



Ricardo Luís Andrade Cravidão

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

Modelação da Distribuição da Lontra (*Lutra lutra*) em Évora

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Perfil de Engenharia de Sistemas Ambientais

Orientadora: Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues (Arguente)

Vogais: Prof.^a Doutora Maria Luísa Faria de Castro Castro e Lemos

Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues

Modelação da Distribuição da Lontra (*Lutra lutra*) em Évora

Copyright © Ricardo Luís Andrade Cravidão, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

À Prof.^a Doutora Teresa Calvão, que aceito ser minha orientadora. Realçando a sua total disponibilidade e preocupação, bem como todos os conhecimentos e ajuda que me deu ao longo da tese.

À Doutora Anabela Trindade, pela informação que me transmitiu acerca do tema, e por me facultar um exemplar do livro “A distribuição da Lontra *Lutra lutra* em Portugal – situação em 1995”, que me serviu de apoio ao longo da dissertação.

Ao Doutor Nuno Pedroso, pela sua disponibilidade, e pelos seus esclarecimentos e ajuda no processo de definição do tema da tese.

A toda a minha família e amigos, principalmente aos meus pais e à minha irmã pelo seu apoio e incentivo ao longo do trabalho. E um especial agradecimento à minha mãe pela paciência de rever os meus textos.

Resumo

A lontra euroasiática teve um declínio significativo das suas populações a partir da década de 50. A espécie é considerada um importante indicador de mudança ambiental, devido à sensibilidade à transformação dos seus habitats.

Este estudo teve como objetivo a criação de mapas de distribuição potencial da lontra, de forma a identificar as áreas mais críticas, e potenciais áreas de conservação da espécie, bem como analisar o comportamento da espécie a um conjunto de variáveis. Foi selecionado para o estudo uma área de 1 125 km² ao redor da cidade de Évora, Portugal.

Desta forma recorreu-se ao *software* Maxent, no qual foram utilizados 46 pontos de presença da lontra e um total de nove variáveis. Sendo que a variável distância às linhas de água teve o maior contributo na construção do modelo final. O modelo teve um bom desempenho (AUC de treino = 0,912 e AUC de teste = 0,891) na avaliação da sua capacidade de previsão.

Com a finalidade de complementar os resultados do Maxent foi criado um mapa de adequabilidade da área de estudo, recorrendo ao sistema de informação geográfica ArcGIS. Assim, selecionaram-se três variáveis com ponderações diferentes na produção do mapa, de acordo com o *Analytic Hierarchy Process*.

As áreas mais críticas na zona de estudo, coincidiram com os maiores aglomerados populacionais, já as áreas com maior probabilidade de ocorrência da espécie corresponderam a cursos de água com baixa perturbação, níveis de precipitação mais elevados e vegetação densa.

A informação produzida nesta dissertação vem corroborar com o levantamento nacional da distribuição da lontra, na classificação da serra de Monfurado como Sítio Importante para a Conservação da Lontra.

Palavras-chave: *Lutra lutra*, Lontra euroasiática, Modelação da distribuição, SIG, Maxent.

Abstract

The Eurasian otter has had a significant decline in its populations since the 1950s. The species is considered an important indicator of environmental change due to the sensitivity to transformation of its habitats.

This study aimed to create potential distribution maps of the otter, in order to identify the most critical areas, and potential conservation areas of the species, as well as to analyze the behavior of the species to a set of variables. An area of 1 125 km² around the city of Évora, Portugal, was selected for the study.

Thus, the Maxent software was used, in which 46 points of presence of the otter and a total of nine variables were used. The variable distance to water lines had the largest contribution in the construction of the final model. The model performed well (training AUC = 0,912 and test AUC = 0,891) in assessing its predictive ability.

In order to complement Maxent's results, a study map of the suitability of the study area was created using the geographic information system ArcGIS. Thus, three variables with different weights were selected to the map production, using the Analytic Hierarchy Process.

The most critical areas in the study zone coincided with the largest population clusters, while the areas most likely to occur the species correspond to low disturbance watercourses, higher precipitation levels and dense vegetation.

The information produced in this dissertation verifies the national survey of the distribution of the otter, in the classification of Serra de Monfurado as an Important Site for the Conservation of the Otter.

Keywords: *Lutra lutra*, Eurasian otter, Distribution modeling, GIS, Maxent.

Índice

1	Introdução.....	1
1.1	Definição do problema	1
1.2	Objetivos.....	1
1.3	Estrutura da dissertação	1
2	Revisão da Literatura	3
2.1	Lontra euroasiática.....	3
2.1.1	Descrição geral.....	3
2.1.2	Habitat	6
2.1.3	Perturbações	8
2.1.4	Alimentação.....	9
2.2	Modelação da distribuição de espécies	10
2.2.1	SIG.....	10
2.2.2	Maxent.....	11
3	Metodologia	13
3.1	Área de estudo	13
3.2	Maxent.....	17
3.3	ArcGIS	20
3.4	Análise comparativa	23
4	Resultados e discussão	25
4.1	Maxent.....	25
4.2	ArcGIS	30
4.3	Análise comparativa	31
4.4	Sucessos e insucessos	33
5	Conclusões.....	35
6	Referências	37
7	Anexos.....	47

Índice de figuras

Figura 1 - Distribuição geográfica da lontra euroasiática.....	3
Figura 2 - Distribuição da lontra euroasiática em Portugal com base no levantamento nacional realizado em 1995.....	4
Figura 3 - Área de estudo.....	13
Figura 4 – Hipsometria da área de estudo.....	14
Figura 5 - Linhas de água na área de estudo	15
Figura 6 - Rede viária e ferroviária na área de estudo	16
Figura 7 - Carta de uso e ocupação do solo na área de estudo.....	17
Figura 8 - Pontos de presença da lontra utilizados no Maxent.....	18
Figura 9 - Mapa de distribuição potencial da lontra usando o Maxent.	25
Figura 10 – Resultados do teste de <i>jackknife</i> (<i>regularized training gain</i>)	27
Figura 11 - Percentagem de contribuição das variáveis.....	27
Figura 12 - Curvas de resposta das variáveis.....	29
Figura 13 - Mapa de adequabilidade produzido no ArcGIS.....	30
Figura 14 - Mapa conjunto	32

Índice de tabelas

Tabela 1 - Varáveis utilizadas no Maxent	19
Tabela 2 - Variáveis utilizadas no ArcGIS.....	20
Tabela 3 - Valores atribuídos aos intervalos de distância para as linhas de água e rede viária e ferroviária.....	21
Tabela 4 - Valores atribuídos às mega classes da COS	21
Tabela 5 - Escala de valores usada para definir a importância das variáveis	22
Tabela 6 - Matriz AHP	23

Listas de abreviaturas

AHP – *Analytic Hierarchy Process*

AUC – *Area Under the Receiver Operating Characteristic Curve*

COS – Carta de Uso e Ocupação do Solo

IC – Índice de Consistência

NDVI – Índice de Vegetação Normalizado

PCB – Policlorobifenilos

RC – Rácio de Consistência

ROC - *Receiver Operating Characteristic*

SIG – Sistema de Informação Geográfico

1 Introdução

1.1 Definição do problema

A lontra euroasiática é uma espécie protegida por legislação e programas de conservação internacionais, havendo necessidade de ações de conservação sustentadas (Roos et al., 2015). Esta situação resultou do dramático declínio das populações que ocorreu durante a segunda metade do século XX (Ruiz-Olmo et al., 2000), devido à destruição do seu habitat, à poluição ou à urbanização (Koelewijn et al., 2010; Lee, 1996; Okamoto et al., 2018; Sjoasen, 1995).

A população da lontra em Portugal é geralmente considerada como uma das mais importantes da Europa (Trindade, 1994). Contudo o único levantamento da distribuição geográfica em Portugal continental decorreu no ano de 1995, tendo sido elaborado por Trindade et al. (1998). Uma das recomendações propostas nesse trabalho foi a realização de um levantamento nacional a cada cinco anos, situação que não se verificou.

1.2 Objetivos

Com a realização deste trabalho pretende-se criar mapas que permitam identificar, na área de estudo, o potencial de ocorrência da lontra, por forma a contribuir para o conhecimento da sua situação atual. Para o efeito recorreu-se à modelação em dois programas distintos: o Sistema de Informação Geográfico (SIG) ArcGIS e o *software* Maxent.

A dissertação estabelece o cumprimento dos seguintes objetivos:

- Caracterização da área de estudo;
- Definição das variáveis a aplicar na metodologia;
- Identificação das variáveis com maior ponderação;
- Produção de mapas de adequabilidade da área de estudo, para a existência da lontra;
- Constituição de uma base de processos metodológicos, que possa ser aplicável no futuro a outras espécies;
- Identificação das áreas com maior probabilidade de ocorrência da espécie assim como as áreas mais críticas;
- Comparação dos resultados obtidos nos dois programas;
- Análise crítica dos resultados.

1.3 Estrutura da dissertação

A presente dissertação encontra-se dividida em cinco capítulos principais. O primeiro consiste na apresentação do problema e da sua relevância, bem como a definição dos objetivos para trabalho proposto. O segundo capítulo refere-se à revisão da literatura na qual é feita uma descrição geral da lontra euroasiática, da sua distribuição a nível global e nacional, sendo ainda

explorada a sua alimentação, bem como o habitat e as perturbações a que está sujeita. Neste mesmo capítulo, é realizada também uma análise à modelação da distribuição de espécies.

No terceiro capítulo é feita a descrição da área de estudo e da respetiva metodologia utilizada, para obter os mapas de adequabilidade. Os resultados e a análise dos mesmos encontram-se no quarto capítulo, onde foi inserido um subcapítulo de sucessos e insucessos deste estudo. Por último apresentam-se as conclusões da dissertação e possíveis desenvolvimentos futuros.

2 Revisão da Literatura

2.1 Lontra euroasiática

2.1.1 Descrição geral

A lontra, *Lutra lutra* Linnaeus, 1758, vulgarmente designada por lontra europeia ou lontra euroasiática, é um carnívoro da família dos mustelídeos. Esta espécie apresenta uma distribuição natural que ocupa praticamente a totalidade da região paleártica (Trindade et al., 1998) (Figura 1).



Figura 1 - Distribuição geográfica da lontra euroasiática (Fonte: Roos et al., 2015)

As populações da lontra diminuíram significativamente em toda a Europa a partir da década de 50 (Macdonald & Mason, 1992) devido à perseguição, poluição da água e perda de habitat (Roos et al., 2015). Atualmente, a espécie é classificada como “Quase Ameaçada” na Lista Vermelha da IUCN, e no Apêndice I da CITES. Mesmo assim, as suas populações em muitas áreas ainda continuam a decrescer (Roos et al., 2015). Na União Europeia esta espécie possui um estatuto de proteção nos termos do Anexo II e do Anexo IV da Diretiva Habitats (Temple & Terry, 2007). As populações da lontra em Portugal são consideradas atualmente como das mais viáveis na Europa. A lontra ocorre de forma regular ao longo do país, numa grande diversidade de habitats aquáticos que vão desde as águas continentais (e.g. lagos rios, ribeiras, canais, pauis, sapais e pequenas albufeiras) até à costa atlântica. Com exceção da zona envolvente à cidade do Porto, a zona a norte de Lisboa e a península de Setúbal (Trindade et al., 1998).

A carta de distribuição da lontra em Portugal Continental utilizou uma metodologia que consiste na procura de indícios de presença da espécie, em quadriculas UTM 10x10 km. Sempre que

fossem encontrados indícios a quadricula era considerada positiva e a prospeção era interrompida (Trindade et al., 1998) (Figura 2).

Embora os dados disponíveis para Portugal indiquem que as lontras são abundantes, poucas tentativas foram feitas para quantificar a densidade populacional. Os dados existentes referem-se a algumas campanhas de captura, realizadas para translocação ou pesquisa sobre o comportamento da espécie (Pedroso et al., 2014).

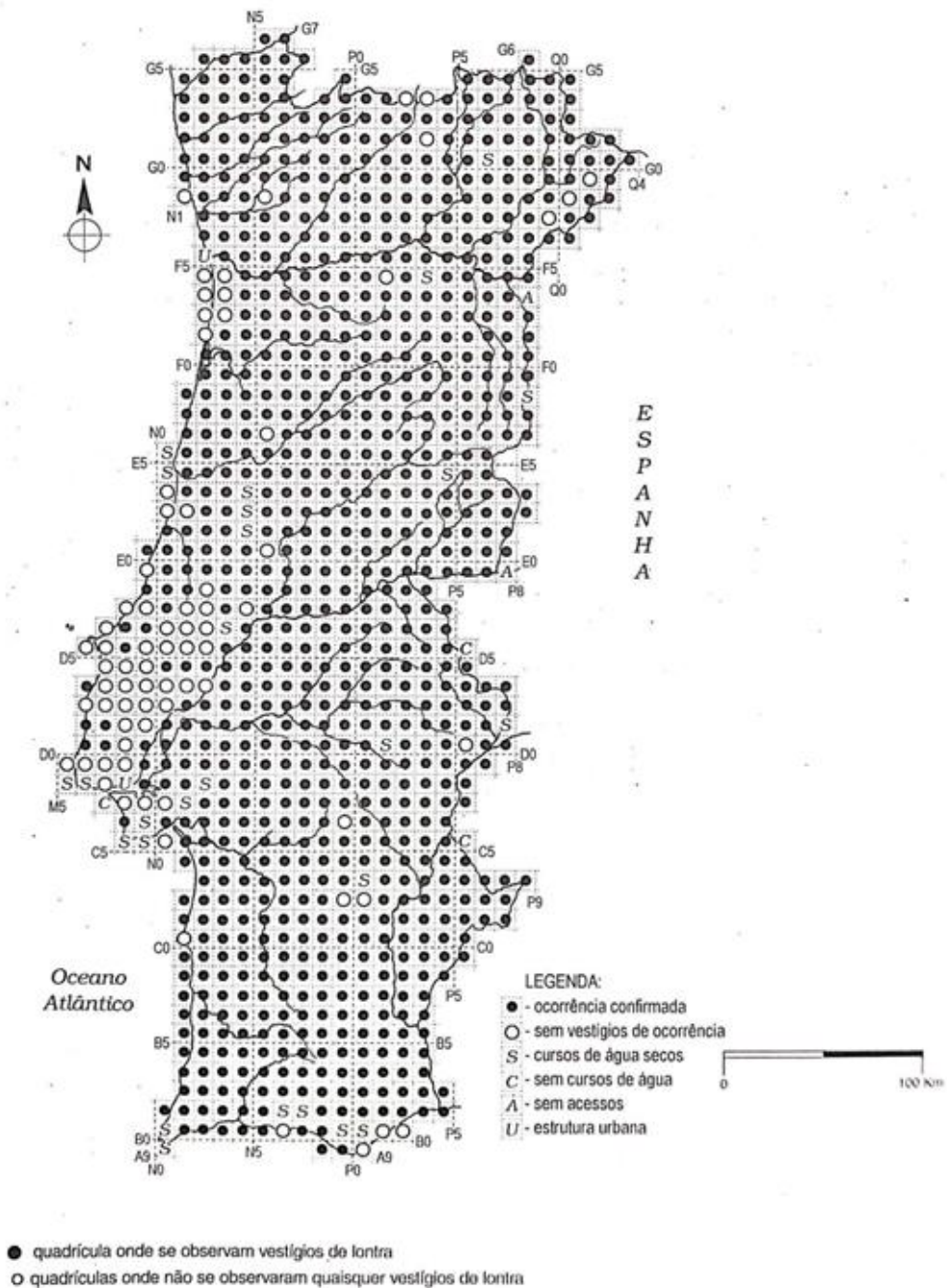


Figura 2 - Distribuição da lontra euroasiática em Portugal Continental com base no levantamento nacional realizado em 1995 (Fonte: Trindade et al., 1998)

Embora não existam grandes diferenças a nível genético, as lontras na região ibérica são um pouco menores do que as de outros lugares da Europa central, norte e leste (Ruiz-Olmo et al., 1998a). Os machos adultos pesam entre 6 e 11 kg, enquanto que as fêmeas pesam entre 4,4 e 7 kg (Ruiz-Olmo & Jiménez, 2008). As lontras ibéricas são também menos compridas, com um comprimento total (cabeça, corpo e cauda) de 98 a 124 cm nos machos, e 92 a 110 cm nas fêmeas (Ruiz-Olmo & Jiménez, 2008).

A idade de maturidade sexual desta espécie parece ser bastante variável (Melissen, 2000), no entanto, assumiu-se que a maioria das lontras euroasiáticas produzia a sua primeira ninhada aos dois anos de idade (Kruuk et al., 1991). Depois de um período de gestação de cerca de 63 dias, nascem, em média, 2 a 3 crias (Kruuk, 2006). Outra diferença é que, pelo menos em algumas regiões, as lontras ibéricas têm um menor número médio de crias por ninhada (Ruiz-Olmo, 1994b).

A lontra é uma espécie que se pode reproduzir ao longo do ano (Heggberget, 1993; Kruuk, 1995). No entanto, nos rios do sul da Península Ibérica, as lontras são capazes de adaptar a sua reprodução em função das condições ambientais, nomeadamente no respeitante ao regime de precipitação, e conseqüente disponibilidade de presas. Ou seja, a reprodução varia consoante os anos são secos ou chuvosos, já que é no verão, que pode ocorrer uma grande mortalidade de presas nos anos mais secos (Ruiz-Olmo & Jiménez, 2008).

A longevidade máxima das lontras é citada como sendo de 12 anos na maioria dos estudos, incluindo a Península Ibérica, com um máximo de 16 anos, valor registado nas Ilhas Britânicas (Gorman et al., 1998).

A monitorização de lontras euroasiáticas é desafiadora devido a causas várias: ao seu comportamento esquivo, à pouca distinção fenotípica entre indivíduos, ao estilo de vida semiaquático (Kruuk, 2006) e a uma atividade particularmente noturna e crepuscular (Trindade et al., 1998). Capturar lontras para marcação e telemetria é muito difícil, e representa um risco grande de ferir os animais. Avistamentos e filmagens em vídeo ou câmaras têm a vantagem de não serem invasivos, mas são difíceis de obter e de uso limitado, já que a distinção dos indivíduos apenas pelo aspeto externo é quase impossível. Portanto, o método de escolha mais frequente para monitorizar as lontras euroasiáticas é a amostragem não invasiva das fezes, chamadas *spraints* (Reuther et al., 2000). A presença da espécie pode ainda ser avaliada através de outros vestígios como pegadas, manchas e geleias anais (Trindade, 1994).

Contudo, não tem sido encontrada uma relação direta entre o número de vestígios encontrados e o número de animais presentes (Macdonald, 1983). A abundância da lontra não pode ser estabelecida diretamente pela contagem do número de dejetos e outros vestígios, uma vez que estes estão sujeitos a variações comportamentais e temporais (Kruuk, 1995). Assim sendo, a observação direta de indivíduos, sempre que possível, é um bom método para estabelecer a densidade de lontras (Kruuk et al., 1989; Lejeune & Frank, 1990; Udevitz et al., 1995).

A lontra tem sido sugerida como uma boa espécie bioindicador da qualidade da água e conservação do habitat ribeirinho, devido à sua sensibilidade à poluição, à transformação dos seus habitats e às mudanças na disponibilidade de presas (Ruiz-Olmo et al., 2000). Como as lontras estão no topo da cadeia alimentar são importantes indicadores de mudança ambiental (Trindade, 1994).

2.1.2 Habitat

As lontras têm uma tolerância de habitat bastante ampla, podendo persistir numa vasta variedade de habitats de água doce e marinhos. Assim sendo, habitam nas margens de rios, de lagos e no litoral (Jedrzejewska et al., 2001). A lontra não é encontrada em grande abundância, vivendo em grupos com baixas densidades (Ruiz-Olmo et al., 1998b). A sua presença é geralmente associada a zonas húmidas saudáveis existindo uma forte relação entre a qualidade do habitat e a presença das lontras (Trindade, 1994).

O meio envolvente também é extremamente variável, de florestas a charnecas, a campos agrícolas e até mesmo aglomerados populacionais e industriais (Kruuk, 1995).

Embora as lontras sejam comuns em todos os habitats aquáticos de Portugal, vários estudos mostraram que a disponibilidade de vegetação ripícola, refúgios e, principalmente água e presas, são os principais fatores que explicam a distribuição da espécie. As lontras têm preferência por linhas de água de maior dimensão, com boa cobertura vegetal, pois estes locais são mais propensos a manter um caudal mínimo durante os períodos de seca. As lontras que habitam as áreas costeiras usam recursos marinhos e de água doce, encontrando refúgio em pequenos riachos costeiros, mas alimentando-se, em grande parte, no litoral (Beja, 1995).

Habitats ótimos para lontras são considerados sistemas hídricos com densa cobertura ripícola, baixa perturbação e áreas com alta disponibilidade de presas (Beja, 1996; Granado-Lorencio & Prenda, 1995; Kruuk et al., 1993).

As barragens são consideradas prejudiciais para as lontras e uma das causas do declínio da espécie na Europa (Macdonald et al., 1990; Mason & Macdonald, 1984). Uma das consequências da construção de barragens é a mudança nas comunidades de presas, uma vez que as espécies de peixes adaptadas aos rios são diferentes daquelas adaptadas a grandes massas de água parada (Collares-Pereira et al., 2000; WCD, 2000). Além disso, as barragens tendem a ter margens íngremes e reservatórios profundos, o que limita a capacidade de pesca das lontras (Kruuk, 1995).

Os cursos de água da bacia Mediterrânica são caracterizados por forte irregularidade no caudal de água e, durante as estações secas, muitos secam, ficando a água apenas retida em alguns charcos dispersos (Prenda et al., 2001). Esta redução na disponibilidade de água e presas força as lontras a concentrarem-se nas poças de água contendo alimento (Macdonald & Mason, 1982; Prenda et al., 2001). Embora os reservatórios de água possam ser vistos como um habitat pobre

para lontras, devido às frequentes e imprevisíveis variações do nível de água que resultam na falta de vegetação ripícola e conseqüentemente de refúgios, os reservatórios podem ser importantes, principalmente como zona de alimentação, durante os longos períodos de escassez de água (Pedroso et al., 2004; Prenda et al., 2001).

Durante os períodos de seca as lontras usam com maior frequência as linhas de água de ordem superior, em comparação aos períodos chuvosos. Isso mostra que a distribuição espacial das lontras aumenta em anos húmidos. Da mesma forma, o uso de reservatórios pelas lontras aumenta quando o fluxo de água é reduzido nos anos secos (Prenda et al., 2001). A disponibilidade de água é o fator ambiental mais importante para a distribuição de lontras (Broyer et al., 1988; Delibes, 1990), visto que a espécie se alimenta quase exclusivamente de presas aquáticas (López-Nieves & Hernando Casal, 1984; Mason & Macdonald, 1986). Em Espanha observou-se que as lontras tendem a ocorrer em áreas onde a precipitação anual excede os 400 mm e também que a sua distribuição se expandiu à medida que a precipitação anual aumentou (Delibes, 1990).

As lontras ocorrem em habitats fluviais, com largura de 2 a 20 m e 1 a 2 m de profundidade, com mais de 25% de cobertura vegetal ripícola, não poluídos, com baixa ou muito baixa perturbação humana e cercados por florestas ou montados. Assim, os dejetos de lontra são mais frequentemente encontrados em locais não poluídos e não perturbados, cercados por florestas (Prenda et al., 2001).

Na Bacia do Mediterrâneo, a lontra pode ficar exposta a elevadas variações, ao longo do ano, no respeitante aos parâmetros ecológicos, nomeadamente térmicos (Ruiz-Olmo, 1995a). Outro fator a ser considerado é a variação temporal na disponibilidade de alimentos (Kruuk, 1995; Ruiz-Olmo, 1994a; Ruiz-Olmo et al., 1998a).

No geral, os valores médios das áreas de alimentação variam entre 33 e 40 km, no caso dos machos e entre 20 e 30 km no caso das fêmeas, embora se encontrem por vezes valores mais extremos (Ruiz-Olmo & Jiménez, 2008). Se a capacidade de carga de um local for excedida, as lontras podem percorrer longas distâncias e estabelecer-se em territórios distantes dos locais de origem (Sjoasen, 1997). As distâncias podem exceder os 100 km na fase de dispersão (Kruuk, 1995).

Em Espanha, vários autores demonstraram que a densidade dos sinais de lontras diminui acima de 800-1000 m de altitude (Lizana & Pérez-Mellado, 1990; Nores et al., 1990; Ruiz-Olmo, 1995a; Ruiz-Olmo & Gosálbez, 1988). A altitude atua como um fator limitante significativo para a distribuição e abundância da espécie, sendo que a sua presença contínua na Península Ibérica, acima dos 2000 m parece difícil de manter (Ruiz-Olmo, 1998).

A diminuição na abundância e presença de lontras com a altitude resulta da combinação de dois fatores: a disponibilidade e diversidade de alimentos e, a temperatura da água e do ar (Ruiz-

Olmo, 1998). Contudo, as lontras podem habitar em áreas de maior altitude para evitar a pressão humana (Weinberger et al., 2016).

2.1.3 Perturbações

A lontra é particularmente vulnerável a influências antropogénicas, como a poluição da água (Olsson & Sandegren, 1991). Além disso, outras atividades humanas, como a pesca com armadilhas ou redes de emalhar podem resultar na morte das lontras, por afogamento (Roos et al., 2015).

Embora em Portugal a espécie esteja protegida por lei desde 1974, a sua falta de aplicação e controlo permitiu a caça ilegal (uso das peles, embalsamento, perseguição por desporto, com matilhas de cães, ou para proteger os stocks de peixe) (Santos-Reis, 1983).

Devido à perda de habitat ribeirinho, poluição da água, concentração de policlorobifenilos (PCBs), caça, declínio dos recursos alimentares e acidentes de viação, as populações de lontra diminuíram em toda a área de distribuição durante o século XX (Lodé, 1993; Macdonald & Mason, 1988; Roos et al., 2015). As causas deste declínio na maioria dos territórios foram: perseguição direta (Mason & Macdonald, 1986), transformação do habitat (locais de repouso, locais de reprodução e abrigo) e também mudanças na disponibilidade das presas (Macdonald et al., 1990; Mason & Macdonald, 1986).

Nos habitats do Mediterrâneo, outras causas foram ainda identificadas, como a escassez de água e a exploração deste recurso (Jiménez & Lacombe, 1991), assim como a construção de barreiras que fragmentam as populações (Ruiz-Olmo et al., 1991; Ruiz-Olmo & Palazón, 1997).

Uma vasta gama de diferentes poluentes pode afetar as lontras diretamente ou através das suas presas (Mason, 1989). Destes poluentes os compostos organoclorados e metais pesados devem ser destacados (Mason, 1989, 1997; Mason & Macdonald, 1986), sendo que os PCBs parecem ser os mais difundidos em peixes e lontras, atingindo níveis mais elevados de bioacumulação nos tecidos (Ruiz-Olmo et al., 2000). A acumulação de organoclorados nos tecidos da lontra provém dos alimentos, especificamente os peixes, que são a principal dieta da espécie (Ruiz-Olmo et al., 2000).

A intensa contaminação urbana e industrial nos rios que atravessam as cidades de Lisboa e do Porto (Santos-Reis, 1983) e, os desenvolvimentos tecnológicos para a dispersão aérea de pesticidas nas áreas de cultivo de arroz, afetaram as comunidades locais de peixes (Simões-Graça & Ferrand de Almeida, 1983) e provavelmente, as populações de lontras (Pedroso et al., 2014).

Em Portugal, foram encontrados altos níveis de mercúrio no lagostim-americano na bacia do Tejo, sendo esta espécie a principal presa da lontra em muitas áreas. Os níveis eram ainda mais elevados nos rios Almonda e Sever (Santos-Reis et al., 1995). A diminuição nos níveis de

poluição (não apenas dos PCBs, mas em geral) contribui para a explicação da recuperação das lontras em diversas áreas (Ruiz-Olmo et al., 2000).

O atropelamento constitui, também, uma das principais ameaças à espécie (Roos et al., 2015). Os pontos críticos de mortalidade ocorrem em situações em que as estradas passam perto de lagos, ou reservatórios, ou cruzam os cursos de água (Grilo et al., 2009).

Durante os períodos de seca, a escassez de alimento e o aumento do comportamento territorial podem causar uma subida na taxa na mortalidade da espécie (Kruuk et al., 1993). Atualmente, na Europa, a desflorestação, a drenagem de pequenas fontes de água e o declínio de anfíbios restringiram a distribuição das lontras (Jedrzejewska et al., 2001). Nas circunstâncias atuais, as populações da lontra estão altamente vulneráveis devido à perda de espécies da sua dieta (Ruiz-Olmo & Palazón, 1997). Logo, o controlo de recursos hidrológicos (Jiménez & Lacomba, 1991) e a proteção de peixes em risco, devido à poluição, eutrofização, doenças epidémicas e outras causas são práticas essenciais de gestão (Ruiz-Olmo & Palazón, 1997).

2.1.4 Alimentação

Devido às necessidades de termorregulação de um animal que, como é o caso da lontra, não possui uma camada espessa de isolamento e que vive num ambiente aquático, onde a temperatura é geralmente inferior à do corpo (Kruuk, 1995; Kruuk et al., 1997), as necessidades alimentares são ainda mais importantes, especialmente porque as suas necessidades energéticas são aproximadamente 20% superiores às esperadas para o seu tamanho (McNab, 1989).

As necessidades alimentares da lontra correspondem a cerca de 12-15% da sua biomassa corporal (Kruuk et al., 1993). Com base nestes dados, calcula-se que a lontra ibérica tenha uma necessidade média de 0,69-0,86 kg de alimentos por dia (Ruiz-Olmo, 1995b).

A lontra alimenta-se quase exclusivamente de espécies aquáticas e semiaquáticas (Ruiz-Olmo, 1995a), capturando-as em cursos e massas de água (Ruiz-Olmo et al., 1998b). A dieta da lontra é variável e, depende da estrutura e da disponibilidade das diferentes presas em cada habitat (Kruuk, 1995; Mason & Macdonald, 1986; Ruiz-Olmo & Palazón, 1997).

Os peixes, anfíbios e lagostins são fundamentais na alimentação da lontra (Mason & Macdonald, 1986), embora as aves e os mamíferos também possam constituir parte da sua dieta (Ruiz-Olmo & Palazón, 1997). Nas áreas do Mediterrâneo, os répteis (Ruiz-Olmo, 1995c) e os insetos (Delibes & Adrián, 1987) também podem ser importantes (Ruiz-Olmo & Palazón, 1997).

Os répteis estão praticamente ausentes na dieta da lontra no centro e norte do continente europeu, mas tornam-se cada vez mais significativos, perto da área do Mediterrâneo, onde podem representar até 17,8% da dieta (Ruiz-Olmo, 1995c). Este padrão comportamental, pode ser prontamente explicado pela distribuição das componentes dominantes desta parte réptil da

dieta ocorrerem no sul da Europa (Arnold et al., 1978). No geral, as lontras consomem as espécies de répteis mais abundantes (especialmente durante o verão), mais fáceis de capturar e vivendo nas imediações aquáticas (Ruiz-Olmo, 1995c).

As lontras capturam entre 3 a 5 peixes por hora, nos rios da Bacia do Mediterrâneo, exceto durante os períodos de escassez de peixe quando a captura diminui para um peixe por hora ou menos. O consumo das presas pode ocorrer na água, em rochas, ilhas ou a menos de 1,50 m da borda da água. Quase todos os peixes com menos de 100 g são ingeridos inteiros. Em relação às presas de maiores dimensões, deixam partes como garras, cabeças de lagostas ou peles de sapo, para evitar lesões, intoxicações, ou porque as necessidades alimentares diárias foram atendidas (Ruiz-Olmo et al., 1998b).

Nos habitats mediterrânicos, a disponibilidade de peixe pode mostrar uma acentuada variação sazonal, forçando a captura de presas alternativas (Clavero et al., 2008; Magalhães et al., 2002, 2007; Ruiz-Olmo & Jiménez, 2009). No verão, a combinação de altas temperaturas e a falta de precipitação resultam em peixes confinados a pequenos trechos de água, em alto risco de mortalidade devido à dessecação, predação ou anoxia (Magalhães et al., 2007). Assim, os atuais hábitos alimentares das lontras na Europa são afetados tanto pela variação em larga escala na disponibilidade de recursos, quanto pela deterioração dos habitats e do stock de presas (Jedrzejewska et al., 2001).

Em Portugal, o aumento da distribuição de espécies de peixes não nativos (Ribeiro et al., 2008) foi acompanhado por uma mudança na dieta das lontras de espécies de peixes nativos para não nativos (Pedroso et al., 2014). No entanto, estudos acerca da dieta sugerem que, sempre que disponíveis, os peixes de água doce nativos ainda são a presa preferida das lontras (Granado-Lorencio & Prenda, 1995).

Os crustáceos são a segunda presa mais consumida, sendo que a espécie nativa da Península Ibérica, *Austropotamobius pallipes*, foi substituída pelas espécies exóticas *Procambarus clarkii* e *Pascifastacus* sp. (Ruiz-Olmo & Jiménez, 2008). Mesmo que a espécie *P. clarkii* seja considerada uma presa essencial para lontras, na Península Ibérica (Beja, 1996; Clavero et al., 2004), em termos de biomassa consumida, as espécies de peixe são mais importantes (Beja, 1996).

2.2 Modelação da distribuição de espécies

2.2.1 SIG

A importância de prever a distribuição das espécies tem aumentado com as mudanças globais e as suas influências nos ecossistemas nativos (Hutchinson, 1957).

Com o desenvolvimento da modelação estatística e dos sistemas de informação geográfica, as técnicas de SIG têm sido amplamente utilizadas no campo da ecologia e da conservação (Brito et al., 2009; Warren et al., 2008; Zimmermann & Guisan, 2000). Estas ferramentas, projetadas

para transformar, combinar, analisar e representar dados geograficamente referenciados, permitem uma maior amplitude e precisão, na previsão da presença de espécies, em diferentes escalas de estudo (Corsi et al., 1999).

Nas últimas décadas, os modelos de adequação de habitats baseados em SIG tornaram-se uma ferramenta fundamental para os planos de conservação de espécies (Barbosa et al., 2003). No caso da lontra euroasiática, são vários os estudos que aplicam as ferramentas SIG na modelação da mesma (e.g. Barbosa et al., 2003; Janssens et al., 2006; Ottaviani et al., 2009).

2.2.2 Maxent

A relação entre a ocorrência de espécies e as características ambientais dos locais que habitam pode ser determinada através de modelos de distribuição de espécies (Franklin, 2009). Estes modelos são importantes para um grande número de aplicações no respeitante à conservação. O *software* Maxent, é amplamente utilizado pela comunidade científica para modelar a distribuição de espécies (Byeon et al., 2018).

Este *software* prevê a distribuição potencial de espécies com base no princípio da máxima entropia, criando modelos que usam informação sobre presença, na forma de pontos, e informação relativa a parâmetros ambientais (Phillips et al., 2006). Os modelos gerados dão uma estimativa da adequabilidade do habitat, com valores de 0 (menor adequação) a 1 (maior adequação) (Khanum et al., 2013).

O Maxent utiliza apenas dados de presença, escolhendo pontos aleatoriamente na área de estudo para serem usados como ausências durante a modelação (pseudoausência) (Evangelista et al., 2008; Phillips et al., 2006). Modelos que usam somente dados de presença em vez de dados de presença/ausência (verdadeira), não excluem a possibilidade de a espécie existir num determinado local (Evangelista et al., 2008). Existe muita incerteza com as ausências porque as mesmas podem indicar um habitat inadequado, um habitat adequado para o qual a espécie ainda não dispersou, ou simplesmente que a amostragem não detetou a espécie (Jarnevich et al., 2015).

O Maxent apresenta as seguintes vantagens: i) utilização de pontos de presença como dados de entrada; ii) produção de um mapa de adequabilidade do habitat, facilmente interpretável; iii) a importância das variáveis ambientais pode ser avaliada usando o teste de *jackknife*; iv) as variáveis de entrada podem ser categóricas ou contínuas (Wei et al., 2018); v) pode ser utilizado quando os dados de distribuição são limitados (Byeon et al., 2018; Sharma et al., 2018). Por estes factos, o Maxent foi um dos *softwares* usados no presente estudo.

O Maxent divide aleatoriamente e automaticamente os dados de entrada em dois conjuntos. Um conjunto é usado na construção do modelo (treino ou calibração) e outro na etapa de teste (avaliação). Nesta última etapa o programa verifica qual a taxa de ajuste do modelo gerado no treino com o outro conjunto de dados (Phillips, 2017). Para a etapa de treino costuma usar-se a

maior parte dos pontos (75%) enquanto que poucos pontos (25%) são usados para a etapa de teste. Os pontos utilizados numa etapa nunca são utilizados na outra (Qin et al., 2017; Wei et al., 2018; Yi et al., 2016; Zhang et al., 2018, 2019).

O Maxent gera um mapa da distribuição potencial, ou seja, das zonas com condições favoráveis à ocorrência da espécie. Além do mapa produz vários *outputs* na forma de gráficos e tabelas (Phillips, 2017; Phillips et al., 2006).

Um primeiro *output* é o gráfico com a curva ROC (*receiver operating characteristic*), que representa a relação entre a proporção positiva verdadeira (sensibilidade), e a proporção de falsos positivos ou erro de comissão (1 - especificidade) (Swets, 1988). A capacidade de previsão do modelo é avaliada pelo valor de AUC (*area under the receiver operating characteristic curve*) (Byeon et al., 2018; Phillips & Dudík, 2008), que traduz a capacidade do modelo em discriminar entre presença e ausência observadas, para um conjunto de dados (Elith & Graham, 2009; Fielding & Bell, 1997; Wei et al., 2018). Em geral, os valores de AUC variam entre 0,5 e 1, podendo ser agrupados em cinco classes: reprovado (0,5 - 0,6), pobre (0,6 - 0,7), razoável (0,7 - 0,8), bom (0,8 - 0,9) ou excelente (0,9 - 1) (Swets, 1988). Também pode ser considerada a diferença mínima entre os dados AUC de treino e os de teste. Uma menor diferença indica menos *overfitting* do modelo (Fois et al., 2018; Warren & Seifert, 2011).

Enquanto o Maxent se encontra na fase de treino, é possível acompanhar que variáveis ambientais dão maior contribuição ao modelo, através do aumento no ganho. Convertendo o ganho em percentagem, obtém-se uma tabela com a contribuição relativa de cada variável. (Phillips, 2017).

O Maxent fornece uma alternativa, para saber quais as variáveis mais importantes, através do teste de *jackknife*. Neste teste cada variável é excluída à vez e um modelo é criado com as variáveis remanescentes. De seguida são criados modelos usando as variáveis isoladamente. E por fim um modelo com todas as variáveis. O resultado do teste *jackknife* é apresentado em forma de gráfico (Phillips, 2017). O teste *jackknife* (*regularized training gain*) descreve o quão melhor a distribuição do Maxent se ajusta aos dados de presença em comparação com uma distribuição uniforme (Yi et al., 2016).

O Maxent produz também curvas de resposta (curvas marginais), que mostram como cada variável afeta a previsão do Maxent. No entanto, as curvas podem ser difíceis de interpretar se existirem variáveis correlacionadas, pois o modelo pode depender das correlações de formas que não são evidentes nas curvas (Phillips, 2017).

O uso do Maxent, para avaliar a adequabilidade do habitat da lontra euroasiática não é uma novidade (e.g. Ahmad et al., 2017; Jo et al., 2017), contudo não existem muitos estudos que utilizem este *software* para modelar esta espécie.

3 Metodologia

3.1 Área de estudo

O presente estudo diz respeito a uma área de 1 125 km² na região sul de Portugal, abrangendo os concelhos de Évora, Arraiolos, Estremoz, Montemor-o-Novo, Portel, Redondo e Viana do Alentejo, no distrito de Évora, e ainda uma pequena área do concelho de Coruche no distrito de Santarém (Figura 3). A área de estudo foi selecionada a partir do artigo de Quaglietta et al. (2013), por conter dados de presença da lontra, um dos requisitos do *software* Maxent.

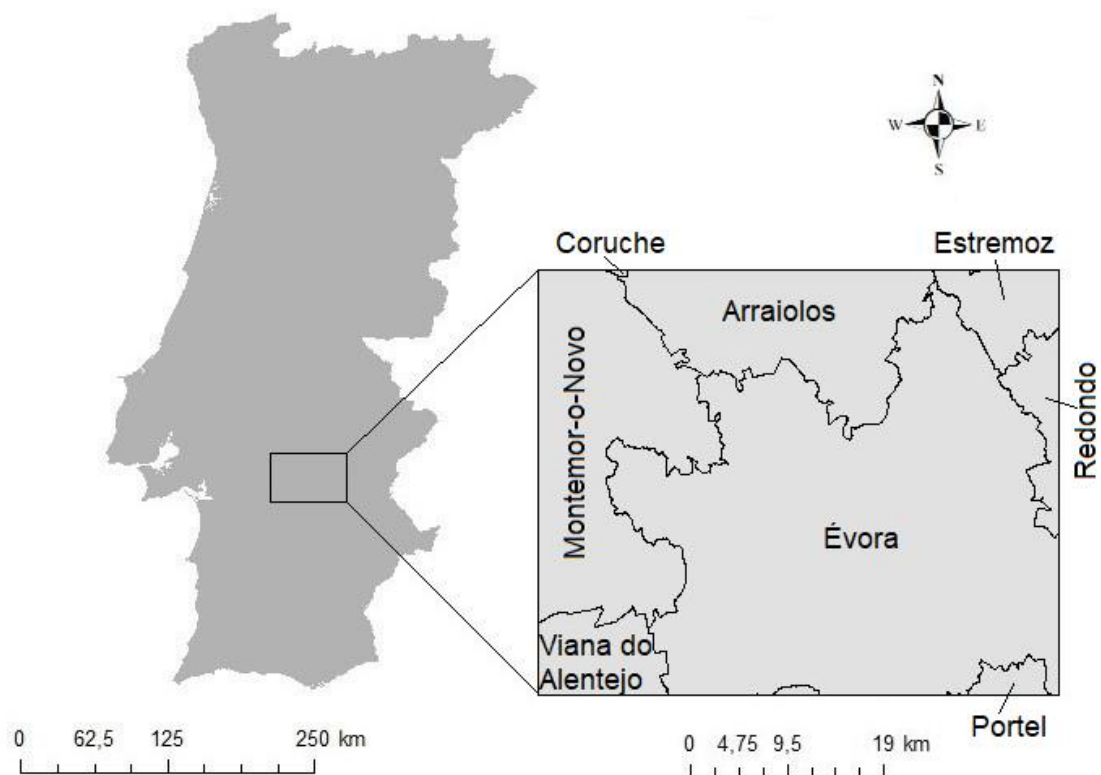


Figura 3 - Área de estudo (Adaptado de: Quaglietta et al., 2013)

A precipitação anual nesta área varia entre 524 mm e 930 mm e a temperatura média anual entre 17°C e 20°C (Monteiro-Henriques et al., 2016). A altitude média ronda os 246 metros, já o ponto mais alto é registado na serra de Monfurado correspondendo a 497 metros, observável na figura 4. A altitude não parece ser uma variável com influência direta na lontra, nesta área, dado que não atinge valores que possam constituir um fator limitante à distribuição da espécie.

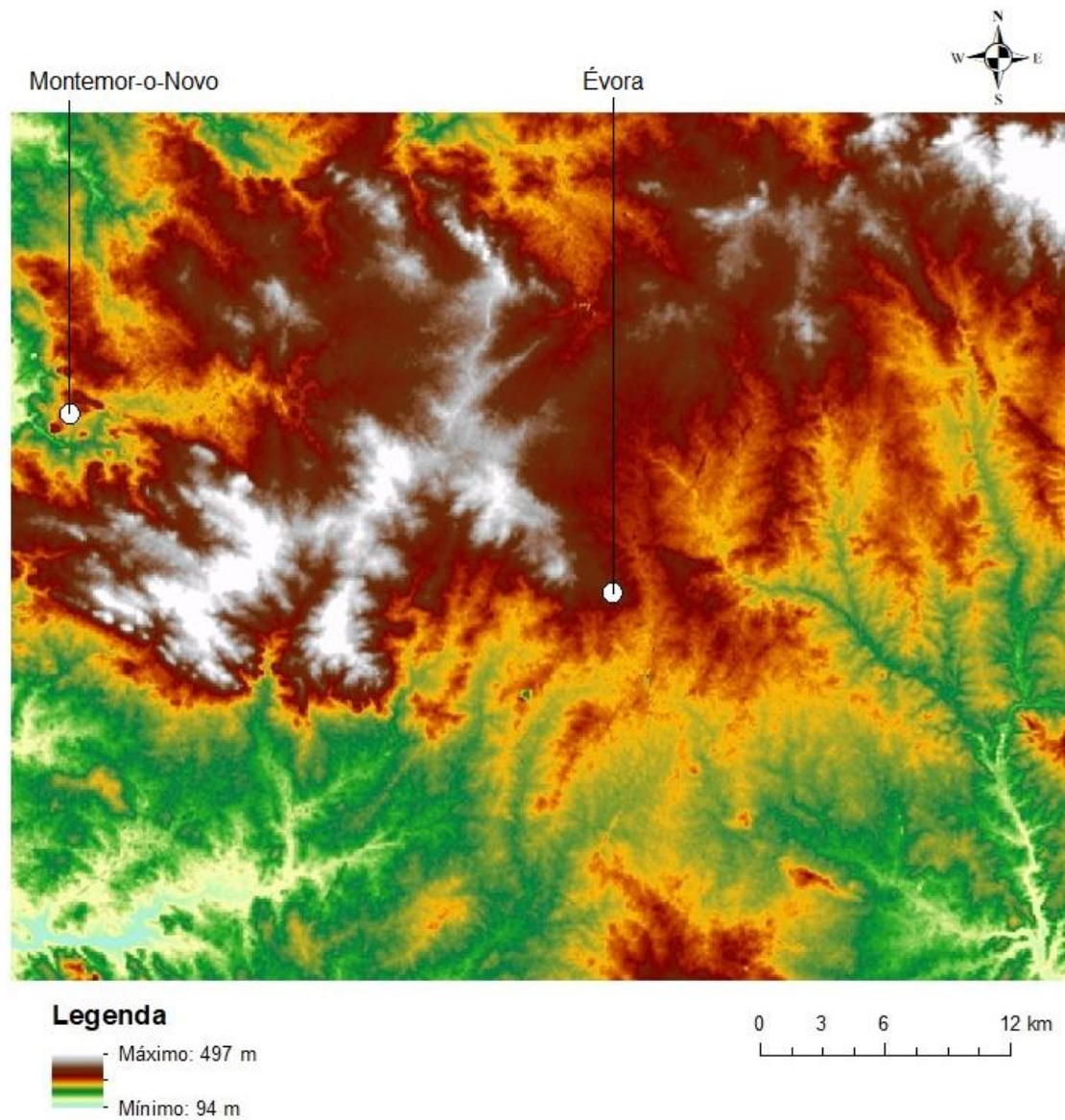


Figura 4 – Hipsometria da área de estudo (Elaborado a partir de: LEAF (ex-CEAP), 2013b)

Nos cursos de água que atravessam a região, apresentados na figura 5, encontram-se três rios: o rio Almansor, rio Degebe e rio Xarrama.

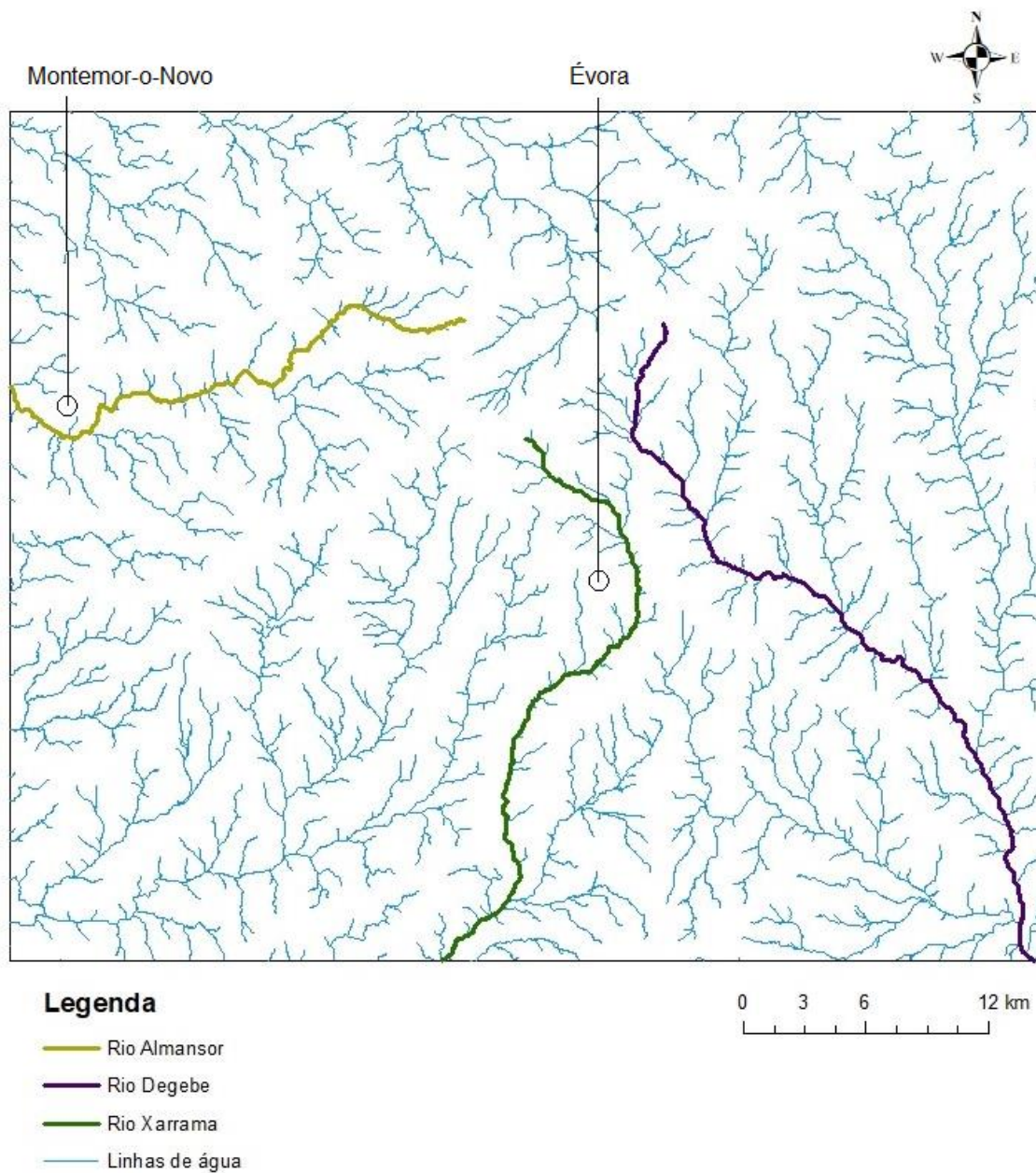


Figura 5 - Linhas de água na área de estudo (Elaborado a partir de: Silva et al., 2013)

Na figura 6 estão indicadas a rede viária e ferroviária que atravessam a área de estudo. A tipologia de estradas varia, sendo a A6 a única autoestrada nesta região, passando a norte da cidade de Évora. Esta cidade constitui o maior aglomerado urbano na zona de estudo, com uma população residente superior a 52 000 habitantes (PORDATA, 2018). A mesma é facilmente identificada na imagem, pela elevada densidade da rede viária.

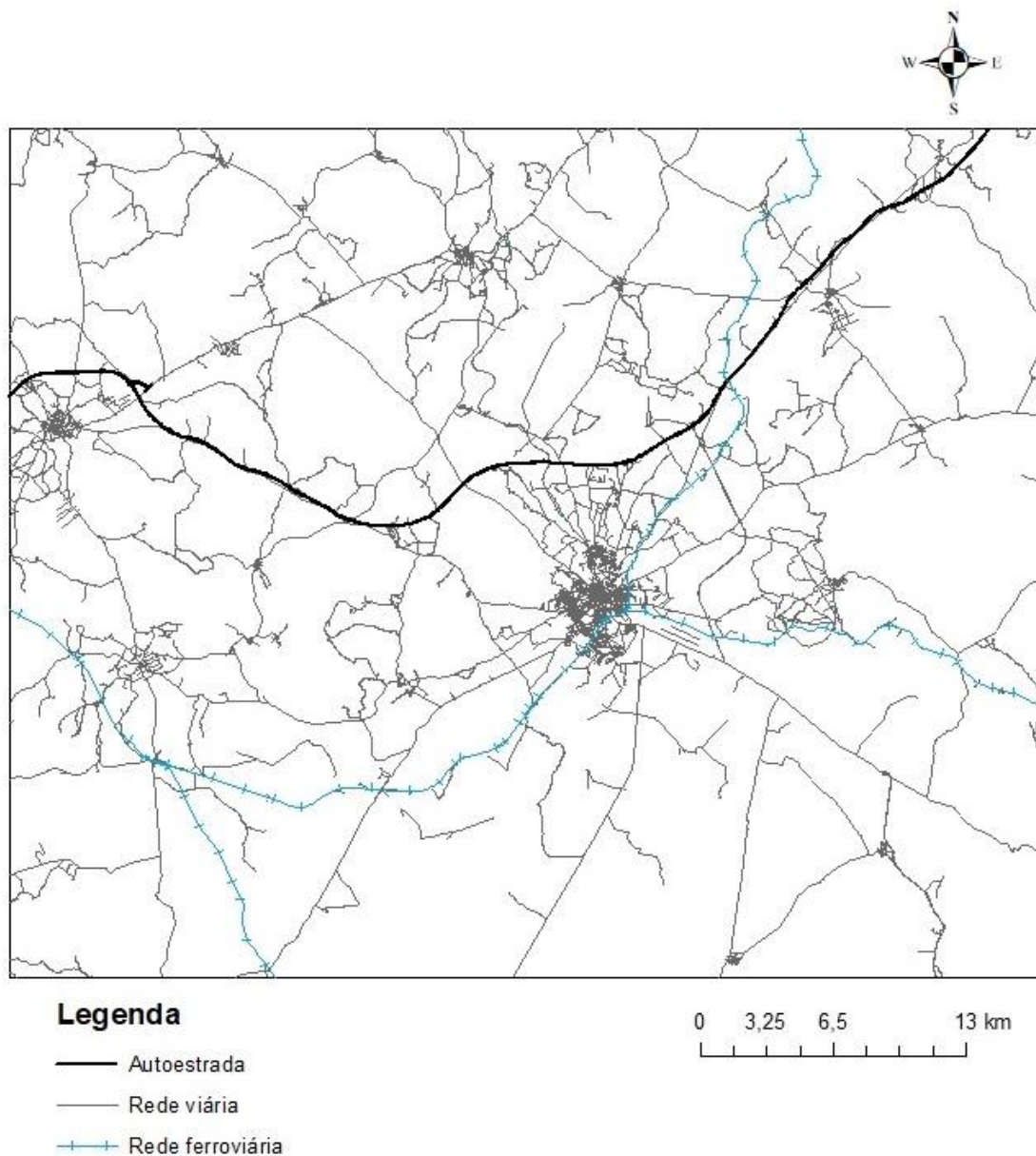


Figura 6 - Rede viária e ferroviária na área de estudo (Elaborado a partir de: OpenStreetMap, 2018)

A ocupação da área de estudo é majoritariamente agrícola ou agroflorestal (69,2%) seguindo-se as áreas de pastagem (15,3%), como se pode observar na carta de uso e ocupação do solo (COS) ilustrada na figura 7. Por outro lado, os espaços descobertos ou com vegetação esparsa e os matos são os que possuem menor representatividade (<0,1%).

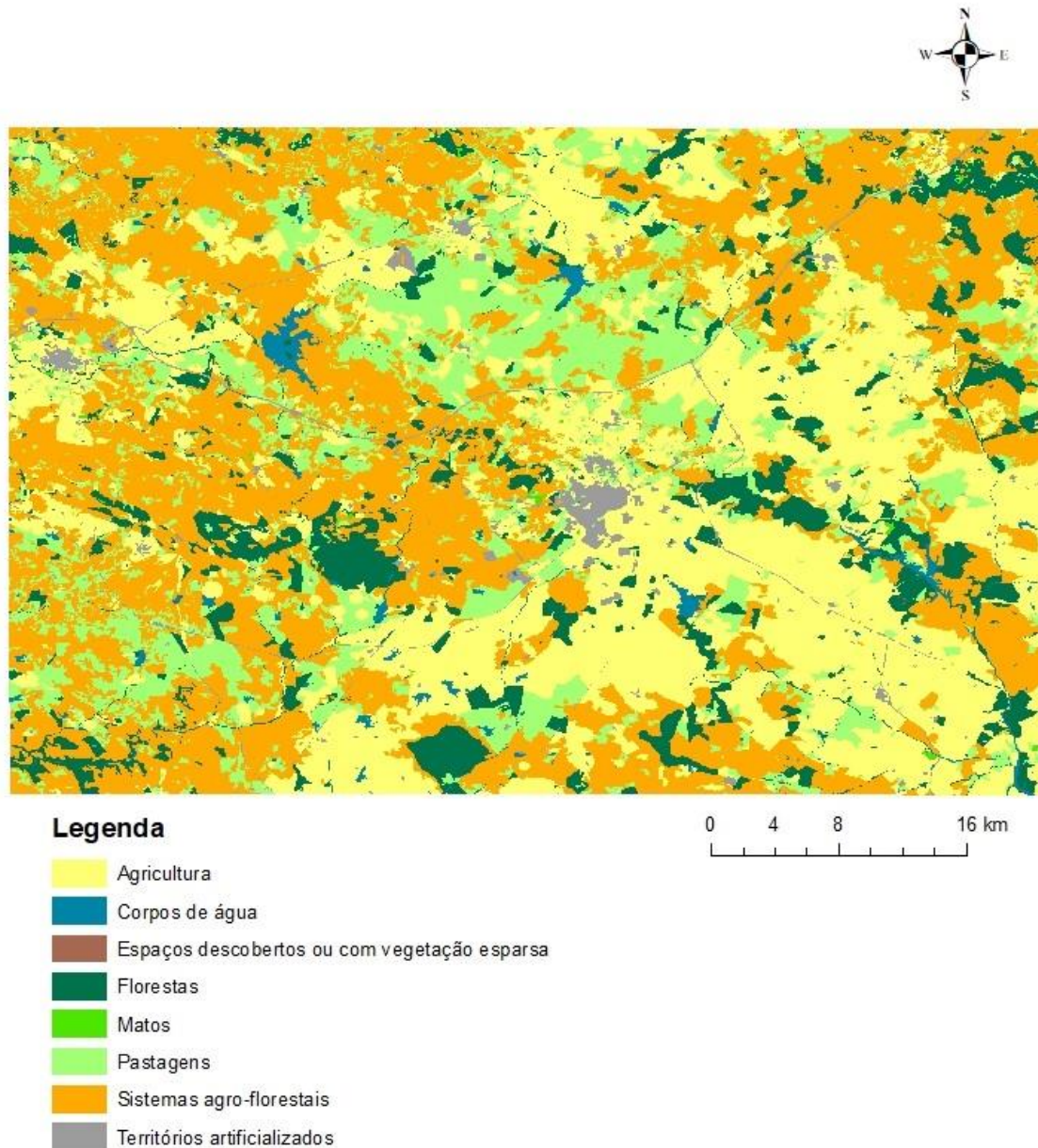


Figura 7 - Carta de uso e ocupação do solo na área de estudo (Elaborado a partir de: DGT, 2018)

3.2 Maxent

O primeiro passo da metodologia foi a obtenção dos dados de presença da lontra, a partir do mapa do artigo de Quaglietta et al. (2013). Os dados de presença (Figura 8) resultam de amostras recolhidas ao longo de um período de três anos, entre 2007 e 2010 (Quaglietta et al., 2013).

O mapa que continha essa informação foi exportado para ArcGIS e georreferenciado. De seguida foi criada uma *shapefile* com os 46 pontos de presença. Essa informação foi posteriormente transferida para *Excel* e convertida para a extensão *CSV*, o qual continha: o nome da espécie, a longitude e a latitude de cada ponto.

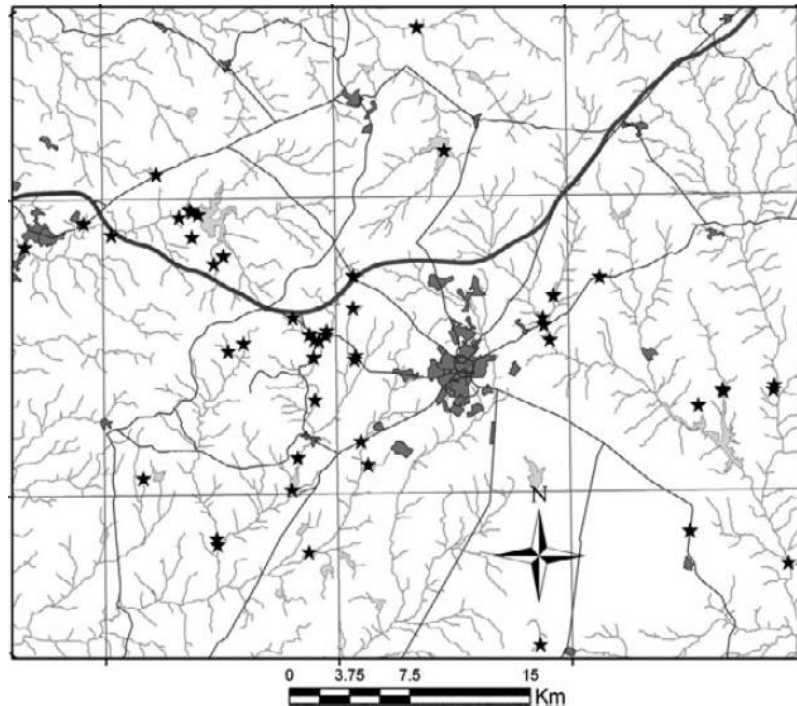


Figura 8 - Pontos de presença da lontra utilizados no Maxent (Fonte: Quaglietta et al., 2013)

Com base em pesquisa bibliográfica foram selecionadas as variáveis ambientais mais relevantes para a espécie em estudo. Tendo sido realizada uma busca em bases de dados gratuitas para obtenção destas variáveis em formato passível de ser tratado em SIG. Todos os ficheiros foram referenciados ao sistema ETRS 1989.

Das variáveis selecionadas inicialmente, algumas acabaram por ser excluídas, uma vez que corrido o programa e analisada a contribuição de cada variável, existiam variáveis que não eram utilizadas na construção do modelo ou o modelo era mais robusto (de acordo como o valor de AUC) se as mesmas não fossem usadas.

Foram nove as variáveis selecionadas para o modelo final, estando apresentadas na tabela 1. Os mapas referentes a estas variáveis e que não foram usados na caracterização da área de estudo encontram-se em anexo.

A variável precipitação positiva advém do somatório das precipitações mensais dos meses com temperatura média positiva.

Tabela 1 - Varáveis utilizadas no Maxent

Variável	Ano dos dados	Formato	Fonte
Distância às linhas de água (m)	2016	Vetorial	Silva et al. (2013)
Declive (%)	2016	<i>Raster</i>	LEAF (ex-CEAP) (2013a)
Orientação das vertentes	2016	<i>Raster</i>	LEAF (ex-CEAP) (2013c)
COS	2015	<i>Shapefile</i>	DGT (2018)
Temperatura média do mês mais quente do ano (°C)	1961 a 1990	<i>Raster</i>	Monteiro-Henriques et al. (2016)
Temperatura média do mês mais frio do ano (°C)	1961 a 1990	<i>Raster</i>	Monteiro-Henriques et al. (2016)
Precipitação positiva (mm)	1959/60 a 1990/91	<i>Raster</i>	Monteiro-Henriques et al. (2016)
Precipitação positiva anual em ano seco (mm)	1959/60 a 1990/91	<i>Raster</i>	Monteiro-Henriques et al. (2016)
NDVI	2018	TIFF	U.S. Geological Survey (2018)

A variável distância às linhas de água foi elaborada com base na carta dos cursos de água da base de dados de Silva et al. (2013). Para tal foi criada uma grelha de pontos em formato *shapefile* usando a opção *create fishnet* e em seguida foi utilizada a ferramenta *near*, para calcular a distância de cada ponto criado ao curso de água mais próximo. Finalmente, e com o auxílio da função *IDW*, foi criada a variável pretendida em formato *raster*, com base na distância calculada.

O ficheiro dos cursos de água contém informação sobre a hierarquização dos mesmos em função do seu comprimento e da área das respetivas bacias hidrográficas. As linhas de maior importância têm ordem 1 e as de menor importância têm ordem 4 (Silva et al., 2013). Assim, as linhas de água de ordem 4 foram retiradas por representarem cursos com menor caudal, que não constituem o habitat mais adequado para a lontra.

O índice de vegetação normalizado (NDVI) foi calculado a partir das imagens do Landsat 8. Considerou-se que o mês de agosto de 2018 seria o ideal para calcular o NDVI, visto que se trata do período mais seco do ano e no qual existe menos vegetação para servir de refúgio à

lontra. Os dados mais recentes para agosto, eram os de 2018, daí a escolha do ano. O resultado final foi obtido recorrendo ao *raster calculator*, utilizando as bandas 4 (infravermelho próximo) e 3 (vermelho), de acordo com a seguinte fórmula:

$$NDVI = \frac{\text{Infravermelho próximo} - \text{Vermelho}}{\text{Infravermelho próximo} + \text{Vermelho}}$$

A escala do NDVI varia entre -1, que traduz as áreas que não são vegetação, e 1, que representa superfícies totalmente preenchidas com vegetação.

A Carta de Uso e Ocupação do Solo, uma vez que vinha em formato *shapefile* teve de ser convertida para *raster* através da opção *feature to raster*, usando o campo da mega classe.

Um dos requisitos do Maxent é que os dados de entrada tenham todos a mesma dimensão geográfica. Assim, todos os ficheiros de base foram cortados pelo limite da área de estudo. Dado que as variáveis já se encontravam todas em formato *raster*, a ferramenta *Extract by Mask* foi a utilizada. Neste processo de recorte, as *Environment Settings* tiveram uma importância grande, porque permitiram: um corte preciso dos ficheiros, a transformação das coordenadas geográficas e a uniformização do tamanho do pixel. O último passo na preparação das variáveis ambientais foi a conversão do formato *raster* para *ASCII* que é o tipo de ficheiro de entrada utilizado pelo *software* Maxent.

Uma vez preparados todos os dados de entrada, procedeu-se à execução do Maxent (Versão 3.4.1). Para tal, foram utilizadas as configurações padrão do programa. A percentagem para o teste aleatório foi definida em 25% e o formato de saída do modelo foi o *logistic*, que fornece uma estimativa entre 0 e 1 da probabilidade de presença da espécie.

3.3 ArcGIS

Obtidos os resultados no Maxent, optou-se por utilizar os recursos que o ArcGIS (Versão 10.4) disponibiliza, para obter um mapa de adequabilidade adicional, de forma a complementar o estudo. As variáveis utilizadas no ArcGIS foram diferentes das utilizadas no Maxent, tendo a sua escolha sido baseada na informação disponível para definir intervalos ou classes de adequabilidade à lontra. No referente ao ArcGIS foram utilizadas três variáveis, conforme demonstra a tabela 2.

Tabela 2 - Variáveis utilizadas no ArcGIS

Variável	Ano dos dados	Formato	Fonte
Linhas de água	2016	Vetorial	Silva et al. (2013)
Rede Viária e Ferroviária	2018	Vetorial	OpenStreetMap (2018)
COS	2015	Shapefile	DGT (2018)

Tal como na metodologia anterior, as linhas de água de menor dimensão foram retiradas.

A informação sobre a rede viária e a ferrovia provinham de dois ficheiros distintos, que foram agrupados num único, através da ferramenta *merge*, por se considerar que a perturbação à lontra era semelhante. Em relação às variáveis linhas de água e rede viária e ferroviária, foram criadas zonas tampão (*buffers*) a várias distâncias (tabela 3) com recurso ao *multiple ring buffer*.

Subsequentemente as variáveis foram recortadas pelo limite da área de estudo e reclassificadas. Para tal foi necessário fazer a conversão para *raster* a partir do *feature to raster*, utilizando o campo da distância nas variáveis linhas de água e rede viária e ferroviária, e o campo da mega classe na COS. A reclassificação resultou na atribuição de um valor entre 1 e 4, sendo 1 (inadequado), 2 (razoável), 3 (adequado) e 4 (ótimo). Os valores atribuídos encontram-se nas tabelas 3 e 4 e tiveram por base a revisão da literatura.

Tabela 3 - Valores atribuídos aos intervalos de distância para as linhas de água e rede viária e ferroviária

Distância às linhas de água (m)	Classificação	Distância à rede viária e ferroviária (m)	Classificação
0 - 100	4	0 - 100	1
100 - 250	3	100 - 250	1
250 - 500	2	250 - 500	2
500 - 1 000	1	500 - 1 000	2
> 1 000	1	> 1 000	3

Na carta de uso e ocupação do solo optou-se por utilizar apenas as mega classes, tal como na metodologia anterior, uma vez que as lontras têm uma tolerância de habitat bastante ampla e como tal uma classificação em maior detalhe não se justifica.

Tabela 4 - Valores atribuídos às mega classes da COS

Mega classe – COS	Classificação
Agricultura	2
Corpos de água	4
Espaços descobertos ou com vegetação esparsa	1
Florestas	3
Matos	3
Pastagens	2
Sistemas agroflorestais	2
Territórios artificializados	1

Visto que as variáveis não têm a mesma importância, o *Analytic Hierarchy Process* (AHP) foi o método escolhido para definir a ponderação de cada uma, na produção do mapa de

adequabilidade. A escolha do método AHP deve-se ao facto, de o mesmo permitir comparar os critérios a par e par, definindo qual o mais importante e possibilitar a validação das avaliações.

As comparações entre as variáveis, são feitas recorrendo à tabela 5, a qual indica os valores que são utilizados para definir a importância dos critérios, bem como o seu significado.

Tabela 5 - Escala de valores usada para definir a importância das variáveis (Adaptado de: Saaty, 2008)

Intensidade de importância	Definição
1	Igual importância
3	Moderadamente mais importante
5	Mais importante
7	Importância muito forte ou demonstrada
9	Extrema importância
2,4,6,8	Valores intermédios

As comparações entre os critérios são organizadas numa matriz, exibida na tabela 6, onde os elementos diagonais da matriz são preenchidos com o número 1. Analisando a interseção da linha, distância às linhas de água, com a coluna, distância à rede viária e ferroviária, temos o valor 3, o que indica que a distância às linhas de água é moderadamente mais importante, que a distância à rede viária e ferroviária. Na quadrícula inversa da matriz é colocado o valor inverso, ou seja, 1/3.

De seguida, cada elemento da matriz é dividido pela soma da sua coluna e, a ponderação de cada variável é depois obtida através da média de cada linha. Para avaliar a consistência da matriz, são calculados o índice de consistência (IC) e o rácio de consistência (RC), sendo o índice de consistência calculado da seguinte forma:

$$IC = \frac{\lambda \text{ máx} - n}{n - 1}$$

Onde o n representa o número de critérios utilizados e $\lambda \text{ máx}$ o autovalor máximo da matriz de comparação.

Para o cálculo do rácio de consistência, efetua-se uma divisão entre o índice de consistência aleatória, que se trata de um valor tabelado, pelo índice de consistência. O rácio de consistência deverá ser inferior a 10%, e caso não o seja, as comparações entre os critérios devem ser revistas (Saaty, 1987).

Tabela 6 - Matriz AHP

	Distância às Linhas de água	Distância à Rede Viária e Ferroviária	COS	Ponderação	RC
Distância às Linhas de água	1	3	5	0,63	3,34%
Distância à Rede Viária e Ferroviária	1/3	1	3	0,26	
COS	1/5	1/3	1	0,11	

A tabela 6, apresenta os pesos atribuídos a cada variável, assim como a sua ponderação, e o rácio de consistência. Tendo-se obtido um RC inferior a 10%, as ponderações são válidas, uma vez que não existem problemas de consistência. O critério mais importante foi a distância às linhas de água, seguido da distância à rede viária e ferroviária, e por último o uso e ocupação do solo.

Feitas as reclassificações e calculadas as ponderações, as variáveis foram convertidas para formato *raster*. Desta forma, obteve-se o mapa de adequabilidade utilizando o *raster calculator*, tendo em conta o peso de cada variável.

3.4 Análise comparativa

De forma a elaborar uma análise comparativa, procedeu-se à criação de um terceiro mapa, que ilustrasse a diferença entre os dois mapas de adequabilidade da área de estudo para a lontra. Assim, foi necessário importar o mapa produzido no Maxent para o ArcGIS, e transformar o mapa produzido no ArcGIS para uma gama de valores igual à do Maxent, ou seja, valores de 0 a 1.

Com o uso do *raster calculator* foi criado um novo mapa, resultante da subtração do mapa do ArcGIS ao do Maxent. Este mapa da diferença, foi por sua vez, separado em duas classes, com intervalos de valores positivos em cada uma. Desta forma, é possível observar as áreas nas quais o *software* Maxent apresentou maiores valores de adequabilidade, e quais as áreas em que o ArcGIS que apresentou valores superiores aos do Maxent.

4 Resultados e discussão

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados finais.

4.1 Maxent

A figura 9 representa o mapa de *output* do Maxent, ou seja, a probabilidade de presença da lontra, numa escala de 0 a 1. As áreas a vermelho indicam as zonas mais adequadas para a lontra enquanto que as áreas a azul indicam as menos adequadas. Os pontos brancos indicam os locais de presença utilizados para o treino e os pontos violeta os locais de teste.

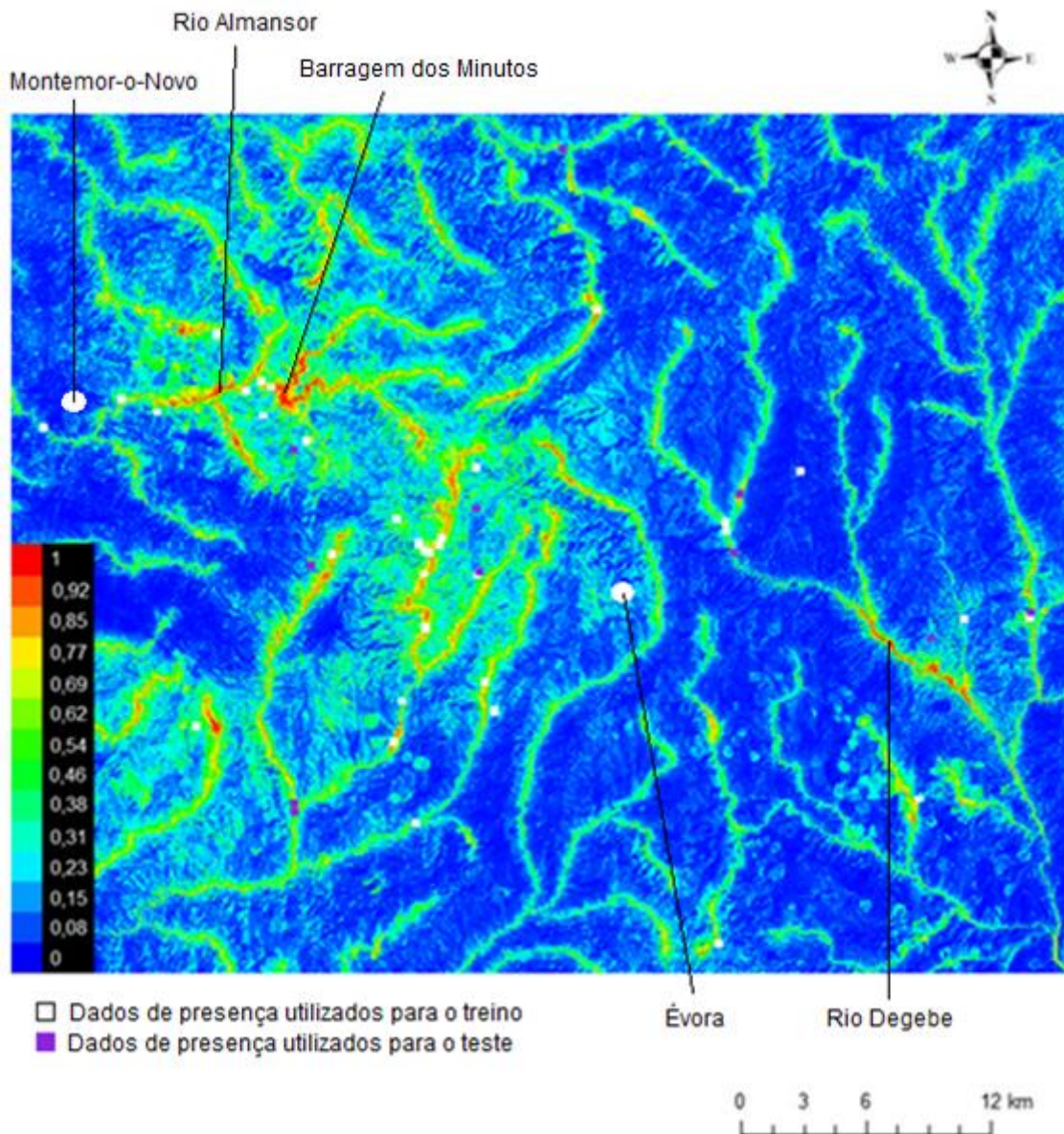


Figura 9 - Mapa de distribuição potencial da lontra usando o Maxent.

Analisando o mapa, é possível visualizar que a maior parte das linhas de água presentes na área de estudo estão representadas sobretudo pelos tons de verde, isto é, com uma probabilidade de

ocorrência entre 0,46 e 0,69 (probabilidade de presença média). Alguns troços das linhas de água possuem maior probabilidade de ocorrência, encontrando-se, na sua maioria, no noroeste da área de estudo, mais concretamente entre a cidade de Évora e Montemor-o-Novo. Destaca-se o rio Almansor e a barragem dos Minutos que têm uma probabilidade de presença alta, caracterizada no mapa pelos tons avermelhados. Esta zona situa-se a maior altitude e, como consequência, é caracterizada por maior precipitação, condição que favorece o aparecimento da lontra. As barragens são muitas vezes consideradas um habitat pobre para a lontra, porém neste estudo a barragem dos Minutos é apresentada como uma zona adequada à espécie, situação que é explicada pelo aumento dos períodos de escassez de água nesta região. A barragem acaba por desempenhar um papel importante na manutenção do nível de água servindo como zona de alimentação nas estações secas.

Outro rio que apresenta uma probabilidade de ocorrência alta é o rio Degebe, a este da cidade de Évora, na área em que o mesmo está envolto por floresta, resultando em menor perturbação humana e mais zonas de refúgio.

O lado este da área de estudo, com a exceção da zona referida anteriormente, é marcado pelos tons azuis, exprimindo uma baixa probabilidade de presença da lontra, com valores entre 0 e 0,31. Este cenário deve-se a valores de precipitação mais baixos por comparação com a restante área, bem como menor densidade de pontos de presença.

São visíveis no mapa, 5 pontos de presença a nordeste da cidade de Évora, com a particularidade de a área em questão não apresentar uma probabilidade de presença alta. Isto resulta de uma vez analisado o comportamento da espécie perante as diferentes variáveis, as mesmas não apresentavam os parâmetros mais adequados à lontra nesse local.

Os valores de AUC permitem avaliar a capacidade de previsão do modelo, como já foi referido. Foi obtido um valor AUC de treino de 0,912 e um valor AUC de teste de 0,891, correspondendo a uma diferença de 0,021. Estes valores exprimem um bom desempenho do modelo desenvolvido. A curva ROC, da qual se extraem os valores de AUC, encontra-se em anexo.

O teste de *jackknife*, ilustrado na figura 10, permite avaliar a importância das variáveis utilizadas no Maxent. No gráfico da referida figura é apresentado o comportamento do modelo, caso fosse utilizada cada variável isoladamente (barras azuis escuras), se uma das variáveis fosse retirada e utilizadas as restantes (barras azuis claras), e também ao serem usadas todas as variáveis em simultâneo (barra vermelha). A variável distância às linhas de água é a variável que apresenta maior ganho, quando utilizada separadamente, e a que mais diminui o ganho do modelo, quando omitida. É, portanto, a variável que contém mais informação útil por si só, e a que tem mais informação que não está presente nas restantes variáveis.

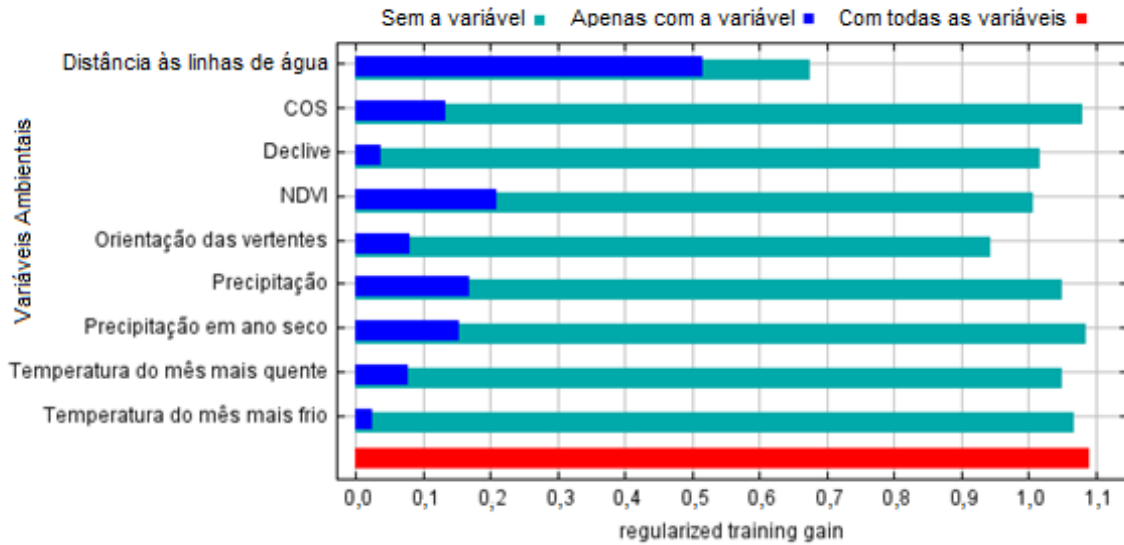


Figura 10 – Resultados do teste de *jackknife* (*regularized training gain*)

A figura 11 apresenta a contribuição de cada variável para o modelo. Mais uma vez destaca-se a variável distância às linhas de água com a maior percentagem de contribuição.

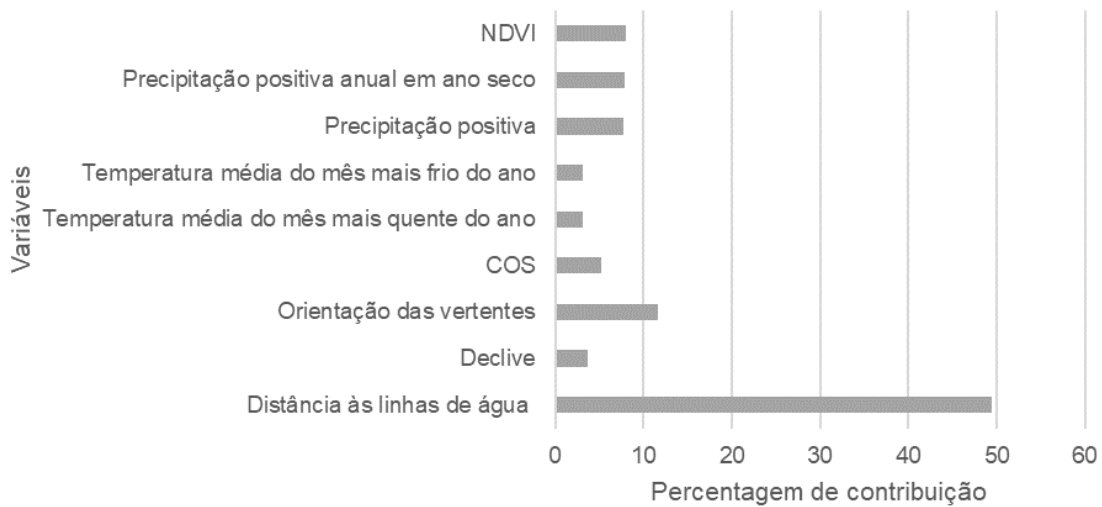


Figura 11 - Percentagem de contribuição das variáveis

As curvas de resposta, relacionando a probabilidade de presença da lontra com as nove variáveis escolhidas, encontram-se na figura 12. Constata-se que a adequabilidade do habitat diminui: com o aumento do declive, da temperatura média do mês mais frio do ano e do NDVI. Importa evidenciar que valores entre -1 e 0 no NDVI, representam áreas que não são vegetação, como poderá ser o caso das linhas de água. Também na precipitação positiva, o aumento resulta na diminuição da adequabilidade do habitat, mas apenas na fase inicial, havendo depois um comportamento contrário, seguido de uma nova diminuição da adequabilidade.

No caso da temperatura média do mês mais quente do ano e da precipitação positiva anual em ano seco, a probabilidade de presença de lontras aumenta com o aumento das variáveis.

Quanto às variáveis categóricas, existe uma maior probabilidade de presença das lontras numa vertente orientada a Este, sendo que a vertente Norte tem a menor probabilidade das orientações. No uso e ocupação do solo quem apresenta maior adequabilidade de habitat, são naturalmente, os corpos de água. Os sistemas agroflorestais, por outro lado, constituem o habitat menos adequado. Destaque ainda para os territórios artificializados, que apresentam uma probabilidade elevada para o que seria espectável (fraca presença da espécie), o que pode ser explicado pelo facto de as estradas incluídas nesta mega classe, se cruzarem com alguns cursos de água, havendo desta forma, alguns pontos de presença nas imediações das mesmas.

Esta circunstância, foi a principal razão por que não foi utilizada a variável distância à rede viária e ferroviária, uma vez que quando a mesma foi utilizada no Maxent os resultados indicavam que havia maior probabilidade de presença das lontras junto às estradas.

Na distância às linhas de água, a probabilidade de ocorrência é maior, quanto menor for a distância. Contudo, no gráfico, existe depois uma alteração, indicando o contrário para distâncias maiores. Esta situação, resulta da existência de uma minoria de pontos de presença, que se encontram em linhas de água de menor dimensão, que como foi referido anteriormente, não foram incluídas nesta análise.

Ainda assim, optou-se por manter a opção de não utilizar os cursos de água de menor caudal, por não constituírem o habitat mais adequado para a lontra, e o modelo produzido pelo Maxent usando os mesmos, tinha um pior desempenho na capacidade de previsão.

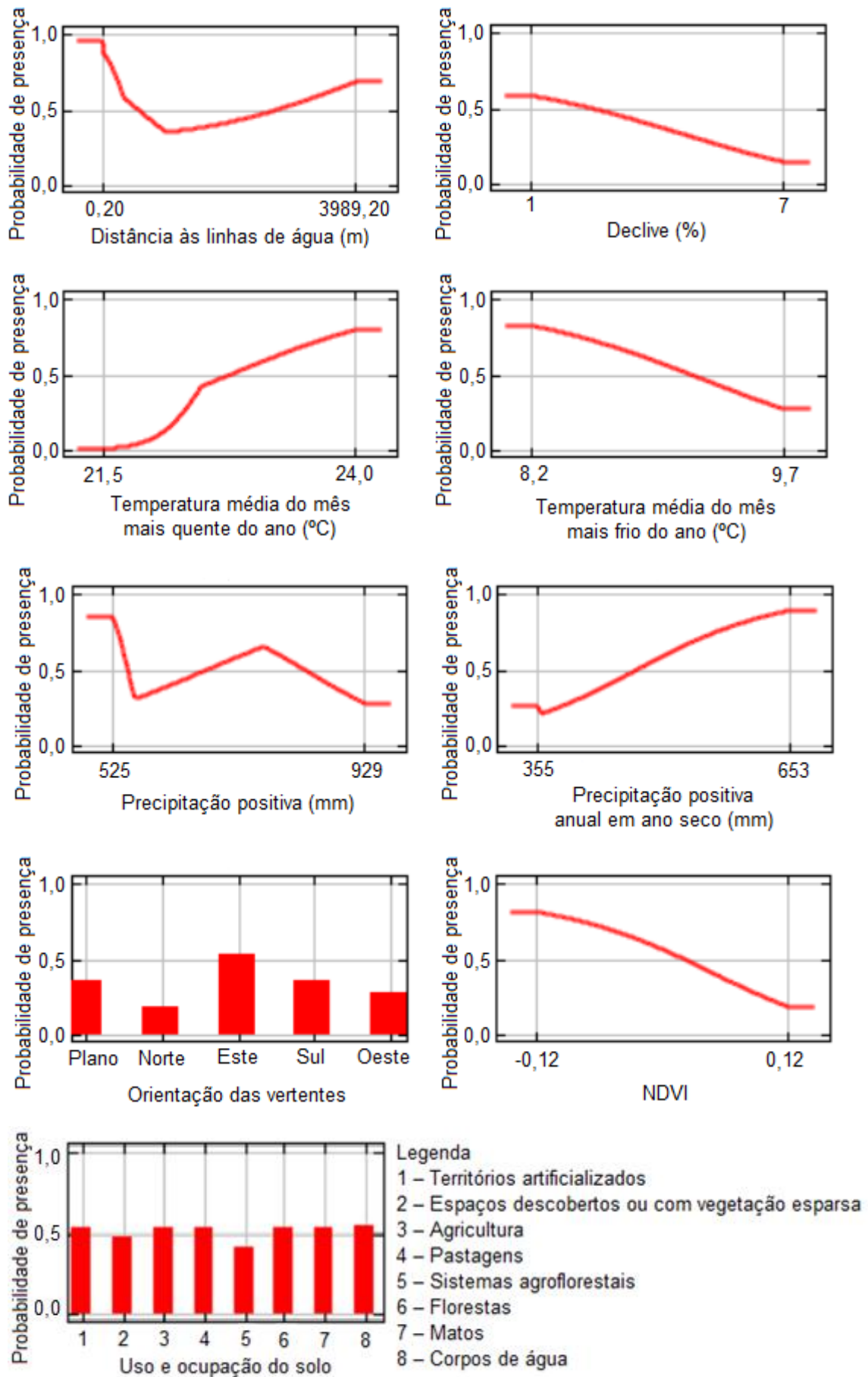


Figura 12 - Curvas de resposta das variáveis

4.2 ArcGIS

A produção do mapa de adequabilidade em ArcGIS teve por base as variáveis linhas de água, rede viária e ferroviária, e a carta de uso e ocupação do solo. Ao contrário do Maxent optou-se por usar a rede viária e ferroviária, porque o ArcGIS permite atribuir valores de adequabilidade aos intervalos de distância às estradas. Este cenário, evita as conclusões erróneas que advêm do uso da distância à rede viária e ferroviária, no Maxent. Deste modo, obtém-se um mapa de adequabilidade complementar ao anterior, com o uso de um programa diferente, bem como de variáveis e metodologias distintas.

Na figura 13, é ilustrado o mapa produzido no ArcGIS. Optou-se pelo uso de uma escala de cores semelhantes às apresentadas no Maxent, para uma leitura e comparação mais simples, e intuitiva. A vermelho encontram-se as zonas com maior valor de adequabilidade, por oposição às áreas a azul, que estão classificadas como inadequadas para a presença de lontras.

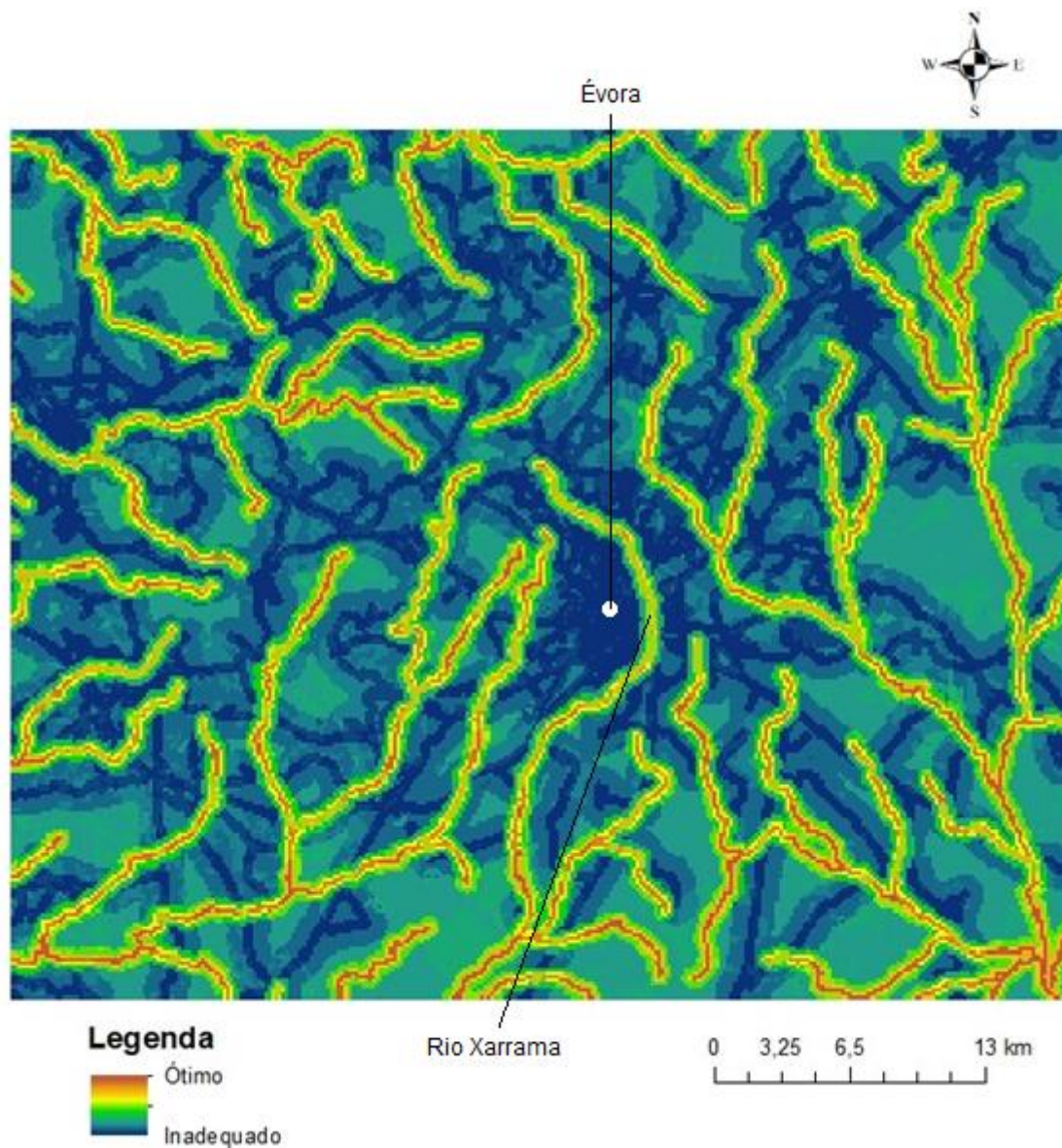


Figura 13 - Mapa de adequabilidade produzido no ArcGIS

Apesar das diferenças nas metodologias, as semelhanças nos mapas são visíveis. Também aqui, são facilmente identificáveis os cursos de água utilizados na produção do mapa. Naturalmente os mesmos apresentam maior adequabilidade para a presença da lontra, por oposição às restantes áreas. De entre os cursos de água, o destaque vai para o rio Xarrama, que na área envolvente à cidade de Évora é marcado pelos tons amarelos, indicando um habitat razoável à existência da lontra. Tal deve-se, à intensa pressão urbana no local, perceptível pelos troços azuis indicando as estradas que cruzam a área em questão. Nos troços seguintes do rio a adequabilidade do mesmo aumenta, uma vez que a densidade de estradas diminui, bem como os territórios artificializados.

Uma vez que as classes da carta de uso e ocupação do solo com melhor classificação (corpos de água, matos e florestas) são as que tem menor percentagem de área (13,6% no total) e o peso atribuído à COS foi o menor das três variáveis, a influência da mesma no mapa final não é tão aparente como as restantes. A COS acabou por ter sobretudo, importância na definição das áreas inadequadas à lontra, nomeadamente nos territórios artificializados.

4.3 Análise comparativa

Com base nos resultados obtidos anteriormente, foi elaborado o mapa ilustrado na figura 14, o qual expõe a diferença entre o mapa obtido no Maxent e o obtido no ArcGIS. Este novo mapa veio permitir avaliar, qual dos dois programas apresenta maior valor de adequabilidade para a lontra, em cada local da área de estudo. Para que fossem perceptíveis as diferenças, foram escolhidas duas escalas de cores, o Maxent é ilustrado pelas cores azuis, enquanto que o ArcGIS, pelas cores vermelhas.

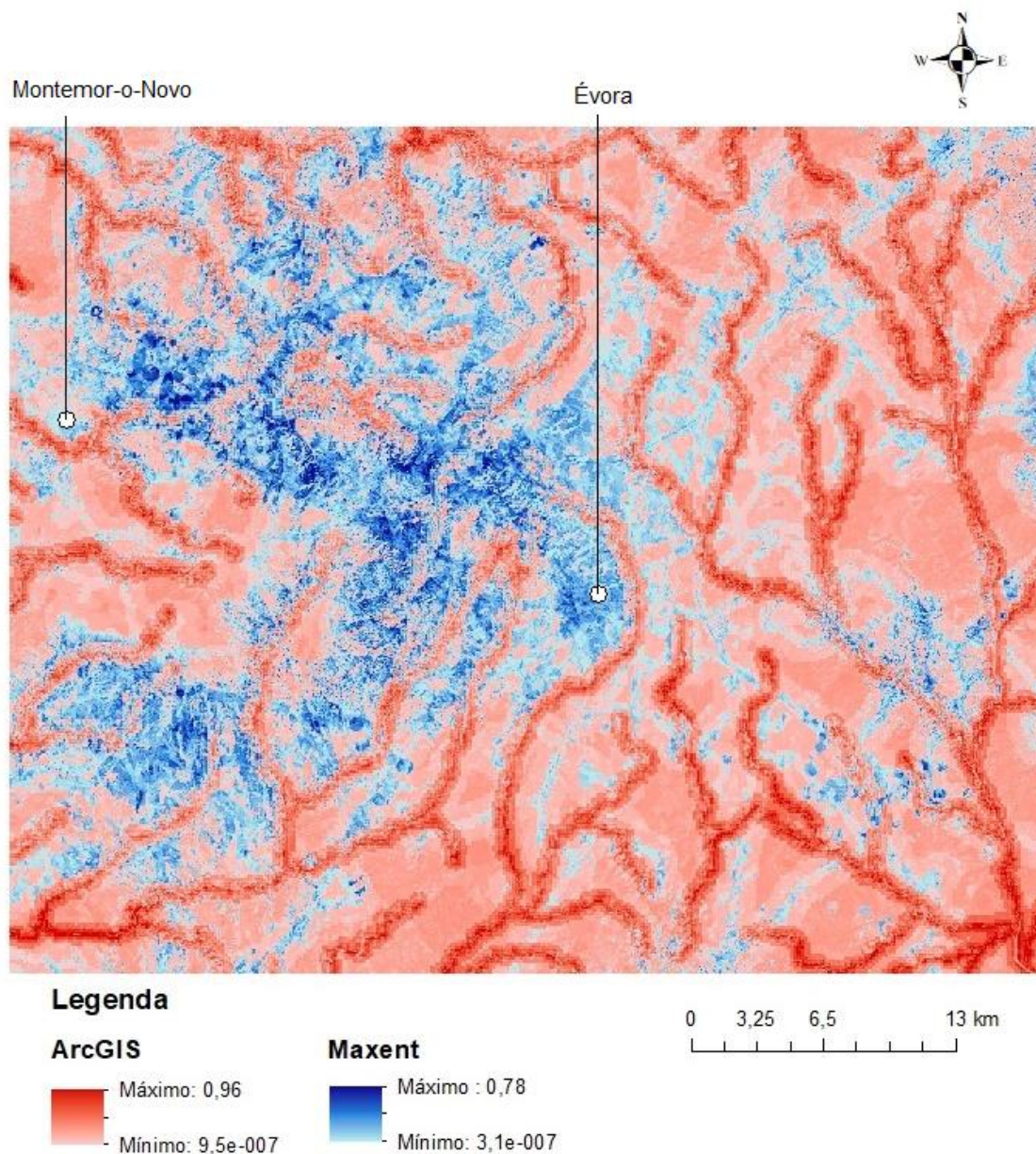


Figura 14 – Diferença entre os mapas

O Maxent apresenta valores de adequabilidade superiores ao ArcGIS em 30,5% da área de estudo, com uma diferença que pode atingir os 0,78. Já o ArcGIS corresponde a 69,5% da área total, sendo que neste caso a diferença para o Maxent pode chegar a 0,96. Tal situação, é consequência de o Maxent ser mais restritivo nas áreas onde a existência da lontra é mais provável.

As áreas em que o Maxent apresenta maior adequabilidade, encontram-se sobretudo, entre a cidade de Évora e de Montemor-o-Novo, numa região que é marcada por temperaturas mais baixas e maior precipitação, consequência da altitude nesta zona.

O restante mapa é marcado pelo vermelho, resultado de maiores valores de adequabilidade registados no ArcGIS. Novamente se conseguem localizar vários cursos de água, produto do peso atribuído aos mesmos na produção do mapa em ArcGIS.

Destaque ainda para as ramificações azuis claras, que correspondem às estradas, variável não utilizada no Maxent. Apesar de a diferença não ser significativa, regista-se um maior valor de adequabilidade para essas áreas no Maxent.

Apesar de existirem locais onde a diferença entre os programas foi mínima, não existe uma zona no qual ambos tenham um mesmo valor de adequabilidade.

4.4 Sucessos e insucessos

A modelação da distribuição da lontra recorrendo à combinação de dois *softwares* distintos, ArcGIS e Maxent, permitiu que os resultados de ambos se complementem, alcançando um estudo mais completo. De um modo geral, a metodologia aplicada em ambos os programas, bem como as variáveis utilizadas, foram eficazes na produção de mapas de adequabilidade e de presença potencial da lontra. As fontes de dados, ao terem informações relativamente atuais e em anos coincidentes ou próximos, com a exceção das variáveis climáticas, permitiu que os resultados sejam mais idênticos à realidade da área de estudo.

Contudo, houve algumas limitações no trabalho, desde logo com a escolha da área de estudo. Como já foi referido, a utilização do Maxent requer pontos geográficos onde a espécie em estudo tenha sido avistada. Porém, são poucos os estudos sobre a lontra que tenham essa informação, sendo que na maioria dos mesmos, os dados existentes da sua presença estão em mapas com quadrículas UTM de 10x10 km. Uma área demasiado extensa e inadequada para a metodologia em questão, que se baseia em coordenadas geográficas. Esta conjuntura resultou na seleção da região de Évora, uma vez, que o artigo de Quaglietta et al. (2013) no qual se baseou a escolha, continha uma área apropriada aos objetivos da tese, bem como pontos de presença que permitiam utilizar o *software* Maxent.

O processo de preparação dos dados para uso no Maxent, foi demoroso pelos contratempos que surgiram. Não sendo um dos *softwares* mais conhecidos na modelação de espécies, a informação acerca de potenciais erros na sua utilização não é muito abundante. No decorrer do trabalho, surgiu um erro indicando que as variáveis não estavam todas na mesma dimensão geográfica. A situação acabou depois por ser resolvida, recortando todas as variáveis, a partir da variável com maior resolução espacial e uniformizando o tamanho dos pixéis.

Uma outra limitação no uso do Maxent foi a utilização da variável distância à rede viária. Quando a mesma era utilizada na modelação, os resultados que se obtinham não eram totalmente fiáveis, porque indicavam que quanto menor a distância para as estradas, maior era a probabilidade de presença de lontras. Como já foi explicado, esta situação ocorria, porque muitas das estradas

cruzavam com os cursos de água, e como tal, optou-se por não utilizar essa variável na metodologia em questão.

As linhas de água de menor dimensão foram retiradas no início do processo do Maxent, por não constituírem o habitat ideal para as lontras, de acordo com as fontes consultadas na revisão da literatura. No entanto, o gráfico de resposta para essa variável não foi o espectável, por existir uma minoria de pontos de presença, em cursos de água de menor dimensão. Caso se optasse por usar todas as linhas de água, o valor de AUC era menor, o que conferia um pior desempenho na capacidade de previsão do modelo. Desta forma, optou-se por manter a decisão inicial, tendo-se deixado uma advertência para essa situação, na discussão dos resultados.

No caso do ArcGIS a única limitação passou pela seleção das variáveis a utilizar, que acabaram por ser apenas três. Tal deveu-se ao facto, de as lontras terem uma ampla tolerância de habitat e, existirem variáveis que não constituem um fator limitante na sua distribuição e abundância na área de estudo, como é o caso da hipsometria.

5 Conclusões

A lontra euroasiática conheceu, na segunda metade do século XX, um grande decréscimo nas suas populações. Apesar da recuperação nas últimas décadas, a espécie ainda se encontra classificada como quase ameaçada. O estudo realizado pretende contribuir para o conhecimento da sua situação atual, nomeadamente na definição da adequabilidade de uma determinada área à existência da lontra.

Os objetivos inicialmente propostos foram cumpridos. O Maxent teve um bom desempenho na capacidade de previsão e a sua combinação com o ArcGIS para a modelação da distribuição da espécie permitiu resultados mais completos, tendo em conta os dados de base disponíveis. Foram identificadas as áreas mais críticas, que coincidiram com os maiores aglomerados populacionais, como seria de esperar. Já as áreas mais favoráveis à existência da lontra situam-se em cursos de água com baixa perturbação, vegetação densa, e níveis de precipitação mais elevados. A altitude teve, de forma indireta, um importante contributo na adequabilidade destas áreas, devido à sua influência na temperatura e precipitação bem como na densidade populacional.

Para a melhoria desta metodologia e de futuros estudos que se baseiem na mesma, deverão ser realizados mais inventários no terreno, indicado os locais exatos onde as espécies foram identificadas.

A importância da identificação das áreas mais adequadas para a lontra reside na definição de possíveis áreas de conservação da espécie. A modelação de espécies não pode ser vista como um fim em si mesmo, mas sim como um meio para atingir a conservação das mesmas.

Sendo a lontra um indicador da qualidade ambiental pela sua posição de topo nos ecossistemas aquáticos, as medidas de conservação da lontra não visam apenas esta espécie, mas toda a cadeia trófica, assim como o equilíbrio e conservação das zonas húmidas (Trindade et al., 1998).

No levantamento nacional da distribuição da lontra, elaborado por Trindade et al. (1998), foram definidos Sítios Importantes para a Conservação da Lontra, sendo que na área de estudo se encontravam um desses Sítios, a serra de Monfurado. A informação produzida nesta dissertação vem corroborar com essa posição, visto que uma das áreas com maior adequabilidade para a lontra se situava em parte desse local.

Os cenários de alterações climáticas preveem para Portugal um agravamento das vagas de calor, das secas, dos incêndios florestais, bem como dos fenómenos meteorológicos extremos, pondo em causa a capacidade de adaptação de muitas espécies. Por outro lado, a precipitação tenderá a diminuir, tornando os solos mais áridos. Assim a criação de áreas protegidas toma uma importância ainda maior, de forma a evitar que o cenário de diminuição das populações da lontra volte a ser uma realidade.

Como desenvolvimentos futuros poder-se-iam utilizar cenários climáticos para as próximas décadas, de forma a apurar como a lontra euroasiática seria afetada e para que áreas se iria dispersar.

Outra perspetiva futura seria extrapolar os resultados obtidos para a escala nacional, comparando a eventual distribuição da lontra com o levantamento nacional realizado em 1995.

6 Referências

- Ahmad, Z., Chaudhry, H., Ali, H., Rehman, A., Ahmad, S., Ashraf, U., & Nisar, N. (2017). Suitable habitat evaluation of Eurasian Otter (*Lutra lutra*) In Khyber Pukhtunkhwa, Pakistan. *Transylvanian Review*, XXV(18).
- Arnold, E. N., Ovenden, D. W., & Burton, J. A. (1978). *Guía de campo de los reptiles y anfibios de España y de Europa*. Barcelona: Omega.
- 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(3), 377–387.
- Beja, P. (1995). *Patterns of availability and use of resources by otters (Lutra lutra L.) in Southwest Portugal*. Aberdeen: University of Aberdeen.
- Beja, P. (1996). An Analysis of Otter *Lutra lutra* predation on introduced American Crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *The Journal of Applied Ecology*, 33(5), 1156–1170.
- Brito, J. C., Acosta, A. L., Álvares, F., & Cuzin, F. (2009). Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-African canids. *Biological Conservation*, 142(12), 3020–3029.
- Broyer, J., Aulagnier, S., & Destre, R. (1988). La loutre *Lutra lutra angustifrons* Lataste, 1885 au Maroc. *Mammalia*, 52(3), 361–370.
- Byeon, D. hyeon, Jung, S., & Lee, W. (2018). Review of CLIMEX and MaxEnt for studying species distribution in South Korea. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 11(3), 325–333.
- Clavero, M., Prenda, J., & Delibes, M. (2004). Influence of spatial heterogeneity on coastal otter (*Lutra lutra*) prey consumption. *Methods*, 41(August), 551–561.
- Clavero, M., Ruiz-Olmo, J., Sales-Luís, T., Blanco-Garrido, F., Romero, R., Pedroso, N. M., Prenda, J., Narváez, M., Santos-Reis, M., & Delibes, M. (2008). Lo que comen las nutrias ibéricas. *La Nutria En España. Veinte Años de Seguimiento de Un Mamífero Amenazado. SECEM, Málaga, Spain*, 329–351.
- Collares-Pereira, M. J., Cowx, I. G., Ribeiro, F., Rodrigues, J. A., & Rogado, L. (2000). Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River basin in Portugal. *Fisheries Management and Ecology*, 7(1–2), 167–178.
- Corsi, F., Duprè, E., & Boitani, L. (1999). A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology*, 13(1), 150–159.

- Delibes, M. (1990). *La nutria (Lutra lutra) en España. ICONA - Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.*
- Delibes, M., & Adrián, I. (1987). Effects of crayfish introduction on Otter *Lutra lutra* food in the Doñana National Park, SW Spain. *Biological Conservation*, 42(2), 153–159.
- DGT. (2018). Cartografia de Uso e Ocupação do Solo (COS, CLC e Copernicus). Retrieved June 19, 2019, from http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/cartografia_tematica/cartografia_de_uso_e_ocupacao_do_solo__cos_clc_e_copernicus/
- Elith, J., & Graham, C. H. (2009). Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*, 32(1), 66–77.
- Evangelista, P. H., Kumar, S., Stohlgren, T. J., Jarnevich, C. S., Crall, A. W., Norman, J. B., & Barnett, D. T. (2008). Modelling invasion for a habitat generalist and a specialist plant species. *Diversity and Distributions*, 14(5), 808–817.
- Fielding, A. H., & Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1), 38–49.
- Fois, M., Cuenca-Lombraña, A., Fenu, G., & Bacchetta, G. (2018). Using species distribution models at local scale to guide the search of poorly known species: Review, methodological issues and future directions. *Ecological Modelling*, 385, 124–132.
- Franklin, J. (2009). *Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Mapping species distributions. Spatial inference and prediction.*
- Gorman, M. L., Kruuk, H., Jones, C., McLaren, G., & Conroy, J. W. H. (1998). The demography of European otters *Lutra lutra*. *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*, 107–118.
- Granado-Lorencio, C., & Prenda, J. (1995). The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. sprainting activity in a small Mediterranean catchment. *Biological Conservation*, 76(95), 9–15.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., & Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142(2), 301–313.
- Heggberget, T. M. (1993). *Reproductive strategy and feeding ecology of the Eurasian Otter Lutra lutra*. University of Trondheim, Trondheim.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415–427.

- Janssens, X., Defourny, P., Kermabon, J. De, & Baret, P. (2006). The recovery of the otter in the Cevennes (France): a GIS-based model. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 17(1), 5–14.
- Jarnevich, C. S., Stohlgren, T. J., Kumar, S., Morisette, J. T., & Holcombe, T. R. (2015). Caveats for correlative species distribution modeling. *Ecological Informatics*, 29, 6–15.
- Jedrzejewska, B., Sidorovich, V. E., Pikulik, M. M., & Jedrzejewski, W. (2001). Feeding habits of the otter and the American mink in Białowieża Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. *Ecography*, 24(2), 165–180.
- Jiménez, J., & Lacomba, I. (1991). The influence of water demands on otter (*Lutra lutra*) distribution in Mediterranean Spain, 249–259.
- Jo, Y.-S., Won, C.-M., Fritts, S. R., Wallace, M. C., & Baccus, J. T. (2017). Distribution and habitat models of the Eurasian otter, *Lutra lutra*, in South Korea. *Journal of Mammalogy*, 98(4), 1105–1117.
- Khanum, R., Mumtaz, A. S., & Kumar, S. (2013). Predicting impacts of climate change on medicinal asclepiads of Pakistan using Maxent modeling. *Acta Oecologica*, 49, 23–31.
- Koelewijn, H. P., Pérez-Haro, M., Jansman, H. A. H., Boerwinkel, M. C., Bovenschen, J., Lammertsma, D. R., Niewold, F. J.J., & Kuiters, A. T. (2010). The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: Hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. *Conservation Genetics*, 11(2), 601–614.
- Kruuk, H. (1995). *Wild Otters: Predation and Populations*. Oxford: Oxford University Press, NY.
- Kruuk, H. (2006). *Otters ecology, behavior and conservation*. Oxford University Press, NY.
- Kruuk, H., Carss, D. N., & Durbin, L. (1993). Otter (*Lutra lutra*) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. *Symposia of the Zoo.Soc.London*, 65, 171–191.
- Kruuk, H., Conroy, J. W. H., & Moorhouse, A. (1991). Recruitment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. *The Journal of Applied Ecology*, 28(1), 95.
- Kruuk, H., Moorhouse, A., Conroy, J. W. H., Durbin, L., & Frears, S. (1989). An estimate of numbers and habitat preferences of otters *Lutra lutra* in Shetland, UK. *Biological Conservation*, 49(4), 241–254.
- Kruuk, H., Taylor, P. T., & Mom, G. A. T. (1997). Body temperature and foraging behaviour of the eurasian otter (*Lutra lutra*), in relation to water temperature. *Journal of Zoology*, 241(4), 689–697.

- LEAF (ex-CEAP). (2013a). Declives de Portugal Continental. LEAF/ISA/ULisboa. Retrieved June 14, 2019, from <http://epic-webgis-portugal.isa.utl.pt/>
- LEAF (ex-CEAP). (2013b). Hipsometria de Portugal Continental. LEAF/ISA/ULisboa. Retrieved June 14, 2019, from <http://epic-webgis-portugal.isa.utl.pt/>
- LEAF (ex-CEAP). (2013c). Orientação das Vertentes de Portugal Continental. LEAF/ISA/ULisboa. Retrieved June 14, 2019, from <http://epic-webgis-portugal.isa.utl.pt/>
- Lee, L. (1996). Status and distribution of river otters in Kinmen, Taiwan. *Oryx*, 30(3), 202–206.
- Lejeune, A., & Frank, V. (1990). Distribution of *Lutra Maculicollis* in Rwanda: Ecological Constraints. *IUCN Otter Spec Group Bull*, 5, 8–16.
- Lizana, M., & Pérez-Mellado, V. (1990). Depredación por la nutria (*Lutra lutra*) del sapo de la Sierra de Gredos (*Bufo bufo gredosicola*). *Doñana, Acta Vertebrata*, 1(17), 109–112.
- Lodé, T. (1993). The decline of otter *Lutra lutra* populations in the region of the pays de Loire, Western France. *Biological Conservation*, 65(1), 9–13.
- López-Nieves, P., & Hernando Casal, J. A. (1984). Food habits of the otter in the Central Sierra Morena (Cordoba, Spain). *Acta Theriologica*, 29, 383–401.
- Macdonald, S. M. (1983). The status of the otter (*Lutra lutra*) in the British Isles. *Mammal Review*, 13(1), 11–23.
- Macdonald, S. M., & Mason, C. F. (1982). The Otter *Lutra lutra* in central Portugal. *Biological Conservation*, 22(3), 207–215.
- Macdonald, S. M., & Mason, C. F. (1988). Observations on an otter population in decline. *Acta Theriologica*, 33, 415–434.
- Macdonald, S. M., & Mason, C. F. (1992). Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the Western Palaearctic. *Council of Europe Press. Nature and Environment*, 67, 1–54.
- Macdonald, S. M., Mason, C. F., & Foster-Turley, P. (1990). *Otters: an action plan for their conservation*. (P. Foster-Turley, Ed.) *Otters: an action plan for their conservation*. IUCN.
- Magalhães, M. F., Beja, P., Canas, C., & Collares-Pereira, M. J. (2002). Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: The role of habitat and predation. *Freshwater Biology*, 47(10), 1919–1934.
- Magalhães, M. F., Beja, P., Schlosser, I. J., & Collares-Pereira, M. J. (2007). Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 52(8), 1494–1510.

- Mason, C. F. (1989). Water pollution and otter distribution: a review. *Lutra*, 32, 97–131.
- Mason, C. F. (1997). The significance of PCBs in otters at national and regional scales. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 14(1), 3–12.
- Mason, C. F., & Macdonald, S. M. (1984). Otters in Morocco. *Oryx*, 18(3), 157–159.
- Mason, C. F., & Macdonald, S. M. (1986). *Otters: Ecology and Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.
- McNab, B. K. (1989). Basal rate of metabolism, body size, and food habits in the Order Carnivora. *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*, 335–354.
- Melissen, A. (2000). Husbandry Guidelines, EEP/Studbook for *Lutra lutra*. *Otterpark Aqualutra*, (August).
- Monteiro-Henriques, T., Martins, M. J., Cerdeira, J. O., Silva, P. C., Arsénio, P., Silva, Á., Bellu, A., & Costa, J. C. (2016). Bioclimatological mapping tackling uncertainty propagation: application to mainland Portugal. *International Journal of Climatology*, 36(1), 400–411.
- Nores, C., Hernández-Palacios, O., García-Gaona, J. F., & Naves, J. (1990). Distribución de señales de nutria (*Lutra lutra*) en el medio ribereño cantábrico en relación con los factores ambientales. *Revista de Biología de La Universidad de Oviedo*, 8, 107–117.
- Okamoto, Y., Jung, S. Y., Han, S. Y., Han, H. D., Shimizu, K., Kim, H. H., Eo, K. Y., Park, K. W., & Kimura, J. (2018). Analysis of the steroid hormone levels in the Eurasian otter (*Lutra lutra*) by using fecal samples. *IUCN/SCC Otter Specialist Group Bulletin*, 35(3), 159–170.
- Olsson, M., & Sandegren, F. (1991). Otter survival and toxic chemicals - Implication for otter conservation programmes. In *Habitat* (Vol. 6, pp. 191–199).
- OpenStreetMap. (2018). Portugal. Retrieved June 9, 2019, from <https://www.openstreetmap.org/>
- Ottaviani, D., Panzacchi, M., Jona Lasinio, G., Genovesi, P., & Boitani, L. (2009). Modelling semi-aquatic vertebrates' distribution at the drainage basin scale: The case of the otter *Lutra lutra* in Italy. *Ecological Modelling*, 220(2), 111–121.
- Pedroso, N. M., Sales-Luís, T., & Santos-Reis, M. (2014). The Eurasian otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Portugal. *Munibe Monographs. Nature Series*, 3(November), 133–144.
- Pedroso, N. M., Santos-Reis, M., & Vasconcelos, L. (2004). O uso de grandes barragens pela Lontra no Alentejo. *Revista Biol. (Lisboa)*, 22, 211–224.
- Phillips, S. J. (2017). A Brief Tutorial on Maxent. *AT&T Research*, 1–38. Retrieved from http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/

- Phillips, S. J., & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161–175.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3–4), 231–259.
- PORDATA. (2018). População residente: total e por grandes grupos etários (%) na Europa. Retrieved August 9, 2019, from [http://www.pordata.pt/Europa/População+residente+total+e+por+grandes+grupos+etários+\(percentagem\)-1865](http://www.pordata.pt/Europa/População+residente+total+e+por+grandes+grupos+etários+(percentagem)-1865)
- Prenda, J., López-Nieves, P., & Bravo, R. (2001). Conservation of otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean area: The importance of habitat quality and temporal variation in water availability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(5), 343–355.
- Qin, A., Liu, B., Guo, Q., Bussmann, R. W., Ma, F., Jian, Z., Xu, G., & Pei, S. (2017). Maxent modeling for predicting impacts of climate change on the potential distribution of *Thuja sutchuenensis* Franch., an extremely endangered conifer from southwestern China. *Global Ecology and Conservation*, 10, 139–146.
- 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(3), 561–571.
- Reuther, C., Dolch, D., Green, R., Jahrl, J., Jefferies, D., Krekemeyer, A., Kucerova, M., Madsen, A. B., Romanowski, J., Roche, K., Ruiz-Olmo, J., Teubner, J., & Trindade, A. (2000). Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Habitat*, 12, 148.
- Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M. J., & Moyle, P. B. (2008). Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: A first approach. *Biological Invasions*, 10(1), 89–102.
- Roos, A., Loy, A., de Silva, P., Hajkova, P., & Zemanova, B. (2015). *Lutra lutra*, Eurasian Otter. *IUCN Red List of Threatened Species*, 8235.
- Ruiz-Olmo, J. (1994a). Influence of food availability on otter distribution and abundance. *Seminar on the Conservation of the European Otter (Lutra Lutra) -Council of Europe*, 114–116.
- Ruiz-Olmo, J. (1994b). Reproducción y observación de grupos de nutria (*Lutra lutra* L.) en el norte de España. *Misc.Zool.*, 17, 225–229.
- Ruiz-Olmo, J. (1995a). *Estudio bionómico de la nutria (Lutra lutra) en aguas continentales de la Península Ibérica*. University of Barcelona.

- Ruiz-Olmo, J. (1995b). Observations on the predation behaviour of the otter *Lutra lutra* in NE Spain. *Acta Theriologica*, 40(2), 175–180.
- Ruiz-Olmo, J. (1995c). The reptiles in the diet of the Otter (*Lutra lutra* L., Carnivora, Mammalia) in Europe. *Scientia Herpetologica*, (February), 259–264.
- Ruiz-Olmo, J. (1998). Influence of altitude on the distribution, abundance and ecology of the otter (*Lutra lutra*). In N. Dunstone & M. L. Gorman (Eds.), *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals* (pp. 159–176). Cambridge: Cambridge University Press.
- Ruiz-Olmo, J., Delibes, M., & Zapata, S. C. (1998a). External morphometry, demography and mortality of otter in the Iberian peninsula. *Galemys*, 10(January 2014), 239–251.
- Ruiz-Olmo, J., & Gosálbez, J. (1988). Distribution of the otter, *Lutra lutra* L., 1758, in the NE of the Iberian Peninsula. *P.Dept.Zool.Barcelona*, 14, 121–132.
- Ruiz-Olmo, J., & Jiménez, J. (2008). Ecología de la nutria en los ambientes mediterráneos de la península ibérica. *La Nutria En España. Veinte Años de Seguimiento de Un Mamífero Amenazado*, (January), 305–343.
- Ruiz-Olmo, J., & Jiménez, J. (2009). Diet diversity and breeding of top predators are determined by habitat stability and structure: A case study with the Eurasian otter (*Lutra lutra* L.). *European Journal of Wildlife Research*, 55(2), 133–144.
- Ruiz-Olmo, J., Jiménez, J., & Lacomba, I. (1991). Length of hydrographic basins and population viability of the Otter in rivers in Eastern Spain. *Proceeding of the Vth International Otter Colloquium*, 6, 255–258.
- Ruiz-Olmo, J., Jiménez, J., & Margalida, A. (1998b). Capture and consumption of prey of the Otter (*Lutra lutra*) in Mediterranean freshwater habitats of the Iberian Peninsula. *Galemys*, 10(January), 209–226.
- Ruiz-Olmo, J., Lafontaine, L., Prignioni, C., Lopez-Martin, J., & Santos-Reis, M. (2000). Pollution and its effects on otter populations in south- western Europe. *Proceedings of the First Otter Toxicology Conference*, (1), 1–20.
- Ruiz-Olmo, J., & Palazón, S. (1997). The diet of european otter (*Lutra lutra* L. 1758) in Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Wildlife Research*, 2(2), 171–181.
- Saaty, R. W. (1987). The Analytical Hierarchy Process- What it is and how it is used. *Mathematical Modelling*, 9(3–5), 161–176.
- Saaty, T. L. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process. *International Journal of Services Sciences*, 1(1), 83–98.

- Santos-Reis, M. (1983). Present situation and conservancy of the river otter (*Lutra lutra* L., 1758) in Portugal. *3rd International Otter Symposium. Strasburg.*, 24.
- Santos-Reis, M., Afonso, O., & Freitas, D. (1995). Estudo do impacte da Poluição por metais pesados na população de lontra (*Lutra lutra* L., 1758) na bacia hidrográfica do Rio Tejo. *Protocolo Centro de Biologia Ambiental/Instituto Da Caonervação Da Natureza. Programa LIFE.*
- Sharma, S., Arunachalam, K., Bhavsar, D., & Kala, R. (2018). Modeling habitat suitability of *Perilla frutescens* with MaxEnt in Uttarakhand—A conservation approach. *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants*, 10, 99–105.
- Silva, J. F., Magalhães, M. R., & Cunha, N. S. (2013). Classificação hierárquica e toponímica das Linhas de Água de Portugal Continental. LEAF/ISA/ULisboa. Retrieved June 9, 2019, from <http://epic-webgis-portugal.isa.utl.pt/>
- Simões-Graça, M. A., & Ferrand de Almeida, F. (1983). Contribuição para o conhecimento da lontra (*Lutra lutra* L.) num sector da bacia do rio Mondego. *Ciência Biológica. Ecology and Systematics*, 5, 33–42.
- Sjoasen, T. (1995). Survivorship of captive-bred and wild-caught reintroduced european otters (*Lutra lutra*) in Sweden. *Biological Conservation*, 76, 161–165.
- Sjoasen, T. (1997). Movements and Establishment of Reintroduced European Otters *Lutra lutra*. *The Journal of Applied Ecology*, 34(4), 1070–1080.
- Swets, J. A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240, 1285–1293.
- Temple, H. J., & Terry, A. (Compilers). (2007). The Status and Distribution of European Mammals. IUCN Red List of Threatened Species - Regional Assessment.
- 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. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza* (Vol. 28). Lisboa: ICN.
- U.S. Geological Survey. (2018). Landsat. Retrieved July 10, 2019, from <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Udevitz, M. S., Bodkin, J. L., & Costa, D. P. (1995). Detection of Sea Otters in Boat-Based Surveys of Prince William Sound, Alaska. *Marine Mammal Science*, 11(1), 59–71.

- Warren, D. L., Glor, R. E., & Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: Quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*, 62(11), 2868–2883.
- Warren, D. L., & Seifert, S. N. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: The importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21(2), 335–342.
- WCD. (2000). Dams and development: a new framework for decision-making : the report of the World Commission on Dams. *Irrigation and Drainage*.
- Wei, B., Wang, R., Hou, K., Wang, X., & Wu, W. (2018). Predicting the current and future cultivation regions of *Carthamus tinctorius* L. using MaxEnt model under climate change in China. *Global Ecology and Conservation*, 16, e00477.
- Weinberger, I. C., Muff, S., de Jongh, A., Kranz, A., & Bontadina, F. (2016). Flexible habitat selection paves the way for a recovery of otter populations in the European Alps. *Biological Conservation*, 199, 88–95.
- Yi, Y., Cheng, X., Yang, Z. F., & Zhang, S. H. (2016). Maxent modeling for predicting the potential distribution of endangered medicinal plant (*H. riparia Lour*) in Yunnan, China. *Ecological Engineering*, 92, 260–269.
- Zhang, K., Yao, L., Meng, J., & Tao, J. (2018). Maxent modeling for predicting the potential geographical distribution of two peony species under climate change. *Science of the Total Environment*, 634, 1326–1334.
- Zhang, K., Zhang, Y., Zhou, C., Meng, J., Sun, J., Zhou, T., & Tao, J. (2019). Impact of climate factors on future distributions of *Paeonia ostii* across China estimated by MaxEnt. *Ecological Informatics*, 50(January), 62–67.
- Zimmermann, N. E., & Guisan, A. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186.

7 Anexos

De seguida são apresentados os mapas referentes às variáveis utilizadas na produção dos mapas de adequabilidade, e que não foram ilustrados na caracterização da área de estudo. No caso dos cursos de água é apresentado o ficheiro base antes de se ter calculado a distância de cada ponto do mapa às linhas de água.

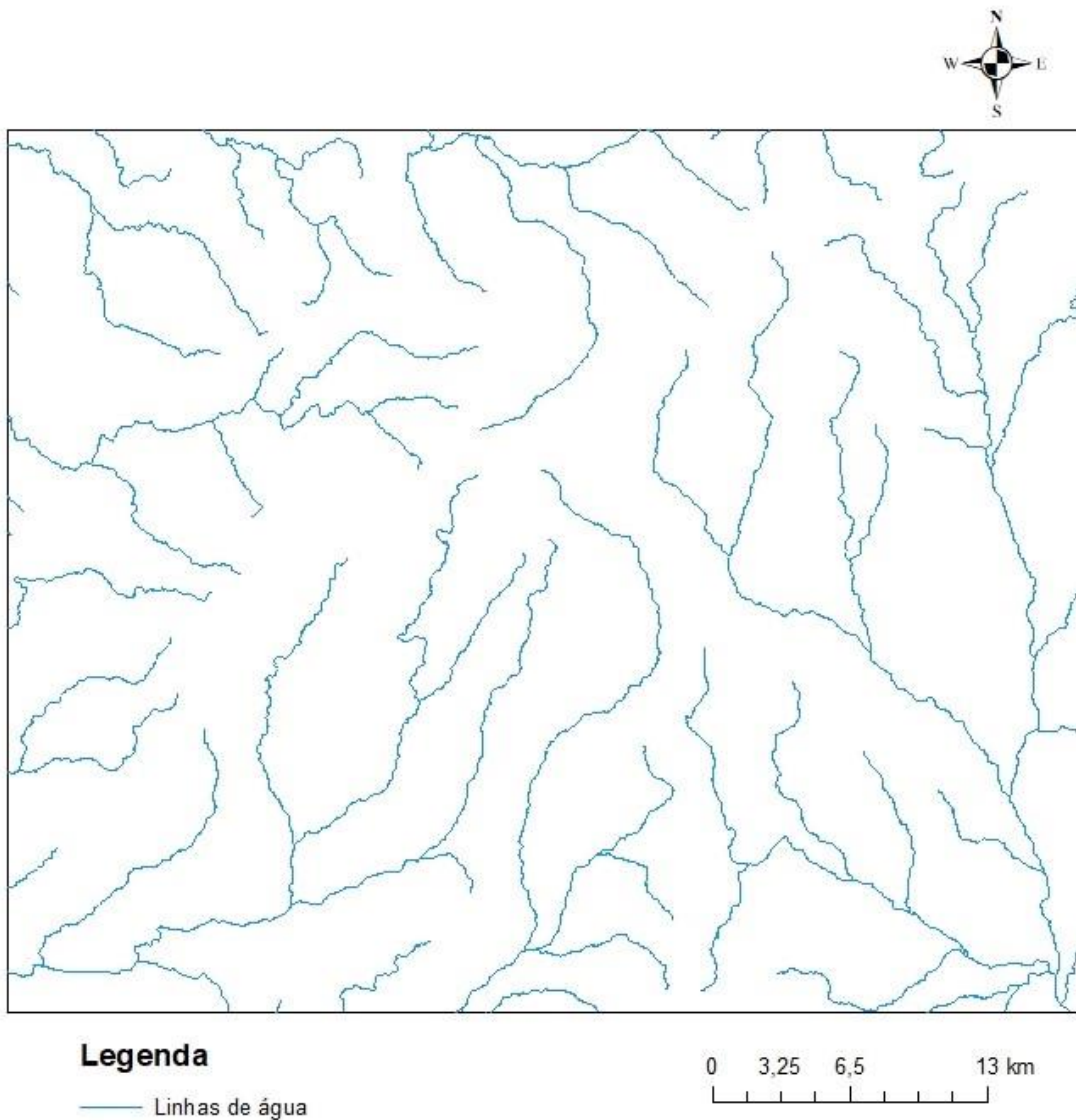
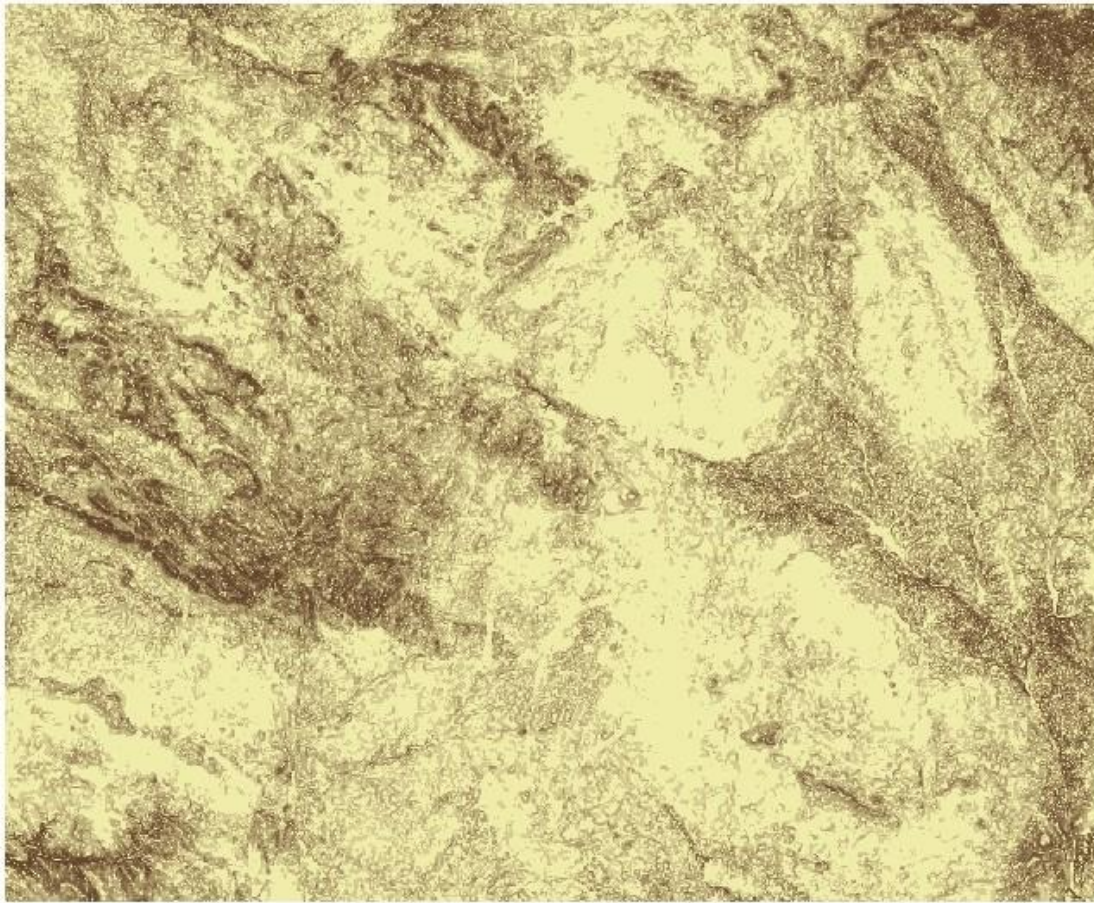


Figura I - Linhas de água na área de estudo sem os cursos de água de menor dimensão (Elaborado a partir de: Silva et al., 2013)



Legenda

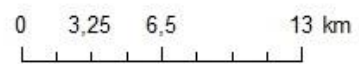
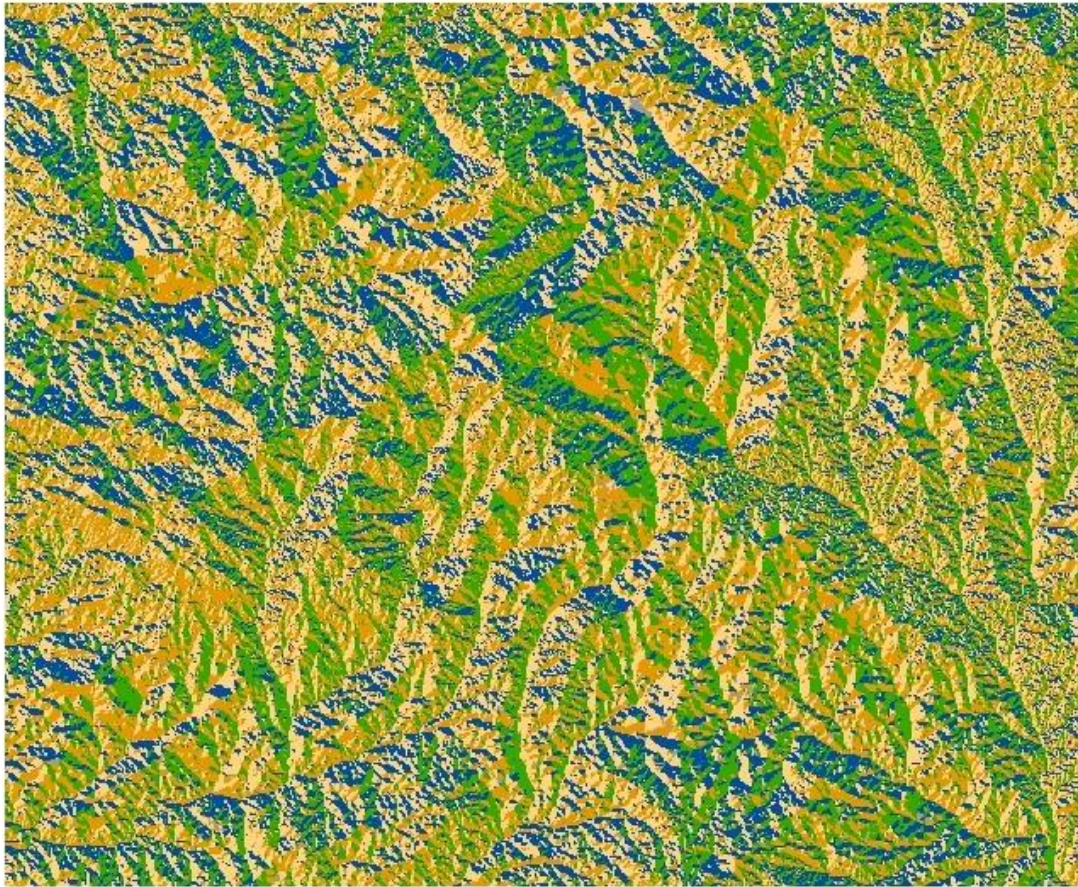


Figura II - Declive (%) (Elaborado a partir de: LEAF (ex-CEAP), 2013a)



Legenda

-  Plano
-  Norte
-  Este
-  Sul
-  Oeste

0 3,25 6,5 13 km




Figura III - Orientação das vertentes (Elaborado a partir de: LEAF (ex-CEAP), 2013c)

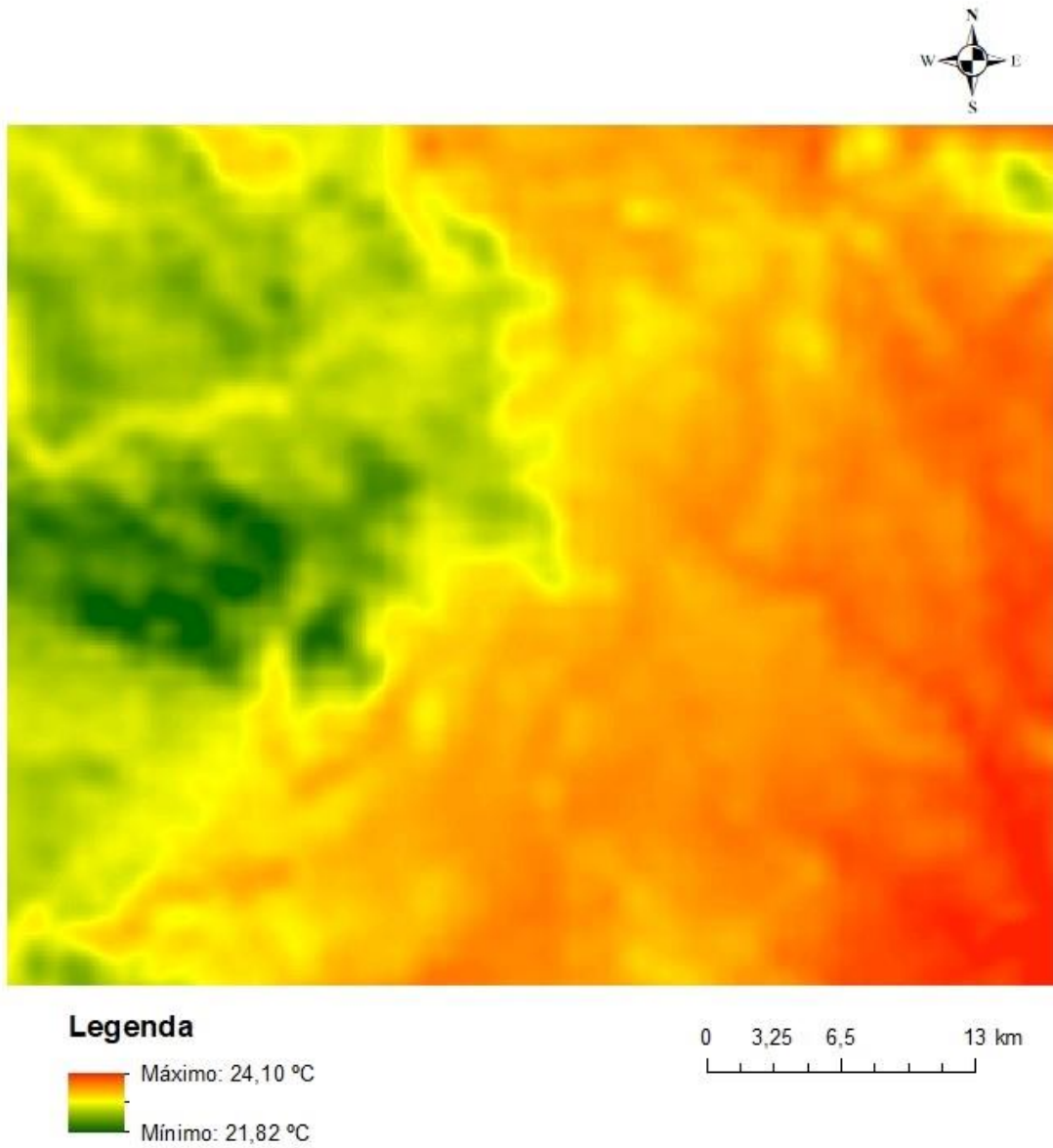
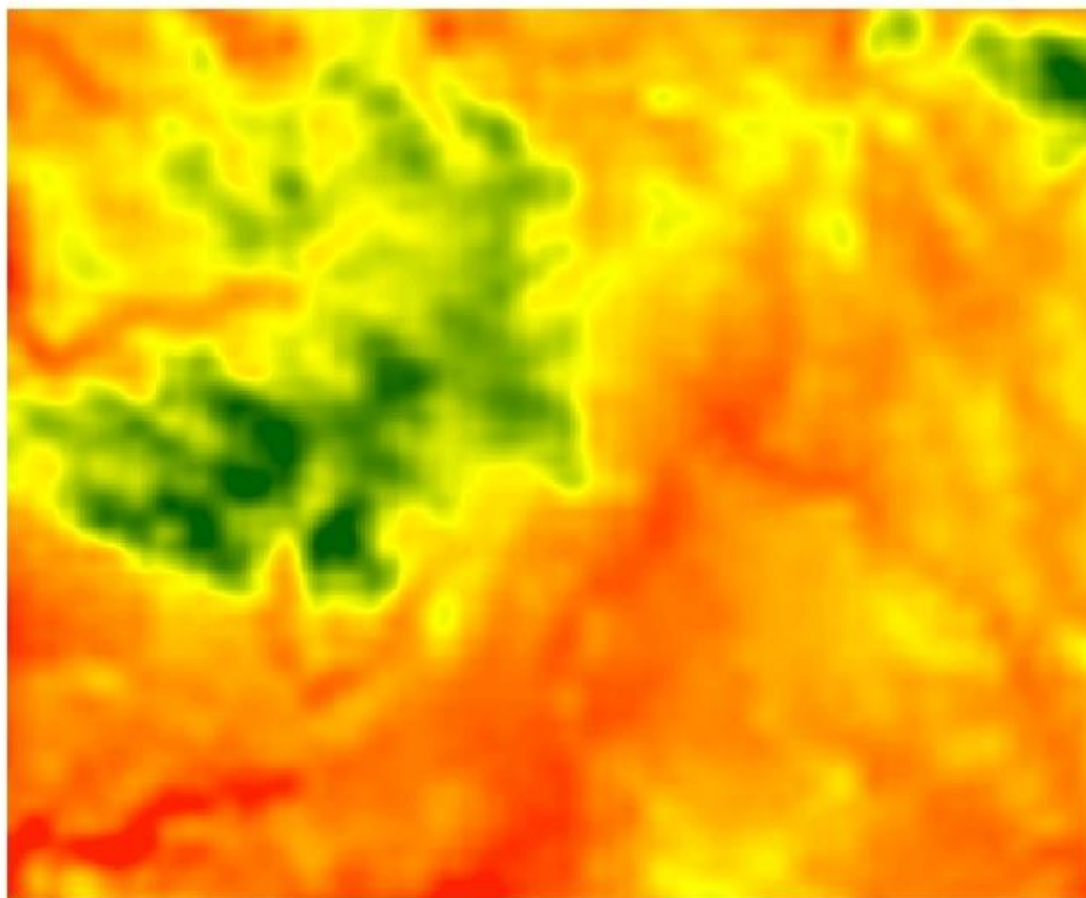


Figura IV - Temperatura média do mês mais quente do ano (°C) (Elaborado a partir de: Monteiro-Henriques et al., 2016)



Legenda

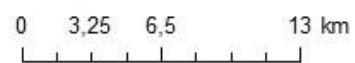
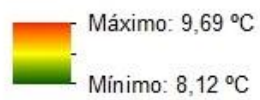
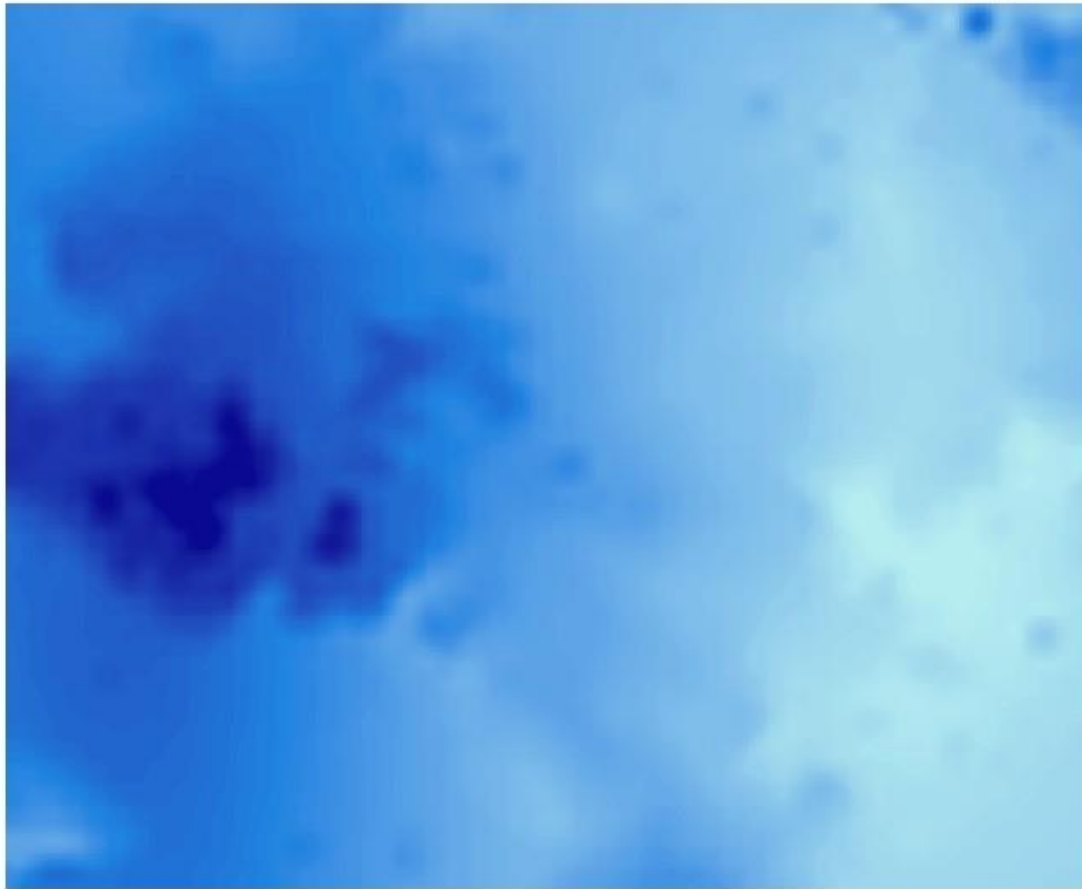


Figura V - Temperatura média do mês mais frio do ano (°C) (Elaborado a partir de: Monteiro-Henriques et al., 2016)



Legenda

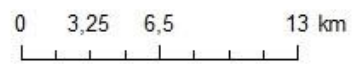
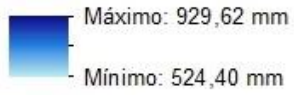


Figura VI – Precipitação positiva (mm) (Elaborado a partir de: Monteiro-Henriques et al., 2016)

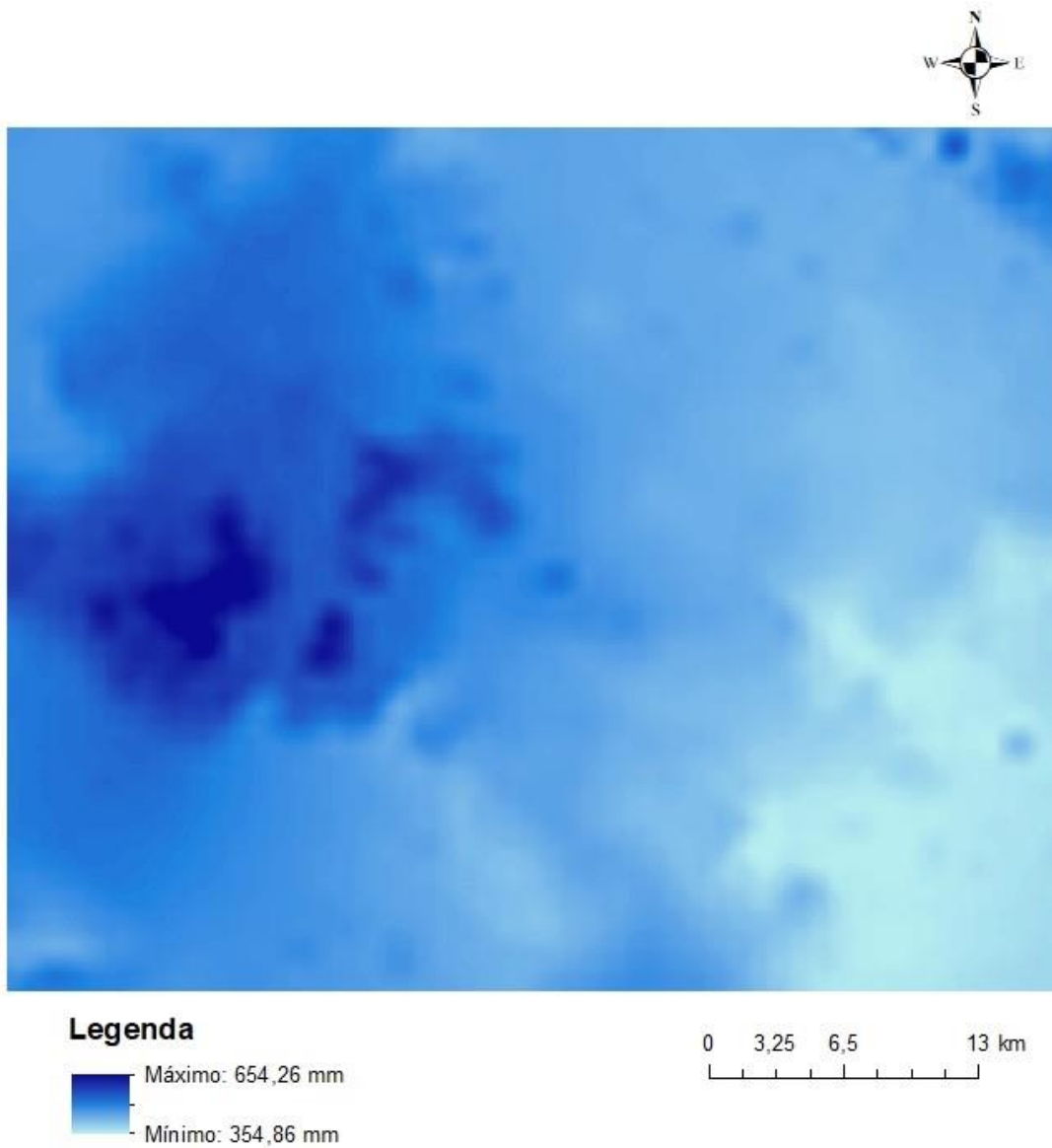
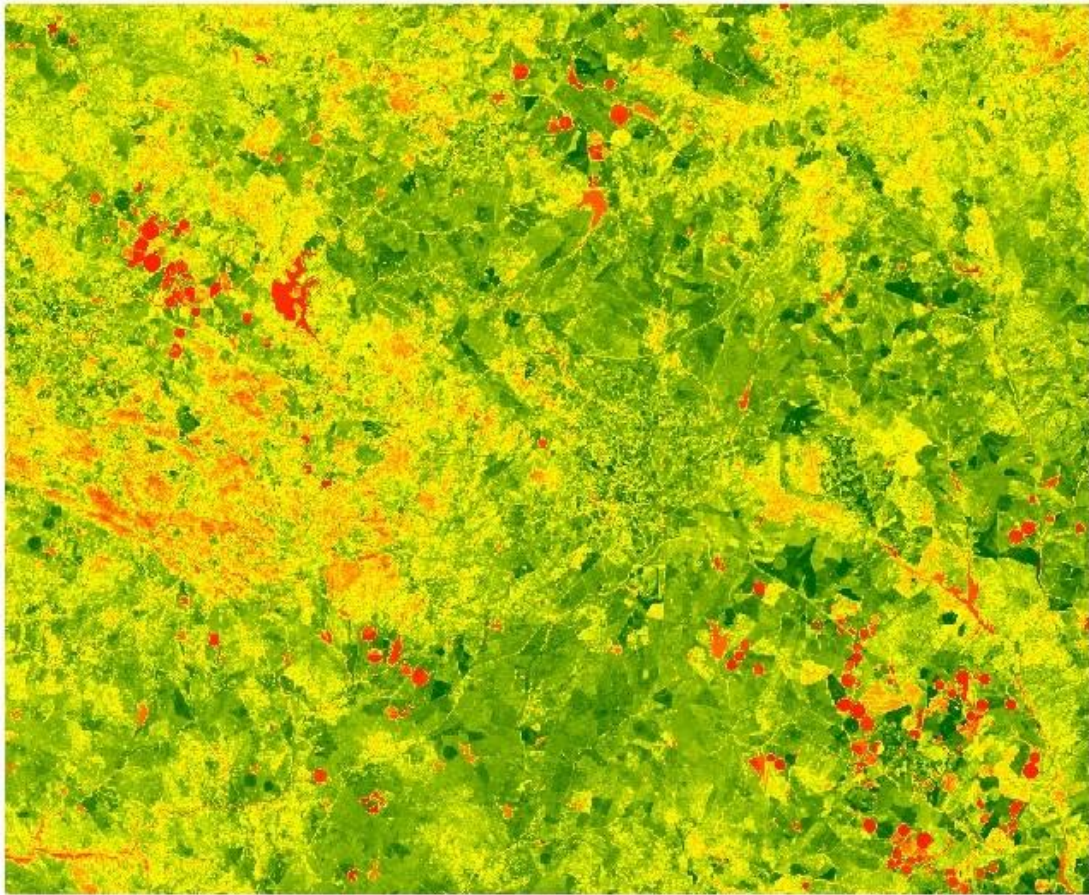


Figura VII - Precipitação positiva anual em ano seco (mm) (Elaborado a partir de: Monteiro-Henriques et al., 2016)



Legenda

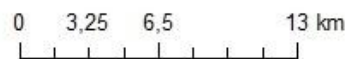


Figura VIII – NDVI (Elaborado a partir de: U.S. Geological Survey, 2018)

A próxima figura é referente ao modelo criado no Maxent. A mesma ilustra a curva ROC bem como os valores de AUC, utilizados para avaliar a capacidade de previsão do modelo.

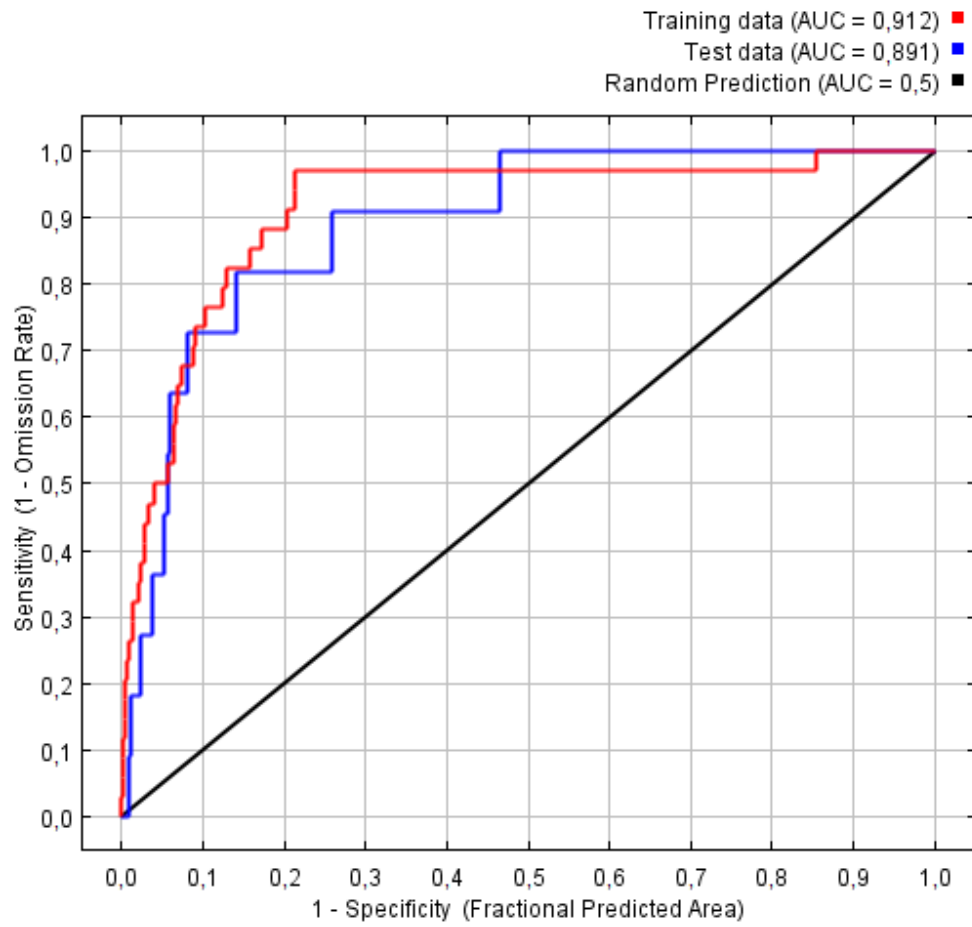


Figura IX – Curva ROC