades humanas, das quais se salienta a agricultura e as indústrias (Jiménez, 1987; Ruiz-Olmo, 1989; Williams & Jacoby, 1995). Os mapas permitiram ainda evidenciar a recuperação e evolução da distribuição de lontra em Espanha (como referido por López-Martín & Jiménez (2008), o número de províncias com mais de 50% de pontos prospetados positivos passou de nove aos atuais 31), durante o mesmo período, o que suporta que a aplicação de estratégias de recuperação tem funcionado.

No que se refere aos principais fatores que globalmente favoreceram a recuperação da lontra, são muitas vezes referidos o melhoramento no conhecimento sobre a espécie (que veio fomentar medidas específicas de conservação e recuperação), a adoção de medidas promotoras da qualidade ambiental das zonas húmidas, e a erradicação da perseguição à lontra, através da sua proteção legal (Bueno & Bravo, 1998; López-Martín & Jiménez, 2008). No entanto, estudos à escala das Comunidades Autónomas espanholas revelam que outros fatores poderão estar a influenciar a recuperação da lontra como são exemplo: a disponibilidade de *P. clarkii* e conseqüente predação em Castela e Leão (Bueno & Bravo, 1998; Ruiz-Olmo & Clavero, 2008); a recolonização natural a partir de áreas vizinhas em Castela e Leão e no País Basco (Bueno & Bravo, 1998; López De Luzuriaga *et al.*, 2008); e a utilização de reservatórios de água e outros habitats artificiais em Cantábria e na Extremadura (Serdio *et al.*, 2002; Cadenas & Prenda, 2008),

Por último, apesar de a lontra apresentar maior tendência para habitats a baixas altitudes, o estudo desenvolvido por Morales *et al.* (1998) revela a utilização regular de sistemas lacustres alpinos

(em Castela e Leão e nos Pirenéus) durante a primavera e o verão por parte da lontra. Segundo o mesmo trabalho, o fator promotor desta utilização será a presença de anuros em acasalamento (fonte de alimento).

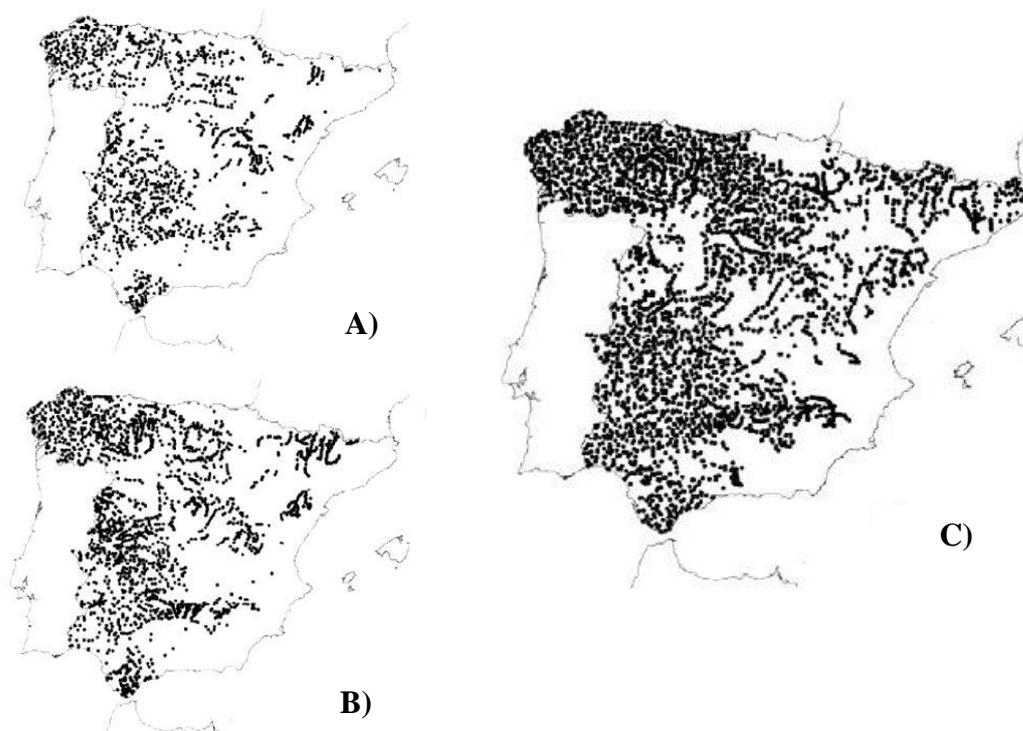


Figura 7. Mapas dos pontos de presença resultantes das prospeções espanholas: a) Prospeção de Delibes (1990); b) Prospeção Ruiz-Olmo & Delibes (1998); c) Prospeção López-Martín & Jiménez (2008). Adaptado de López-Martín & Jiménez (2008)

1.2.2. Portugal: uma população viável em tempos de crise

Em Portugal, a Lontra Euroasiática encontra-se protegida legalmente desde 1974 (Trindade, 1994). Dada a falta de informação sobre a sua distribuição, chegou-se a considerar que a espécie pudesse estar próxima da extinção (Pedroso *et al.*, 2014b). No entanto, e contrariando a situação espanhola, existiam fortes indícios de que a população de lontra portuguesa apresentava uma larga distribuição e estabilidade, conferindo-lhe um lugar de destaque quando comparada a sua viabilidade com a de outros países europeus (Macdonald & Mason, 1982; Trindade, 1994; Trindade *et al.*, 1995).

São vários os estudos que se focam na dieta e na utilização de habitats alterados pela lontra (como são exemplo Basto *et al.*, 2011; Pedroso *et al.*, 2014a), nos conflitos Homem-Lontra (Beja, 1989; Trindade, 1991) e nas principais ameaças para a espécie (Beja, 1992; Pedroso *et al.*, 2014b). Contudo, apenas uma publicação refere a realização de uma prospeção a nível nacional de lontra, realizada em 1995 (Trindade *et al.*, 1998). Para além de dar a conhecer a distribuição da lontra em

Portugal, esta prospeção tinha ainda como objetivos: 1) a identificação e avaliação do estado de conservação dos habitats de ocorrência da espécie, 2) a identificação dos principais fatores de ameaça para as lontras, e 3) a formulação de guias para estratégias de conservação.

Os resultados obtidos demonstraram que a lontra se distribuiu por todo o país, à exceção das áreas correspondentes aos grandes centros urbanos (devido à maior concentração humana) (Figura 8). Os principais fatores promotores desta ampla distribuição parecem ter sido o ainda bom estado ecológico dos corpos de água doce (escassa utilização de agroquímicos, de acordo com Macdonald & Mason (1982)), e a disponibilidade de presas dado o fraco desenvolvimento industrial (Trindade *et al.*, 1998). São ainda referidos como principais fatores de perturbação: a alteração e consequente perda de habitat, quer por degradação (eutrofização e contaminação), quer por alterações das características naturais dos habitats (regularização dos rios, extração de inertes, remoção de vegetação); e o aumento da pressão humana através da expansão urbana, do turismo e das estruturas lineares, bem como dos conflitos entre as atividades comerciais e a lontra (aquaculturas, pesca ilegal).

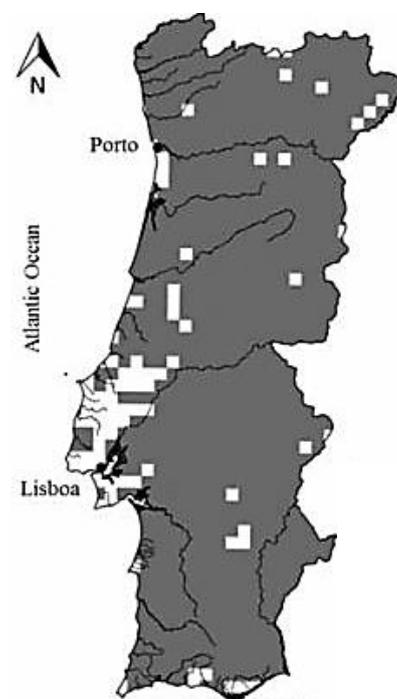


Figura 8. Mapa de distribuição da Lontra Euroasiática em Portugal, em quadriculas UTM de 10x10 km. Fonte: (Pedroso *et al.*, 2014b)

Outros trabalhos têm permitido realizar monitorizações locais das populações de lontra. O trabalho de Beja (1989), por exemplo deu a conhecer as populações de lontra que utilizam a Costa Sudoeste de Portugal. Mais tarde o mesmo autor demonstrou que, embora esta população optasse por utilizar maioritariamente os sistemas costeiros, esta continuava a depender da presença de corpos de água doce (Beja, 1992). Outro exemplo são os trabalhos realizados por Basto *et al.* (2011) e Pedroso *et al.* (2014a), que avaliam o impacto que os reservatórios de pequenas e médias dimensões (na Serra de Monfurado) e as barragens (Barragem do Alqueva), respetivamente, apresentam para a presença de lontra. Em ambos se verificou uma impressionante capacidade de adaptação da espécie a estas alterações. Salienta-se no entanto que, embora esta adaptação se tenha verificado, a dieta base da lontra acabou por ser modificada, sendo que, em vez de se basear em espécies de peixe nativos, passou a ser dominada por espécies exóticas e/ou invasoras. Ainda sobre o impacto destas infraestruturas, a partir de observações realizadas no Rio Homem, Trindade (1990) salienta que estas, para além de promoverem profundas alterações no fluxo do rio e nas áreas envolventes (inundando habitats de alimentação e de refúgio), promovem o isolamento populacional.

1.2.3. Prospeções ibéricas: análise à metodologia aplicada

Dado o acentuado declínio populacional que sofreu na segunda metade do século XX, a Lontra Euroasiática foi alvo das já referidas quatro prospeções na PI, que permitiram a compilação de informação sobre a evolução da distribuição da espécie nesta região. Estas prospeções foram realizadas através da aplicação de uma mesma metodologia que tem por base a recomendação da 1ª Reunião da Secção Europeia do Grupo de Especialista de Lontra da IUCN (Ordehaus, RFA, Abril de 1984). Para além de ter sido utilizada nas prospeções ibéricas, esta é a metodologia base para a grande maioria dos estudos que investigam: a aptidão dos habitats para a lontra (Mason & Macdonald, 1987); a intensidade de utilização de um determinado habitat ou recurso (Trindade *et al.*, 1998); a diversidade genética das populações e limites territoriais (Chanin, 2003b; Quaglietta *et al.*, 2013); e a sua dieta (Pedroso *et al.*, 2014a).

De acordo com a prospeção portuguesa (Trindade *et al.*, 1998), a aplicação desta metodologia requer a satisfação dos seguintes requisitos:

(1) todo o processo deve basear-se em trabalho direto de campo mais precisamente, na deteção de vestígios/sinais de presença de lontra facilmente identificáveis, nomeadamente, dejetos (Figura 5) e pegadas. A deteção direta de lontra torna-se difícil, o que acaba por favorecer a utilização de métodos de deteção que tenham por base vestígios da sua atividade.

(2) deve ser aplicado um procedimento *standard*, para que este possa ser replicado em outras áreas de estudo e no maior número de cenários possível.

(3) a amostragem deve funcionar como uma fotografia da situação contemporânea da lontra. Assim sendo, a duração da amostragem tal como a distância amostrada, devem ser relativamente curtas.

(4) deve-se recorrer a peritos ou apostar na formação para a correta deteção e identificação de vestígios de lontra, de modo a minimizar o erro de amostragem.

No que se refere à metodologia em si, esta baseia-se então na procura de vestígios de lontra, ao longo de transectos na proximidade das linhas de água. Trindade *et al.* (1998) referem que uma prospeção necessita de ter uma referência cartográfica que, no caso português, foram as quadrículas UTM de 10x10 km. Assim sendo, a área de estudo é primeiramente dividida nestas quadrículas, nas quais se identificam, posteriormente, as principais linhas de água. Conhecidas estas últimas, são escolhidos pontos de amostragem onde se verifiquem condições consideradas aptas para a presença de lontra. Em cada ponto de amostragem considerado é realizado um transecto que não deve exceder os 600 m de comprimento, facto apoiado pelo estudo desenvolvido por Mason & Macdonald (1987), que

demonstrou que, num conjunto de locais prospetados através de transectos de 1000m (seguindo a metodologia padrão), 73% das presenças foram confirmadas nos 600m iniciais sendo que, os 400m finais apenas acrescentaram 6-10% de presenças. Na escolha dos pontos a prospetar, deve-se garantir a representatividade do maior número de ambientes aquáticos existentes na quadrícula (Trindade *et al.*, 1998), sendo que os mesmos devem distar 5 a 8 km entre si (Chanin, 2003b).

Os resultados da aplicação desta metodologia de prospeção são expressos na denominação Presença/Quadrícula Positiva ou Ausência/Quadrícula Negativa, a cada quadrícula amostrada. De acordo com a metodologia, uma quadrícula é considerada como “Presença” assim que se encontra um vestígio de lontra na realização de um dos transectos (Mason & Macdonald, 1987), e só se admite “Ausência” quando todas as possibilidades de pontos de amostragem, para uma dada quadrícula, foram esgotadas e não se encontrou qualquer vestígio de lontra (Trindade *et al.*, 1998). Após a classificação das quadrículas da área de estudo, é possível criar mapas síntese dos resultados (Figura 8).

Quando se recorre à aplicação desta metodologia, é possível salientar vantagens tais como: (1) consistir num método expedito e de fácil execução, o que favorece a sua utilização em outras áreas de estudo e a repetição do mesmo, proporcionando (2) o seguimento e monitorização da distribuição e tendência populacional da lontra e, tratando-se de um procedimento *standard*, (3) possibilita uma análise comparativa da distribuição de lontra entre diferentes áreas de estudo (Trindade *et al.*, 1998). Salienta-se, no entanto, o maior impacto que a realização destas prospeções tem para as comparações numa área, ao longo do tempo. De acordo com Chanin (2003b), a grande vantagem de esta metodologia ser utilizada globalmente, será o facto de ter contribuído para a compilação de uma boa base de dados, que poderá conferir uma maior robustez e rigor às análises estatísticas realizadas.

O facto de esta metodologia se basear em vestígios da atividade da lontra, especialmente nos dejetos, acaba por se apresentar vulnerável frente à influência das condições atmosféricas que podem alterar, arrastar ou mesmo eliminar estes vestígios (Trindade *et al.*, 1998). Adicionalmente, a atividade de marcação varia de acordo com parâmetros biológicos e sociais (Pedroso *et al.*, 2014a) e com a sazonalidade (Mason & Macdonald, 1987). O facto de existirem áreas que, embora apresentem uma grande aptidão para a lontra, são classificadas como “Ausência” e posteriormente como “Presença”, pode ser justificado pela existência de populações que, ao se encontrarem profundamente fragmentadas ou com um baixo número de efetivos, acabam por diminuir a sua atividade de marcação (Bueno & Bravo, 1998; Morales *et al.*, 1998; Trindade *et al.*, 1998). Deve-se ainda ter em consideração potenciais erros de amostragem.

Por último, salienta-se um problema que aqui se designa por *Uma questão de escala*. A metodologia aplicada nas prospeções é, sem dúvida, uma excelente opção no que se refere a estudos

aplicados em grandes áreas, como à escala nacional (Chanin, 2003b). Esta metodologia consegue transmitir, a grande escala, a informação necessária para que, tanto o utilizador como qualquer recetor da informação consigam perceber a situação da lontra na área de estudo e possam repeti-la. Contudo, quando se considera os resultados obtidos a uma escala mais local, é possível perceber as imprecisões resultantes da aplicação restrita das classificações “Presença” e “Ausência”. Exemplos disto surgem nos trabalhos de Cadenas & Prenda (2008) e Morales *et al.* (1998). No primeiro caso, ambientes sem aptidão para a presença de lontra podem apresentar marcações, justificadas pela passagem de uma lontra sem, contudo, significar que a área prospetada apresenta condições para sustentar uma população. No segundo caso, áreas como as zonas alpinas apenas são utilizadas pontualmente pela lontra, o que leva a uma atividade de marcação baixa e à consequente falta de indícios que confirmem a “Presença” de lontra.

Existem portanto, algumas questões que deverão ser consideradas: (1) Até que ponto o que se julga ser um cenário de recuperação a grande escala não será um acontecimento aleatório quando observamos a situação a uma pequena escala?; (2) Estará a metodologia aplicada a privilegiar o resultado “Presença”, mesmo em locais onde a probabilidade é mínima? A verdade é que esta metodologia acaba por aceitar facilmente a classificação “Presença” e, procura exaustivamente negar a classificação “Ausência”.

1.3. Modelação: uma ferramenta para a Conservação

1.3.1. Modelos e Conservação das Espécies

Quão vantajoso seria conseguirmos saber exatamente a distribuição geográfica de uma determinada espécie? A capacidade de prever o comportamento de dispersão das espécies revela-se vantajosa principalmente, quando a conservação das mesmas se encontra sobre ameaça. Como tal, o recurso a ferramentas que permitam testar quais os fatores que controlam a distribuição das espécies numa determinada área, apresenta-se como um apoio fundamental para a recuperação e proteção da biodiversidade (Guisan & Zimmermann, 2000; Pearce & Ferrier, 2000). O desenvolvimento de técnicas com base na modelação estatística tem sido considerado importante, quer para as áreas das ciências naturais como para áreas tão diversas como a medicina (estudos epidemiológicos, por exemplo), a climatologia (estudos das alterações climáticas, por exemplo) ou a indústria (produção vinícola, por exemplo) (Fielding & Bell, 1997; Jiménez-Valverde *et al.*, 2013). No que se refere ao

propósito da integração do ponto de vista da conservação da biodiversidade, a utilização da modelação, em particular dos Modelos de Distribuição de Espécies (ou SDM, do inglês *Species Distribution Models*) é cada vez mais recorrente, visto auxiliar situações onde a opinião da conservação é necessária (Fielding & Bell, 1997; Wintle *et al.*, 2005). Dada a impossibilidade de se desenvolver um único modelo capaz de igualar a complexidade dos processos naturais, os modelos podem ser considerados como “simplificações da realidade” (Guisan & Zimmermann, 2000; Liu *et al.*, 2011). Contudo, se bem desenvolvidos, os modelos de distribuição podem ser utilizados para a integração de diversos pontos de vista e/ou variáveis, com posterior utilização para a exploração de cenários hipotéticos (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan *et al.*, 2013).

O recurso aos SDM pode ter várias finalidades, tais como: servir de ferramenta de pesquisa ou de avaliação do impacto das alterações dos habitats (exemplo da expansão urbana e das infraestruturas lineares); teste de hipóteses biogeográficas; melhoramento de mapas de distribuição das espécies (Guisan & Zimmermann, 2000); ou a avaliação da aptidão ambiental para programas de monitorização de conservação dos habitats (Ferraz *et al.*, 2012). Atualmente, são vários os estudos que tomam partido dos SDM, para o desenho de estratégias de recuperação ou, na identificação de áreas prioritárias onde as aplicar. Exemplos destes podem ser encontrados nos trabalhos de Wintle *et al.* (2005), Wilson *et al.* (2011) e Ferraz *et al.* (2012).

Wilson *et al.*, (2011) toma partido dos SDM para auxiliar a identificação de áreas prioritárias para a aplicação de estratégias de reintrodução e de reforço populacional, na Irlanda do Norte, com vista à recuperação da espécie de mexilhão de rio ameaçada, *Margaritifera margaritifera*. De acordo com o mesmo autor, antes de qualquer tentativa de implementação de estratégias de reintrodução ou de reforços populacionais de espécies ameaçadas, é necessário que se conheça quais os requisitos fundamentais para a existência da espécie num habitat e, como a variação da qualidade do mesmo pode afetá-la. No caso de Ferraz *et al.* (2012), procurava-se construir um modelo que conseguisse identificar a distribuição da espécie *Panthera onca* (espécie de jaguar), tendo em consideração as características ambientais brasileiras e dados de presença confirmada da espécie. De acordo com os mesmos autores, através dos SDM podem ser identificadas as áreas onde existe uma maior concentração de aglomerados populacionais (centros populacionais), sendo estas, potenciais áreas de aplicação de medidas de proteção. Por último, em Wintle *et al.* (2005) os SDM são referidos como ferramentas que, quando corretamente desenvolvidas (excelente qualidade da informação representativa da biodiversidade, por exemplo), permitem aumentar a robustez e, conseqüente sucesso dos planos de conservação aplicados em áreas sob forte influência do desenvolvimento urbano. Tendo como área alvo New South Wales (Austrália), os autores utilizaram dados de distribuição de sete espécies ameaçadas, de modo a obter

mapas dos habitats com maior aptidão para cada uma, conseguindo-se identificar áreas prioritárias para potenciais ações de conservação.

No que se refere à espécie em estudo, o desenvolvimento dos modelos publicados resultou maioritariamente em mapas que identificam os locais mais aptos para a Lontra Euroasiática, i.e., com maior favorabilidade para a espécie, na área de estudo considerada. Em Itália, os modelos de distribuição têm sido importantes para a identificação de fatores que promovem e inibem a presença e dispersão da lontra. Por exemplo, no trabalho de Loy *et al.* (2009), conhecendo-se a situação de expansão da área de distribuição dos dois únicos núcleos populacionais de lontra, apresentava-se crucial a identificação das áreas, no limite da sua distribuição atual, mais aptas para a promoção do estabelecimento e dispersão da espécie para as áreas envolventes. A seleção, que facilitaria a priorização de áreas estratégicas para a sobrevivência e expansão das lontras, resultou de um SDM com base na utilização de Índices de Aptidão dos Habitat (ou HSI, do inglês *Habitat Suitability Index*), que neste caso avaliavam a distribuição, qualidade e conectividade dos habitats presentes nas áreas em análise e, foram validados através de dados de presença e ausência de lontra.

Ainda em Itália, foi desenvolvido um SDM com o objetivo de identificar as características da utilização dos solos que mais promovem a alteração do comportamento da lontra, e consequente cenário de distribuição, ao longo do tempo. Sabendo que a alteração e degradação dos habitats é uma das principais ameaças para a espécie, o estudo de Carone *et al.* (2014) procurou compreender de que modo a alteração do uso dos solos tem vindo a influenciar o equilíbrio desta espécie, e como este conhecimento poderá funcionar como ferramenta para o planeamento de medidas de conservação da mesma. Deste modo, os autores tomaram partido da comparação da informação multi-temporal da presença da espécie e variáveis ambientais tais como o declive, altitude e cobertura/uso do solo (1980 até 2006), de modo a identificarem os fatores diferenciais que determinaram a sobrevivência da lontra. Os resultados demonstraram que, apesar de em 1980 as variáveis mais relevantes para a distribuição da lontra serem as variáveis geográficas (nomeadamente, o declive e altitude), em 2006 estes fatores apresentaram uma menor relevância quando comparados com o impacto das variáveis associadas à ocupação dos solos (florestas e áreas de cultivo, por exemplo).

Por último, existe um modelo de distribuição dedicado ao cálculo da aptidão dos habitats da PI para a lontra (Barbosa *et al.*, 2003). Este baseia-se em dados de presença e ausência de lontra em Espanha resultantes da prospeção de 1994-1996 (Ruiz-Olmo & Delibes, 1998) e em três conjuntos de variáveis: ambientais, espaciais e humanas. Este modelo foi utilizado pelo presente estudo como exemplo para a avaliação das capacidades dos SDM e consequente aplicação na conservação da biodiversidade, sendo que, de seguida, serão apresentadas mais informações sobre o mesmo.

1.3.2. Avaliação de Modelos de Distribuição de Espécies

Os SDM são, primeiramente, representações numéricas das preferências de habitat de uma espécie (Wintle *et al.*, 2005). Como tal, a construção de um SDM tem início num conceito de base ecológica (Guisan & Zimmermann, 2000) que, ao tomar partido de informações relevantes sobre as preferências ecológicas e ambientais (preditores), bem como de dados de ocorrência da espécie alvo (Fielding & Bell, 1997), consegue antever a distribuição da mesma (Wintle *et al.*, 2005). De acordo com Guisan & Zimmermann (2000), para o desenvolvimento de um modelo é necessário: (1) escolher uma escala espacial apropriada, (2) selecionar um conjunto de variáveis explanatórias e, (3) utilizar uma estratégia de amostragem eficiente para a identificação e priorização dos gradientes/fatores que se acredita terem um papel fundamental no modelo (de modo a facilitar a estratificação da amostragem).

Apesar da complicação associada à identificação de variáveis capazes de incluir todas as restrições ecológicas e as interações intra e inter específicas relevantes, é possível desenvolver modelos de distribuição muito precisos (Liu *et al.*, 2011) desde que sejam utilizados dados de distribuição de boa qualidade e métodos robustos de avaliação do desempenho de modelos (Jiménez-Valverde *et al.*, 2013). Deve-se ter em mente que, apesar de se poder considerar um grande número de variáveis candidatas a preditores (aumentando assim a complexidade do modelo), se não existir um processo de seleção rigoroso que selecione as variáveis com poder explanatório significativo, não significa necessariamente que o modelo resultante vá apresentar uma maior capacidade de previsão do que se se tivesse realizado este passo (ver estudo desenvolvido por García-Callejas & Araújo, 2016).

Pode-se optar por uma grande variedade de métodos de modelação, que devem ser escolhidos tendo em consideração o tipo de dados biológicos e ambientais disponíveis (poucos a nenhuns dados – e.g. dos SDM com base em HSI; dados de apenas presença ou de presença e pseudo-ausência – e.g. informações recolhidas pelos museus; ou dados de presença e ausência – e.g. dados obtidos a partir da realização de prospeções), a espécie alvo e a finalidade do modelo (Wintle *et al.*, 2005). De acordo com vários autores (Guisan & Zimmermann, 2000; Pearce & Ferrier, 2000; Wintle *et al.*, 2005), a grande tendência é para a utilização de modelos logísticos dado que estes assumem que os dados derivam de processos binários, como é o caso das observações de presença e ausência das espécies. De acordo com Guisan & Zimmermann (página 161; 2000), a regressão logística relaciona uma variável resposta a um único (regressão simples) ou a vários (regressão múltipla) preditores ambientais (as variáveis explanatórias). A tendência é para a utilização dos Modelos Lineares Generalizados (GLM), Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) e/ou Modelos Aditivos Generalizados

(GAM). Definir qual o melhor método, ou o que se apresenta mais vantajoso para o modelo, dependerá do fim para o qual o mesmo é construído. Enquanto o GAM é mais flexível no que se refere ao ajustamento dos dados a um determinado valor de graus de liberdade (o GLM apresenta-se condicionado por parâmetros) e apresenta um melhor desempenho face a esses dados, o GLM é mais simples e fácil de se interpretar, tendo por isso uma maior variedade de testes estatísticos disponíveis e o facto de, as incertezas relativas a coeficientes e preditores poderem ser convertidas em erros padrão ou intervalos de predição (Wintle *et al.*, 2005).

No que se refere ao resultado da aplicação dos SDM, este é por norma designado como binário, se os locais são classificados como pertencentes ou não à área (potencial) de distribuição da espécie (e.g. 1 e 0 ou presença e ausência), ou contínuo, se a cada sítio for atribuída uma probabilidade de fazer parte da distribuição de uma determinada espécie ou de uma favorabilidade para a mesma (Liu *et al.*, 2011).

Dadas as vantagens evidentes da construção e utilização de SDM em planos de conservação e gestão (Wintle *et al.*, 2005; Newbold *et al.*, 2010; Guisan *et al.*, 2013; Carone *et al.*, 2014) tem-se verificado uma crescente dependência dos mesmos na tomada de decisões, sendo por isso cada vez mais necessária a utilização de critérios robustos que permitam a avaliação rigorosa dos modelos (Loiselle *et al.*, 2003; Jiménez-Valverde *et al.*, 2013). A fase de avaliação ou validação dos SDM é considerada a mais crucial para o desenvolvimento dos modelos, uma vez que é através desta que se testa o desempenho preditivo dos mesmos (Fielding & Bell, 1997; Pearce & Ferrier, 2000; Liu *et al.*, 2011).

O estudo do desempenho de um SDM é possível a partir da avaliação das suas propriedades, nomeadamente a precisão ou calibração (propriedade que avalia o quão bem a estimativa das probabilidades de presença – previstas, representa a proporção de presenças reais - observadas) e a capacidade ou poder de discriminação (habilidade de um modelo em distinguir corretamente locais onde a espécie foi detetada – presenças, e os locais onde esta não foi detetada - ausências) (Liu *et al.*, 2011). De acordo com Jiménez-Valverde *et al.* (2013), a tendência é para a utilização única da capacidade de discriminação na avaliação do desempenho dos modelos. De acordo com estes autores, o facto de a capacidade de discriminação ser uma propriedade dependente do contexto (i.e. dá informação sobre o desempenho de um algoritmo em relação a um conjunto particular de dados), associado à subvalorização da precisão, pode levar a perda de informação importante para por exemplo, melhorar o desempenho do modelo, principalmente quando se pretende que este seja usado ao longo do tempo e do espaço (consultar estudo de Jiménez-Valverde *et al.*, 2013).

Algo que também tem sido discutido por vários autores é a origem dos dados utilizados para a validação ou avaliação dos SDM, designados como dados de teste (definição de Fielding & Bell, 1997). Vários autores apresentam resumidamente variadas formas de se obter estes dados de teste (consultar Fielding & Bell, 1997; Guisan & Zimmermann, 2000; Pearce & Ferrier, 2000; Wintle *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2011). Estudos como os de Pearce & Ferrier (2000) e Newbold *et al.* (2010) são exemplos que salientam a importância da utilização de dados de teste independentes da construção do modelo, para a avaliação do mesmo. A utilização de dados independentes confere uma maior segurança à avaliação do desempenho do modelo (tanto a partição dos dados como a utilização de um mesmo conjunto de dados de treino e de teste revela-se pouco fiável, dada a possibilidade de se obter um cenário demasiado otimista; Newbold *et al.*, 2010), facilita a análise comparativa entre diferentes modelos e técnicas de modelação, e permite a identificação de pontos que fomentem a melhoria do desempenho dos modelos (Pearce & Ferrier, 2000).

Escolhidos os dados de teste, muitas vezes a avaliação do desempenho da capacidade de discriminação dos modelos baseia-se na construção de matrizes de erro ou de confusão (Figura 9), através das quais se resume a relação entre os resultados observados e os resultados previstos, para um determinado conjunto de dados (Fielding & Bell, 1997). Para o desenvolvimento destas matrizes, é portanto necessário calcular as suas componentes, nomeadamente: Falsos Positivos/Negativos (presenças/ausências erradamente previstas em relação aos pontos prospetados), Verdadeiros Positivos/Negativos (presenças/ausências corretamente previstas em relação aos pontos prospetados). A partir destas matrizes é ainda possível o cálculo de outras medidas de desempenho discriminatório, tais como a sensibilidade (capacidade de um modelo em classificar corretamente as presenças), a especificidade (capacidade de um modelo em classificar corretamente as ausências), e a taxa de classificações corretas (percentagem de presenças e ausências corretamente classificadas) (consultar publicações de Fielding & Bell, 1997; Pearce & Ferrier, 2000). A própria precisão do modelo pode ser avaliada a partir desta matriz (Pearce & Ferrier, 2000).

		Observado	
		Presença	Ausência
Previsto	Presença	VP	FN
	Ausência	FP	VN

Figura 9. Estrutura de uma matriz de erro ou de confusão e os seus componentes. Esta resume a relação entre o conjunto de resultados esperados (presenças e ausências previstas pelo modelo utilizado) e os resultados observados (presenças e ausências realmente observadas). V/FP = Verdadeiros/Falsos Positivos; V/FN = Verdadeiros/Falsos Negativos

Apesar de acessível e de fácil interpretação, avaliar o desempenho do modelo considerando apenas os resultados desta matriz revela-se insuficiente uma vez que, para a construção da mesma é necessário definir um valor crítico ou limiar de probabilidade, a partir do qual considerar que o modelo prevê que a espécie deve estar presente em vez de ausente (Fielding & Bell, 1997; Pearce & Ferrier, 2000). Este limiar é uma escolha arbitrária que pode ter efeitos bem visíveis na avaliação do desempenho do modelo. Um dos mais óbvios será o favorecimento da especificidade ou da sensibilidade. De acordo com Barbosa (2001), uma grande importância deve ser dada à sensibilidade uma vez que, os pontos de presença (dados observados) estão confirmados ao contrário dos pontos de ausência, que podem ter origem na falta de amostragem ou de dados.

Por este motivo é recorrente utilizarem-se medidas que não necessitem de um limiar fixo, dado que acabam por avaliar o modelo tendo em consideração a gama de valores possíveis para o mesmo (Liu *et al.*, 2011). Como tal, testes como AUC da ROC, R^2 e D^2 , tem sido preferencialmente utilizados, dado não precisarem que se defina um limiar de probabilidade (Guisan & Zimmermann, 2000; Liu *et al.*, 2011). A área abaixo da curva (AUC) ROC é sem dúvida o teste a que mais se tem feito referência (Fielding & Bell, 1997; Wintle *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2011; Wilson *et al.*, 2011; Jiménez-Valverde *et al.*, 2013), quando se pretende utilizar uma medida de precisão global que não dependa da definição de um limiar de probabilidade. Outro fator que, de acordo com os autores promove a sua preferência é a facilidade de interpretação dos resultados: se um modelo apresenta um AUC de x , sempre que for escolhido um par presença/ausência ao acaso, existe $x\%$ de probabilidade que a pontuação que o modelo atribui ao elemento presença seja superior à da ausência.

1.3.3. Modelação biogeográfica da distribuição da lontra na Península Ibérica

A Lontra Euroasiática conta com vários SDM que, ao preverem os locais mais aptos para a sua dispersão (como são exemplos, Barbosa *et al.*, 2003; Loy *et al.*, 2009; Carone *et al.*, 2014), garantem uma maior robustez às ações de conservação, e conseqüente aumento da probabilidade de êxito das mesmas (Wintle *et al.*, 2005; Guisan *et al.*, 2013; Jiménez-Valverde *et al.*, 2013). Na Introdução foi referido que se pretende explorar as capacidades dos SDM (ou seja, a precisão e o desempenho ao longo do tempo), tendo como exemplo um SDM de *L. lutra*. Dada a riqueza de informação sobre a evolução da distribuição da lontra na Península Ibérica nos últimos 30 anos (rever tópico 1.2. A Lontra na Península Ibérica), foi escolhido o modelo de Barbosa *et al.* (2003), um SDM que atribui valores de probabilidade de ocorrência de lontra, ao longo da PI.

O SDM desenvolvido por Barbosa *et al.* (2003) tinha como principal objetivo modelar a distribuição da lontra em Espanha, sendo posteriormente testada a sua capacidade preditiva quando extrapolado e, comparada a sua previsão de distribuição com a distribuição real de lontra em Portugal. Como unidade geográfica para a modelação da frequência de lontra foram escolhidas as Comunidades Autónomas espanholas dado que, para além de ser a unidade a partir da qual surgem os dados das prospeções, torna-se mais fácil a obtenção de dados relacionados com os conjuntos de variáveis considerados (Barbosa, 2001). Já como unidade para a modelação da probabilidade de ocorrência de lontra, dada a quantidade, maior grau de definição e o facto de ser a unidade através da qual se encontram os dados de distribuição da espécie na PI, os autores optaram pelas quadrículas UTM de 10x10 km (Barbosa *et al.*, 2003).

No que se refere aos dados de distribuição de lontra utilizados, por um lado, os resultados provenientes da prospeção nacional de lontra realizada em Espanha entre 1994 e 1996 (Ruiz-Olmo & Delibes, 1998), foram utilizados para o cálculo da frequência de ocorrência de lontra bem como, dados de calibração ou *training data* para o SDM. Por outro lado, os dados resultantes da prospeção nacional de lontra em Portugal em 1995 (Trindade *et al.*, 1998) foram utilizados, após extrapolação do modelo, como dados de teste ou *testing data*, a fim de avaliar a capacidade de previsão do modelo (Barbosa, 2001).

O estudo de Barbosa *et al.* (2001) revelou os fatores que apresentam uma contribuição relativa na variância da frequência de ocorrência de lontra em Espanha (cerca de 62,4%), podendo estes ser agrupados em três conjuntos de variáveis: espaciais, ambientais e humanas (sendo estes responsáveis por 18%, 5,5% e 9,7% da variância na proporção de locais positivos em cada província, respetivamente). Como tal, para a construção do SDM para a lontra em Espanha, foram identificados, digitalizados e compilados dados referentes a 25 destas variáveis (Tabela 4), tanto para Espanha como para Portugal (Barbosa *et al.*, 2003). Importa referir que foi adotada a resolução espacial de 1 pixel = 1 km², para todos os mapas resultantes do processamento dos dados de cada variável (Barbosa, 2001). No que se refere à compilação dos dados de presença e ausência, quer de Espanha, quer de Portugal, todo o processo pode ser consultado em Barbosa (2001) e Barbosa *et al.* (2003). Através deste passo foi possível construir matrizes de dados de presença e ausência em Excel para cada país, as quais incluíram ainda os valores das 25 variáveis independentes consideradas.

Como explicado anteriormente, apesar de se poderem considerar várias variáveis candidatas a preditores, é necessário fazer uma cuidada seleção de entre estas, pelas que realmente conferem poder explicativo ao modelo (Fielding & Bell, 1997; Guisan & Zimmermann, 2000; Wintle *et al.*, 2005). Como tal, concluída a compilação e tratamento de dados, a distribuição de cada variável foi testada

quanto à sua normalidade sendo que se esta não fosse verificada, a variável seria excluída. Procedeu-se ainda a uma Análise de Regressão Linear Múltipla (ARLM) por passos à frequência de ocorrência de lontra (Barbosa, 2001). De um modo sintético, esta consiste na seleção de um subconjunto de variáveis, de entre um conjunto de variáveis, capaz de explicar a maior percentagem da variância da variável dependente, deixando de fora as variáveis que não representem um aumento significativo de explicação (mais informações sobre a ARLM consultar Barbosa, 2001).

Existem vários métodos a partir dos quais se pode modelar a distribuição das espécies (rever Guisan & Zimmermann, 2000 e Guisan *et al.*, 2013). No caso do modelo de Barbosa *et al.* (2003) foi utilizada uma regressão logística dado que, esta é uma técnica de utilização comum e que produz um modelo probabilístico baseado em testes estatísticos adaptados a situações em que a variável dependente é binária (presença/ausência). Apesar de nem todas as quadrículas terem sido prospectadas durante a prospeção nacional de 1994-1996, estas foram utilizadas de modo a testar se a estrutura espacial da frequência de ocorrência de lontra por província afeta de igual modo a distribuição da espécie por quadrículas (Barbosa, 2001).

Por último, foram utilizados os programas SPSS 9.0., Idrisi e Excel de modo a efetuar uma regressão logística múltipla por passos, da presença/ausência de lontra sobre os valores das variáveis (desta vez das 25 variáveis excluíram-se as que resultassem da função de outras duas); uma imagem com a probabilidade de presença de lontra em cada quadrícula de 10x10 km (Figura 10A), que foi posteriormente processada de modo a se obter uma imagem da probabilidade de lontra em cada quadrícula de 1x1 km (a resolução da grande maioria das variáveis consideradas; Figura 10B); e cálculo da probabilidade de presença de lontra em cada quadrícula portuguesa após elaboração de um modelo com base nos dados portugueses.

Os modelos resultantes do trabalho de Barbosa *et al.* (2003) evidenciam uma elevada probabilidade de ocorrência de lontra para o território português e oeste espanhol que contrasta com a baixa probabilidade de ocorrência de lontra a sul e este do mesmo (Figura 10). À luz destes resultados os autores corroboraram a teoria de que a distribuição de lontra na PI poderá estar associada a um gradiente longitudinal. Esta teoria é ainda suportada pelo facto de, no momento de procura pelas variáveis com maior capacidade explanatória para a variância da ocorrência de lontra para o período de 1994-1996, a primeira variável considerada (sendo por isso a mais capaz de explicar a maior percentagem de variância) foi a longitude geográfica.

Tabela 4. Variáveis utilizadas para a modelação da distribuição de lontra em quadrículas UTM de 10x10 km, com correspondente abreviatura e unidade (*). Adaptado de Barbosa (2001)

Conjunto de variáveis	Variável	Abreviaturas
Ambientais	Humidade relativa média em Janeiro às 07h00 (%)	<i>Hjan</i>
	Humidade relativa média em Julho às 07h00 (%)	<i>Hjul</i>
	Gama anual de humidade relativa (%) (= <i>HJan</i> - <i>HJul</i>)	<i>GHum</i>
	Evapotranspiração potencial média anual (mm)	<i>ETP</i>
	Insolação média anual (horas/ano)	<i>Inso</i>
	Radiação solar global média anual (Kwh/m ² /dia)	<i>RadS</i>
	Temperatura média de Janeiro (°C)	<i>Tjan</i>
	Temperatura média de Julho (°C)	<i>Tjul</i>
	Temperatura média anual (°C)	<i>TMed</i>
	Gama anual de temperatura (°C) (= <i>TJul</i> - <i>TJan</i>)	<i>GTem</i>
	Número médio anual de dias de geada (Tmín. ≤ 0°C)	<i>DGea</i>
	Número médio anual de dias de precipitação ≥ 0,1 mm	<i>DiPr</i>
	Precipitação média anual (mm)	<i>PMéd</i>
	Precipitação máxima em 24 horas (mm)	<i>PM24</i>
	Precipitação máxima relativa (= <i>PM24</i> / <i>PMéd</i>)	<i>PMR</i>
	Irregularidade pluviométrica	<i>IrrP</i>
	Escoamento médio anual (mm)	<i>Esco</i>
	Permeabilidade do solo	<i>Perm</i>
	Altitude média (m)	<i>AMéd</i>
	Gama de altitude (m) (= <i>AMáx</i> - <i>AMín</i>)	<i>GAlt</i>
Espaciais	Latitude média (°N)	<i>Lati</i>
	Longitude média (°W)	<i>Long</i>
Humanas	Distância à autoestrada mais próxima (m)	<i>DAut</i>
	Distância a um centro urbano de mais de 100.000 habitantes (m)	<i>U100</i>
	Distância a um centro urbano de mais de 500.000 habitantes (m)	<i>U500</i>
	Área da quadrícula (m ²)	<i>Área</i>

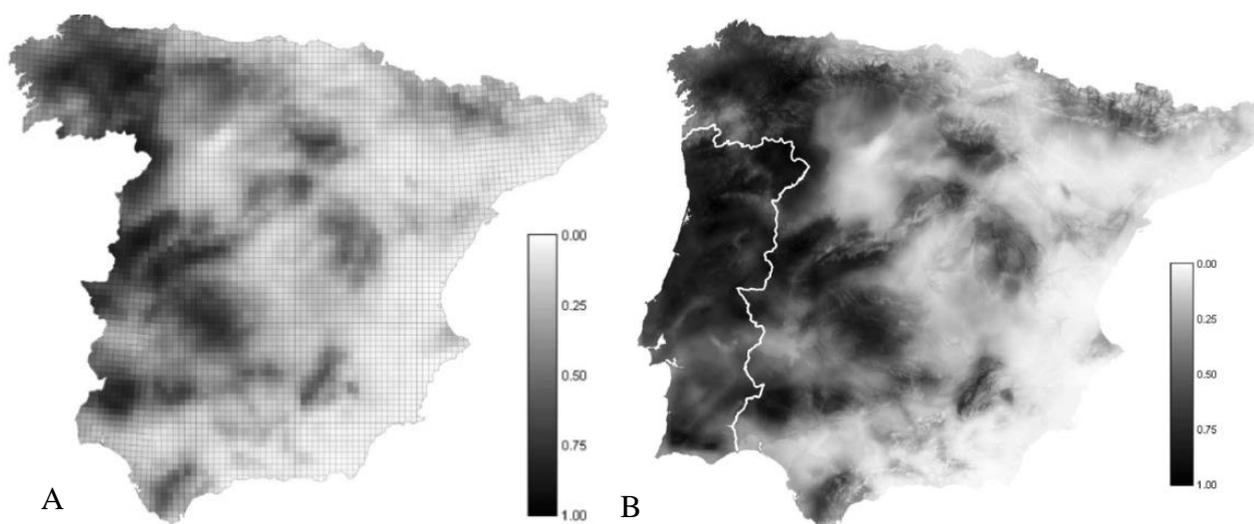


Figura 10. Imagens resultantes da aplicação do modelo de probabilidade de ocorrência de lontra de Barbosa *et al.* (2003) nas quadrículas UTM de 10x10 km de Espanha (A) e de 1x1 km da Península Ibérica (B). Nota: quanto mais escura a área, maior a probabilidade de ocorrência de lontra. Fonte: Barbosa *et al.* (2003)

Quando confrontado com os dados de distribuição espanhóis (de Ruiz-Olmo & Delibes, 1998) e portugueses (de Trindade *et al.*, 1998), o modelo de probabilidade de ocorrência de lontra em quadrículas UTM de 10x10 km de Barbosa *et al.* (2003) revelou um bom desempenho para ambos. No caso dos dados de Espanha, sendo estes os dados utilizados para o desenvolvimento do modelo, seria de esperar uma grande proximidade entre os resultados previstos e os observados (Fielding & Bell, 1997). Deste modo, o facto de se terem obtido como valores do melhor limiar correspondente ao valor de probabilidade de 0,29, e uma respetiva Taxa de Classificações Corretas (TCC) de 73% (ou seja, 73% das presenças e ausências estão corretamente classificadas pelo modelo), permite afirmar que o modelo captou as principais variáveis explanatórias para a distribuição de lontra em Espanha (Barbosa *et al.*, 2003). Por sua vez, os resultados da aplicação do modelo aos dados de Portugal, também revelaram uma TCC elevada, correspondendo a uma elevada sensibilidade (98%) e consequente baixa especificidade. Os autores justificam esta baixa capacidade de classificar corretamente as ausências em Portugal, pela não integração de algum fator (como por exemplo associado ao comportamento ou a interações interespecíficas) que em Portugal possa funcionar como inibidor da presença de lontra. Como os autores referem, as variáveis consideradas (exemplo da disponibilidade de água) poderão de algum modo abranger parte da variância explicada por fatores não considerados (exemplo da disponibilidade de presas).

Embora o modelo de Barbosa *et al.* (2003) possa não considerar variáveis associadas ao comportamento da lontra, os conjuntos de variáveis considerados (ambientais, humanas e espaciais) para o desenvolvimento do SDM para esta espécie em Espanha, foram suficientes para encontrar as variáveis com capacidade explanatória significativa para justificar a distribuição de lontra verificada durante o período de 1994-1996. Resta, portanto, perceber se, com o passar do tempo, este modelo consegue manter um bom desempenho. Isto porque, passados 10 anos, foram publicados os resultados de uma nova prospeção nacional de lontra em Espanha (López-Martín & Jiménez, 2008) e, sabe-se que a distribuição da população de lontra italiana, no espaço de 20 anos, passou de explicada maioritariamente por variáveis espaciais para explicada por variáveis humanas (Carone *et al.*, 2014).

1.4. Objetivos

Conhecidas as características e propriedades dos SDM, torna-se fundamental provar a sua mais-valia para os programas de conservação a médio e longo prazo. Como tal, a presente dissertação procura averiguar se os SDM conseguem prever a evolução da distribuição de uma espécie, ao longo do tempo, numa dada região, sem sofrerem perdas significativas no seu desempenho. Para isso, pretende-se avaliar o desempenho e robustez da previsão do modelo proposto por Barbosa *et al.* (2003), para a distribuição atual da Lontra Euroasiática na Península Ibérica.

Dado o recente aumento na área de distribuição da lontra em Espanha, e sabendo que o modelo atribui a cada área um valor de probabilidade de presença de lontra, o modelo será confrontado com os dados da mais recente prospeção nacional de lontra em Espanha (López-Martín & Jiménez, 2008). Para além de se por à prova a capacidade preditiva do modelo 10 anos após a sua construção, esta avaliação permitirá ainda perceber se a expansão da distribuição da lontra em Espanha estará a ocorrer para locais aleatórios ou simplesmente nas proximidades de anteriores presenças, ou para os locais considerados mais aptos pela classificação do modelo.

2. Metodologia

2.1. Área de Estudo

A Península Ibérica tem uma área de aproximadamente 583 795 km², dos quais 84,5% pertencem a Espanha e 15,3% a Portugal (Figura 11). Dada a sua localização geográfica privilegiada: limitada pelo Oceano Atlântico, pelo Mar Mediterrâneo e separada do resto da Europa pela Cordilheira dos Pireneus (Barbosa *et al.*, 2003), esta região possui uma biodiversidade rica em endemismos. A sua posição geográfica veio ainda favorecer a existência de três climas principais: o mediterrânico, o atlântico e o continental, sendo o primeiro o que apresenta um maior impacto nas redes hidrográficas ibéricas e, conseqüentemente, na lontra (Barbosa *et al.*, 2001; Basto *et al.*, 2011).

Dada a existência de duas resoluções para a aplicação do modelo de Barbosa *et al.* (2003) (sendo a 10x10 km original e 1x1 km resultante de extrapolação), o tratamento de dados e conseqüente análise estatística tomou partido da divisão da Península Ibérica nas quadrículas UTM de 10x10 km. Importa ainda referir que, contrariamente a Portugal, em Espanha nem todas as quadrículas foram prospectadas dada a falta de corpos fluviais ou de condições para a ocorrência de lontra (López-Martín & Jiménez, 2008). Como tal, verifica-se uma variação do número de quadrículas prospectadas, entre 1998 e 2008, como também do número de presenças e ausências.



Figura 11. Localização da área abrangida pelo modelo de probabilidade de presença de lontra de Barbosa *et al.* (2003) (Península Ibérica).

2.2. Dados de distribuição

Como referido, a avaliação ou validação de um modelo de distribuição deve ter, como dados de teste, dados de distribuição preferencialmente independentes dos utilizados na construção do modelo (para a calibração). Como tal, para a avaliação do modelo proposto por Barbosa *et al.* (2003), foram utilizados dois conjuntos de dados de presença/ausência: 1) dados publicados por Ruiz-Olmo & Delibes (1998) da prospeção de 1994-1996 (os mesmos utilizados na construção do modelo – dados de treino) e, 2) dados publicados por López-Martín & Jiménez (2008) da prospeção de 2004-2006 (posteriores à construção do modelo – dados de teste).

Os dados foram submetidos a dois tipos de avaliação: uma inspeção visual e uma avaliação estatística. No primeiro caso, pretende-se identificar áreas de discordância entre os dados de distribuição obtidos em 2008 e os previstos previamente pelo modelo. No segundo caso, tendo por base análises estatísticas, pretende-se perceber se existe diferença estatisticamente significativa entre os valores observados e os previstos.

Importa referir que, os resultados provenientes da prospeção de 1998 serviram como valores de referência para a avaliação da alteração da capacidade preditiva do modelo com a evolução temporal, na distribuição da espécie.

2.3. Tratamento de dados

2.3.1. Compilação e georreferenciação dos pontos de presença e ausência

O ficheiro com os dados de distribuição de lontra correspondentes à prospeção de 1998 foi disponibilizado por A.M. Barbosa, sendo que os mesmos vinham já georreferenciados e prontos a ser sujeitos às avaliações. Por sua vez, os dados de distribuição atual de lontra, resultantes da última prospeção nacional espanhola e apresentados na obra de López-Martín & Jiménez (2008), encontram-se apresentados em livro, organizados por províncias e sem qualquer referenciação geográfica. Como tal, e de forma a organizar e georreferenciar os mesmos num único mapa, recorreu-se ao *software* de informação geográfica QGIS 2.4 (QGIS Development Team 2014). Os mapas base, com os resultados das presenças e ausências detetadas por província, foram digitalizados com *scanner* e

2. Metodologia

georreferenciados com o módulo *Georeferencer*, conforme se explica em seguida. É de se salientar a utilização de mapas “externos” apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Informações sobre os mapas externos utilizados na georreferenciação dos dados de distribuição da lontra.

Mapa	utm10ib	LLU_F_IB_1KM_PI	province_europe
Modelo de dados	Shapefile Feature Class (Polígonos)	Raster (Float32)	Shapefile Feature Class (Pontos)
Escala	1:6.060.921	1:8.288.921	1:42.551.461
Sistema de referência de coordenadas	EPSG:23030 - ED50 / UTM zone 30N	EPSG:32630 – WGS 84 / UTM zone 30 N	EPSG:32630 – WGS 84 / UTM zone 30 N
Descrição	Quadrículas 10x10km da Península Ibérica	Mapa com os valores de probabilidade de presença de lontra para a Península Ibérica, em quadrículas 1x1km	Limites administrativos das províncias europeias
Fonte	Sastre <i>et al.</i> , 2008 (http://edit.csic.es/)	Barbosa <i>et al.</i> , 2003	Sastre <i>et al.</i> , 2008 (http://edit.csic.es/)

2.3.1.1. Procedimentos para a Georreferenciação

A georreferenciação dos pontos prospetados é um passo crucial, dada a precisão que é necessário ter no momento em que se sobrepõe cada um dos mapas digitalizados com o mapa que compilará a informação de todas as províncias. É necessário que entre os mapas (o digitalizado e o final) exista o máximo de concordância possível no que se refere aos limites de cada província, de modo a diminuir o erro associado à localização dos pontos prospetados. Como tal, é necessário utilizar um mapa base ou *shapefile* com o grau de detalhe capaz de facilitar esta etapa, sendo que foi utilizado o mapa *province_europe* (Tabela 5). Salienta-se que, durante o processo de georreferenciação, é frequente utilizar-se várias camadas ou *layers* de informação espacial para auxiliar todo o processo.

Primeiramente, no mapa *province_europe* foram selecionados os valores “PORTUGAL” e “SPAIN”, do atributo “CNTRYNAME”, sendo que desta seleção foram excluídos todos os elementos exteriores à área de estudo, ou seja, à Península Ibérica (Ilhas Canárias, Arquipélago dos Açores, por exemplo). Desta seleção foi criada uma nova *layer* denominada por *pi_mascara*.

Através da ferramenta Georreferenciador do QGIS, e com base na *layer pi_mascara*, foram georreferenciados todos os mapas digitalizados de López-Martín & Jiménez (2008). Este passo consiste na procura de vértices/pontos de correspondência entre a *layer pi_mascara* e a imagem digitalizada (por exemplo, pontos comuns entre o limite oeste da Comunidade Autónoma de La Rioja na *layer* e na imagem digitalizada) (Figura 12).

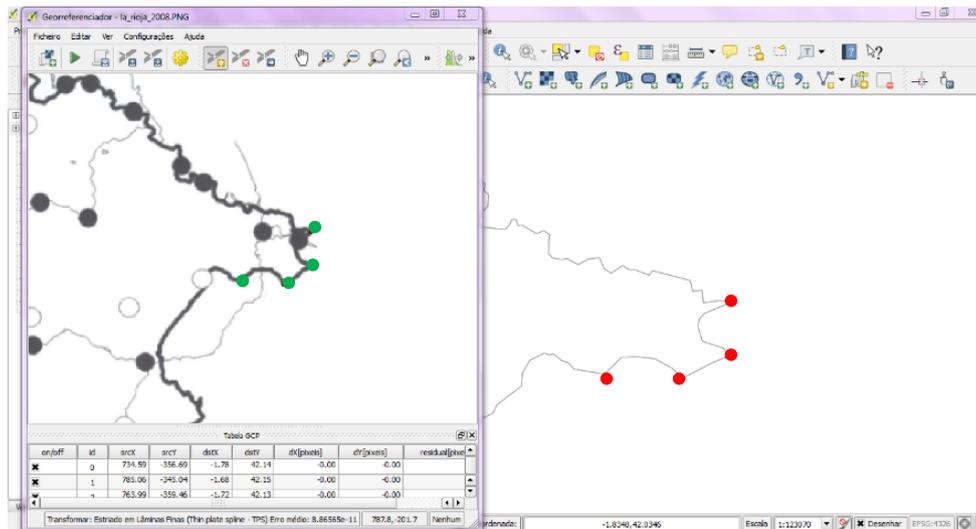


Figura 12. Georreferenciação de um mapa digitalizado em relação a uma *shapefile* previamente existente. Exemplo de vértices semelhantes entre a imagem digitalizada (pontos verdes) e a *layer pi_mascara* (pontos vermelhos).

Após a georreferenciação das imagens correspondentes a todas as comunidades autónomas, foi criada uma nova *shapefile* de pontos, denominada *p_a_lontra_2008*. Através da edição desta *shapefile* e consequente adição de elementos (pontos), foi realizada a marcação de todos os pontos prospetados, por cada província espanhola, e identificado se este apresentava ausência (0) ou presença (1) de lontra (Figura 13). Durante a realização da georreferenciação de cada imagem verificou-se que, apesar da boa qualidade geral das imagens digitalizadas, alguns dos pontos prospetados encontravam-se pouco nítidos, dado estarem sobrepostos com outros pontos ou com o limite das províncias. Como tal, de modo a não comprometer a qualidade dos dados de presença/ausência, optou-se por apenas digitalizar os que se apresentassem minimamente definidos, sendo que apenas foram considerados 4966 dos 5167 pontos mencionados no livro.

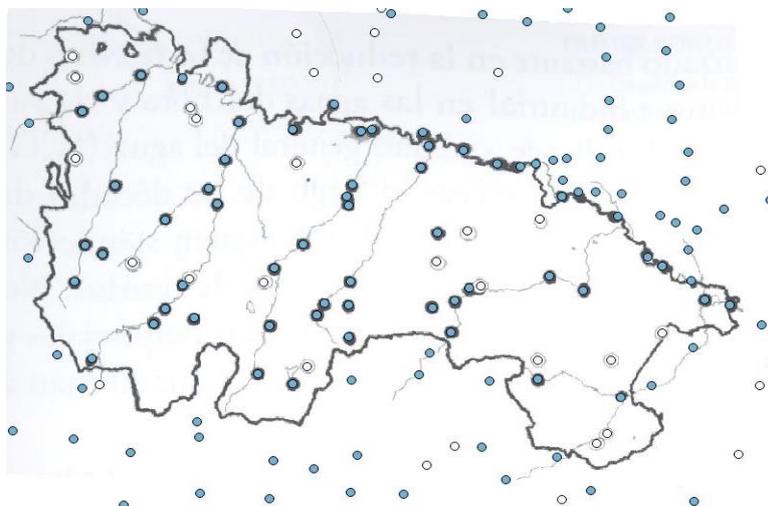


Figura 13. Exemplo do mapa referente à Comunidade Autónoma de La Rioja. Após a georreferenciação do mapa digitalizado, são marcados e classificados (a azul presenças, a branco ausências) todos os pontos prospetados minimamente definidos.

Identificação de áreas de discordância

Com o mapa resultante da georreferenciação dos pontos de distribuição, foi feita uma comparação visual, tendo por base a sobreposição e comparação das classificações atribuídas (1 ou 0, presença e ausência, respetivamente), com o valor de probabilidade ou com a tonalidade de preto correspondente na imagem do modelo de Barbosa *et al.* (2003), na sua versão extrapolada para a resolução de 1 km². Este procedimento foi realizado para cada comunidade autónoma espanhola.

2.3.2. Extrapolação dos valores de probabilidade para os pontos prospetados

Após a compilação e georreferenciação dos pontos prospetados em 2008, foi necessário extrapolar os valores de probabilidade de ocorrência de lontra previstos pelo modelo para cada um dos pontos. Para a realização desta tarefa foi necessário utilizar o ficheiro *raster* LLU_F_IB_1KM (modelo de probabilidade de ocorrência de lontra em quadrículas UTM de 1x1 km resultante da extrapolação do modelo em quadrículas UTM de 10x10 km, fornecido por A.M. Barbosa) e o *plugin* (módulo) *Point Sampling Tool* (PST) do QGIS.

Como tal, primeiramente foram selecionados os valores “0” e “1” da *shapefile* *p_a_lutra_2008*, de modo a se criar as *shapefiles* *a_lontra_2008* e *p_lontra_2008*, correspondentes aos pontos de amostragem marcados como ausências e presenças, respetivamente. De seguida, foi utilizado o *plugin* PST para se obter os valores de favorabilidade ambiental para cada um destes pontos, a partir do *raster* LLU_F_IB_1KM. Desta operação resultaram as *layers* *p_lontra_2008_fav* (com os valores de probabilidade de ocorrência para cada presença georreferenciada) e *a_lontra_2008_fav* (com os valores de probabilidade de ocorrência para cada ausência georreferenciada), que podem ser utilizadas para a análise estatística.

Os dados de presença e ausência de cada ponto georreferenciado foram posteriormente sobrepostos a uma *layer* de quadrículas UTM de 10x10 km, a partir da ferramenta “Points in Polygon” do QGIS. Deste processo resultou a *shapefile* *utm10ib_pa_f*, com presenças e ausências de lontra em quadrículas UTM de 10x10 km, que foi utilizada posteriormente na aplicação dos testes estatísticos ao modelo.

2.4. Análise estatística

2.4.1. Avaliação do desempenho do modelo extrapolado

Com os valores de probabilidade de ocorrência de lontra prevista para cada ponto prospectado, foi avaliada a diferença entre o conjunto de valores nos pontos em que se observou presença, em relação ao conjunto dos pontos ausência. Deste modo, pretendia-se avaliar o desempenho das previsões do modelo de Barbosa *et al.* (2003) quando extrapolado para uma escala de resolução mais fina em relação à de origem (de 10x10 km para 1x1 km).

Como tal, utilizaram-se as duas *layers* com os valores de probabilidade de ocorrência para as presenças (p_lontra_2008_fav.dbf) e para as ausências (a_lontra_2008_fav.dbf) respetivamente, e a partir do *software* estatístico R (R Core Team, 2014), estas foram submetidas ao teste não-paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon (Wilcoxon, 1945), sendo este complementado pelo desenvolvimento de um gráfico de caixas com “notches” (Chambers *et al.*, 1983). Através desta avaliação, pretende-se perceber se os valores de probabilidade para a presença de lontra prevista pelo modelo de 2003 são efetivamente inferiores nas áreas de ausência atual de lontra, comparativamente aos valores nos locais com presenças, e se esta diferença é estatisticamente relevante. Em Anexo, encontram-se os comandos utilizados para esta avaliação.

Notas: Inicialmente, para cada conjunto de dados, foi realizado um “summary” e depois aplicado o Teste de Wilcoxon. Dado que se pretendia testar se os valores de probabilidade de presença para os pontos de ausência seriam significativamente menores que os valores de probabilidade de presença para os pontos de presença, foi escolhida a opção: alternative = "less".

No comando para a construção do boxplot, foi escolhido o parâmetro “notch = TRUE”, de modo a ser mais visível a existência ou não de sobreposição entre os “notches” (que indicaria a ausência de diferenças significativas) de cada conjunto de valores.

2.4.2. Avaliação do desempenho do modelo original

Desenvolvimento dos vetores para a análise estatística

Para se avaliar o desempenho do modelo de probabilidade de ocorrência de lontra em quadrículas UTM de 10x10 km, recorreu-se aos dados de distribuição de lontra resultantes das

prospeções de 1998 (Ruiz-Olmo & Delibes, 1998) e de 2008 (López-Martín & Jiménez-Pérez, 2008) a esta escala de resolução.

Antes dos testes estatísticos, foi necessário realizar algum tratamento dos dados, com o recurso ao *software* R, de modo a compilar numa única tabela, as informações referentes às quadrículas de 1998 e às de 2008. Foram ainda criadas duas novas colunas (LLU_2008 e survey2008) correspondentes a dois novos vetores de valores no R (2008_all e 2008_surveyed). Os comandos utilizados em todas as operações são apresentados em Anexo.

Nota: Para se juntar (a partir do comando “merge”) as duas tabelas (UTM10 e lu98) foi necessário que se identificasse uma coluna em comum de modo a possibilitar uma junção organizada dos dados, com a correta correspondência entre quadrículas. Daí a continua utilização dos comandos “colnames()”, “head()”, “names()”, “sum()”, “sort()” ou “nrow()”, que funcionaram como controladores de qualidade em todo o processo.

Verificação da hipótese de simples dispersão para áreas vizinhas

De modo a testar se a evolução da distribuição de lontra em Espanha não se deu simplesmente de modo aleatório para as áreas nas proximidades de anteriores presenças, mas antes para as áreas que o modelo de Barbosa *et al.* (2003) apontou como mais prováveis, foi realizada uma interpolação espacial das presenças utilizadas na construção do modelo. Para isso, foi utilizada a função “distPres” do pacote *Fuzzy similarity in species distributions (fuzzySim)* versão 1.7, disponível em: <http://fuzzysim.r-forge.r-project.org> (Barbosa, 2015a). Esta função toma partido de um ficheiro que contenha dados de presença e ausência da espécie alvo (para o presente trabalho, a coluna/vetor “LLU_1998” da tabela UTM10) e as respetivas coordenadas espaciais (colunas “LONG” e “LATI” da mesma tabela), de modo a calcular, para cada quadrícula da tabela, o inverso da distância (euclidiana simples) à presença de lontra. O vetor resultante (designado por “LLU98_dist”) foi posteriormente agregado à tabela UTM10, de modo a ser submetido aos mesmos testes estatísticos que o modelo de Barbosa *et al.* (2003). Os comandos utilizados podem ser consultados no Anexo.

Testes estatísticos para a avaliação do modelo

De forma a avaliar o desempenho do modelo de Barbosa *et al.*, (2003) frente à simples interpolação espacial das presenças foram então utilizados os dados de presença/ausência de lontra em Espanha de Ruíz-Olmo & Delibes (1998; dados de treino) e de López-Martín & Jiménez (2008; dados de teste), bem como o pacote *Model Evaluation and Analysis (modEvA)* versão 1.2, disponível em: <http://R-Forge.T-project.org> (Barbosa *et al.*, 2013). Este *software* tem como objetivo a análise e

avaliação de SDM, tendo como base funções que permitem o cálculo de valores de discriminação e calibração do modelo. Cada função toma partido de dois vetores: **Obs**, vetor com os dados binários observados, que neste caso são ausências (0) e presenças (1); e **Pred**, vetor dos valores previstos pelo modelo (ou pela interpolação espacial) para cada um dos valores observados. Deste pacote foram utilizadas as funções que se seguem (para informações mais detalhadas sobre a sua definição ou utilização consultar a documentação do pacote), sendo que os comandos utilizados encontram-se em Anexo.

Nota: Os vetores “LLU_1998”, “LLU_2008” e “survey2008” apresentam, respetivamente, os dados de 1998, os dados de 2008, e os dados apenas das quadrículas prospetadas em 2008.

Plot generalized linear model (plotGLM) – Da utilização desta função obtém-se um gráfico dos dados observados (presenças e ausências) frente aos valores previstos pelo modelo logístico, em relação aos valores da equação de regressão linear y .

Proportion of deviance explained by a GLM (Dsquared) – Esta função calcula valores de desviância explicada pelo modelo.

R-squared measures for GLMs (RsqGLM) - Função que calcula um pseudo “ R^2 ” (variância explicada) para GLM binomiais.

Area Under the ROC Curve (AUC) - Esta função calcula a área abaixo da curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) e é indicada para comparar vetores com valores observados binários e valores previstos contínuos. A partir desta obtém-se a medida de valor preditivo geral das predições, ou da probabilidade de um sítio com presença apresentar um valor de probabilidade prevista superior a um sítio sem vestígios de presença. Apresenta semelhanças funcionais com a função *ThreshMeasures*, sem contudo necessitar da definição de um limiar de probabilidade ou *threshold* a partir do qual considerar que o modelo prediz que a espécie estará presente.

Threshold-based measures of model evaluation (ThreshMeasures) - Calcula um conjunto de medidas que permitem avaliar a capacidade de discriminação dos SDM, em relação aos dados de presença/ausência observados, relativamente a um dado limiar de probabilidade.

Optimize the discrimination threshold for a pair of related model evaluation measures (optiPair) – Como o nome indica, esta função otimiza o limiar de discriminação de um modelo, através de um par de medidas de avaliação que se equilibrem (especificidade-sensibilidade ou omissão-comissão, por exemplo).

Hosmer-Lemeshow goodness of fit (HLfit) - Calcula a fiabilidade ou desempenho da calibração do modelo através da métrica de Hosmer & Lemeshow, contrariando outras medidas que se focam na capacidade de discriminação. Esta função toma partido de um método de agrupamento

para comparar a probabilidade prevista com a prevalência observada em cada grupo (bin) de probabilidades, sendo que possui diferentes métodos de formação dos “bins” que produzem diferentes resultados. Para a presente avaliação foram utilizados os métodos “n.bins” e “quantiles”.

Miller’s calibration statistic for logistic regression models (MillerCalib) - Função que calcula a Calibração de Miller para GLM com distribuição binomial e função logística. É uma função indicada para a avaliação da calibração ou fiabilidade dos modelos, dado que identifica se um modelo está bem calibrado ao verificar quão próximas estão as médias das probabilidades previstas e da proporção de presenças nos dados. É útil apenas para avaliar a calibração dos modelos fora dos dados de treino, já que nestes produz sempre, por definição, valores perfeitos (interceção = 0 e declive = 1).

3. Resultados

Compilação e georreferenciação dos dados

Como explicado anteriormente, foram georreferenciados 4966 pontos amostrados na mais recente prospeção espanhola (López-Martín & Jiménez-Pérez, 2008). Destes, 3255 (65,5%) foram classificados como presenças e 1711 (34,5%) como ausências (Figura 14). Após a associação com as quadrículas UTM de 10x10 km correspondentes, o conjunto de pontos georreferenciados permitiu identificar a presença de lontra em 2625 quadrículas espanholas e a ausência de vestígios da sua atividade em 2542 quadrículas (Figura 15).

O crescimento da área de distribuição da lontra em Espanha é evidente, quando se analisa a evolução do número de quadrículas positivas para a presença da mesma, nas duas últimas prospeções (Ruiz-Olmo & Delibes, 1998; López-Martín & Jiménez-Pérez, 2008). Através da comparação dos resultados publicados em 1998 (utilizados na construção do modelo de Barbosa *et al.*, 2003) e em 2008 (georreferenciados na presente dissertação) foi possível identificar que: 1384 quadrículas passaram a ser classificadas como positivas para a presença de lontra (aumento de 90,6%), 1241 quadrículas mantiveram a classificação positiva previamente obtida (81,3%), e 286 quadrículas, apesar da classificação positiva na prospeção de 1998, dado não exibirem agora quaisquer sinais de lontra, passaram a ser classificadas como negativas para a presença da mesma (18,7%).

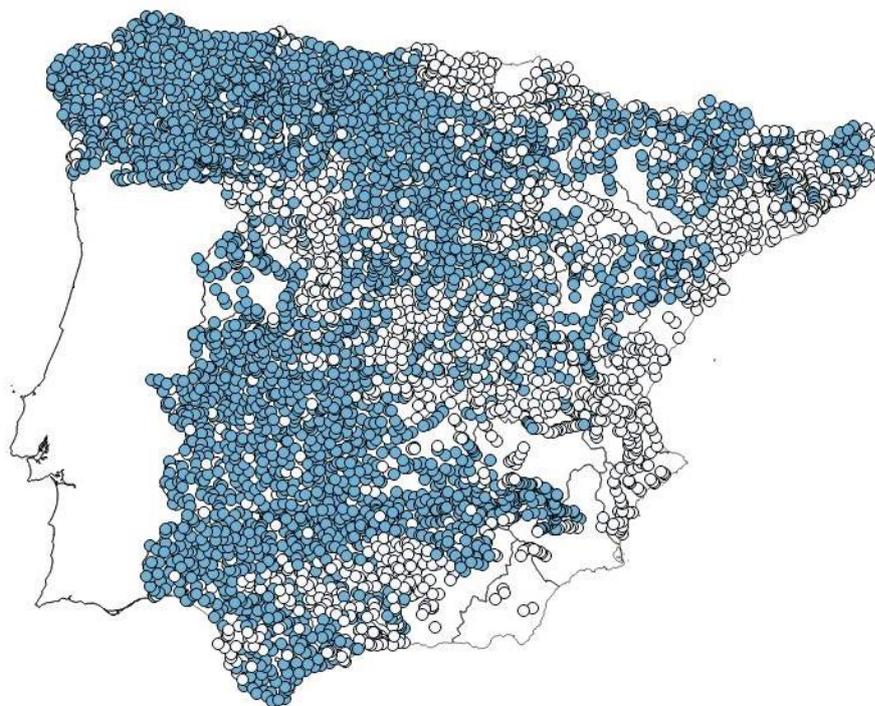


Figura 14. Mapa de pontos de presença (a azul) e ausência (a branco) georreferenciados a partir dos resultados da última prospeção nacional de lontra em Espanha (López-Martín & Jiménez, 2008).

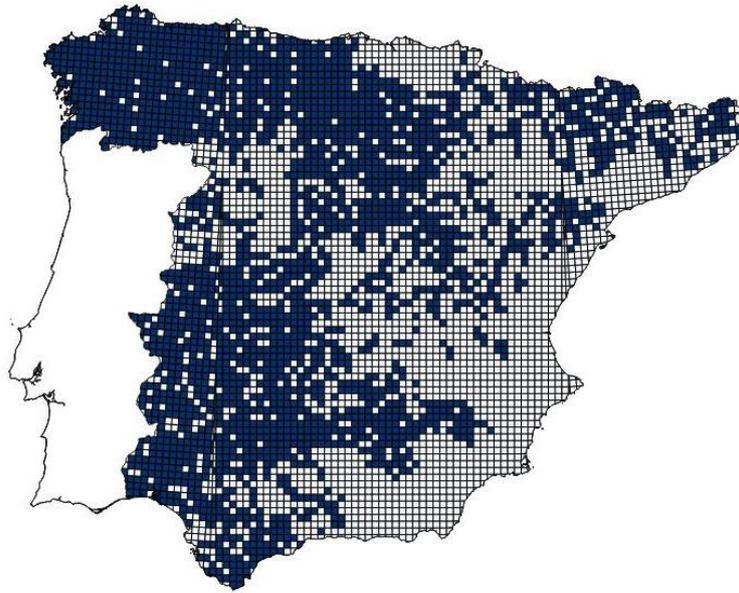


Figura 15. Mapa das quadrículas positivas (locais onde foram encontrados vestígios da atividade de lontra, a azul) e quadrículas negativas (locais onde não foram encontrados vestígios de lontra, a branco) resultantes da transferência dos pontos georreferenciados, para as respectivas quadrículas UTM de 10x10 km.

Avaliação do desempenho do modelo extrapolado

Através dos resultados obtidos a partir do comando *summary* tornou-se evidente que: 1) a média dos valores de probabilidade para o conjunto de pontos classificados como “presença” (0,5584) e o conjunto de pontos classificados como “ausência” (0,3381) é diferente, sendo a primeira claramente superior; e 2) existem classificações “ausência” para locais onde o modelo extrapolado atribuía uma elevada probabilidade de presença de lontra (Máximo = 0,9583) (ver Anexo - #2.4.1. Avaliação do desempenho do modelo extrapolado). Os mesmos resultados podem ser observados a partir da análise do *boxplot* de comparação dos valores de probabilidade de ocorrência entre pontos de presença e ausência: 1) os “notches” ou cinturinhas de cada conjunto de valores não se sobrepõem (sinal de que as diferenças entre os dois conjuntos de valores são significativas; Chambers *et al.*, 1983, página 62), mas 2) existe uma série de *outliers* associados ao conjunto das ausências (Figura 16). O Teste de Wilcoxon corrobora a existência de uma diferença estatisticamente significativa entre os dois conjuntos de valores ($W = 1315001$, $p\text{-value} < 2,2e-16 < 0,05$ logo, a diferença entre os valores é significativa).

Da sobreposição do mapa, com os pontos de presença e ausência, aqui georreferenciados, ao *raster* do modelo extrapolado à resolução de 1x1 km (Barbosa *et al.*, 2003), não se identificaram áreas significativas de discordância que pudessem apontar falhas “graves” na previsão do modelo. No entanto, foi possível identificar pontos de ausência em áreas onde o modelo atribuía uma elevada

probabilidade de ocorrência de lontra (superior a 0,80) (Figura 17; em Anexo é possível encontrar as imagens utilizadas na comparação e identificação de áreas de discordância).

Boxplot de comparação dos valores de probabilidade de ocorrência

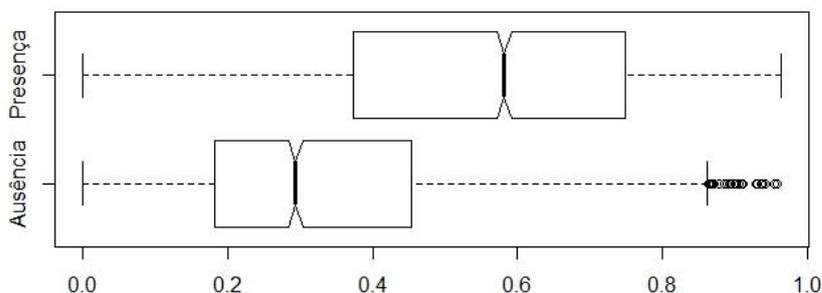


Figura 16. Boxplot de comparação dos valores de probabilidade de ocorrência de lontra previstos pelo modelo de Barbosa *et al.* (2003), para os conjuntos de pontos de presença e ausência georreferenciados, resultantes da última prospeção de lontra em Espanha (López-Martín & Jiménez, 2008). Nota: Presença de um grupo de *outliers* para o conjunto de valores das ausências.

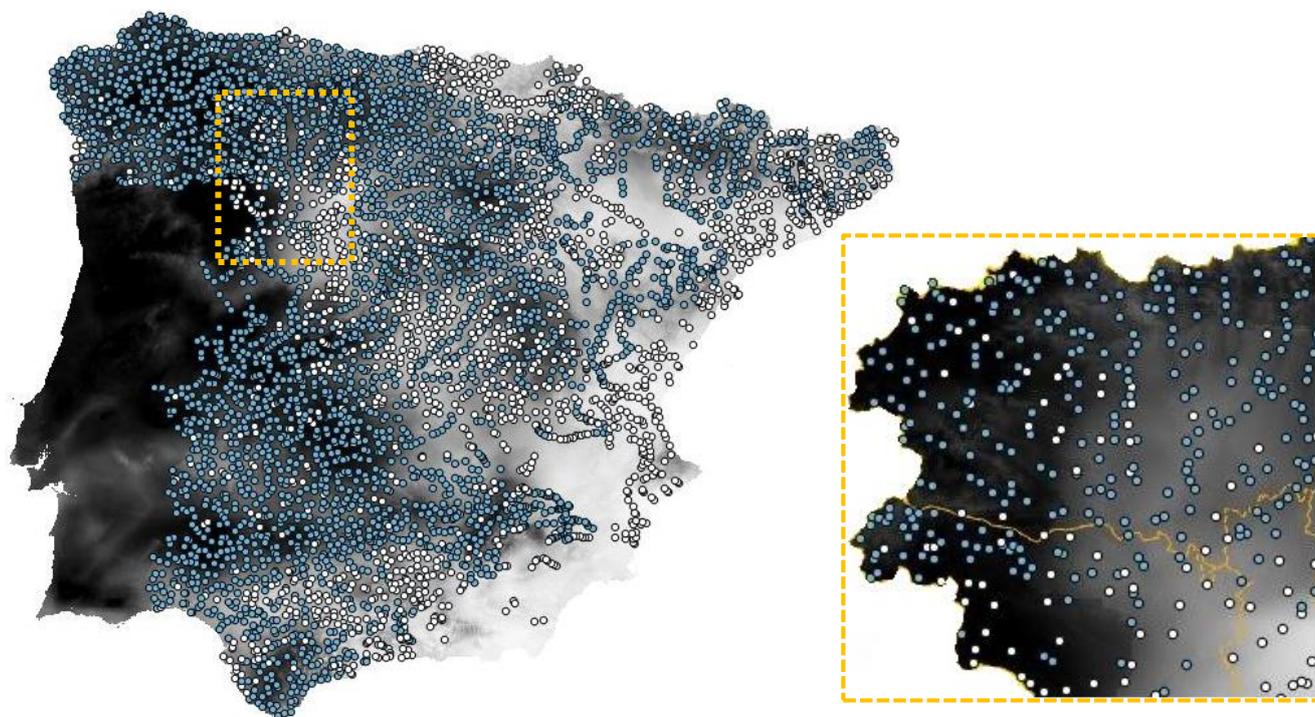


Figura 17. Mapa resultante da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo numa resolução de 1x1 km. Em destaque NO de Castela e Leão, onde pontos classificados como ausência (pontos brancos) encontram-se em áreas cujo modelo de Barbosa *et al.* (2003) atribui uma elevada probabilidade de ocorrência de lontra. Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto, pontos azuis (pontos de presença) e pontos brancos (pontos de ausência).

Avaliação do desempenho do modelo original

Da avaliação do modelo original de Barbosa *et al.* (2003), baseado nas presenças e ausências em quadrículas UTM de 10x10 km, através da aplicação de um conjunto de funções estatísticas foi possível constatar que o desempenho do mesmo para o conjunto de dados de teste (2008) assemelha-se ao apresentado para o conjunto de dados de treino (1998, dados utilizados para o desenvolvimento e calibração do modelo). Os primeiros indicadores que suportam esta observação foram encontrados

3. Resultados

nos resultados das funções plotGLM, Dsquared e RsqGLM (Tabela 6). Da comparação dos valores de D^2 e pseudo- R^2 (coeficientes de determinação de discriminação) obtidos para cada conjunto de dados avaliados, não se identificou uma diferença suficientemente impactante para alterar a proporção de “*explained deviance*” (D^2) entre as previsões aplicadas aos dados de 1998 e aos de 2008, quer se restrinja ou não a análise às quadrículas que foram efetivamente prospectadas em 2008. Destaca-se, contudo, os valores mais baixos apresentados pelos valores resultantes da interpolação de distância, que apresentam maior variação e valores mais baixos na proporção de *explained deviance*, quando comparados com as previsões do modelo (Tabela 6).

Tabela 6. Proporção de *explained deviance* (D^2) e diferentes medidas de pseudo- R^2 (R^2) calculadas para o modelo de distribuição de lontra de Barbosa *et al.* (2003), quando sujeitos aos dados de treino (Ruíz-Olmo & Delibes, 1998), aos dados de teste (López-Martín & Jiménez, 2008) e, aos dados resultantes da interpolação do modelo, às medidas estatísticas plotGLM, Dsquared e RsqGLM.

Dados (vetores)	D^2	R^2 Cox-Snell	R^2 Nagelkerke	R^2 McFadden	R^2 Tjur	R^2 Pearson
Modelo vs. dados de treino (LLU_1998)	0,19	0,21	0,30	0,19	0,22	0,21
Modelo vs. dados de teste (LLU_2008)	0,18	0,22	0,29	0,18	0,19	0,19
Modelo vs. dados de teste (survey2008)	0,19	0,20	0,29	0,19	0,19	0,18
Interpolação vs. dados de teste (LLU98_dist)	0,13	0,16	0,21	0,13	0,13	0,24

Da aplicação da função threshMeasures (que requer a definição de um limiar de discriminação a partir do qual considerar que o modelo prevê a presença da espécie, neste caso equivalente à prevalência da espécie nos dados de treino) resultou o cálculo de medidas de discriminação para cada conjunto de dados (Figura 18). Ao se estabelecer este limiar (valores previstos pelo modelo acima do limiar representam presenças previstas e abaixo, ausências previstas), os resultados salientam valores de especificidade (ausências corretamente previstas) superiores aos de sensibilidade (presenças corretamente previstas) para o modelo de Barbosa *et al.* (2003), sendo esta diferença maior para o conjunto de dados de teste (2008), o que indica que o modelo não previa um aumento tão significativo da área de ocorrência de lontra. No que se refere aos dados resultantes da interpolação de distância, os valores calculados para as medidas de discriminação foram, no geral, piores que os obtidos pelo modelo de Barbosa *et al.* (2003) quando utilizados os dados de teste (2008; Figura 18).

Ainda como teste para a avaliação da capacidade de discriminação dos modelos, mas neste caso sem recurso à definição de um limiar, foram calculados os valores de AUC, para o modelo de Barbosa *et al.* (2003) confrontado com os dados de treino (1998) e de teste (2008), sendo este último conjunto, também utilizados para o cálculo da AUC do modelo resultante da interpolação dos dados de treino. Os valores obtidos para cada um dos casos considerados (modelo aplicado aos dados de 1998, modelo

aplicado aos dados de 2008, e interpolação aplicada aos dados de 2008, respetivamente) revelaram resultados bastante próximos (0,796; 0,776 e 0,793, respetivamente; Figura 18). Salienta-se, no entanto o facto de a interpolação de distância ter apresentado um valor de AUC mais próximo do obtido pelo modelo aplicado aos dados de treino.

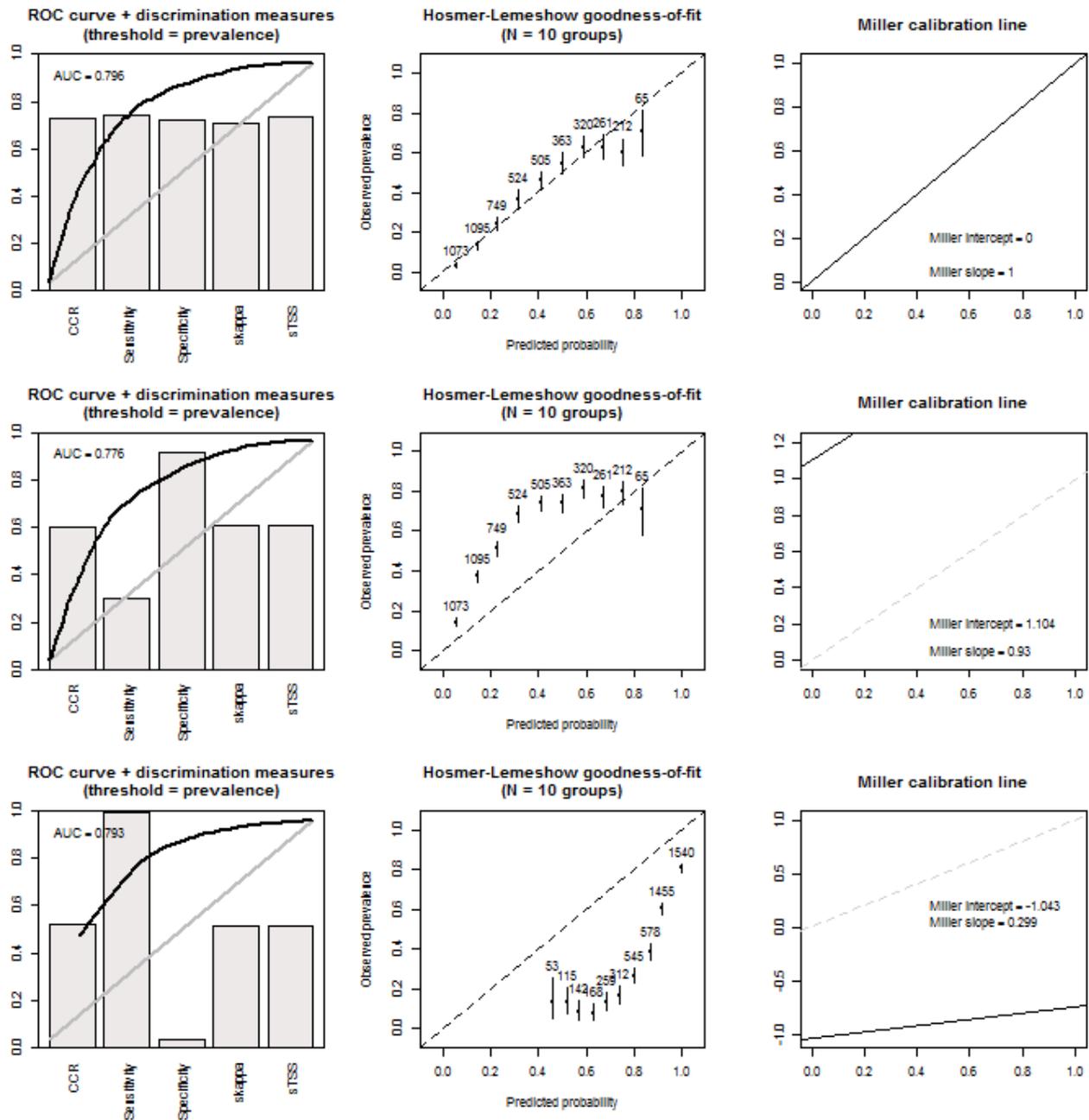


Figura 18. Medidas de avaliação do modelo obtidas para o modelo de distribuição de lontra de Barbosa *et al.* (2003) quando confrontado com os dados de treino (em cima) e com dados mais atuais de teste (no meio); e as mesmas medidas aplicadas para a interpolação da distância dos dados de treino quando comparados com os dados de teste (em baixo). CCR: overall correct classification rates; TSS true skill statistic; As medidas TSS e kappa foram padronizadas de modo a variarem entre 0 e 1, tornando-se desse modo, diretamente comparáveis com as outras medidas de discriminação (Barbosa, 2015b).

A avaliação da calibração ou fiabilidade de cada modelo para o conjunto de dados com o qual foi confrontado foi possível através da utilização das funções HLfit e MillerCalib. Dado que o modelo

3. Resultados

de Barbosa *et al.* (2003) teve como dados de treino, os resultantes da prospeção de 1998, quando o mesmo é confrontado com estes mesmos dados, o resultado da avaliação da calibração é excelente (como é visível pelo declive da linha de calibração de Miller; Figura 18; Tabela 7). No que se refere à calibração do modelo confrontando-o com os dados de teste (prospeção de 2008), através do gráfico do teste HLfit verifica-se, uma vez mais, que o modelo não previa um aumento tão significativo da área de distribuição de lontra em Espanha, dado que subestimou a frequência de ocorrências dos dados de 2008. O facto de as previsões se apresentarem constantemente abaixo das observações, variando, contudo, proporcionalmente a estas, leva a que a linha de calibração de Miller para o modelo de Barbosa *et al.* (2003) se apresente praticamente paralela à diagonal (resultando num declive muito próximo de 1; Figura 18; Tabela 7), mesmo quando aplicada aos dados de 2008. Os gráficos para o modelo resultante da interpolação dos dados de 1998 revelaram uma fraca calibração para os dados de teste (2008) (Figura 18). Este, contrariamente ao modelo de Barbosa *et al.* (2003), sobrestimou a ocorrência de lontra nos dados de 2008, e a linha de calibração de Miller não revelou qualquer concordância entre as médias das probabilidades previstas (pelo modelo resultante da interpolação) e a proporção de presenças nos dados de teste (Figura 18; Tabela 7).

Tabela 7. Valores de interceção e declive das linhas de calibração de Miller calculadas para o modelo de Barbosa *et al.* (2003) confrontado com os dados de treino (1998), dados de teste (2008) e, para o modelo resultante da interpolação dos dados de treino (1998) confrontado com os dados de teste (2008).

Dados (vetores)	Interceção	Declive
Modelo vs. dados de treino (LLU_1998)	0	1
Modelo vs. dados de teste (LLU_2008)	1,1042	0,9299
Modelo vs. dados de teste (survey2008)	2,0543	1,0857
Interpolação vs. dados de teste (LLU98_dist)	-1,043	-0,299

Da tentativa de se encontrar um limiar de discriminação ótimo para cada conjunto de dados, a partir do par sensibilidade-especificidade (i.e. relação entre o número de presenças e ausências corretamente previstas pelo modelo), a utilização da função optiPair evidencia a diferença no intervalo de valores abrangido pelos dados de treino (0,25 a 0,3) e pelos dados de teste (0,2 a 0,25) (Tabela 7). Verifica-se, portanto, uma diminuição dos valores do limiar para os dados mais atuais (de 10 anos após a construção do modelo). É, portanto, evidenciado um aumento significativo da gama de valores preditivos (atribuídos pelo modelo) associados às presenças, em comparação com os dados de 1998.

Tabela 8. Intervalo de valores para o limiar de discriminação ótimo dos modelos, quando aplicados a um conjunto de dados. Resultados obtidos através da interpretação dos gráficos resultantes da aplicação do teste optiPair, do pacote de *modEvA*.

Dados (vetores)	Limiar de discriminação ótimo
Modelo vs. dados de treino (LLU_1998)	0,25 a 0,3
Modelo vs. dados de teste (LLU_2008)	0,2 a 0,25

4. Discussão

Dadas as vantagens de se utilizar os Modelos de Distribuição de Espécies no estudo dos fatores relevantes na escolha do habitat pelas espécies, tem-se verificado uma crescente dependência do recurso aos mesmos no planeamento de estratégia de conservação da biodiversidade (Guisan & Zimmermann, 2000; Wintle *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2011). No entanto, a probabilidade de sucesso destas estratégias fica dependente da robustez das previsões dos modelos associados, sendo fundamental a realização de uma avaliação/validação dos mesmos, que utilize critérios rigorosos (Loiselle *et al.*, 2003; Jiménez-Valverde *et al.*, 2013) que tomem partido de dados preferencialmente independentes dos utilizados no desenvolvimento do modelo (Fielding & Bell, 1997; Pearce & Ferrier, 2000; Newbold *et al.*, 2010). Deste modo, a presente dissertação utilizou um modelo de distribuição para a Lontra Euroasiática (Barbosa *et al.*, 2003), com o fim de por à prova o desempenho da sua previsão quando confrontado com os dados da prospeção nacional de lontra em Espanha publicados em 2008 (López-Martín & Jiménez, 2008), sabendo que o mesmo tem como dados de treino ou de calibração, os dados da prospeção nacional de 1998 (Ruiz-Olmo & Delibes, 1998).

Os dados compilados (através da georreferenciação) no presente trabalho, quando utilizados para a avaliação do modelo de Barbosa *et al.* (2003) apresentam diversas vantagens, tais como: (1) serem posteriores em vários anos ao desenvolvimento do modelo, sendo por isso dados independentes; (2) proporcionarem uma reprodução do atual cenário de crescimento da distribuição de lontra em Espanha, representando portanto alterações que permitem por à prova a capacidade de previsão do modelo; e (3) a “plasticidade” no que se refere à sua adaptabilidade à escala de resolução do modelo avaliado, uma vez que o mesmo foi aplicado a duas resoluções – quadrículas UTM de 10x10 km (modelo original) e de 1x1 km (modelo extrapolado).

O desempenho preditivo de um modelo de distribuição, quando aplicado a escalas que não a sua de origem, apresenta-se como um parâmetro benéfico para a avaliação geral do mesmo. De acordo com Sales-Luís *et al.* (2012), a utilização das quadrículas UTM de 10x10 km é aceite como referência geográfica padrão, a partir da qual se estuda a distribuição e tendências populacionais da lontra (como utilizado em Trindade *et al.*, 1998; López-Martín & Jiménez, 2008). No entanto, e como anteriormente referido (consultar tópico 1.2.3. Prospeções ibéricas: Análise à metodologia aplicada), quando a resolução espacial é relativamente grosseira, existe a probabilidade de se obterem resultados que sobrestimam a verdadeira situação da lontra, dada a potencial falta de sensibilidade para a deteção de ameaças e fatores

que influenciem a lontra numa escala mais local (Sales-Luís *et al.*, 2012). Há ainda que se considerar que, ao se extrapolar um modelo para uma escala de resolução diferente da original, a sua capacidade de previsão poderá ser afetada devido à ação de fatores que não atuam da mesma forma na sua escala de origem (Barbosa *et al.*, 2010). Deste modo, ao se extrapolar o modelo de Barbosa *et al.* (2003) para uma resolução 100 vezes mais fina que a resolução para a qual foi concebido, seria de esperar que o modelo resultante perdesse alguma da capacidade de previsão do modelo original (Barbosa *et al.*, 2010; Sales-Luís *et al.*, 2012). Contudo, na análise do modelo extrapolado, foi verificado que a média dos valores atribuídos aos locais classificados como presenças era significativamente superior à dos classificados como ausências (Figura 16).

A manutenção de um bom desempenho preditivo por parte do modelo extrapolado poderá estar relacionada com o facto de os dados de todas as variáveis consideradas no desenvolvimento do modelo original terem sido compilados para mapas com a mesma resolução da extrapolação (1x1 km; consultar Barbosa, 2001 e Barbosa *et al.*, 2003). Deve-se ainda ter em consideração o facto de, a esta escala e dada a disponibilidade de dados, ser mais fácil o modelo identificar as variáveis ou fatores que localmente afetam a permanência de lontra numa dada área (Sales-Luís *et al.*, 2012).

Por último, o facto de existirem *outliers* no conjunto de valores atribuídos pelo modelo, com valores elevados de probabilidade de presença de lontra previstos para locais onde não se verificaram quaisquer sinais da sua atividade (Figura 16), pode ter várias justificações para além de erros de previsão por parte do modelo. Da análise da sobreposição entre o *raster* do modelo extrapolado de Barbosa *et al.* (2003) e os pontos aqui georreferenciados, alguns pontos classificados como ausências encontravam-se em áreas a que o modelo atribuía um valor geral de probabilidade elevado para a presença de lontra (Figura 17; consultar outras imagens em Anexo). De acordo com Fielding & Bell (1997), este é um cenário de erro típico onde um falso positivo se encontra numa área de verdadeiros positivos. De acordo com os mesmos autores, este erro poderá ser justificado através da incapacidade, por parte do modelo, em identificar interferências ecológicas locais como são exemplo barreiras à dispersão ou interações bióticas tais como a disponibilidade de presas ou a presença de competidores. Morales *et al.* (1998) e Cadenas & Prenda (2008) referem que a falta de vestígios de atividade de lontra, em locais com elevada aptidão para a mesma, poderá estar relacionada com as características da população e/ou da própria espécie (consultar tópico 1.2.3. Prospeções ibéricas: Análise à metodologia aplicada) ou mesmo, por exemplo para o caso da Comunidade de Extremadura, quando se

encontra disponível, uma grande diversidade de habitats, são normalmente escolhidos os mais vantajosos. Já Chanin (2003b) acrescenta que uma justificação plausível, para potenciais locais de marcação não utilizados nas proximidades de locais utilizados, estará no facto de ser pouco provável a utilização de todos os locais de marcação em simultâneo.

Do exemplo de Carone *et al.* (2014) é lançada a hipótese de desatualização dos dados das variáveis consideradas no modelo. Para o desenvolvimento do modelo de Barbosa *et al.* (2003) foram considerados três conjuntos de variáveis explanatórias (Tabela 4), das quais o estudo de Barbosa *et al.* (2001) identificou as variáveis espaciais como as que explicavam a maior proporção da variação na frequência de ocorrência da lontra em Espanha (para o período de 1994-1996), e só depois as humanas. Os dados iniciais (1985) de Carone *et al.* (2014) também atribuíram às variáveis espaciais a maior capacidade explanatória para distribuição de lontra em Itália. Contudo, no espaço de 20 anos (1985-2006), dada a forte pressão humana no seu habitat, especialmente no que se refere à utilização dos solos, as variáveis humanas acabaram por destronar as variáveis espaciais. Deste modo, dado que as variáveis humanas, consideradas pelo modelo de Barbosa *et al.* (2003), também têm sofrido alterações consideráveis na última década (e.g. crescimento das redes viárias e expansão urbana), alterações estas responsáveis pela degradação do habitat da lontra, seria importante avaliar de que modo se apresentam como um obstáculo para a dispersão e recuperação da espécie.

Em suma, os testes utilizados demonstraram que as previsões do modelo extrapolado a uma escala mais fina se encontram muito próximas da distribuição atual dos pontos de presença e ausência de lontra em Espanha. Deste modo, é evidente que a capacidade preditiva, após a extrapolação, não sofreu alterações significativas em relação ao modelo original, especialmente no que se refere à previsão dos locais que se apresentam mais aptos para a presença de lontra.

Sabendo que o modelo de Barbosa *et al.* (2003) não perdeu a sua capacidade de previsão com a mudança de escala resultante da extrapolação, foi necessário perceber também se o seu desempenho preditivo, tanto no que refere a discriminação como a calibração, à mesma escala a que foram recolhidos os dados originais, se manteve quando confrontado com os dados de distribuição recolhidos dez anos mais tarde.

São vários os autores que associam a qualidade dos SDM à sua capacidade de discriminação e calibração (consultar o tópico 1.3.2. Avaliação de Modelos de Distribuição de Espécies). Fielding & Bell (1997) e Guisan & Zimmermann (2000) referem, no entanto, que os resultados obtidos a partir de qualquer teste aplicado devem ser interpretados no contexto para o qual o SDM foi concebido, porque certas aplicações poderão ser mais tolerantes à falta de

precisão, sendo com isso possível calcular o intervalo de aplicabilidade dos SDM. Deste modo, ao se comparar os valores obtidos para as medidas de discriminação nas situações consideradas, é possível concluir que, na sua resolução original, o modelo de Barbosa *et al.* (2003) não apresentou valores de discriminação elevados, quer quando confrontado com os dados de treino (Ruiz-Olmo & Delibes, 1998), quer quando confrontado com os dados de teste (López-Martín & Jiménez, 2008; Tabela 6; Figura 18). Estes resultados podem ser justificados pelo facto de a lontra ser uma espécie que, na área de estudo apresenta uma distribuição generalizada, ou seja, que ocupa um grande leque de habitats, acabando por ser tolerante a uma grande diversidade de condições (Hanberry & He, 2013). De acordo com os trabalhos de Newbold *et al.* (2010) e de Hanberry & He (2013), espécies com distribuições restritas acabam por apresentar SDM com valores de discriminação mais elevados, uma vez que os seus requisitos de habitat se encontram bem definidos (situação em que a discriminação é maior que a prevalência). Assim sendo, espécies com uma distribuição regular a comum numa área de estudo, acabam por apresentar uma elevada prevalência (ou seja, frequência de ocorrência), logo a capacidade de discriminação (que é promovida pela existência de restrições no habitat da espécie) acaba por ser baixa.

Foi verificado um acentuado declínio do valor da sensibilidade do modelo confrontado com os dados de teste (2008) quando comparado com os dados de referência ou de treino (1998). Esta diferença deve-se ao facto de as novas presenças estarem localizadas em áreas onde o modelo de Barbosa *et al.* (2003) atribuía uma probabilidade de ocorrência de lontra, relativamente baixa. No entanto, dado que o valor de AUC obtido para ambos os conjuntos de dados foi semelhante, pode-se concluir que as probabilidades atribuídas a estes novos locais positivos são superiores às atribuídas aos locais que permaneceram negativos para a presença da atividade de lontra (Figura 18). Deste modo, é evidenciada uma expansão da distribuição de lontra em Espanha, para as áreas que o modelo atribuía como mais prováveis, dentro da gama de valores ainda não ocupados.

Os resultados também apontam para o facto de esta expansão estar a acontecer para as áreas na proximidade de áreas previamente positivas (fator importante para a recolonização da lontra em alguns locais anteriormente ocupados como os relatados em Bueno & Bravo, 1998 e López De Luzuriaga *et al.*, 2008), dado que o valor de AUC do modelo de interpolação de distância se encontra mais próximo do valor de referência obtido pelo modelo de Barbosa *et al.* (2003), quando confrontado com os dados de treino (Figura 18). Prova-se, portanto que, contrariamente ao modelo de distribuição de Barbosa *et al.* (2003), a interpolação baseada na

distância às presenças de 1998 consegue captar a quase totalidade das novas presenças de 2008, sendo por isso justificada a sua elevada sensibilidade. No entanto, esta interpolação apresentou um valor bastante menor de especificidade (ou seja, correta identificação de ausências). Como tal, a sua capacidade de discriminação no que se refere aos locais de ausência de lontra é baixa, o que acaba por promover a existência de falsos positivos nas previsões geradas (Fielding & Bell, 1997; Guisan & Zimmermann, 2000). Por outro lado, apesar de o modelo de Barbosa *et al.* (2003) subestimar as presenças da espécie nos dados de teste, apresenta um valor de especificidade elevado o que lhe garante um excelente desempenho da previsão das áreas de ausência de lontra, na área de estudo considerada. É ainda relevante constatar que, apesar do excelente desempenho da sensibilidade do modelo de interpolação, as restantes medidas de discriminação exibiram resultados inferiores aos do modelo de Barbosa *et al.* (2003) (Figura 18), tais como os coeficientes de determinação (Tabela 6).

No que se refere à avaliação do desempenho da calibração, embora o modelo de distribuição de Barbosa *et al.* (2003) tivesse subestimado as novas presenças nos dados de 2008, a sua linha de calibração quase paralela à diagonal de referência prova que o mesmo conseguiu captar corretamente as relações espécie-ambiente. Em contraste, o modelo de interpolação de distância, para além de apresentar um valor de calibração baixo, ao não conseguir relacionar corretamente os valores observados com os valores previstos, acaba por evidenciar o caráter mais vantajoso e fiável do GLM, ao invés de modelos simplesmente resultantes da interpolação da distância (Figura 18; Tabela 7). Como tal, pode-se afirmar que a expansão da distribuição de lontra em Espanha, nos 10 anos que separaram os dados de treino dos dados de teste, não resultou de um mero acaso e/ou de uma simples dispersão para áreas vizinhas de locais anteriormente reconhecidos como positivos, mas tendeu a crescer para áreas que o SDM de Barbosa *et al.* (2003) previu com maiores probabilidades de ocorrência de lontra.

Por último, destaca-se a análise dos limiares de discriminação e o quão importante se poderão apresentar as conclusões da sua aplicação, para a conservação da lontra. Como se sabe, a recuperação global das populações de Lontra Euroasiática e, conseqüentemente, da sua área de distribuição, deveu-se entre outros fatores, à capacidade de adaptação desta espécie a um grande leque de condições ambientais (consultar o tópico 1.1.3. Ameaças e Estatutos de Conservação). Na Península Ibérica, esta capacidade de adaptação da lontra a alterações profundas no seu habitat foi registada em estudos como os de Ruiz-Olmo & Clavero (2008); Basto *et al.* (2011) e Pedroso *et al.* (2014a). No que se refere ao modelo de Barbosa *et al.* (2003), apesar de este não considerar explicitamente interações bióticas que possam fomentar ou inibir

a presença de lontra, da identificação do intervalo de valores para o limiar de discriminação do modelo com os dados de 1998 e 2008 foi verificada uma diminuição de 0,05 (Tabela 8). Este valor indica que algo, como uma cada vez maior adaptação da lontra às condições que ameaçam os seus habitats, tem fomentado a dispersão e ocorrência da espécie para áreas com valores de probabilidade geralmente mais baixos em 2008 que em 1998. Uma justificação para esta tendência surge em Romanowski *et al.* (2013), onde os autores sugerem que, a lontra tende a ocupar habitats subótimos (locais com menor probabilidade de ocorrência de lontra) dada a total ocupação dos habitats ótimos (locais com maior probabilidade de ocorrência de lontra). Deste modo, perceber e identificar o que estará por trás desta variação poderá permitir obter informações relevantes sobre a capacidade de adaptação da lontra, tal como de outras espécies ameaçadas, de modo a auxiliar futuros planos de conservação das mesmas.

5. Considerações Finais

A presente dissertação põe em destaque o carácter cada vez mais multidisciplinar da conservação da biodiversidade do século XXI, especialmente no que se refere à integração tanto de ferramentas informáticas de modelação como estatísticas. Perante os resultados apresentados, foi evidenciado que o modelo de distribuição proposto por Barbosa *et al.* (2003), apesar de ter por base dados de 1998 e de não considerar explicitamente processos biológicos, conseguiu captar o essencial da relação espécie-ambiente, resultando num bom desempenho preditivo para a distribuição da mesma em Espanha, uma década depois da sua construção. Apesar de ter subestimado as presenças detetadas em 2008, o modelo é capaz de identificar os locais com maior ou menor aptidão para a presença de lontra de entre os locais disponíveis, sendo por isso possível considerá-lo como uma ferramenta útil para prever tendências populacionais, resultando numa mais-valia para a conservação da espécie.

No que se refere à perspetiva de utilização do modelo de distribuição avaliado para a conservação da lontra na PI, seria interessante realizar novas avaliações utilizando dados de futuras prospeções, tanto portuguesas como espanholas. Deste modo, seria garantida uma contínua avaliação do modelo, o que possibilitaria a monitorização do seu desempenho ao longo do tempo e para qualquer escala na qual fosse aplicado. Por último, será importante explorar o que por um lado, estará a inibir a lontra de ocupar a totalidade dos habitats ótimos (nicho potencial atribuído pelo modelo) e por outro, a promover a sua ocorrência nos subótimos.

6. Referências Bibliográficas

- Bailey, M. (2000).** Otter *Lutra lutra* Predating Adult Dragonflies, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **17:** 84–85
- Bana e Costa, C.A. (1993).** Processo de apoio à decisão: Problemáticas, actores e acções. In: *Palestra apresentada no Curso 'Ambiente: Fundamentalismo e Pragmatismos'* Seminário Pedro Nunes, Convento da Arrábida.
- Barbosa, A.M.E. (2001).** *Modelação biogeográfica da distribuição da lontra (Lutra lutra) na Península Ibérica com base em factores espaciais, ambientais e humanos*, Relatório de estágio profissionalizante da Licenciatura em Biologia, ramo de especialização científico-tecnológica em Biologia Animal Aplicada, Universidad de Málaga/Universidade do Porto.
- Barbosa, A.M. (2015a).** fuzzySim: applying fuzzy logic to binary similarity indices in ecology, *Methods in Ecology and Evolution.* **6:** 853-858.
- Barbosa, A.M. (2015b).** Re-scaling of model evaluation measures to allow direct comparison of their values. *J. Br. Ideas.*
- Barbosa, A.M.; Real, R.; Márquez, A.L. & Rendón, M.Á. (2001).** Spatial , environmental and human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish provinces. *Diversity and Distributions.* **7:** 137–144
- Barbosa, A.M.; Real, R.; Olivero, J. & Vargas, J.M. (2003).** Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula, *Biological Conservation.* **114:** 377–387
- Barbosa, A. M.; Real, R. & Vargas, J.M. (2010).** Use of Coarse-resolution models of species' distributions to guide local conservation inferences, *Conservation Biology.* **24:** 1378–1387
- Barbosa, A.M.; Real, R.; Munoz, A.R. & Brown, J.A. (2013).** New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models, *Diversity and Distributions.* **19:** 1333-1338
- Basto, M.P.; Santos-Reis, M.; Mira, A. & Pedroso, N.M. (2011).** Use of small and medium-sized water reservoirs by otters in a Mediterranean ecosystem, *Animal Biology.* **61:** 75–94
- Beja, P. R. (1989).** Coastal Otters in Southwest Portugal, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **4:** 2–7
- Beja, P.R. (1992).** Effects of freshwater availability on the summer distribution of otters *Lutra lutra* in the southwest coast of Portugal, *Ecography.* **15:** 273–278
- Bodner, M. (1995).** Fish loss in Austrian fish-ponds as a result of otter (*Lutra lutra* L.) predation, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **12:** 3–10
- Bouchardy C., Lemarchand C., Boulade Y., Guilloux N., Rosoux R. & Berny P. (2011).** Natural recolonization of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Massif Central (France), *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **28:** 26–29
- Broekhuizen, S. (1987).** First Data on Contamination of Otters in the Netherlands, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **2:** 1986–1988

6. Referências Bibliográficas

- Bueno, F. & Bravo, C. (1998).** Comentarios sobre la evolución de las poblaciones de nutria (*Lutra lutra*) en dos zonas del centro de España, *Galemys*. **10**: 151–159
- Cabral, M.J. et al. (2005).** *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. (Último acesso a 27 de Fevereiro de 2015. Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/patrinatur/lvv>)
- Cadenas, M.J. & Prenda, J. (2008).** La nutria en extremadura. In: *La nutria en España. Viente años de seguimiento de un mamífero amenazado*. Páginas: 131-142. (eds). J. M. López-martín & J. Jiménez, pp. 131–142. Málaga: SECEM.
- Carone, M.T.; Guisan, A.; Cianfrani, C.; Simoniello, T.; Loy, A. & Carranza, M.L. (2014).** A multi-temporal approach to model endangered species distribution in Europe. The case of the Eurasian otter in Italy, *Ecological Modelling*. **274**: 21–28
- Chambers, J.M.; Cleveland, W.S.; Kleiner B.; Tukey, P.A. (1983).** *Graphical Methods for Data Analysis*. Wadsworth & Brooks/Cole.
- Chanin, P. (2003a).** *Ecology of the European Otter: Lutra lutra*. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series Nº 10. English Nature, Peterborough.
- Chanin, P. (2003b).** *Monitoring the Otter: Lutra Lutra*. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series Nº 10. English Nature, Peterborough.
- Comissão Europeia (2015a).** Relatório da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu: *O estado da natureza na União Europeia - Relatório sobre o estado e as tendências das espécies e dos tipos de habitats abrangidos pelas Diretivas Aves e Habitats, no período 2007-2012 nos termos do artigo 17.º Da Diretiva Habitats e do artigo 12.º da Diretiva Aves*, COM(2015) 219 final, de 20 de Maio de 2015, Bruxelas. (Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52015DC0219&from=EN>)
- Comissão Europeia (2015b).** Relatório da Comissão ao Parlamento Europeu e ao Conselho: Revisão intercalar da Estratégia de Biodiversidade da EU para 2020, COM(2015) 478 final, de 02 de Outubro de 2015, Bruxelas. (Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52015DC0478&from=EN>)
- Conroy, J. & Calder, D. (2000).** Otters *Lutra lutra* killing mountain hares *Lepus timidus*. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **17**: 52 – 54
- Cruz, M.J.; Rebelo, R. & Crespo, E.G. (2006).** Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography* **29**: 329–338
- Delibes, M. (ed.) (1990).** *La Nutria (Lutra lutra) en España*. Serie Técnica, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación / ICONA, Madrid.
- ENDS (2015).** Estrategia Nacional para o Desenvolvimento Sustentável 20 de Agosto de 2015
- European Commission (2011).** *The EU Biodiversity Strategy to 2020*, Publications Office of the European Union, 2011, Luxemburgo. (Disponível em <http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/brochures/2020%20Biod%20brochure%20final%20lowres.pdf>)

- Ferraz, K.M.P.M. de B.; Ferraz, S.F. de B.; de Paula, R.C.; Beisiegel, B. & Breitenmoser, C. (2012).** Species Distribution Modeling for Conservation Purposes, *Natureza & Conservação*. **10:** 214–220
- Ferreira, J.P. & Caetano, P. (2008).** *Lontras em Portugal*. Edição Má-Criação, Lisboa. 173 páginas
- Fielding, A.H. & Bell, J.F. (1997).** A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence / absence models, *Environmental Conservation*. **24:** 38–49
- García Diaz, P. (2008).** Abundance of the Eurasian Otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in two areas from central Spain (Province of Salamanca, river Tormes). *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **25:** 32–37
- García-Callejas, D. & Araújo, M.B. (2016).** The effects of model and data complexity on predictions from species distributions models, *Ecological Modelling*. **326:** 4–12
- Geidezis, L. (1996).** Food availability versus food utilization by otters (*Lutra lutra* L.) in the Oberlausitz ponland in Saxony, Eastern Germany. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **13:** 58–67
- Georgiev, D.G. (2006).** Diet of the otter *Lutra lutra* in different habitats of south-eastern Bulgaria, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **23:** 4–10
- Georgiev, D. & Stoycheva, S. (2006).** Habitats, Distribution and Population Density Otter Survey in Western Rhodopes Mountain (Southern Bulgaria), *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **23:** 35–43
- Grogan, A.; Green, R. & Rushton, S. (2013).** The impacts of roads on Eurasian otters (*Lutra lutra*), *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **30:** 44–58
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000).** Predictive habitat distribution models in ecology, *Ecological Modelling* **135:** 147–186
- Guisan, A.; Tingley, R.; Baumgartner, J.B., et al. (2013).** Predicting species distributions for conservation decisions, *Ecology Letters*. **16:** 1424–1435
- Hanberry, B.B. & He, H.S. (2013).** Prevalence, statistical thresholds, and accuracy assessment for species distribution models, *Web Ecology*. **13:** 13–19
- Hancox, M. (1992).** Some key Factors in Breeding, Conservation, and Sociology of Otters. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **7:** 2–4
- ICNB (2008).** *Lutra lutra*. Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, ICNB. (Último acesso a 27 de Fevereiro de 2015. Disponível em <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/rn-plan-set/mamif/lutra-lutra>)
- Isbell, F. (2010).** Causes and Consequences of Biodiversity Declines, *Nature Education Knowledge*. **3:** 54
- Jímenez, J. (1987).** Iucn Otter Specialist Group Bulletin the Otter and Its Conservation in the Valencian Region (E. Spain). *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **2:** 37–41
- Jiménez-Valverde A., Acevedo P., Barbosa A. M., Lobo J. M. & Real R. (2013).** Discrimination capacity in species distribution models depends on the representativeness of the environmental domain, *Global Ecology and Biogeography*. **22:** 508–516

6. Referências Bibliográficas

- Jongh, A.W.J.J. de (1998).** Re-Introduction of Otters - Support or Risk for Otter Conservation?, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **15:** 80–86
- Kim, H.; Ando, M.; Han, S.; Sasaki, H. & Ogawa, H. (2012).** Recovery of the Eurasian otter *Lutra lutra* in Korea and the change in public attitude. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **28:** 85–90
- Kloskowski, J.; Rechulicz, J. & Jarzynowa, B. (2013).** Resource availability and use by Eurasian otters *Lutra lutra* in a heavily modified river-canal system. *Wildlife Biology* **19:** 439–451
- Körbel, O. (1994).** Hindering otter *Lutra lutra* road kills Part 1. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* **10:** 14–20
- Körbel, O. (1995).** Hindering otter (*Lutra lutra*) road kills (Part 2). *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **11:** 38–44
- Kuhn, R. & Jacques, H. (2012).** The french action plan for the erasian otter. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **28:** 91–100
- Lafontaine, L.; Joncour, G. & Menanteau, P. (1990).** Otters and Bio-Accumulating Pollutants: First Data for Western France, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **5:** 51–60
- Liu, C.; White, M. & Newell, G. (2011).** Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence–absence data, *Ecography.* **34:** 232–243
- Loiselle, B.A.; Howell, C.A.; Graham, C.H.; Goerck, J.M.; Brooks, T.; Smith, K.G. & Williams, P.H. (2003),** Avoiding Pitfalls of Using Species Distribution Models in Conservation Planning, *Conservation Biology.* **17:** 1591–1600
- López De Luzuriaga, J.; Zuberogoitia, I. & Zabala Resumen, J. (2008).** La nutria en el País Vasco. In: *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado.* Páginas: 207–2015., eds. J.M. López-Martín & J. Jiménez, Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga, Espanha.
- López-Martín, J.M. & Jiménez-Pérez, J. (eds.) (2008).** *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado.* Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga, Espanha.
- Loy, A.; Carranza, M.L.; Cianfrani, C.; D'Alessandro, E. et al. (2009)** Otter *Lutra lutra* population expansion: assessing habitat suitability and connectivity in southern Italy, *Folia Zoologica.* **58:** 309–326
- Macdonald, S.M. & Mason, C.F. (1982).** The Otter *Lutra lutra* in Central Portugal, *Biological Conservation.* **22:** 207–215
- Mason, C.F. & Macdonald, S.M. (1987).** The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: an evaluation, *Biological Conservation.* **41:** 167–177
- Mason, C.F. & Madsen, A.B. (1993).** Organochlorine pesticide residues and PCBs in Danish otters (*Lutra lutra*), *The Science of the total environment.* **133:** 73–81
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005).** *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis.* World Resources Institute, Washington, DC.

- Morales, J.; Ruiz-Olmo, J.; Lizana, M. & Gutiérrez, J. (1998).** Diferencias en la ocupación por la nutria paleártica (*Lutra lutra*) de lagunas y embalses de altitud en el centro y norte de la Península Ibérica, *Galemys*. **10**: 253–264
- Newbold, T.; Reader, T.; El-Gabbas, A.; Berg, W. et al. (2010).** Testing the accuracy of species distribution models using species records from a new field survey, *Oikos*. **119**: 1326–1334
- Pearce, J. & Ferrier, S. (2000).** Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression, *Ecological Modelling*. **133**: 225–245
- Pedroso, N.M.; Marques, T.A. & Santos-Reis, M. (2014a).** The response of otters to environmental changes imposed by the construction of large dams, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. **24**: 66–80
- Pedroso, N.M.; Sales-Luís, T. & Santos-Reis, M. (2014b).** The Eurasian otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Portugal, *Munibe Monographs. Nature Series*. **3**: 132–144
- QGIS Development Team (2014).** *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>
- Quaglietta, L.; Fonseca, V.C.; Hájková, P.; Mira, A. & Boitani, L. (2013).** Fine-scale population genetic structure and short-range sex-biased dispersal in a solitary carnivore, *Lutra lutra*, *Journal of Mammalogy*. **94**: 561–571
- R Core Team (2014).** *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <http://www.r-project.org>
- Romanowski, J.; Brzeziński, M. & Zmihorski, M. (2013).** Habitat correlates of the Eurasian otter *Lutra lutra* recolonizing Central Poland, *Acta Theriol. (Warsz)*. **58**:149-155
- Roos, A.; Loy, A.; de Silva, P.; Hajkova, P. & Zemanová, B. (2015).** *Lutra lutra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12419A21935287. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12419A21935287.en>. (Último acesso em 28 de Janeiro de 2016)
- Ruiz-Olmo, J. (1989).** Creation of natural reserves to protect the otter (*Lutra lutra*) in Catalonia (N.E. Iberia), *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **4**: 31–35
- Ruiz-Olmo, J. (2007).** *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). Ficha do Livro Vermelho. Páginas: 312-314. En: L. J. Palomo, J. Gisbert y J. C. Blanco (eds). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid. (Acedido a 27 de Fevereiro de 2015 e disponível em: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/ieet_mami_lutra_lutra_tcm7-22032.pdf)
- Ruiz-Olmo, J. & Clavero, M. (2008).** Los cangrejos en la ecología y recuperación de la nutria en la Península Ibérica. Páginas: 369-396. In: López-Martín, J.M. & Jiménez, J. (eds.). *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado*. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga, Espanha.
- Ruiz-Olmo, J. & Delibes, M. (eds.) (1998).** *La nutria en España ante el horizonte del año 2000*. SECEM, Málaga.
- Ruiz-Olmo, J. & Marsol, R. (2002).** New information on the predation of fish eating birds by the Eurasian otter (*Lutra lutra*), *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **19**: 103 – 106

6. Referências Bibliográficas

- Sales-Luís, T.; Bissonette, J.A. & Santos-Reis, M. (2012).** Conservation of Mediterranean otters: The influence of map scale resolution, *Biodiversity and Conservation*. **21**: 2061–2073
- Schmidt, G.; Dohet, A.; L’Hoste, L. et al. (2012)** Restoration of the Otter Habitats in Luxembourg and Belgium: 5-Year Actions in Favour of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*), *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **29**: 46–61
- Serdio, A.; de Leániz, C.G.; Consuegra, S. & Cars, D.N. (2002).** Grandes Reportajes: Distribución actual y dieta de la Nutria en Cantabria, *Locustella*. **1**: 35–43
- Skarén, U. (1992).** Analysis of One Hundred Otters Killed by Accidents in Central Finland, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **7**: 9 – 12
- Skarén, U. (1993).** Food of *Lutra lutra* in Central Finland, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **8**: 31–34
- Søgaard, B. & Madsen, A.B. (1996).** Management plan for the otter (*Lutra lutra*) in Denmark, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **13**: 37–39
- Sulkava, R. (1993).** The Otter (*Lutra lutra*) in Central Finland, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **10**: 27–28
- Trindade, A. (1990).** Some Observations on the Otter Population in the Homem Catchment (N.W. Portugal), *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **5**: 61–68
- Trindade, A. (1991).** Fish farming and Otters in Portugal, *IUCN Otter Spec. Group Bull* **6**: 7–9
- Trindade, A. (1994).** Monitoring *Lutra lutra* habitats in Portugal: a conceptual plan, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **10**: 41–46
- Trindade, A.; Farinha, N. & Florêncio, E. (1998).** *A distribuição da lontra Lutra lutra em Portugal - situação em 1995*. ICN, Lisboa.
- Trindade, A.; Farinha, N.; Florêncio, E. & Sousa, M. (1995).** Otter conservation in Portugal: Distribution and status of *Lutra lutra* in five protected areas of the country. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **12**: 15–22
- Urban, P. (2013).** Re-colonisation of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in the Hron river catchment (Slovakia) - A preliminary report from a survey, or who reintroduced the otter in the Hron River and why?, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **30**: 78–102
- Walter, J. (1990).** Restoration Plan for the Otter Habitat in the Netherlands, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **5**: 1–2
- Weber, A. (2008).** Predation of invasive species Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) by Eurasian otter (*Lutra lutra*) in the Drömling Nature Reserve, Saxony-Anhalt, Germany, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **25**: 104–107
- Weber, D. (1990).** The End of the Otter and of Otter Reintroduction Plans in Switzerland, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **5**: 45–50
- Wilcoxon, F. (1945).** Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics Bull.* **1**:80–83.
- Williams, J.L.R. & Jacoby, M.C. (1995).** Otters in SW Andalucia, Spain - August 1995, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **12**: 13–14

- Wilson, C.D.; Roberts, D. & Reid, N. (2011).** Applying species distribution modelling to identify areas of high conservation value for endangered species: A case study using *Margaritifera margaritifera* (L.), *Biological Conservation*. **144**: 821–829
- Wintle, B.A.; Elith, J. & Potts, J.M. (2005).** Fauna habitat modelling and mapping: A review and case study in the Lower Hunter Central Coast region of NSW, *Austral Ecology*. **30**: 719–738
- Yoxon, P. (1998).** Spraint Surveys and Sparsely Populated Otter Populations, *IUCN Otter Spec. Group Bull.* **15**: 109–111

Os resultados obtidos pela presente dissertação foram apresentados nos seguintes elementos:

- Areias-Guerreiro, J. & Barbosa A.M. (2015).** Cuán capaces son los modelos de predecir la evolución de la distribución de una especie? El modelo de la nutria de 1998 revisitado. Poster, XII Congreso de la SECEM (Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos). Burgos, Spain, 4-7/12/2015 (<http://www.xiicongresosecem.es>)
- Areias-Guerreiro, J.; Mira, A. & Barbosa, A.M. (?).** How well can models predict changes in species distributions? A 13-year-old otter model revisited. Condicionalmente aceite pela revista *Histryx*.

7. Anexos

I. Script R (a negrito alguns dos resultados obtidos a partir dos comandos utilizados)

```
R version 3.1.2 (2014-10-31) -- "Pumpkin Helmet"  
Copyright (C) 2014 The R Foundation for Statistical Computing Platform: x86_64-  
w64-mingw32/x64 (64-bit)
```

```
R is free software and comes with ABSOLUTELY NO WARRANTY.  
You are welcome to redistribute it under certain conditions.  
Type 'license()' or 'licence()' for distribution details.
```

```
R is a collaborative project with many contributors.  
Type 'contributors()' for more information and 'citation()' on how to cite R  
or R packages in publications.
```

```
Type 'demo()' for some demos, 'help()' for on-line help, or 'help.start()' for  
an HTML browser interface to help.  
Type 'q()' to quit R.
```

```
[Workspace loaded from ~/.RData]
```

```
> setwd("F:/Tese/Imagens lontra/qgis/qgis")
```

#2.4.1. Avaliação do desempenho do modelo extrapolado – utilização do modelo de probabilidade de presença de lontra em quadrículas UTM de 1km²

```
> setwd("F:/Tese/Imagens lontra/qgis")
```

```
> #importar a tabela com os dados de favorabilidade dos pontos de presença e  
ausência
```

```
> library(foreign)
```

```
> fav.ause <-read.dbf("a_lontra_2008_fav.dbf")
```

```
> fav.pres <-read.dbf("p_lontra_2008_fav.dbf")
```

```
> #resumo dos elementos criados
```

```
> summary (fav.ause)
```

```
Min. :0.0000
```

```
Median :0.2935
```

```
Mean :0.3381
```

```
Max. :0.9583
```

```
> summary (fav.pres)
```

```
Min. :0.0000
```

```
Median :0.5813
```

```
Mean :0.5584
```

```
Max. :0.9639
```

```
> str(fav.ause) #análise da estrutura do elemento com os valores de  
favorabilidade para os pontos de ausência
```

```
> #utilização do teste não-paramétrico de comparação de médias de man-whitney-  
wilcoxon
```

```
> ?wilcox.test #ativa o menu de ajuda do R
```

```
> wilcox.test (fav.ause[,1], fav.pres[,1], alternative = "less")
```

```
wilcoxon rank sum test with continuity correction
```

```
data: fav.ause[, 1] and fav.pres[, 1]
      w = 1315001, p-value < 2.2e-16
alternative hypothesis: true location shift is less than 0
> boxplot(fav.ause[,1], fav.pres[,1], notch = TRUE, names =
c("Ausência","Presença"), main = "Boxplot de comparação dos valores de
probabilidade de ocorrência", horizontal = TRUE)
```

#2.4.2. Avaliação do desempenho do modelo geral - Utilização do modelo de probabilidade de ocorrência de lontra em quadrículas UTM de 10 km²

```
> Comandos para o Desenvolvimento dos vetores para a análise estatística
> #importar tabela de atributos da shapefile de quadrículas UTM10
> library(foreign)
> UTM10 <-read.dbf("F:/Tese/Imagens lontra/qgis/qgis/utm10ib_pa_f.dbf")
> nrow(UTM10) #número de linhas da tabela UTM10
> head(UTM10) #cabeçalho

> #importar os dados de 1998
> lu98 <-read.csv("F:/Tese/Imagens lontra/qgis/lontra98_UTM10_es_csv")

> #junção da informação presente nas duas tabelas: lu98 e UTM10, a partir da
coluna comum "utm10" (adição dos resultados da prospeção de 1998 à tabela UTM10)
> ?merge
> colnames(UTM10) #nomes de cada coluna do elemento UTM10
[1] "cat"      "cat_"     "utm10"    "p_lontra34" "a_lontra34"
> colnames(lu98) #nomes de cada coluna do elemento lu98
[1] "utm10"    "LLU_1998" "LLU98_P"  "LLU98_F"
> UTM10 <- merge(lu98, UTM10, by = "utm10", all.x = TRUE)
> #verificação da junção das tabelas na tabela UTM10
> head(UTM10)
  utm10 LLU_1998    LLU98_P    LLU98_F  cat  cat_  p_lontra34  a_lontra34
1  BC47      0 0.05278484 0.1172614 5709 43740      0      0
2  BC48      0 0.06422907 0.1406096 5710 43741      0      0
3  BC49      0 0.10907486 0.2259107 5711 43742      0      0
4  BC58      0 0.07846153 0.1687156 5733 43903      0      0
5  BC59      0 0.09244703 0.1953778 5734 43904      0      0
6  BD40      0 0.14651461 0.2903830 5712 43743      0      0
> nrow(UTM10)

> names(UTM10)
[1] "utm10"    "LLU_1998" "LLU98_P"  "LLU98_F"  "cat"
[6] "cat_"     "p_lontra34" "a_lontra34"

> #adição dos resultados da prospeção de 2008 à tabela UTM10: construção dos
vetores com os conjuntos de dados "2008_surveyed" e "2008_all"
> #resumo do número de elementos e da gama de valores presentes na coluna
p/a_lontra34 da tabela UTM10
> ?sum
> sum(UTM10$p_lontra34, na.rm = TRUE) #número de presenças
```

```
> sum(UTM10$a_lontra34, na.rm = TRUE) #número de ausências
> ?sort
> sort(unique(UTM10$a_lontra34)) #gama de valores de favorabilidade para a
presença de lontra, para os pontos prospectados classificados como ausência
[1] 0 1 2 3 4 5 6
> sort(unique(UTM10$p_lontra34)) #gama de valores de favorabilidade para a
presença de lontra, para os pontos prospectados classificados como presença
[1] 0 1 2 3 4 5 6
> #criar uma coluna "LLU_2008" na tabela UTM10 e preenche-a com "0" (vetor do
conjunto de dados "2008_all")
> UTM10$LLU_2008 <- 0
> #dentro da nova coluna colocar o valor "1" nas células com 1 ou mais pontos
de presença
> UTM10$LLU_2008[UTM10$p_lontra34 >= 1] <- 1
> #criar uma coluna "survey2008" na tabela UTM10 e preenche-la com o valor "0"
(vetor do conjunto de dados "2008_surveyed")
> UTM10$survey2008 <- 0
> #nesta segunda nova tabela, colocar o valor "1" onde existem pontos
amostrados, independentemente se são foram classificados como presença ou
ausência de lontra
> UTM10$survey2008[UTM10$p_lontra34 > 0 | UTM10$a_lontra34 > 0] <- 1
> #atualização da situação da tabela UTM10
> head(UTM10)
utm10 LLU_1998      LLU98_P  LLU98_F  cat  cat_p_lontra34 a_lontra34
1  BC47          0 0.05278484 0.1172614 5709 43740      0          0
2  BC48          0 0.06422907 0.1406096 5710 43741      0          0
3  BC49          0 0.10907486 0.2259107 5711 43742      0          0
4  BC58          0 0.07846153 0.1687156 5733 43903      0          0
5  BC59          0 0.09244703 0.1953778 5734 43904      0          0
6  BD40          0 0.14651461 0.2903830 5712 43743      0          0
  LLU_2008 survey2008
1          0          0
2          0          0
3          0          0
4          0          0
5          0          0
6          0          0

> #Confirmação da presença de todas as células referentes às quadrículas UTM
10x10 km prospectadas
> #Contagem do número de células com o valor "1" (presenças) e com o valor "0"
(ausências)
> sum(UTM10$LLU_2008 == 1)
[1] 2625
> sum(UTM10$LLU_2008 == 0)
[1] 2542
> #Somatório do número de células com o valor "0" na coluna LLU_2008 da tabela
UTM10 com o número de células com valor superior/igual a 0 na coluna survey2008
na tabela UTM10: número de ausências prospectadas (surveyed) e ausências não
prospectadas (unsurveyed)
> sum(UTM10$LLU_2008 == 0 & UTM10$survey2008 > 0)
```

```
[1] 1161
> sum(UTM10$LLU_2008 == 0 & UTM$survey2008 == 0)
[1] 1381
> #número total de células UTM 10x10 km na PI
> nrow(UTM10)
[1] 5167
> 2625 + 2542
[1] 5167
> 1161 + 1381 + 2625
[1] 5167
> #total de quadrículas prospectadas em 2008 em Espanha
> sum(UTM10$survey2008)
[1] 3786

> #Comandos para a Verificação da hipótese de dispersão para as áreas vizinhas
de áreas previamente ocupadas - construção do vetor resultante da interpolação
espacial do modelo
> install.packages("fuzzySim", repos="http://R.Forge.R-project.org")
> library(fuzzySim)
> help(distPres)
> #construção do vetor com os valores da interpolação
> LLU98_dist <- distPres(UTM10, sp.cols = "LLU_1998", coord.cols =
c("LONG","LATI"), id.col = "utm10", p = 1, inv = TRUE)
> #junção do vetor LLU98_dist à tabela UTM10
> UTM10 <- merge(UTM10, LLU98_dist)
> #confirmação
> head(UTM10)

> #Comandos para os Testes estatísticos do pacote modEVA
> #Plot generalized linear model (plotGLM)
> with(UTM10, plotGLM(obs = LLU_1998, pred = LLU98_P, main = "1998"))
> with(UTM10, plotGLM(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P, main = "2008 all"))
> with(subset(UTM10, survey2008 == 1), plotGLM(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P,
main = "2008 surveyed"))
> with(UTM10, plotGLM(obs = LLU98_dist, pred = LLU98_P, main = "Interpolação"))

> #Proportion of deviance explained by a GLM (Dsquared)
> with(UTM10, Dsquared(obs = LLU_1998, pred = LLU98_P))
[1] 0.1928872
> with(UTM10, Dsquared(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P))
[1] 0.1764778
> with(subset(UTM10, survey2008 == 1), Dsquared(obs = LLU_2008, pred =
LLU98_P))
[1] 0.1865352
> with(UTM10, Dsquared(obs = LLU98_dist, pred = LLU98_P))
[1] 0.13
```

```
> #R-squared measures for GLMs (RsqGLM)
> with(UTM10, RsqGLM(obs = LLU_1998, pred = LLU98_P))
> with(UTM10, RsqGLM(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P))
> with(subset(UTM10, survey2008 == 1), RsqGLM(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P))
> with(UTM10, RsqGLM(obs = LLU98_dist, pred = LLU98_P))

> #Area Under the ROC Curve (AUC)
> with(UTM10, AUC(obs = LLU_1998, pred = LLU98_P, main = "1998"))
> with(UTM10, AUC(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P, main= "2008_all"))
> with(subset(UTM10, survey2008 == 1), AUC(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P, main
= "2008 surveyed"))
> with(UTM10, AUC(obs = LLU98_dist, pred = LLU98_P, main= "Interpolação"))

> #Threshold-based measures of model evaluation (ThreshMeasures)
> with(UTM10, threshMeasures(obs = LLU_1998, pred = LLU98_P, ylim = c(0,1),
main = "1998"))
skappa standardized to the 0-1 scale for direct comparability with other meas
ures (type ?standard01 for more info);use 'standardize = FALSE' if this is no
t what you wish
STSS standardized to the 0-1 scale for direct comparability with other measur
es (type ?standard01 for more info);use 'standardize = FALSE' if this is not
what you wish
$N                $Prevalence    $Threshold        $ConfusionMatrix
[1] 5167           [1] 0.2955293      [1] 0.5             obs1 obs0
pred1 636 396
pred0 891 3244

$ThreshMeasures
      Value
CCR      0.75091930
Misclass 0.24908070
Sensitivity 0.41650295
Specificity 0.89120879
Omission  0.58349705
Commission 0.10879121
PPP       0.61627907
NPP       0.78452237
UPR       0.21547763
OPR       0.38372093
PPI       -0.32416503
PAI       0.13598901
skappa    0.66983534
STSS      0.65385587
NMI       0.09389527
OddsRatio 5.84743053

> with(UTM10, threshMeasures(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P, ylim = c(0,1),
main = "2008_all"))
> with(subset(UTM10, survey2008 == 1), threshMeasures(obs = LLU_2008, pred =
LLU98_P, ylim = c(0,1), main = "2008 surveyed"))
> with(UTM10, threshMeasures(obs = LLU98_dist, pred = LLU98_P, ylim = c(0,1),
main = "Interpolação"))

> #Optimize the discrimination threshold for a pair of related model evaluation
measures (optiPair)
> with(UTM10, optiPair(obs = LLU_1998, pred = LLU98_P, main = "1998"))
> with(UTM10, optiPair(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P, main= "2008_all"))
```

```

> with(subset(UTM10, survey2008 == 1), optiPair(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P,
main = "2008 surveyed"))
> with(UTM10, optiPair(obs = LLU98_dist, pred = LLU98_P, main = "Interpolação"))

> #Hosmer-Lemeshow goodness of fit (HLfit)
> #Utilização do método "quantiles"
> with(UTM10, HLfit(obs = LLU_1998, pred = LLU98_P, bin.method = "quantiles",
main = "1998"))
$chi.sq      $DF      $p.value
[1] 66.51454   [1] 9      [1] 7.314838e-11

Warning message:
In getBins(obs = obs, pred = pred, bin.method = bin.method, n.bins = n.bins,:
  There is at least one bin with less than 15 values, for which comparisons may
not be meaningful; consider using a bin.method that allows defining a minimum
bin size

> with(UTM10, HLfit(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P, bin.method = "quantiles",
main = "2008 all"))
> with(subset(UTM10, survey2008 == 1), HLfit(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P,
bin.method = "quantiles", main = "2008 surveyed"))
> with(UTM10, HLfit(obs = LLU98_dist, pred = LLU98_P, bin.method = "quantiles",
main = "Interpolação"))

> #Utilização do método "n.bins"
> with(UTM10, HLfit(obs = LLU_1998, pred = LLU98_P, bin.method = "n.bins", main
= "1998"))
> with(UTM10, HLfit(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P, bin.method = "n.bins", main
= "2008 all"))
> with(subset(UTM10, survey2008 == 1), HLfit(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P,
bin.method = "n.bins", main = "2008 surveyed"))
> with(UTM10, HLfit(obs = LLU98_dist, pred = LLU98_P, bin.method = "n.bins",
main = "Interpolação"))

> #Miller's calibration statistic for logistic regression models (MillerCalib)
> with(UTM10, MillerCalib(obs = LLU_1998, pred = LLU98_P, main = "1998"))
$intercept      $slope
[1] 2.6603e-06    [1] 1.000019

> with(UTM10, MillerCalib(obs = LLU_2008, pred = LLU98_P, main = "2008 all"))
$intercept      $slope
[1] 1.104187      [1] 0.9298868

> with(subset(UTM10, survey2008 == 1), MillerCalib(obs = LLU_2008, pred =
LLU98_P, main = "2008 surveyed"))
$intercept      $slope
[1] 2.054323      [1] 1.085704

> with(UTM10, MillerCalib(obs = LLU98_dist, pred = LLU98_P, main =
"Interpolação"))
$intercept      $slope
[1] -1.043        [1] -0.299

```

II. Imagens resultantes da sobreposição dos pontos de presença e ausência de lontra georreferenciados no *raster* do modelo de Barbosa et al. (2003) extrapolado para as quadrículas UTM de 1x1 km

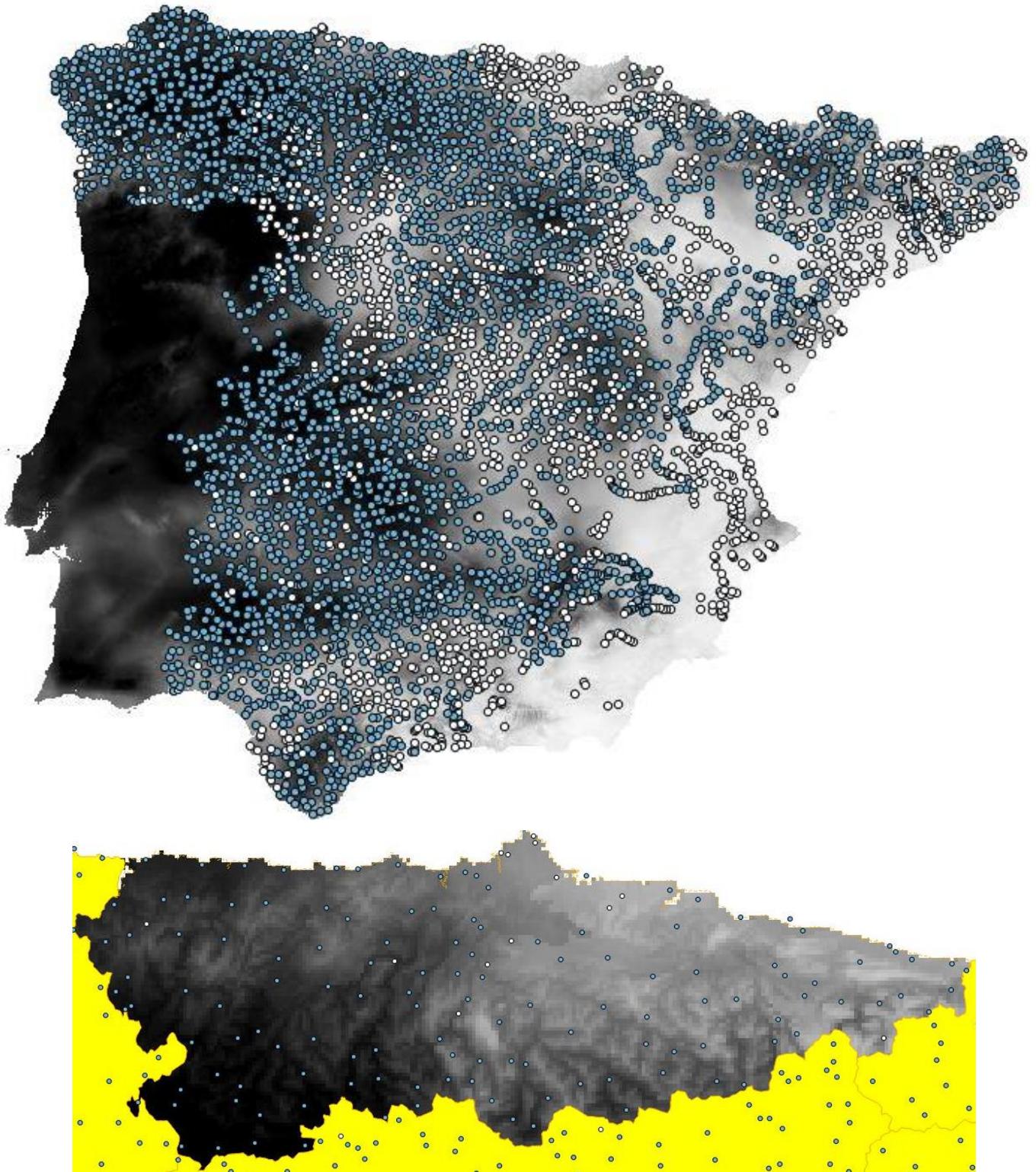


Figura A1. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Área de estudo (em cima) e Comunidade Autónoma das Astúrias (em baixo). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto.

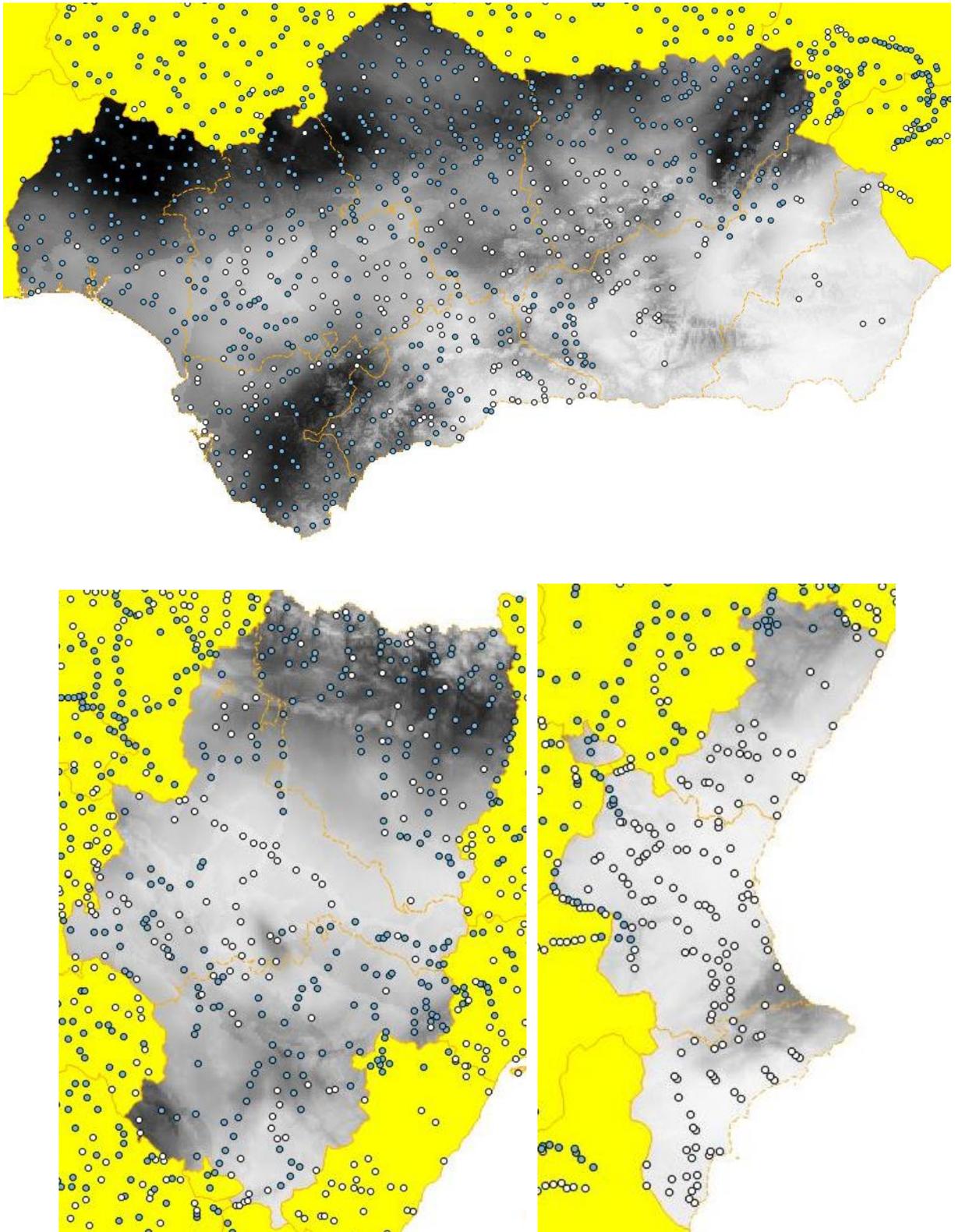


Figura A2. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o raster do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Comunidades Autónomas de Andaluzia (em cima), Aragón (esquerda) e Valencia (direita). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto.

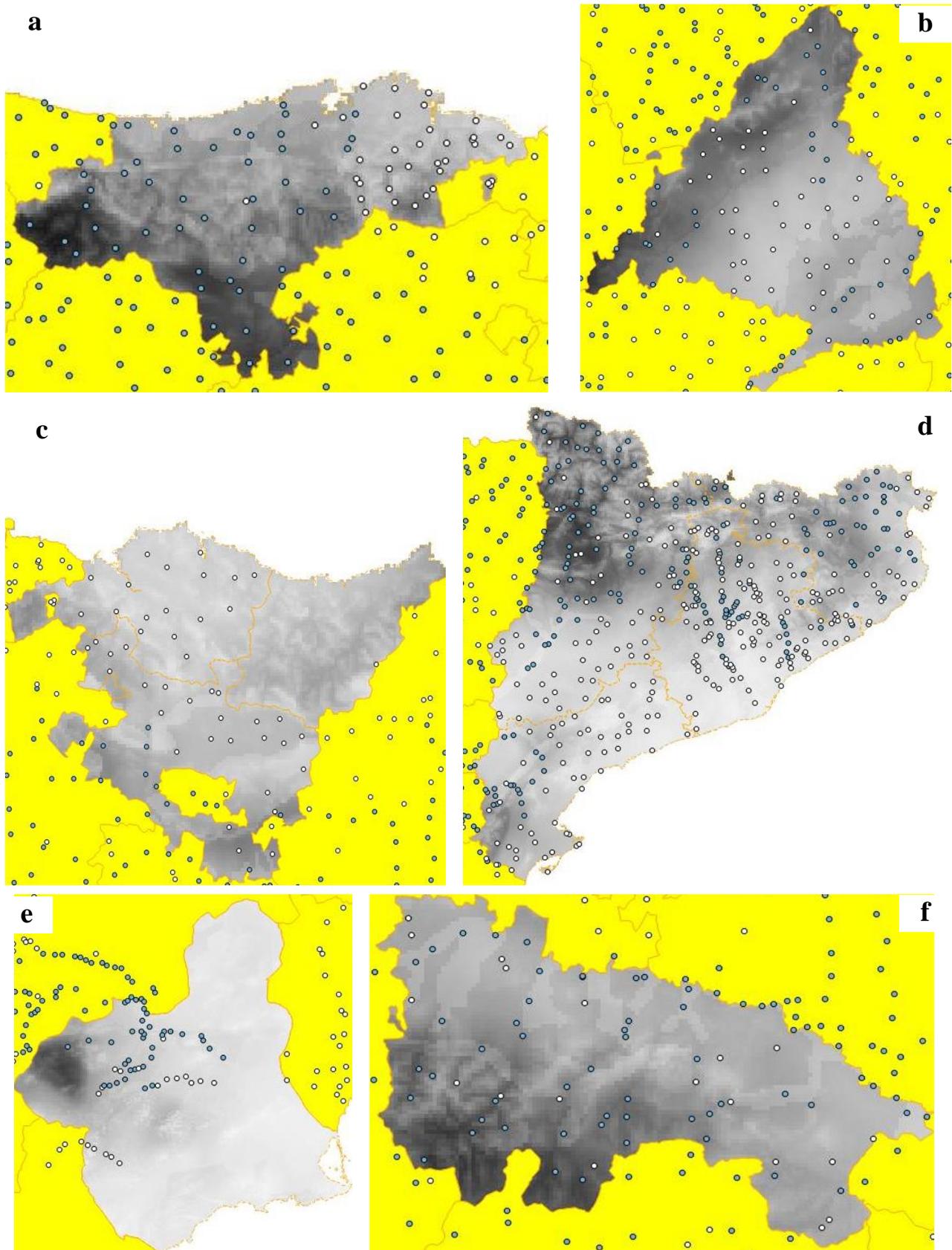


Figura A3. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Comunidades Autónomas de Cantábria (a), Madrid (b), País Basco (c), Catalunya (d), Múrcia (e) e La Rioja (f). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto.

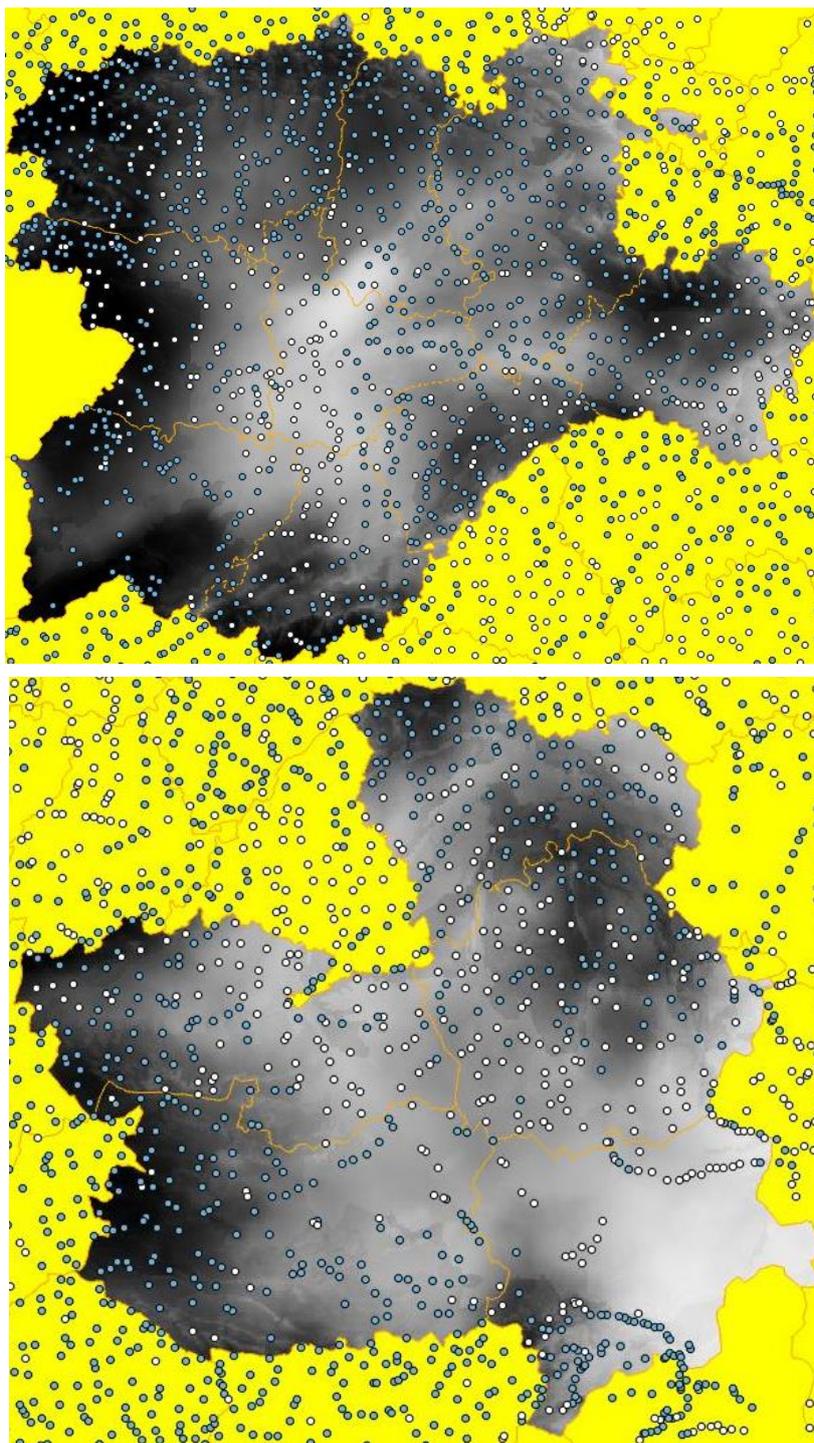


Figura A4. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o *raster* do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Comunidades Autónomas de Castela e Leão (em cima) e Castela-Mancha (em baixo). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto.

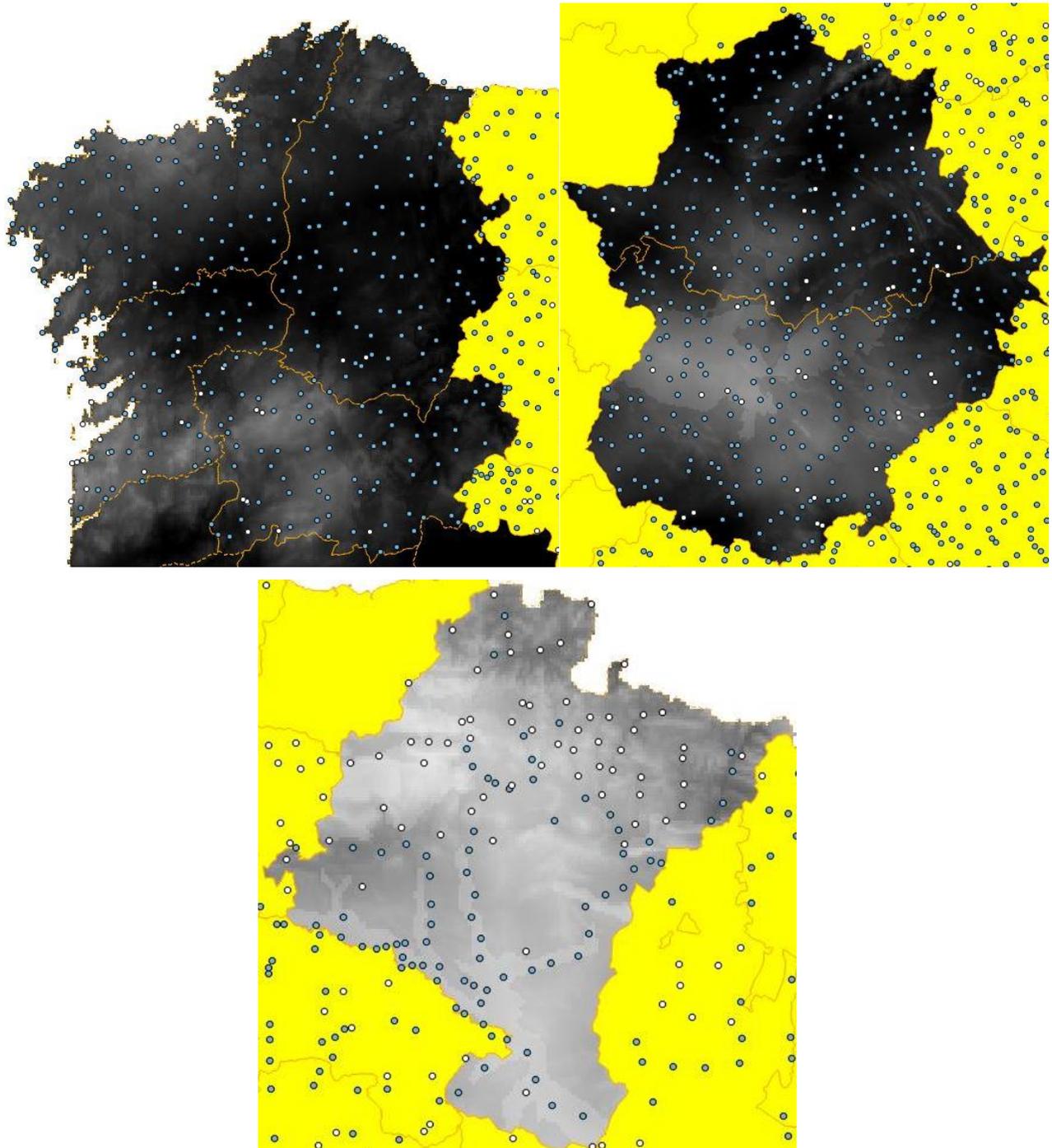


Figura A5. Mapas resultantes da sobreposição dos pontos georreferenciados com o raster do modelo de Barbosa *et al.* (2003) numa resolução de 1x1 km: Comunidades Autónomas de Galiza (em cima à esquerda), Extremadura (em cima à direita) e Navarra (em baixo). Nota: a probabilidade de ocorrência de lontra é proporcional à intensidade de preto.