



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

Mestrado em Gestão e Conservação dos Recursos Naturais



Dissertação

Distribuição e Preferências de Habitat da Lampreia-de-rio e da Lampreia-de-Riacho em Portugal: Implicações Para a sua Gestão e Conservação

Ana Filipa Dinis Ferreira

Orientador:

Professor Doutor Pedro Raposo de Almeida

Co-Orientador:

Doutor Bernardo R. Quintella

Abril 2011

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

Mestrado em Gestão e Conservação dos Recursos Naturais

Dissertação

Distribuição e Preferências de Habitat da Lampreia-de-rio e da Lampreia-de-Riacho em Portugal: Implicações Para a sua Gestão e Conservação

Ana Filipa Dinis Ferreira

Orientador:

Professor Doutor Pedro Raposo de Almeida

Co-Orientador:

Doutor Bernardo R. Quintella

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a algumas pessoas sem as quais a realização deste trabalho não seria possível:

Ao Prof. Pedro Raposo de Almeida pela orientação e pelo interesse que depositou neste trabalho. Também por ter confiado na minha capacidade de tratar os dados de forma completamente diferente à inicialmente proposta, e que foi muito mais de encontro ao que eu gostaria de fazer nesta tese. Espero que o resultado vá de encontro às expectativas.

Ao Bernardo Quintella pelo acompanhamento de todos os passos desta tese. Pelo interesse, exigência e ajuda que sempre demonstrou nas diversas questões deste trabalho.

Ao César Capinha pelo interesse que sempre demonstrou pelo tema da minha tese, pelas sugestões e por toda a ajuda ao nível do tratamento estatístico e análise espacial. Ficarei especialmente grata por me ter ensinado praticamente tudo o que sei sobre SIG's e R.

Ao Carlos Alexandre e Catarina Mateus por todos os ensinamentos que me passaram e pela ajuda ao longo da elaboração da tese. Por todo o interesse e motivação.

A todos os que me ajudaram em pequenas grandes questões de SIG's: prof. Nuno Neves, Marco Freire e Paula Mendes. A vossa ajuda foi determinante em alturas críticas deste trabalho.

À professora Teresa Ferreira pela cedência de algumas bases de dados utilizadas neste trabalho.

À Carla Maia pela ajuda, particularmente na parte da descrição dos rios do Norte.

Aos colegas do Laboratório de Zoologia pela ajuda sempre pronta. Neste sentido agradeço também à Sílvia Pedro e ao Tadeu.

Aos GestConcRecNat08-10! E muita força para os que faltam!

Ao pessoal de Évora, em especial à Andreia Sousa, pela presença em todas as lutas académicas, incluindo a realização da tese. Ao Dénis Medinas e ao António Vareia pelas pequenas grandes contribuições que deram para a elaboração desta tese. Ao Luís Ceríaco pelo apoio e opiniões sábias.

Ao Ricardo Castilho por toda a paciência e ajuda e motivação.

Ao Fernando Correia por permitir a utilização dos seus desenhos na minha tese.

À minha mãe, ao meu pai e à minha irmã. Por tornarem possível toda a minha formação e por fazerem de tudo para que essa tenha sido a minha única preocupação até aqui. Em especial à manei pela ajuda com a formatação da tese e pelo bom humor a qualquer hora do dia ou da noite.

RESUMO

Distribuição e Preferências de Habitat da Lampreia-de-rio e da Lampreia-de-Riacho em Portugal: Implicações Para a sua Gestão e Conservação

O género *Lampetra* sp. apresenta um elevado estatuto de conservação em Portugal. No entanto, a falta de informação a nível da sua ecologia e distribuição, coloca dificuldades na designação de medidas para a sua conservação. A realização deste trabalho permitiu a explicação dos factores ambientais que condicionam a distribuição do género em Portugal e a previsão da sua ocorrência em todo o país. O método estatístico utilizado foi *Boosted Regression Trees*, uma forma de regressão logística que incorpora árvores de decisão e um algoritmo *boosting*.

Verificou-se que as lampreias ocorrem em locais com elevada percentagem de areia, baixas altitudes, temperaturas máximas médias do mês mais quente próximas dos 30 °C e níveis de poluição industrial e precipitação relativamente baixos. Os modelos ajustados permitiram ainda a designação das linhas de água com importância para a conservação do género *Lampetra*, nas quais se verificou a presença de problemas ambientais que ameaçam a sobrevivência das populações de lampreias.

Palavras-chave: modelos de distribuição, preferências de habitat, *Lampetra planeri*, lampreia-de-riacho, *Lampetra fluviatilis*, lampreia-de-rio, Boosted Regression Trees, pressão ambiental, conservação.

ABSTRACT

Distribution and Habitat Preferences of River Lamprey and Brook Lamprey in Portugal: Implications for its Management and Conservation

The genus *Lampetra* sp. shows a high conservation status in Portugal. However, the lack of information about its ecology and distribution poses difficulties in the nomination of measures to conserve it. This work allowed the explanation of the environmental factors that influence the distribution of *Lampetra* sp. in Portugal, and the prediction of their occurrence in the whole country. The statistical method used was Boosted Regression Trees, a form of logistic regression incorporating decision trees and a boosting algorithm.

It was found that the lampreys occurs in places with a high percentage of sand, low altitudes, maximum temperature of the warmest month near 30 degrees and levels of industrial pollution and precipitation relatively low. The fitted models also allowed the description of the water lines of importance for the conservation of the genus *Lampetra*, in which there was the constant presence of environmental problems that threaten the survival of lamprey populations.

Keywords: distribution models, habitat preferences, *Lampetra planeri*, brook lamprey, *Lampetra fluviatilis*, river lamprey, Boosted Regression Trees, environmental stress, conservation.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	I
RESUMO	II
ABSTRACT	III
ÍNDICE DE FIGURAS	VI
ÍNDICE DE TABELAS	IX
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. <i>As Lampreias</i>	1
1.2. <i>Ciclo de Vida</i>	7
1.3. <i>Espécies Pares</i>	11
1.4. <i>Distribuição</i>	14
1.5. <i>Os Amocetes</i>	18
1.6. <i>Habitat dos Amocetes</i>	20
1.7. <i>Conservação</i>	27
1.8. <i>Objectivos</i>	31
2. MÉTODOS	32
2.1. <i>Área de Estudo</i>	32
2.2. <i>Trabalho de Campo</i>	33
2.2.1. Locais prospectados e técnica utilizada na captura e registo de parâmetros ambientais.....	33
2.2.2. Locais de Amostragem Complementares	37
2.3. <i>Trabalho Laboratorial</i>	39
2.4. <i>Tratamento de Dados e Estatística</i>	40
2.4.1. Variáveis ambientais	40
2.4.2. Selecção das variáveis ambientais a utilizar no modelo de distribuição do género <i>Lampetra</i>	51
2.4.3. Modelo de distribuição	52
2.5. <i>Definição de Prioridades de Conservação</i>	58
3. RESULTADOS	59
3.1. <i>Identificação e Caracterização dos Núcleos Populacionais e Estações de Amostragem</i>	59
3.2. <i>Modelo de Distribuição</i>	64
3.2.1. Análise de correlação	64
3.2.2. Ajustamento do modelo.....	66
3.2.3. Simplificação do modelo	69
3.2.4. Performance do modelo	70
3.2.5. Funções e valores ajustados.....	71
3.2.6. Estimativas para Portugal Continental.....	74
3.3. <i>Definição de Prioridades de Conservação</i>	83

4. DISCUSSÃO	90
4.1. <i>Distribuição do Género Lampetra em Portugal Continental.....</i>	90
4.2. <i>Performance do Modelo.....</i>	92
4.3. <i>Relações Entre Espécies e o Ambiente</i>	95
4.4. <i>Definição de Prioridades de Conservação</i>	103
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	163
6. BIBLIOGRAFIA	168
ANEXO I- Ficha de campo.....	XI
ANEXO II- Mapas dos preditores ambientais utilizados para a modelação do habitat da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho.	XV
ANEXO III- Usos do Solo do <i>Corine Land Cover</i>....	XXIV
ANEXO IV- Denominação das linhas de água com prioridade de conservação para o género <i>Lampetra</i>	XXV

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1- Espécies de lampreias que ocorrem em Portugal Continental: 1) lampreia-marinha (<i>Petromyzon marinus</i>); 2) lampreia-de-rio (<i>Lampetra fluviatilis</i>) e 3) lampreia-de-riacho (<i>Lampetra planeri</i>). _____	4
Figura 2- Ilustração da cabeça e da cauda de (A) <i>P. marinus</i> e de (B) <i>Lampetra sp.</i> , onde é possível observar pormenores na pigmentação que permitem a identificação e distinção entre espécies. _____	5
Figura 3- Fotografia de um adulto de (a) lampreia-de-rio com cerca de 25 cm de comprimento total, e (b) de um adulto de lampreia-de-riacho com cerca de 15 cm de comprimento total. _____	5
Figura 4- Indivíduos pertencentes a duas fases distintas do ciclo de vida das lampreias: A- Amocete de <i>Lampetra sp.</i> e B) Macroftálmica de lampreia-de-rio. _____	7
Figura 5- Ciclo de vida da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho. Imagem cedida por F.Correia®. ____	10
Figura 6- Filogenia do género, subgénero e espécies da família <i>Petromyzontidae</i> , com indicação do tipo trófico e habitat. _____	12
Figura 7- Distribuição global dos principais géneros de lampreias. _____	14
Figura 8- Distribuição de A) lampreia-de-riacho e B) lampreia-de-rio. O sombreado a vermelho representa as áreas onde a espécie é nativa e as zonas com o ponteadado preto representam locais onde a espécie está considerada extinta. _____	15
Figura 9- Distribuição de A) lampreia-de-rio e b) lampreia-de-riacho em Portugal Continental. _____	17
Figura 10- Fotografias de amocetes de <i>Lampetra sp.</i> capturados no Rio Almansor. _____	19
Figura 11- Esquema demonstrativo de amocetes enterrados no leito arenoso do rio e direcção da corrente. _____	20
Figura 12- Imagem de um caderno de Lineu, de 1732, ilustrando uma lampreia e as armadilhas que utilizavam para as capturar. _____	29
Figura 13- Rede hidrográfica de Portugal Continental, representando a área de estudo. _____	32
Figura 14- Localização das estações amostradas e prospectadas na campanha amostragem. _____	35
Figura 15- Aparelho de pesca eléctrica utilizado na captura de lampreias. _____	36
Figura 16- Recolha de amostra de sedimento com corer para análise granulométrica. _____	37
Figura 17- Estações de amostragem de lampreias do género <i>Lampetra sp.</i> registadas na 2ª campanha de amostragem (2010) e que serão utilizadas para completar os locais designados para conservação prioritária. _____	38
Figura 18- Crivos (A) e agitador (B) utilizados na determinação da composição granulométrica do sedimento. _____	39
Figura 19- Direcção do fluxo. _____	42
Figura 20- (a) Direcções de fluxo possíveis para um determinado pixel e (b) representação da direcção de fluxo escolhida em função do maior declive entre o pixel central e os vizinhos. _____	46
Figura 21- Comparação entre os usos do solo existentes na bacia do Lis. Em A) estão representados todos os usos, num ficheiro de polígonos, extraído do ficheiro original. Em B) o modelo matricial resultante do tratamento espacial para obter os usos referentes às superfícies artificiais (usos_100). ____	48
Figura 22- Comparação entre índices indicadores da humidade do solo: a) Topographic Wetness Index e b) SAGA Wetness Index. _____	49
Figura 23- Representação da operação de intersecção entre o ficheiro de pontos de presença e ausência de <i>Lampetra sp.</i> e os ficheiros raster dos 18 preditores ambientais. _____	51
Figura 24- Distribuição dos núcleos populacionais do género <i>Lampetra</i> registados durante a campanha de amostragem de 2009. _____	59
Figura 25- Abundância de indivíduos do género <i>Lampetra</i> nos pontos de amostragem onde foi registada a sua ocorrência. _____	61

Figura 26- Composição granulométrica de cada estação de amostragem onde foi registada presença de <i>Lampetra sp.</i> , representada através de um Diagrama de Shepard. _____	62
Figura 27- Estações de amostragem de lampreias do género <i>Lampetra sp.</i> onde estas foram registadas na segunda campanha de amostragem (2010) e que serão utilizadas para completar os locais designados para conservação prioritária. _____	63
Figura 28- Relação entre o número de árvores e a performance preditiva para modelos ajustados com quatro taxas de aprendizagem (I e V= 0.01; II e VI= 0.005; III e VII= 0.001; IV e VIII= 0.0005) e dois níveis de complexidade das árvores: A) $T_c = 1$ e B) $T_c = 5$. _____	67
Figura 29- Contribuições relativas de cada variável (%) para a explicação da distribuição de <i>Lampetra sp.</i> em Portugal Continental. _____	68
Figura 30- Simplificação do modelo originalmente com 12 variáveis, mostrando que a remoção de sete preditores (linha vertical) melhora a performance preditiva do modelo. _____	69
Figura 31- Contribuições médias relativas (%) de cada uma das cinco variáveis ambientais do modelo BRT simplificado para a explicação da distribuição de <i>Lampetra sp.</i> em Portugal Continental. _____	70
Figura 32- Gráficos de dependência parcial para as cinco variáveis mais influentes no modelo de ocorrência do género <i>Lampetra</i> . _____	72
Figura 33- Gráfico da interacção entre altitude e precipitação máxima média do mês mais quente. _____	73
Figura 34- Mapa da probabilidade de ocorrência de lampreias do género <i>Lampetra</i> gerado a partir de informação da presença de larvas e cinco variáveis ambientais. _____	75
Figura 35- Probabilidade de ocorrência do género <i>Lampetra</i> na bacia do Douro e pontos de amostragem prospectados em 2009. _____	76
Figura 36- Probabilidade de ocorrência do género <i>Lampetra</i> nas bacias do Norte, entre as bacias do Douro e do Vouga e pontos de amostragem prospectados durante a campanha de 2009. _____	77
Figura 37- Probabilidade de ocorrência do género <i>Lampetra sp.</i> na bacia hidrográfica do Rio Vouga, e pontos de amostragem prospectados durante as campanhas de 2009 e 2010. _____	78
Figura 38- Probabilidades de ocorrência do género <i>Lampetra sp.</i> na bacia do Mondego e pontos de amostragem prospectados durante a campanha de amostragem de 2009. _____	79
Figura 39- Probabilidade de ocorrência e pontos de amostragem prospectados durante a campanha de amostragem de 2009 do género <i>Lampetra sp.</i> nas bacias: A) do Rio Lis e B) das Ribeiras do Oeste. _____	80
Figura 40- Probabilidade de ocorrência do género <i>Lampetra sp.</i> na bacia do Tejo e pontos de amostragem prospectados durante as campanhas de amostragem de 2009 e 2010. _____	81
Figura 41- Probabilidade de ocorrência do género <i>Lampetra sp.</i> na bacia do Sado e pontos de amostragem prospectados durante a campanha de 2009. _____	82
Figura 42- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Inha. _____	106
Figura 43- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> da Ribeira de Mangas. _____	107
Figura 44- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Negro e Ribeira de São Miguel. _____	109
Figura 45- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Antuã. _____	111
Figura 46- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> no Rio Vouga. _____	113
Figura 47- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Alfusqueiro. _____	115
Figura 48- Zona de protecção de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Águeda. _____	117
Figura 49- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Cértima. _____	119
Figura 50- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> da Ribeira do Cadaval. _____	121
Figura 51- Zona de protecção de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Levira. _____	122
Figura 52- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Ançã e Vala Vale Travesso. _____	124
Figura 53- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> da Ribeira de Mortágua. _____	126
Figura 54- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Criz e Rio Mau. _____	128
Figura 55- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Corvo. _____	130
Figura 56- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Anços. _____	132
Figura 57- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> do Rio Fora. _____	134
Figura 58- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra sp.</i> da Ribeira de São Pedro. _____	136

Figura 59- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. do Rio Nabão, Ribeira de Fárrio, Rio Seiça e Ribeira de Olival. _____	138
Figura 60- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. no Rio Torto. _____	140
Figura 61- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. na Ribeira de Ulme. _____	142
Figura 62- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. na Ribeira de Muge e Chouto. _____	144
Figura 63- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. na Ribeira de Longomel. _____	146
Figura 64- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. da Ribeira de Sôr. _____	148
Figura 65- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. da Ribeira de Erra. _____	149
Figura 66- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. do Rio Sorraia. _____	151
Figura 67- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. do Rio Divôr e Ribeira da Fanica e das Barrosas. _____	153
Figura 68- Zona Especial de Conservação prioritária de <i>Lampetra</i> sp. do Rio Almansor. _____	155
Figura 69- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. da Ribeira da Marateca. _____	157
Figura 70- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. na Ribeira de São Martinho. _____	159
Figura 71- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. do Barranco Brejo Largo. _____	160
Figura 72- Zona Especial de Conservação de <i>Lampetra</i> sp. da Ribeira de São Domingos e Ribeira de Campilhas. _____	161
Figura II-1- Mapa da altitude (m) da Península Ibérica. _____	XV
Figura II-2- Mapa da distância à foz (m) na Península Ibérica. _____	XV
Figura II-3- Mapa do declive (º) para a Península Ibérica. _____	XVI
Figura II-4- Mapa da percentagem de vasa para a Península Ibérica. _____	XVI
Figura II-5- Mapa da percentagem de areia da Península Ibérica. _____	XVII
Figura II-6- Mapa da temperatura máxima média do mês mais quente (ºC) da Península Ibérica. _____	XVII
Figura II-7- Mapa da temperatura média anual (ºC) na Península Ibérica. _____	XVIII
Figura II-8- Mapa da precipitação anual (mm) na Península Ibérica. _____	XVIII
Figura II-9- Mapa da precipitação máxima média do mês mais seco (mm) na Península Ibérica. _____	XIX
Figura II-10- Mapa dos usos do solo, incluídos no grupo das superfícies artificiais, projectados na rede hídrica na Península Ibérica. _____	XIX
Figura II-11- Mapa dos usos do solo, incluídos no grupo das áreas agricultadas, projectados na rede hídrica na Península Ibérica. _____	XX
Figura II-12- Mapa dos usos do solo, incluídos no grupo das florestas e áreas seminaturais, projectados na rede hídrica na Península Ibérica. _____	XX
Figura II-13- Mapa da densidade de indústrias em Portugal Continental. _____	XXI
Figura II-14- Mapa da população total na Península Ibérica. _____	XXI
Figura II-15- Mapa do fluxo acumulado de drenagem na Península Ibérica. _____	XXII
Figura II-16- Mapa do escoamento na Península Ibérica. _____	XXII
Figura II-17- Mapa do Índice de Encharcamento (WTI) na Península Ibérica. _____	XXIII
Figura II-18- Mapa do Índice da Força do Rio (SPI) na Península Ibérica. _____	XXIII

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1- Lista das espécies de lampreias reconhecidas em Nelson (2006), Naseka et al. (2009) e Renaudi e Economids (2010) _____	3
Tabela 2- Número de estações pré-seleccionadas e número de estações amostradas por bacia hidrográfica _____	34
Tabela 3- Variáveis ambientais candidatas a utilização no modelo de distribuição de <i>Lampetra</i> sp. ____	50
Tabela 4- Parâmetros necessários para o ajustamento de um modelo BRT _____	54
Tabela 5- Número de pontos (e respectiva percentagem) onde foi registada a presença do género <i>Lampetra</i> , em cada bacia hidrográfica prospectada _____	60
Tabela 6- Resultados da análise de correlação de Pearson entre as 18 variáveis ambientais inicialmente identificadas para incluir no modelo _____	65
Tabela 7- Combinação de parâmetros para o modelo BRT com 12 variáveis _____	66
Tabela 8- Performance preditiva do modelo base (12 variáveis) e do modelo simplificado (cinco variáveis), avaliados por validação cruzada com 10 partições e uma <i>Ir</i> de 0.001 e <i>Tc</i> de 5 _____	71
Tabela 9- Interações entre pares de variáveis _____	73
Tabela 10- Linhas de água com prioridade de conservação para o género <i>Lampetra</i> . _____	XXV

1. INTRODUÇÃO

1.1. As Lampreias

Durante os últimos anos, as lampreias têm vindo a ser muito frequentemente objecto de estudo científico, em grande parte porque, em conjunto com as mixinas, elas são as únicas representantes vivas do mais primitivo grupo de vertebrados, os “peixes” sem maxilas, ou Agnatha (Hardisty & Potter, 1971). As lampreias ocupam uma posição chave na nossa história evolutiva e são agrupadas num grupo restrito de animais considerados fósseis vivos, por possuírem uma longa história evolutiva e ainda apresentarem algumas características primitivas que são semelhantes e relacionadas com animais fósseis (Hardisty, 2006).

As lampreias (Classe Petromyzontida) pertencem a um grupo de vertebrados primitivos designados frequentemente por Agnatha ou peixes sem maxilas (Hardisty, 2006; Nelson, 2006). O nome da classe (Gr. *petros*, pedra + *myzon*, sugar) refere-se ao hábito das lampreias se agarrarem às pedras com a boca em forma de ventosa para manterem a posição em troços no rio com correntes fortes (Hickman *et al.*, 2008). Este grupo distingue-se dos Gnathostomata, a outra superclasse de vertebrados, pela ausência de maxilas e barbatanas pélvicas e, quando presentes, não possuem raios dérmicos (Hardisty & Potter, 1971). Os Agnatha são um grupo parafilético, não constituindo o nome de um taxa, mas sim um grupo funcional que inclui para além das lampreias, as mixinas e os já extintos ostracodermes (Nelson, 2006; Hickman *et al.*, 2008).

Lampreias e mixinas são frequentemente referidas como ciclóstomos, devido ao seu característico aparelho bucal de forma circular, mais desenvolvido nas lampreias (Hardisty, 2006; Nelson, 2006). Os ciclóstomos, termo que actualmente não têm valor taxonómico, apresentam uma completa ausência de tecido ósseo, existindo no seu lugar

cartilagem ou, nos dentes, queratina (Hardisty, 2006). Apesar de as mixinas não possuírem coluna vertebral e de as lampreias apresentarem muito rudimentar, ambas são incluídas no subfilo dos Vertebrados por possuírem um crânio e muitas outras homologias com os vertebrados (Hardisty, 2006; Hickman *et al.*, 2008). No lugar de uma espinha articulada, as lampreias e as mixinas possuem um notocórdio. Pelas suas características elásticas, o notocórdio possibilita a estes animais impulsionarem-se por ondas de contracção através da água (Hardisty, 2006).

Os ciclóstomos não possuem pares de barbatanas pélvicas nem peitorais: as lampreias possuem uma ou duas barbatanas na superfície dorsal e as mixinas uma barbatana pré-anal (Hardisty & Potter, 1971; Hardisty, 2006). Ambas apresentam um corpo anguiliforme, uma cauda proterocercal, aberturas branquiais em forma de poros, e uma língua córnea, entre outras características. Apesar de lampreias e mixinas serem muito semelhantes no que diz respeito à sua morfologia externa, elas são, na verdade tão diferentes entre si, que foram colocadas em classes distintas (Hickman *et al.*, 2008). Para além das diferenças no ciclo de vida, existem diferenças contrastantes na anatomia e morfologia, bioquímica, fisiologia e cariótipos dos dois grupos. Estas diferenças sugerem que estes dois grupos tiveram uma longa história evolutiva independente, no entanto, esta questão é ainda objecto de discussão entre sistematas (Nelson, 2006).

As lampreias estão divididas, de acordo com a classificação de Nelson (2006), em 3 famílias, que compreendem 10 géneros e um total de 38 espécies (Tabela 1). Recentemente foram descritas mais duas espécies: *Lethenteron ninae* (Naseka *et al.*, 2009) e *Eudontomyzon graecus* (Renaudi & Economids, 2010). A família Petromyzontidae inclui as lampreias do Norte e espécies anádromas e de água doce. Na família Geotriidae estão as lampreias do sul e estas são todas anádromas. A família Mordaciidae inclui as lampreias do sul “*topeyed*”, com espécies anádromas e de água doce (Nelson, 2006).

Tabela 1- Lista das espécies de lampreias reconhecidas em Nelson (2006), Naseka *et al.* (2009) e Renaudi e Economids (2010). Estão indicadas as suas distribuições, tipos ecológicos, i.e. parasítico ou não parasítico e, quando parasítica, se o adulto se alimenta em água doce (residente) ou no mar (e por isso passa por uma migração anádroma). “F:”- família; “G:”- gênero (adaptado de Potter e Gill, 2003)

Espécie	Distribuição	Adulto
F: Petromyzontidae		
G: Ichthyomyzon		
<i>I. unicuspis</i>	Baía de Hudson, Grandes Lagos, Bacias Hidrográficas de St. Lawrence e nordeste do rio Mississippi	Parasita/Residente
<i>I. fossor</i>	A mesma que <i>Ichthyomyzon unicuspis</i>	Não parasita
<i>I. castaneus</i>	Baía de Hudson, Grandes Lagos, bacias hidrográficas do Golfo do México	Parasita/Residente
<i>I. gagei</i>	Bacias hidrográficas do Golfo do México	Não parasita
<i>I. bdellium</i>	Bacias hidrográficas de Ohio	Parasita/Residente
<i>I. greeleyi</i>	A mesma que <i>Ichthyomyzon bdellium</i>	Não parasita
G: Petromyzon		
<i>P. marinus</i>	Bacias do Norte Atlântico, Ártico Europeu, oceano Atlântico e mar Mediterrâneo	Parasita/Anádromo
G: Caspiomyzon		
<i>C. wagneri</i>	Bacias do Mar Cáspio	Necrófaga/Anádromo
G: Eudontomyzon		
<i>E. danfordi</i>	Bacia hidrográfica do Rio Danúbio	Parasita/Residente
<i>E. mariae</i>	Bacias dos mares Báltico, Azov, Negro, Adriático e Egeu	Não parasita
<i>E. hellenica</i>	Bacias hidrográficas de Strymon e Louros, Grécia	Não parasita
<i>E. morii</i>	Bacia Hidrográfica de Yalu, China e Coreia do Norte	Parasita/Residente
<i>E. graecus</i>	Bacia do Rio Louros, Grécia	Não parasita
G: Tetrapleurodon		
<i>T. spadiceus</i>	Rios Celio, Durco, Zula e Lerma, Lago Chapala, México	Parasita/Residente
<i>T. geminis</i>	Rios Celio e Duero, bacia hidrográfica de Rio Grande de Morelia, México	Não parasita
G: Entosphenus		
<i>E. tridentata</i>	Bacias hidrográficas da costa ocidental do Canadá, USA, México e rios do Japão	Parasita/Anádromo
<i>E. macrostoma</i>	Bacia do Lago Cowichan, Ilha Vancouver, Colúmbia Britânica	Parasita/Residente
<i>E. folletti</i>	Bacia hidrográfica do Rio Klamath, Califórnia	Não parasita
<i>E. hubbsi</i>	Canal Friant-Kern e Rio Merced, Califórnia	Não parasita
<i>E. lethophaga</i>	Bacia hidrográfica do Rio Klamath, Rio Oregon e Pit, Califórnia	Não parasita
<i>E. similis</i>	Bacia hidrográfica do Rio Klamath, e Rio Oregon, Califórnia	Parasita/Residente
<i>E. minima</i>	Ribeiro Miller	Parasita/Residente
G: Lethenteron		
<i>L. camtschaticum</i>	Bacias dos oceanos Ártico e Pacífico Norte	Parasita/Anádromo
<i>L. reissneri</i>	Bacias do Rio Amur, Ilha Sacalina e Península de Kamchatka, Rússia, Coreia do Sul e Japão	Não parasita
<i>L. kessleri</i>	Bacias hidrográficas entre os Rios Ob e Anadyr, da ilha de Sacalina, Rússia, e Ilha Hokkaido, Japão	Não parasita
<i>L. alaskense</i>	Bacias dos Rios Brooks e Chatanika, Rios Alaska e Mackenzie, Canada	Não parasita
<i>L. appendix</i>	Rios de St. Lawrence e Mississippi	Não parasita
<i>L. zanandreae</i>	Bacias do Mar Adriático	Não parasita
<i>L. ninae</i>	Rios do oeste da Transcaucásia na Rússia e Abkhazia	Não parasita
G: Lampetra		
<i>L. fluviatilis</i>	Bacias do nordeste do Oceano Atlântico	Parasita/Anádromo
<i>L. planeri</i>	A mesma que <i>L. fluviatilis</i> mais a bacia do Volga	Não parasita
<i>L. lanceolata</i>	Rio Iyidere, Turquia	Não parasita
<i>L. ayressi</i>	Bacias da costa do Pacífico da América do Norte	Parasita/Anádromo
<i>L. pacifica</i>	Bacias do Rio Colúmbia, Oregon e Sacramento-San-Joaquin, Califórnia	Não parasita
<i>L. richardsoni</i>	Bacias do Oceano Pacífico, Colúmbia Britânica, Washington e Oregon	Não parasita
<i>L. aepyptera</i>	Bacias noroeste do Oceano Atlântico e Golfo do México, USA	Não parasita
F: Geotriidae		
G: Geotria		
<i>G. australis</i>	Bacias do Sul da Austrália, Nova Zelândia, Chile e Argentina	Parasita/Anádromo

Espécie	Distribuição	Adulto
<i>F: Mordaciidae</i>		
<i>G: Mordacia</i>		
<i>M. mordax</i>	Bacias do Sudeste da Austrália	Parasita/Anádromo
<i>M. praecox</i>	Bacias do Sudeste da Austrália	Não parasita
<i>M. lapicida</i>	Bacias do Chile	Parasita/Anádromo

Todas as lampreias passam por um estágio larvar em água doce, na qual são designadas de amocetes, e por uma metamorfose, também em água doce. Todas as lampreias morrem pouco depois da reprodução. As lampreias podem ser parasitas ou não parasitas e ambos os tipos ecológicos caracterizam indivíduos de espécies proximamente relacionadas. Acredita-se que as espécies não parasíticas tenham derivado independentemente das espécies parasíticas. Na fase parasítica, após a metamorfose do amocete e antes da reprodução, as lampreias passam por um período no qual se alimentam de sangue de outros peixes, raspando através da sua pele. As lampreias não parasitas passam por uma fase em que não se alimentam e reproduzem-se pouco depois da metamorfose. A reprodução está confinada à água doce, na qual a forma parasítica pode ser de água doce ou anádroma (Nelson, 2006).

Em Portugal existem três espécies de lampreias (Figura 1). Todas pertencem à classe Petromyzontidae.

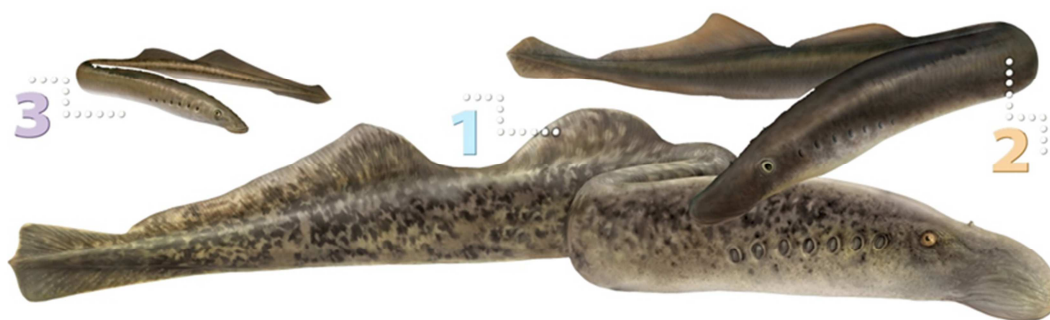


Figura 1- Espécies de lampreias que ocorrem em Portugal Continental: 1) lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*); 2) lampreia-de-rio (*Lampetra fluviatilis*) e 3) lampreia-de-riacho (*Lampetra planeri*). Imagem cedida por F.Correia® (www.efecorreia-arstudio.com).

A lampreia-marinha (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) é parasita e anádroma e a única representante do género *Petromyzon*. A lampreia-de-rio (*Lampetra*

fluviatilis Linnaeus, 1758) e lampreia-de-riacho (*Lampetra planeri* Bloch, 1784) pertencem ao género *Lampetra*, que inclui mais 5 espécies. A lampreia-de-rio é parasítica e anádroma, enquanto que a lampreia-de-riacho é não parasítica e residente, *i.e.* não migradora (Hardisty, 2006; Froese & Pauly, 2010). Durante os estados macroftálmicos e larvares, a distinção das lampreias pela sua aparência externa é geralmente difícil (Hardisty, 2006). A presença de amocetes de lampreia-marinha em áreas de distribuição comuns (troço inferior dos rios) dificulta a distinção entre as várias espécies. No entanto, na fase larvar a distinção entre a lampreia-marinha e as duas espécies de *Lampetra sp.* é facilitada pela presença de diferentes padrões de pigmentação na cabeça e na cauda (Potter & Osborne, 1975) (Figura 2).

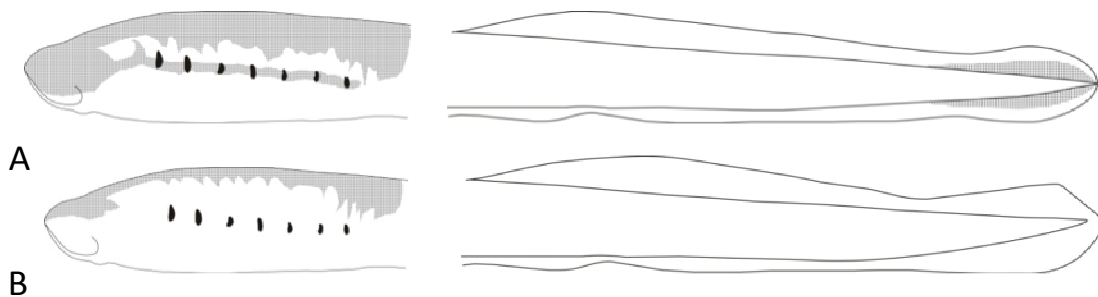


Figura 2- Ilustração da cabeça e da cauda de (A) *P. marinus* e de (B) *Lampetra sp.*, onde é possível observar pormenores na pigmentação que permitem a identificação e distinção entre espécies (adaptado de Potter & Osborne, 1975).

Durante a fase adulta ambas as espécies de *Lampetra sp.* apresentam pequenas diferenças morfológicas que permitem a sua distinção (Figura 3).



Figura 3- Fotografia de um adulto de (a) lampreia-de-rio com cerca de 25 cm de comprimento total, e (b) de um adulto de lampreia-de-riacho com cerca de 15 cm de comprimento total.

A lampreia-de-rio atinge no estado adulto uma dimensão aproximada de 30-40 cm ao passo que a lampreia-de-riacho cerca de 15-18 cm de comprimento. Na lampreia-de-rio os dentes são afiados, pelo contrário, na lampreia-de-riacho os dentes são rombos (Hardisty, 1986a; 1986b; Lelek, 1987). No que diz respeito ao número de miómeros da região do tronco, a lampreia-de-rio apresenta 58 a 66 miómeros, ao passo que a lampreia-de-riacho tem cerca de 62 a 69 miómeros. Por haver sobreposição no número de miómeros na região do tronco, esta característica não pode ser considerada diagnosticante para as referidas espécies (Hardisty, 1986a; 1986b).

1.2. Ciclo de Vida

A maioria das espécies de lampreias possui um ciclo de vida relativamente semelhante, que envolve a migração dos adultos para as zonas de cabeceira dos rios, para locais propícios para a construção dos ninhos e desova (Kelly & King, 2001). Depois de eclodirem, as jovens larvas nadam ou são levadas pela corrente para jusante, para zonas de sedimento fino e águas calmas, onde se enterram em locais com características propícias para o desenvolvimento larvar, designados por leitos de amocetes. Aqui permanecem, durante vários anos, crescendo lentamente, alimentando-se de detritos orgânicos e organismos microscópicos, que filtram da água ou dos sedimentos. O tempo que permanecem nesta fase varia entre espécies, bem como entre locais. Num estudo efectuado na Suécia, Sjöberg (1980) indica que a lampreia-de-rio permanece durante cerca de 5 anos enterrada, antes de efectuar a sua migração trófica. A *Lampetra fluviatilis* tem um relativamente curto período de vida larvar de 4,5 anos em comparação com a *Lampetra planeri*, que tem uma vida larvar estimada de 6,5 anos no Reino Unido (Hardisty, 1986a) e 5 a 9 anos na Suécia (Malmqvist, 1980).

Quando atingem determinados valores de reservas lipídicas, os amocetes iniciam uma metamorfose onde adquirem as características morfológicas de um adulto (*i.e.* aparecimento de olhos e dentes e disco bucal bem desenvolvido), após a qual são designados de juvenis ou macroftálmicas (Figura 4).

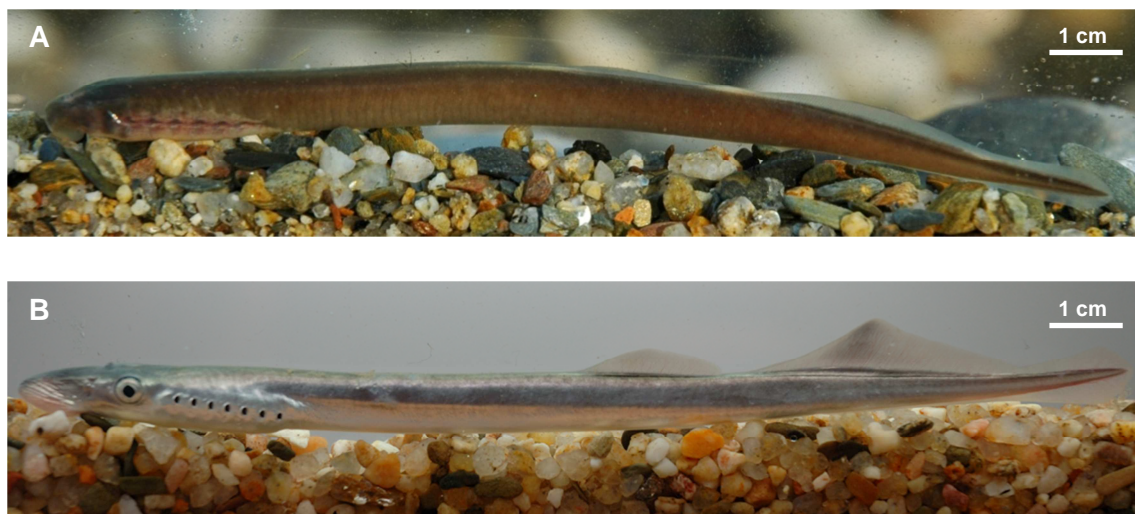


Figura 4- Indivíduos pertencentes a duas fases distintas do ciclo de vida das lampreias: A- Amocete de *Lampetra* sp. e B) Macroftálmica de lampreia-de-rio.

A época do ano durante a qual ocorre a metamorfose nas lampreias é restrita ao Verão e início do Outono. O período preciso está dependente das condições climáticas que prevalecem (Hardisty, 2006). A idade e tamanho dos amocetes quando iniciam a transformação varia entre espécies e mesmo entre populações (Hardisty, 2006).

Das 40 espécies de lampreias actualmente reconhecidas em todo o mundo, cerca de 22 deixam de se alimentar logo após a metamorfose, maturando sexualmente 3 a 9 meses depois. Esta condição de não se alimentarem em adultos (situação bastante rara nos vertebrados) marca definitivamente o ciclo de vida destas espécies conhecidas como lampreias de riacho ou *brook lampreys*. Apesar do seu nome indicar que elas apenas existem em rios pequenos, elas são muito numerosas em rios maiores mas, devido ao seu pequeno tamanho e hábitos escondidos, passam facilmente despercebidas em rios mais profundos. Apesar de o modo parasítico ser frequentemente referido como uma característica típica das lampreias, apenas 18 espécies se alimentam desta forma no estado adulto. Estas espécies, denominadas de parasíticas, agarram-se através do disco oral a várias espécies animais aquáticas (usualmente peixes) e alimentam-se do seu sangue ou tecidos moles, em sistemas dulciaquícolas (rios e lagos) ou marinhos (estuários e mar) (Hardisty, 2006). A lampreia-de-rio permanece cerca de 2 anos na fase de alimentação (Hardisty & Potter, 1971). Pensa-se que os adultos passam a maior parte da sua vida parasitária nos estuários ou em águas costeiras, seguindo os movimentos dos hospedeiros como *Clupea harengus* L. (arenque), *Sprattus sprattus* L. (espadilha) e *Platichthys flesus* L. (solha-das-pedras) (Hardisty, 1986a; Maitland, 2003). Sjöberg (1980) indica a ocorrência de capturas acidentais de lampreia-de-rio por pescadores em armadilhas destinadas à apanha de bacalhau (*Gadus morhua* L.). No seu modo de alimentação, a lampreia-de-rio tem sido descrita mais como predador do que como parasita, uma vez que se alimenta de pedaços de tecido dos seus hospedeiros/presas, em vez de se alimentar apenas de sangue (Hardisty, 1986a).

Depois do período de alimentação, que pode ir de alguns meses a vários anos, os seus órgãos reprodutivos começam a maturar, regressando aos habitats de desova nas cabeceiras dos rios para se reproduzirem. A partir da altura em que atingem a condição reprodutiva, as lampreias deixam de se alimentar, o que acontece também com outros migradores anádromos, como os salmões (Hardisty, 2006). Não existem dados que permitam definir a época de migração reprodutora, quer da lampreia-de-rio, quer da lampreia-de-riacho, em Portugal. No entanto, algumas informações apontam para os

meses de Dezembro a Março (dados não publicados). A migração reprodutora da lampreia-de-riacho pode ser bastante mais curta e só se iniciar pouco tempo antes do período reprodutor (Hardisty & Potter, 1971). Em Portugal, o período reprodutor destas espécies será entre Março e Abril (dados não publicados). As lampreias reproduzem-se através de uma pseudo-cópula, onde o macho estimula a fêmea para libertar os oócitos femininos, que são prontamente fecundados pelo esperma dos machos libertado através da papila urogenital (Huggins & Thompson, 1970).

Acredita-se que o ciclo de vida de ambas as espécies de *Lampetra* sp. (Figura 5) seja de aproximadamente sete anos, apresentando as suas histórias de vida importantes diferenças. A fase larvar é mais prolongada na lampreia-de-riacho (seis anos e meio), mas a sua existência em adulto é, correspondentemente, mais curta. A lampreia-de-rio tem uma fase adulta com a duração de dois anos e meio (cerca de dois anos como parasita e seis meses de actividade reprodutora), passando os restantes quatro anos e meio sob a forma de amocete (Hardisty, 2006).

Durante o seu ciclo de vida, as lampreias passam por dois períodos distintos durante os quais não se alimentam. O primeiro é o da metamorfose, que pode durar três a cinco meses ou mais em algumas espécies. O segundo é durante a migração reprodutora, que pode ser estendido, em algumas espécies, por um ano ou mais (Hardisty, 2006). No caso da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho o período de migração reprodutora dura quatro a nove meses (Hardisty, 2006). É crucial para a sua sobrevivência que as lampreias consigam acumular reservas suficientes, não apenas para completar a jornada reprodutora, mas atingido esse objectivo, para enfrentar as pesadas exigências da maturação das gónadas e as frenéticas actividades reprodutoras que se seguirão. Uma das estratégias que as lampreias utilizam para resistir a longos períodos sem comida é a perda de até $\frac{1}{4}$ do comprimento corporal. Esta capacidade única só é possível devido à ausência de uma coluna vertebral óssea (Hardisty, 2006).

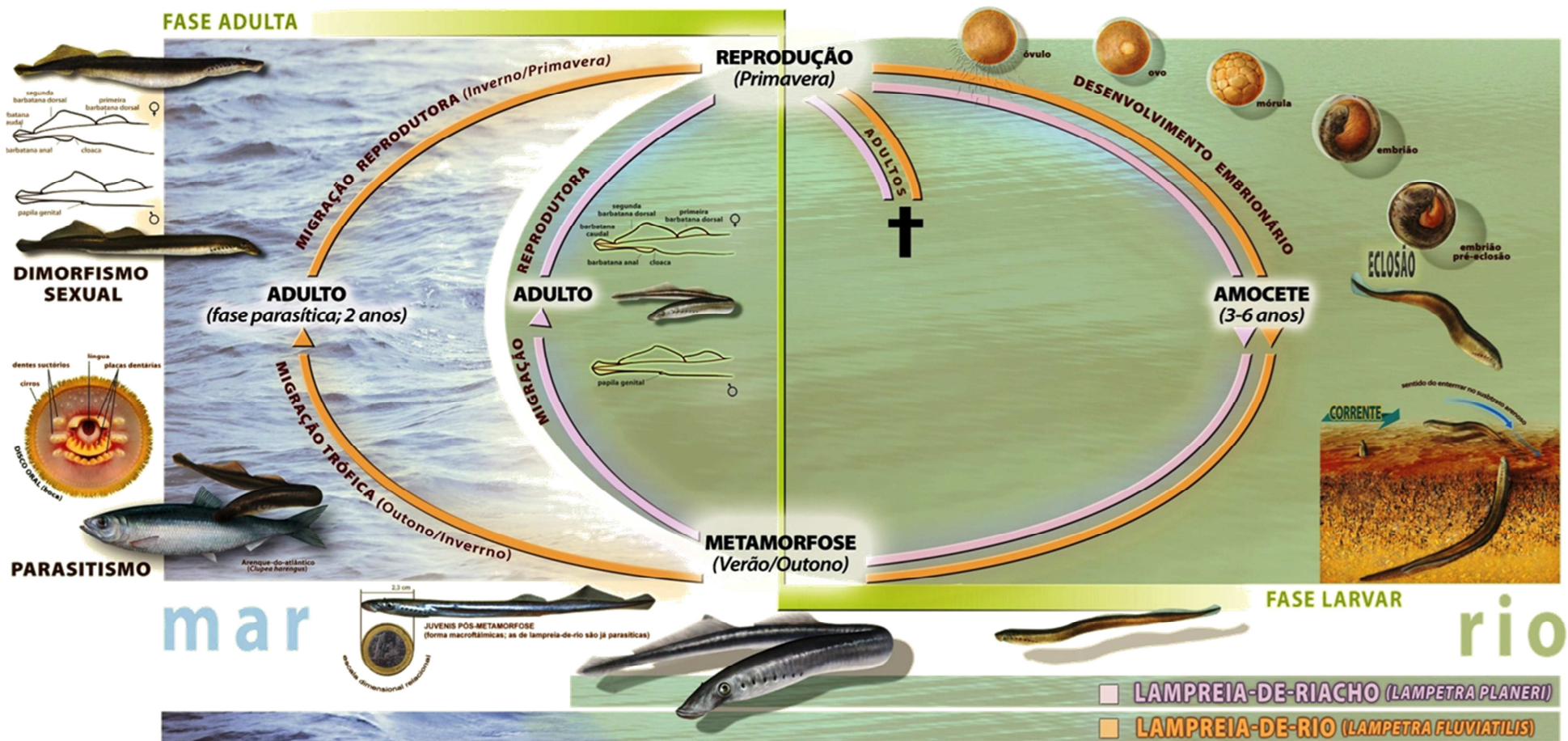


Figura 5- Ciclo de vida da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho. Imagem cedida por F.Correia® (www.efecorreia-arstudio.com).

1.3. Espécies Pares

Os peixes de água doce (bem como outros organismos aquáticos) possuem habitats confinados, estando por isso muitas vezes contidos dentro de fronteiras particulares. Isto leva à diferenciação de várias populações independentes e ao desenvolvimento de características individuais devido ao isolamento. Isto é também verdade para as espécies migradoras, em que apesar de poder ocorrer uma mistura substancial dos *stocks* no mar, o forte instinto de *homing* leva a uma tendência para o isolamento genético (Maitland, 1995). A existência de *homing* não está confirmada para nenhuma espécie de lampreias (Hardisty, 1986c), no entanto, Espanhol (2003) refere que as populações de bacias diferentes estão isoladas entre si (*e.g.* população do Sado e do Tejo), sugerindo que, em Portugal, o género *Lampetra* poderá ocorrer exclusivamente em águas continentais, ou seja, nos rios e estuários.

O termo “espécies pares” descreve pares de lampreias proximamente relacionadas e morfologicamente semelhantes, em que uma é parasita e a outra, não parasita, derivou provavelmente da primeira (Zanandrea, 1954, 1959). As larvas das espécies pares são morfologicamente semelhantes mas os adultos adoptam diferentes tipos ecológicos: anádromo e parasita *vs.* residente de água doce e não parasita (Hardisty, 1986c; Espanhol *et al.*, 2007). Ambas as formas podem ser capturadas a desovar no mesmo local ao mesmo tempo (Zanandrea, 1959). Espécies pares estão actualmente reconhecidas em sete dos dez géneros de lampreias (Docker, 2009).

Das espécies de lampreias actualmente descritas, mais de metade são não parasitas, confinadas à água doce e de pequenas dimensões. Ao analisar os seus ciclos de vida e a sua presença na maioria dos géneros existentes, tornou-se claro que, na maioria dos casos, cada uma pode ser emparelhada com uma espécie parasita maior que vive na mesma área geográfica (Hardisty, 2006). Estas indicações deram origem à ideia da existência de um ancestral comum, cuja estrutura e habitat teriam sido similares ao da espécie parasítica. No caso particular da *Lampetra fluviatilis* e da *Lampetra planeri*, os mapas de distribuição mostram o quão próximas são as áreas ocupadas por ambas as espécies, sendo a da *Lampetra fluviatilis* um pouco mais limitada à zona costeira, próximo das zonas de alimentação, durante a fase adulta (Hardisty, 2006). A *Lampetra planeri* não ocorre geralmente fora das bacias hidrográficas em que ocorre a *L.*

fluviatilis, com exceção de algumas ocorrências nas cabeceiras das bacias do Danúbio e Volga (Hardisty, 1986b). Na Península Ibérica esta situação não é tão linear, sendo a extensão de ocorrência da *Lampetra planeri* muito maior que a da *Lampetra fluviatilis*.

As relações filogenéticas entre lampreias pares pertencentes ao mesmo género não são ainda claras. A filogenia do grupo foi sempre estudada com base em caracteres morfológicos, como a dentição (Hubbs & Potter, 1971; Potter, 1980) (Figura 6). Estudos moleculares (Docker *et al.*, 1999) são usados para ajudar a identificar as espécies, no entanto, os caracteres mais diagnosticantes são os que vêm de diferenças morfológicas (Beamish, 1985).

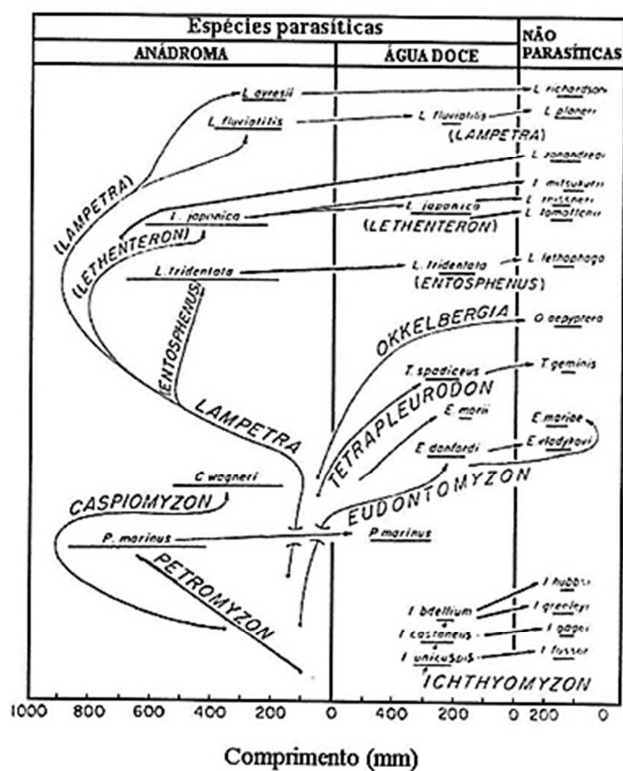


Figura 6- Filogenia do género, subgénero e espécies da família Petromyzontidae, com indicação do tipo trófico e habitat. A árvore foi construída com base na dentição (adaptado de Hubbs & Potter, 1971).

Baseados em caracteres morfológicos, Vladikov & Kott (1979) confirmaram a proximidade entre a *Lampetra planeri* e a *Lampetra fluviatilis*. Docker *et al.* (1999), utilizando sequências de genes mitocondriais, observaram uma distância genética baixa entre as duas espécies, pelo que sugeriram uma divergência bastante recente. Num estudo realizado com o género *Lampetra* sp., Espanhol (2003) não conseguiu distinguir as duas espécies através da análise da sequência parcial do DNA mitocondrial.

O estudo de Espanhol *et al.* (2007) refere a hipótese da existência de uma só espécie, onde ambos os ciclos de vida resultam em dois ecótipos distintos, produzidos pelo mesmo fundo genético, tal como já tinha sido proposto por Enequist (1937) e mais recentemente revisto por Docker (2009). A existência de ecotipos é também conhecida em outras espécies anádromas, existindo uma parte da população não anádroma (e.g. salmão do Atlântico) (Gross, 1987; Jonsson & Jonsson, 1993). A hipótese da existência de ecotipos, em vez de espécies separadas, no género *Lampetra*, já tinha sido levantada por Enequist (1937) e, a confirmar-se, pode-se estar a assistir a um processo de especiação. Hardisty (1986c) sugere que *L. planeri* pode ter surgido do isolamento de populações de *L. fluviatilis* devido à existência de barreiras que impedem a migração. Alterações no ambiente, como, por exemplo, barreiras à migração ou reduzida disponibilidade de hospedeiros, poderão provocar o abandono da fase migradora. Estão documentados vários casos nos peixes teleósteos, como por exemplo nos salmonídeos, em que existem indivíduos que migram e outros que são residentes holobióticos, dentro da mesma população, resultando em várias diferenças ao nível morfológico (Thomaz *et al.*, 1997; Weiss *et al.*, 2000).

A existência de formas *praecox* levanta a hipótese de a *Lampetra planeri* ter surgido a partir de uma forma intermédia de água doce e não directamente da forma anádroma. As populações *praecox* da espécie *Lampetra fluviatilis* existentes no Reino Unido têm um tamanho mais pequeno, fecundidade reduzida e passam apenas um Verão a alimentar-se no mar. Podem migrar em conjunto com a forma normal, mas reproduzem-se em épocas diferentes (Hardisty, 1986a).

Parecem não existir muitas dúvidas na evolução da lampreia-de-riacho a partir da lampreia-de-rio (Zanandra, 1959; Hardisty & Potter, 1971; Hubbs & Potter 1971; Vladikov & Kott, 1979; Potter, 1980), a questão que hoje em dia se coloca é se atingiram o estatuto específico, ou seja, se já podem ser classificadas como espécies distintas.

1.4. Distribuição

As lampreias possuem uma distribuição antitropical (Figura 7), sendo a temperatura o factor que condiciona a sua distribuição em larga escala (Hardisty & Potter, 1971; Hardisty, 2006).

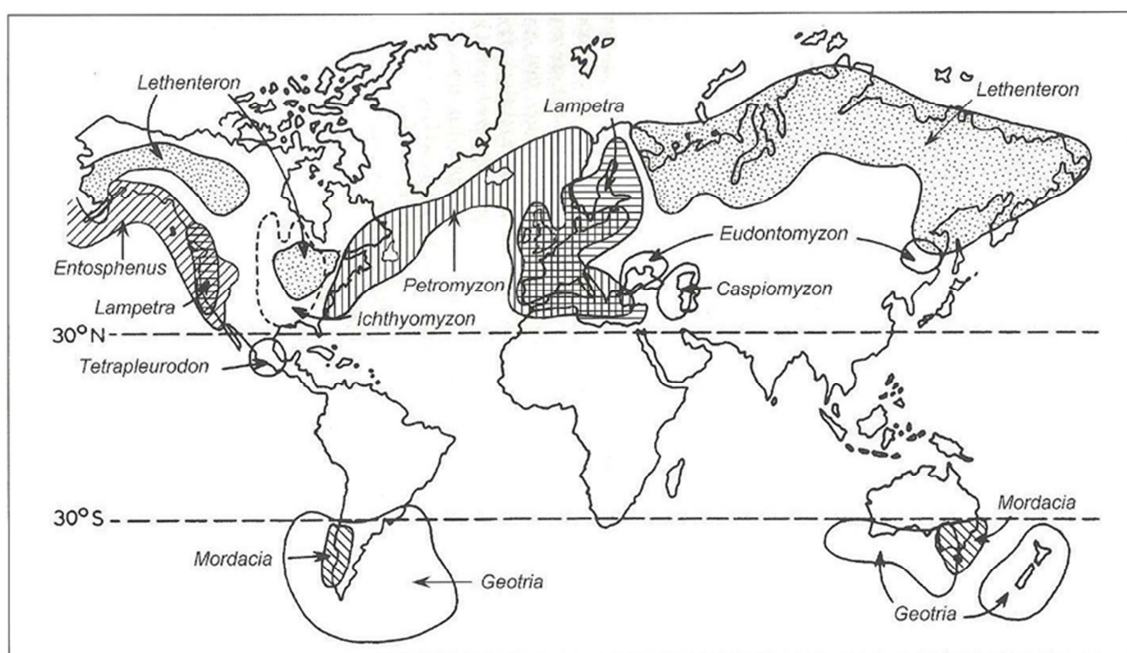


Figura 7- Distribuição global dos principais géneros de lampreias. Retirado de Hardisty (2006).

Segundo Hardisty (2006), as lampreias não ocorrem nos trópicos porque os ovos e estádios larvares iniciais desenvolvem-se apenas em águas frias, em temperaturas médias abaixo de 30°C. Estando as espécies de lampreias isoladas entre hemisférios, é natural que estas lampreias tenham desenvolvido características diferentes. Sabe-se hoje, através de estudos moleculares, que as diferenças morfológicas e geográficas estão reflectidas na sua constituição genética. Existem actualmente 36 espécies a norte do equador e apenas quatro no Hemisfério Sul (Hardisty, 2006; Nelson, 2006; Naseka *et al.*, 2009; Renaudi & Economids, 2010). Para além disso, apenas uma espécie não parasita foi identificada no Sudoeste da Austrália, factos que podem ser explicados pela existência de poucas bacias hidrográficas que forneçam locais apropriados para a colonização por lampreias, tendo em conta as restritas temperaturas compatíveis com o

sucesso reprodutor e as menores disponibilidades hídricas. No continente Africano estas condições parecem estar completamente ausentes (Hardisty, 2006).

A distribuição de cada espécie não parasita está geralmente correlacionada com a de uma forma parasítica próxima e presumivelmente sua ancestral (Hardisty & Potter, 1971). As grandes lampreias anádromas apresentam áreas de distribuição geográfica mais extensas, atingem maiores dimensões e conseqüentemente maior fertilidade. Segundo Hardisty (2006), o facto de dividirem os seus ciclos de vida entre a água doce e salgada faz com que aproveitem o melhor que cada ambiente tem para oferecer: desenvolvimento larvar em águas doces, mais seguras neste estágio de vida que o mar, e a alimentação no mar, que oferece maior variedade e abundância de presas, permitindo, por um lado, uma maior dispersão da espécie e por outro, ao atingirem maiores dimensões produzem também mais gâmetas aumentando assim a descendência.

A área de distribuição da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho encontra-se confinada ao Continente Europeu (Figura 8).

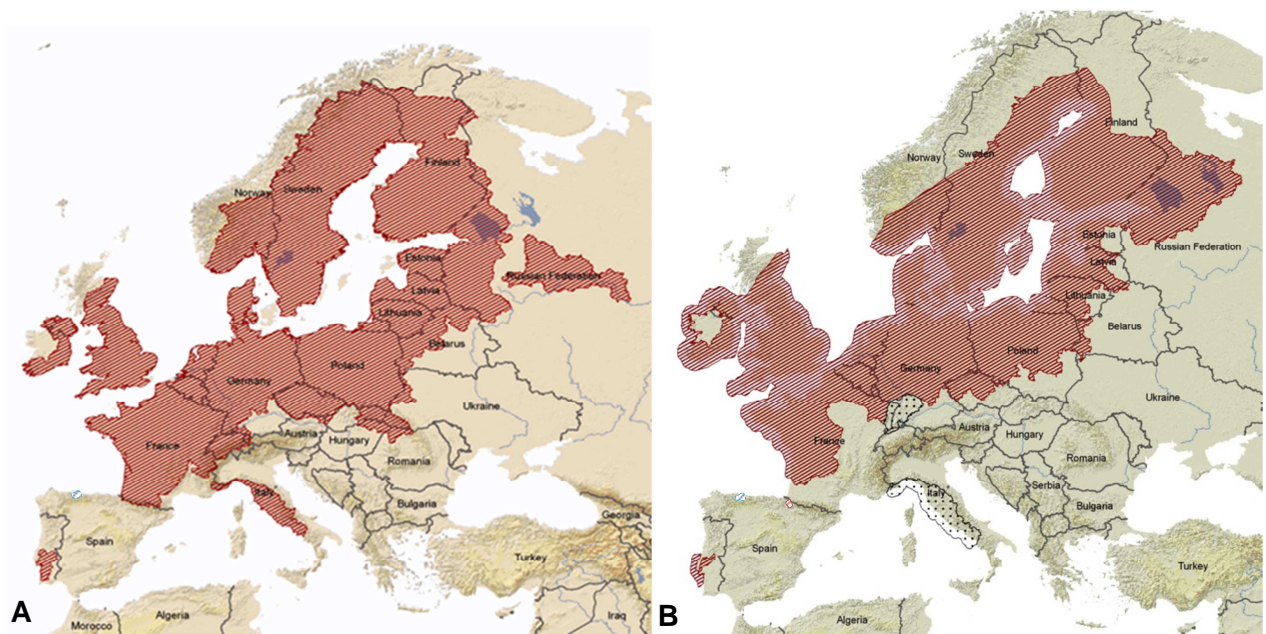


Figura 8- Distribuição de A) lampreia-de-riacho e B) lampreia-de-rio. O sombreado a vermelho representa as áreas onde a espécie é nativa e as zonas com o ponteadado preto representam locais onde a espécie está considerada extinta (adaptado de Doadrio, 2001; IUCN, 2010). A azul encontra-se representada uma população de *Lampetra sp.* (Mateus *et al.*, 2011).

A lampreia-de-rio pode ser encontrada nas bacias hidrográficas do Mar do Norte, em direção à Escócia, Bergen (Noruega), rios que drenam para o Mar Báltico, na Irlanda, Grã-Bretanha do lado norte da Escócia, na costa Atlântica da França. Foram feitos registos ocasionais nos mares Adriático e Jónico e ao longo das costas da Península Ibérica. As populações conhecidas sem acesso ao mar encontram-se nos lagos Ladoga e Onega, montante do Volga (Rússia), Lomond (Escócia), alguns lagos na Finlândia e, possivelmente, no lago Neagh (Irlanda) (Kotellat & Freyhof, 2007).

A lampreia-de-riacho pode ser encontrada nos rios que drenam para o Mar do Norte, bacias do Mar Báltico, na Grã-Bretanha, na zona costeira atlântica francesa e populações isoladas em algumas bacias na Península Ibérica. Pode também ser encontrada no Mediterrâneo, na costa oeste da Itália e na bacia do Pescara, na costa adriática da Itália (Kotellat & Freyhof, 2007).

Em Portugal, foram os trabalhos de Baldaque da Silva (1891) e posteriormente a confirmação por Almaça & Collares-Pereira (1988) e Almaça & Cortes (1991) que descreveram a presença de *Lampetra fluviatilis* e *Lampetra planeri*, respectivamente. Até ao momento só foi confirmada a presença de adultos reprodutores de lampreia-de-rio na bacia hidrográfica do Rio Tejo, ao contrário da sua congénere, a lampreia-de-riacho, que parece ter uma distribuição mais alargada em território nacional (Cabral *et al.*, 2005; Espanhol *et al.*, 2007) (Figura 9). Em Portugal Continental, a sua presença está confirmada nas bacias hidrográficas do Douro (Maia *et al.*, 2008), Ribeiras entre Douro e Vouga, Mondego, Lis, Ribeiras do Oeste, Tejo e Sado (Cabral *et al.* 2005; Espanhol *et al.*, 2007). Em Espanha existe apenas uma pequena população de lampreia-de-riacho, em claro declínio, cuja área de ocupação é inferior a 10 km². Não são conhecidas populações de lampreia-de-rio em Espanha, estando esta dada como regionalmente extinta (Doadrio, 2001).

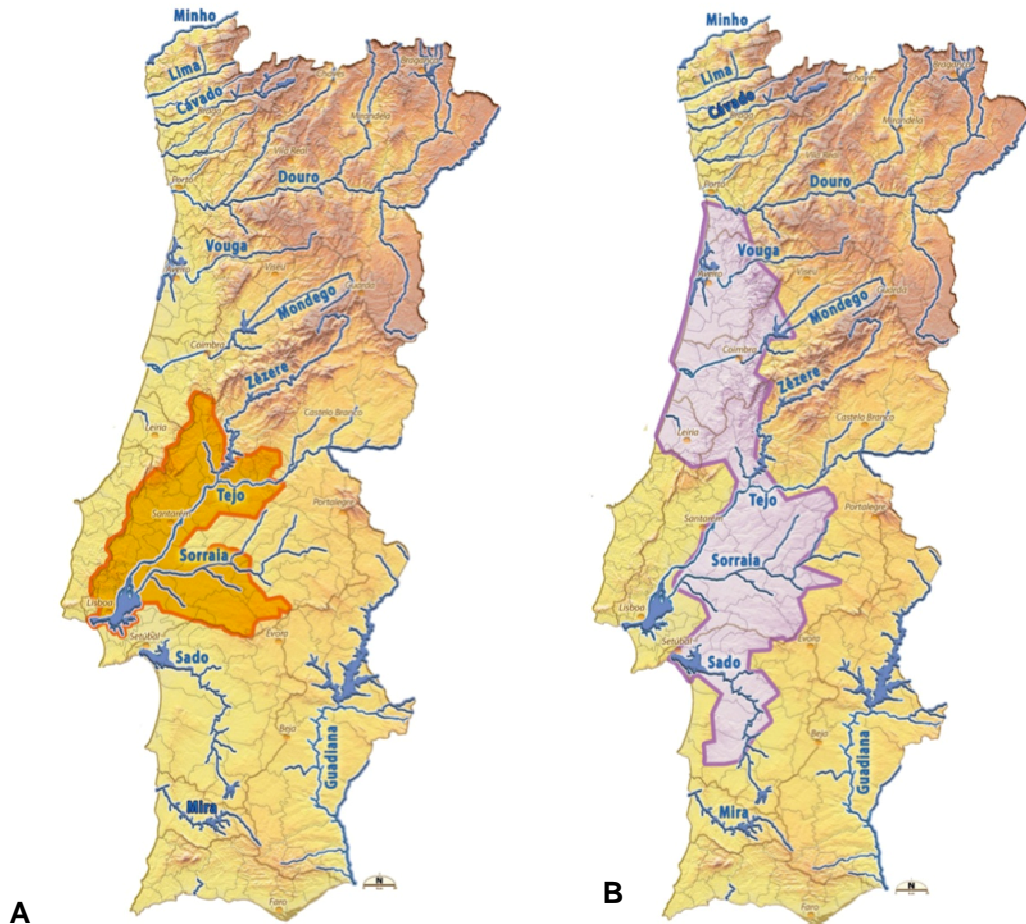


Figura 9- Distribuição de A) lampreia-de-rio e b) lampreia-de-riacho em Portugal Continental. Imagem cedida por F. Correia® (www.efecorreia-arstudio.com).

1.5. Os Amocetes

Seja qual for o critério utilizado - biomassa, sobrevivência durante longos períodos de tempo geológico ou extensão da sua presente distribuição - existem poucas dúvidas de que as lampreias são um dos grupos animais melhor sucedidos (Hardisty & Potter, 1971). Este sucesso deve-se, em grande parte, ao estágio larvar em água doce prolongado (60 a 80% do seu ciclo de vida total; Hardisty, 2006), no qual, durante vários anos, o amocete permanece oculto, enterrado nos depósitos de sedimento fino dos rios (Hardisty & Potter, 1971). Assim escondido, o amocete está relativamente protegido, baixando as hipóteses de ser predado. Para além disso, a sua fonte de nutrientes é aparentemente inesgotável, pelo que as limitações em termos de crescimento são apenas impostas pelos mecanismos de alimentação microfágica (Hardisty & Potter, 1971) e temperatura. Actualmente sabe-se que também a densidade populacional pode afectar o crescimento dos amocetes (Hardisty, 2006). Segundo Hardisty (2006), a excessiva densidade num leito de amocetes pode ter um efeito inibitório no crescimento dos animais. Pelo facto de se encontrarem rodeados da sua fonte de alimento, excepto em alturas em que o ambiente se deteriora (e.g. quando ocorre depleção de oxigénio ou de partículas alimentares), a energia gasta com a procura de alimento é pouca ou nenhuma. No entanto, os amocetes não têm uma vida completamente inactiva. É verdade que quando as condições do meio são favoráveis ao seu desenvolvimento eles podem permanecer no mesmo sítio durante longos períodos, mas o facto de os podermos encontrar em longas extensões no mesmo rio, implica que pelo menos, alguns indivíduos da população se movimentem. Este movimento pode ser uma deriva passiva apenas para se redistribuírem ou uma busca activa por habitats com melhores condições, nomeadamente ao nível do substrato e disponibilidades alimentares (Quintella *et al.*, 2005; Hardisty, 2006). Esta deriva para jusante pode ser um efeito de auto-regulação das populações de lampreias. Os movimentos ocorrem apenas à noite, de forma a minimizar os ataques pelos predadores (Sjôberg, 1980; Hardisty, 2006).

À primeira impressão, o amocete pode parecer-se com uma pequena enguia (Figura 10).



Figura 10- Fotografias de amocetes de *Lampetra* sp. capturados no Rio Almansor.

Os seus olhos não são visíveis, estando ocultos debaixo da pele. Na superfície dorsal da cabeça existe um pedaço de pele transparente, a mancha pineal, debaixo da qual está o órgão pineal. As barbatanas, que não estão tão desenvolvidas como no adulto, consistem apenas numa faixa contínua que se estende desde a região do tronco até à cauda, onde se enrola como uma barbatana caudal. No lugar de um aparelho bucal desenvolvido, os amocetes possuem uma entrada em forma de capuz guardada por um anel de cirros (Hardisty & Potter, 1971). Ao contrário da lampreia adulta, os amocetes respiram como os peixes, mantendo um fluxo unidireccional de água. A água entra através da boca e sai pelos sete poros branquiais depois de fluir pelas brânquias (Hardisty, 2006). A dieta dos amocetes é muito variada, sendo o tamanho das partículas alimentares o factor limitante. Da análise dos conteúdos estomacais dos amocetes, conclui-se que os alimentos preferidos são vários tipos de microalgas, abundando as diatomáceas e material orgânico particulado, combinado com quantidades variáveis de vasa ou areia. A importância de bactérias e fungos parece estar subestimada, por ser de difícil avaliação, no entanto, ambos os itens devem ser de grande importância na dieta dos amocetes (Hardisty, 2006).

A forma do corpo, aparência, hábitos de vida, e alguns detalhes anatómicos dos amocetes fazem lembrar os do anfioxo. Eles evidenciam claramente muitas características partilhadas pelos vertebrados, não tão óbvias no desenvolvimento dos gnathostomata. São animais mais próximos dos organismos ancestrais que deram origem aos vertebrados (Hickman *et al.*, 2008).

1.6. Habitat dos Amocetes

Geralmente, é mais simples descobrir se as lampreias estão presentes em determinados cursos de água procurando pelas suas larvas do que pelos adultos. As populações de amocetes são o acumular de sobreviventes de sucessivas gerações, excedendo sempre as populações adultas, que morrem invariavelmente depois da desova, e são constituídas apenas por uma geração que se reproduziu anos antes (Hardisty, 2006).

Em águas muito limpas e calmas, a presença de amocetes pode ser revelada por depressões circulares à superfície (Figura 11), com um pequeno buraco no centro, a boca do animal (Hardisty & Potter, 1971; Hardisty, 2006). Em geral, a profundidade à qual se enterram depende do tamanho do animal. Os amocetes mais pequenos podem ser encontrados nas camadas mais superficiais da vasa ou areia, mas animais maiores conseguem-se enterrar a maiores profundidades, mais de 15-20 cm (Hardisty, 2006).

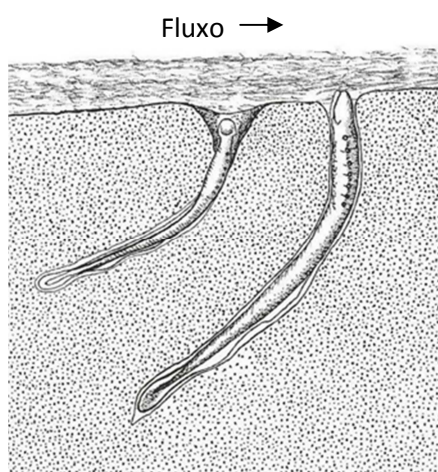


Figura 11- Esquema demonstrativo de amocetes enterrados no leito arenoso do rio e direcção da corrente (adaptado de Hardisty, 2006).

Ao longo de uma bacia hidrográfica, a distribuição das lampreias resulta do comportamento contrastante entre o adulto e o amocete e dos seus requisitos ecológicos bastante diferentes. À medida que se aproxima a época de reprodução, os adultos migram para montante, movendo-se contra as correntes até atingirem finalmente zonas com fundos mais grosseiros onde se reproduzem. Os amocetes são, ao longo da fase

larvar, transportados pela corrente desde os locais onde eclodiram para jusante até atingirem zonas mais estáveis e de correntes mais lentas. É frequente encontrar os amocetes mais novos em locais próximos das áreas de desova, onde as condições são menos favoráveis, e mais para jusante, uma proporção crescente de indivíduos mais velhos (Quintella *et al.*, 2003; Hardisty, 2006).

Os locais seleccionados pelos amocetes no rio podem usualmente ser previstos com alguma precisão por um observador experiente, no entanto, especificar os factores físico-químicos que caracterizam o leito de amocetes é mais difícil (Hardisty & Potter, 1971). Acima de tudo, a existência de condições para a colonização dos amocetes depende do gradiente do rio, que por sua vez determina a velocidade de corrente, o tipo de substrato e a acumulação de detritos orgânicos (Hardisty & Potter, 1971). Contudo, estas variáveis são indicadoras apenas dos limites dentro dos quais as lampreias poderão provavelmente ocorrer, não definindo com precisão a localização dos habitats dos amocetes. Estes microambientes são frequentemente encontrados em remansos, meandros ou atrás de obstruções, onde a velocidade de corrente é menor que no leito principal e onde o material orgânico se tende a acumular. Nestas zonas, parcialmente ensombradas, as condições são muito favoráveis ao crescimento de diatomáceas, que parecem constituir um importante factor na estabilidade dos leitos de amocetes (Hardisty & Potter, 1971). Parâmetros físico-químicos, como as tensões de oxigénio e dióxido de carbono, pH, conductividade, tamanho das partículas, conteúdo orgânico do substrato, temperatura, ensombramento, caudal e velocidade de corrente são também importantes na distribuição das larvas. No entanto, dentro dos gradientes nos quais os amocetes ocorrem, estes factores são relativamente constantes (Hardisty & Potter, 1971).

A influência de variáveis ambientais na distribuição das larvas das lampreias tem sido amplamente estudada. A maioria dos estudos são realizados a escalas geográficas pequenas (Malmqvist, 1980; Beamish & Lowartz, 1996; Sugiyama & Goto, 2002), existindo poucos estudos efectuados a múltiplas escalas espaciais (Goodwin *et al.* 2008). A distribuição dos amocetes na rede hidrográfica está condicionada a várias escalas (Baxter, 1954; Manion & McLain, 1971; Beamish & Lowartz, 1996). Segundo Godwin *et al.* (2008), a melhor forma de examinar como é afectada a abundância de amocetes pelos factores ambientais é integrando factores a várias escalas geográficas.

Em vários estudos que definem o habitat óptimo dos amocetes a pequenas escalas espaciais, o tamanho do grão do substrato e a velocidade de corrente foram considerados os indicadores mais importantes na abundância de larvas de lampreia (Malmqvist 1980; Beamish & Jebbink 1994; Beamish & Lowartz 1996; Almeida & Quintella 2002; Sugiyama & Goto 2002). É reconhecido que a disponibilidade de partículas de substrato de tamanho óptimo é um dos factores mais importantes na selecção de habitat das larvas de lampreias pertencentes a várias espécies (Hardisty, 1979; Kainua & Valtonen, 1980; Malmqvist, 1980; Morman *et al.*, 1980; Potter, 1980; Young *et al.*, 1990a; Young *et al.*, 1990b; Kelso & Todd, 1993; Beamish & Jebbink, 1994; Ojutkangas *et al.*, 1995; Beamish & Lowartz, 1996; Sugiyama & Goto, 2002; Goodwin *et al.*, 2008).

O tamanho das partículas do substrato que são transportadas, ou depositadas numa localização específica, depende primariamente das condições hidráulicas locais (Neeson *et al.* 2007). Também, de acordo com Almeida e Quintella (2002), a distribuição dos amocetes parece estar associada a zonas de correntes lentas, mas uma vez que a composição granulométrica em ambientes lóticos está proximamente relacionada com a velocidade de corrente, é provável que o tamanho das partículas do sedimento seja a principal variável ambiental que determina a abundância de larvas de lampreia-marinha. O estudo de Young *et al.* (1990b) suporta esta observação, sugerindo que a distribuição dos amocetes é uma função do tamanho das partículas do sedimento ou de variáveis correlacionadas com o tamanho das partículas, nomeadamente a velocidade de corrente. Tipicamente, os habitats de amocetes ocorrem em zonas protegidas de grandes flutuações nos níveis da água ou caudais do rio, e onde a velocidade de corrente é usualmente lenta (Hardisty & Potter 1971).

Trabalhos sobre a ecologia de lampreias em rios e riachos têm abordado a interacção de factores e a sua influência sobre a distribuição das larvas (Baxter 1954, Hardisty & Potter 1971). Padrões de distribuição de larvas de lampreias a larga escala têm sido atribuídos à variação do gradiente dentro e entre rios (Baxter, 1954; Young *et al.*, 1990a). Baxter (1954) constatou que o gradiente dos rios nos quais ocorre lampreia-marinha em Inglaterra foi entre 5 e 14,5 m/km, o que permite um bom habitat de desova nas zonas mais a montante e as áreas de deposição para habitats larvares a jusante. Dawson & Jones (2009) referem que o gradiente de quatro tributários dos Grandes Lagos, nos quais ocorre lampreia-marinha, estão dentro do intervalo previsto por Baxter

(1954). Torgersen e Close (2004) também observaram que os padrões de abundância de larvas de lampreia seguem padrões longitudinais do gradiente de rio. No entanto, segundo os mesmos autores, a importância relativa dessas relações está muito provavelmente dependente da escala a que o gradiente é medido.

Estudos de habitat das larvas de lampreias a pequena escala têm sido úteis para o desenvolvimento de uma compreensão geral sobre a biologia de lampreias. No entanto, a conservação e gestão das populações de lampreias exige a capacidade de avaliar e prever padrões espaciais da abundância de larvas a várias escalas (Torgersen & Close 2004). A avaliação dos padrões e processos ecológicos a múltiplas escalas pode revelar factores causais que são importantes a uma escala, mas são menos importantes ou têm um efeito oposto a outras escalas (Torgersen & Close 2004). Especificamente, eles indicam que as larvas da lampreia do Pacífico (*E. tridentata* Richardson, 1836) requerem habitat com fluxo adequado que seja suficiente para fornecer uma fonte de alimento estável, mas suficientemente lento para permitir a deposição de sedimento necessário para se enterrarem; uma constatação que exige uma análise do habitat a uma escala mais fina. Neeson *et al.* (2007) tentaram prever a distribuição do habitat preferencial dos amocetes a várias escalas espaciais utilizando valores geomorfológicos derivados de Sistemas de Informação Geográfica no braço este do Rio Chagrin, Ohio (EUA). Das variáveis testadas, o declive da superfície da água medido no campo e o raio da curvatura influenciam a probabilidade de um segmento do rio conter habitat preferencial dos amocetes num segmento do rio com 50 m de comprimento, contudo, em segmentos do rio com comprimentos mais longos não foram observadas relações entre as variáveis geomorfológicas e a presença de habitat de amocetes (Neeson *et al.*, 2007). A influência relativa do gradiente do canal como um predictor da abundância de larvas aumenta em escalas espaciais maiores por causa das mudanças na morfologia do leito do rio do segmento de riacho ou à escala da rede hidrográfica (Torgersen & Close, 2004). A abundância de larvas a larga escala está associada positivamente com a profundidade da água e abertura da cobertura ripária (Torgersen & Close, 2004). A uma escala regional, na Irlanda do Norte, a abundância de amocetes de *L. fluviatilis* e *L. planeri*, está associada a valores de pH do rio elevados (Goodwin *et al.*, 2008). Gunckel *et al.* (2009) constataram que *E. tridentatus*, tem maior probabilidade de ser encontrada em rios relativamente maiores, de elevação mais baixa, do que aqueles em que ocorrem as lampreias de riacho ocidentais, *Lampetra richardsoni*. Embora *L. richardsoni* pareça

ter uma distribuição mais generalizada, foram encontradas com maior frequência nos rios de cabeceira e de baixa ordem.

Variáveis como a profundidade da água, a proximidade a zonas de desova, e a cobertura ripária podem ser importantes indicadores da abundância de larvas de lampreia a grandes escalas espaciais (Almeida & Quintella, 2002; Torgersen & Close, 2004). Amocetes de *P. marinus* foram encontrados em habitats de águas profundas em afluentes dos Grandes Lagos e na proximidade da foz dos rios (Hansen & Hayne, 1962; Wagner & Stauffer, 1962; Lee & Weise, 1989; Bergstedt & Genovese, 1994; Fodale *et al.*, 2003). Referências a outras espécies que ocorrem em habitats de águas profundas ou lacustres são escassas mas os exemplos podem incluir a lampreia de Vancouver, *L. macrostoma* (Beamish, 1982), e a lampreia do Lago Miller, *L. minima* (Lorion *et al.* 2000). Estimativas das populações de larvas em águas profundas e zonas lânticas foram feitas usando aparelhos de pesca eléctrica equipados com uma bomba que movimenta as larvas emergentes para a superfície, onde são colectadas (Bergstedt & Genovese, 1994), uma vez que a eficácia na recolha com gerador de pesca eléctrica convencional diminui significativamente com o aumento da profundidade da água (Steeves *et al.*, 2003).

A abundância de larvas está directamente relacionada com variáveis ambientais, mas o contexto espacial de factores biológicos, tais como a distribuição da desova de adultos, também desempenha um papel importante na distribuição de larvas (Torgersen & Close 2004). A distribuição de amocetes de *P. marinus* ao longo do rio está fortemente associada com as áreas de desova, sendo a densidade das larvas inversamente relacionada com a distância a jusante das áreas de desova (Morman *et al.*, 1980; Quintella *et al.*, 2003). Dawson e Jones (2009) estudaram quatro tributários dos Grandes Lagos e descobriram que rios com maior sobrevivência de *P. marinus* até ao primeiro ano de idade têm uma distribuição de habitats de reprodução e larvares que foram mais favoráveis para a produção de amocetes. Para amocetes de espécies migratórias (como *L. fluviatilis*) estarem presentes, as lampreias adultas precisam ter acesso a habitats de reprodução das suas zonas de alimentação, e sob essas condições, a distância a uma grande massa de água (estuário, mar ou lago) e a presença de potenciais barreiras à migração parecem influenciar a abundância de amocetes (Goodwin *et al.*, 2008).

Nos locais onde é encontrado habitat de enterramento, muitas vezes parcialmente ensombrado por árvores, as diatomáceas podem formar uma incrustação na interface entre a vasa e a água, provavelmente contribuindo para a estabilidade destes microambientes larvares, também chamados de leito de amocetes (Hardisty, 1979). O leito de amocetes é considerado um microhabitat semipermanente, uma vez que a presença de amocetes em determinada zona faz com que esta apresente uma aparente organização estrutural e características ecológicas distintas de outras comunidades de águas interiores (Hardisty, 2006). A existência de larvas de lampreias nos rios pode representar uma grande parcela da biomassa e desempenha um papel crucial no funcionamento do ecossistema, incluindo o processamento de nutrientes, armazenamento e reciclagem (Kan, 1975) através de sua alimentação por filtração de detritos, diatomáceas e microalgas (Hammond, 1979).

Além disso, a importância relativa das variáveis do habitat pode mudar com o tamanho dos amocetes (Young *et al.*, 1990a; Almeida & Quintella, 2002; Sugiyama & Goto, 2002). À medida que as larvas crescem, a sua preferência parece mudar em direção a partículas de sedimento de maiores tamanhos (Sullivan *et al.*, 2003), mas mesmo grandes larvas (> 120 mm) raramente são encontradas em substratos grosseiros, como cascalho ou pedras (Jones, 2007). Contudo, nem todos os estudos são consensuais em relação às diferenças nas preferências de habitat de amocetes de diferentes classes dimensionais. O estudo de Beamish & Lowartz (1996) sugere que a abundância e tamanho ótimo das partículas do substrato para a lampreia-de-riacho-americana, *L. appendix*, não muda com o comprimento das larvas; enquanto que Kainua & Valtonen (1980) constataram diferenças mínimas no tamanho das partículas preferidas nas zonas de enterramento de amocetes de *Lampetra fluviatilis* pertencentes a diferentes classes dimensionais.

Em climas mediterrânicos a disponibilidade de água durante o Verão pode ser problemática para a sobrevivência de muitas espécies de peixes. No caso do género *Lampetra*, o regime hidrológico é, no estudo de Ferreira (2004), um dos factores que mais influencia a densidade de amocetes no Rio Almansor. O mesmo autor constatou que nos troços do rio que secavam durante o Verão foi apenas capturado um indivíduo pertencente ao género *Lampetra*. Dada a capacidade dos amocetes em tolerarem níveis de oxigénio relativamente baixos (Hardisty & Potter, 1971; Hardisty, 2006), é pouco provável que esta variável restrinja frequentemente a distribuição dos amocetes. No

entanto, zonas de *pools* estagnados podem-se tornar inóspitas, especialmente no Verão. Se estas zonas apresentarem um elevado conteúdo em matéria orgânica, pode ocorrer uma severa depleção de oxigénio e ainda a produção de metano.

A pressão antropogénica como factor que condiciona a distribuição de espécies aquáticas tem adquirido cada vez mais importância nas últimas décadas. O maior impacto é causado em espécies que têm um ciclo de vida complexo, as migradoras em particular, que apenas conseguem sobreviver em habitats com determinadas características ou são muito sensíveis a alterações na qualidade da água (Virbickas *et al.*, 2006). O estudo realizado por Jankauskienė & Jurgaitytė (2008) revelou uma relação negativa na abundância de lampreias em locais que são frequentemente visitados por pessoas, devido à destruição do substrato onde estão enterradas as larvas. Malmqvist (1980) refere que a estabilidade do leito de amocetes é uma das variáveis mais importantes para a presença de amocetes de *L. planeri*. A densidade de amocetes de *Lampetra* sp. também é negativamente afectada pela existência de agricultura intensiva nas margens dos rios (Ferreira, 2004). O mesmo autor concluiu que a presença de tomadas de água para fins agrícolas, associadas a um elevado *input* de nutrientes e substâncias químicas derivadas do uso de pesticidas, influencia negativamente a presença dos amocetes de *Lampetra* sp..

1.7. Conservação

Os peixes continentais são o grupo de vertebrados mais ameaçado de Portugal. Das 35 espécies avaliadas pela última revisão do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, 63% foram classificadas com uma das três categorias de ameaça (Cabral *et al.*, 2005).

O estatuto de conservação de *L. planeri* e *L. fluviatilis* na Europa é considerado *Pouco Preocupante* (IUCN, 2010). No Livro Vermelho de Espanha, a lampreia-de-rio foi classificada como *Regionalmente Extinta* e a lampreia-de-riacho como *Criticamente Ameaçada* (Doadrio, 2001). Em Portugal o estatuto de ambas é de *Criticamente em Perigo* (Cabral *et al.*, 2005). As razões apontadas para a sua classificação são: i) a reduzida extensão de ocorrência conjunta (inferior a 30 km²); ii) elevada fragmentação populacional (presença confirmada em apenas sete bacias hidrográficas para a *Lampetra planeri* e uma bacia hidrográfica para a *Lampetra fluviatilis*) e iii) declínio continuado da área de ocupação, qualidade do habitat e número de subpopulações (Cabral *et al.*, 2005). Os principais factores de ameaça a estas espécies estão relacionados com a perda de habitat (Doadrio, 2001; ICNB, 2005).

A construção de barragens e açudes causa, em primeira instância, um efeito de barreira à migração das lampreias, impedindo-as de chegar aos locais de desova. O estudo de Ferreira & Oliveira (1996) no rio Tejo constata a diminuição da área original de desova da lampreia-marinha, ao serem construídas as barragens de Belver, Fratel e Castelo de Bode. Os autores referem que antes da existência de tais obstáculos, as lampreias conseguiam subir o rio e desovar em Espanha, situação que seria muito provavelmente comum à lampreia-de-rio. A diminuição do caudal a jusante, com o eventual aumento da intrusão da cunha salina nos estuários, reduz o habitat dulciaquícola disponível, com a conseqüente perda de locais de crescimento, alimentação e desova (ICNB, 2005). Outro impacto da construção das barragens é o das variações bruscas diárias dos caudais (Ferreira & Oliveira, 1996). Potter (1970) refere que a existência de caudais muito fortes, provocados pelas barragens, pode ter uma acção negativa ao nível da perturbação dos substratos das larvas. O substrato pode ser parcial ou totalmente destruído e as larvas arrastadas para as regiões estuarinas, onde acabam por morrer (Ferreira & Oliveira, 1996). Ojutkangas *et al.* (1995) indicam que a

erosão dos bancos de areia a jusante das barragens fez desaparecer o habitat disponível para os amocetes de *Lampetra fluviatilis*, transformando os bancos de areia em substrato cascalhento. Por outro lado, a retenção de sedimentos a montante agrava a erosão das margens nesta área (ICNB, 2005), destruindo/destabilizando as margens e vegetação (Kirchhofer, 1995; Jankauskiené & Jurgaityté, 2008), nas quais se situam importantes locais de desenvolvimento dos juvenis (ICNB, 2005). Para além disso, a construção de uma barragem converte um ambiente lótico em lêntico, com a consequente alteração dos parâmetros físico-químicos da água e das comunidades animais e vegetais que aí residem (ICNB, 2005).

A degradação da qualidade da água, sob a forma de poluição aquática resultante da agricultura e/ou efluentes domésticos ou industriais, deterioram o habitat disponível para as lampreias, podendo mesmo ser responsável pelo seu desaparecimento em cursos de água mais impactados (Almeida *et al.*, 2002). A presença de rios com um regime hidrológico intermitente, com períodos de seca marcados, diminui sazonalmente a capacidade de diluição de substâncias poluentes, agravando as condições para a sobrevivência das lampreias (Ferreira & Oliveira, 1996). A sobre-exploração dos recursos hídricos, nomeadamente através de captações de água para rega, provoca a diminuição dos caudais, reduzindo drasticamente o habitat disponível, nomeadamente para a realização de posturas. A diminuição do caudal pode ainda reduzir a quantidade de animais que entra nos estuários devido à diminuição do caudal na foz. Uma vez que os reprodutores preferem os rios mais caudalosos, fica assim comprometida a realização da migração reprodutora (ICNB, 2005).

As dragagens são apontadas por Almeida *et al.* (2002) como uma das formas de destruição de habitat que pode afectar em grande medida as larvas de *Petromyzon marinus*. Este tipo de actividades deveria ser limitado em troços dos rios de grande importância para as populações de lampreias, como os locais de desova e os leitos de amocetes. Os leitos de amocetes e os locais escolhidos pelas indústrias de extracção de inertes ocorrem frequentemente nas mesmas zonas devido à presença de substrato arenoso no rio. A remoção de areias em leitos de amocetes provoca uma elevada mortalidade nos estádios larvares das lampreias e, por outro lado, induz alterações na morfologia do leito do rio (alargamento e consequente diminuição da profundidade e velocidade de corrente) e a destruição da vegetação ripícola, tornando as zonas intervencionadas impróprias para abrigo, alimentação ou desova. Durante os trabalhos

de extracção existe ainda um elevado aumento da turbidez da água num troço considerável a jusante, o que pode provocar a morte das posturas e mortalidades importantes nas restantes fases de desenvolvimento da espécie (ICNB, 2005).

A captura de lampreias para consumo humano tem sido uma constante desde os tempos mais remotos (Figura 12) (Hardisty, 2006). Em Portugal, a lampreia-marinha é considerada uma iguaria que proporciona um negócio que gera milhares de euros durante o período em que a sua apanha é permitida (Almeida *et al.*, 2000). A pressão piscatória intensiva sobre esta espécie é uma das maiores ameaças à conservação da lampreia-marinha nas bacias hidrográficas portuguesas (Ferreira & Oliveira, 1996; Almeida *et al.*, 2000). Apesar de não existir em Portugal uma pesca dirigida às espécies do género *Lampetra*, a utilização de meios de captura ilegais dirigidas a outras espécies (e.g. redes de meixão), poderão afectar a lampreia-de-rio numa fase crítica do seu ciclo de vida: a migração reprodutora. No entanto, noutros países da Europa nos quais a lampreia-de-rio é mais abundante, a pesca constitui uma importante ameaça às populações desta espécie. Em alguns países escandinavos é desenvolvida uma pesca comercial dirigida à lampreia-de-rio, sendo, no entanto, menos valiosa que a pesca da lampreia-marinha (Hardisty, 2006). Na Suécia, a pesca para consumo de lampreia-de-rio é considerada uma das principais ameaças à espécie (Sjöberg, 1980).

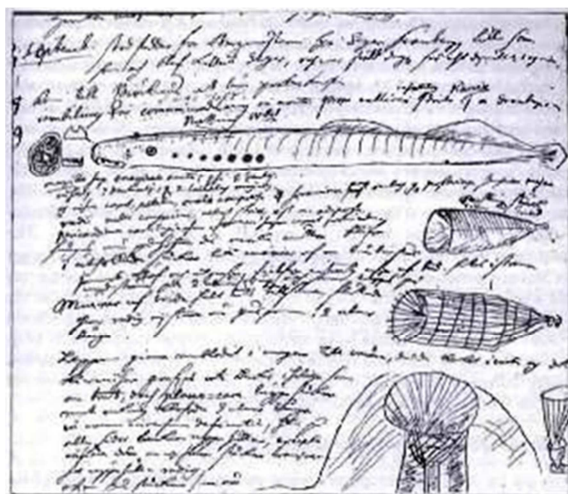


Figura 12- Imagem de um caderno de Lineu, de 1732, ilustrando uma lampreia e as armadilhas que utilizavam para as capturar. Retirado de Hardisty (2006).

As lampreias que ocorrem em Portugal estão incluídas no Anexo II da Directiva Habitats e por isso os estados membros da União Europeia são obrigados a criar, no âmbito do Plano Sectorial Rede Natura 2000, Zonas Especiais de Conservação (ZEC)

para estas espécies (Goodwin *et al.* 2008). A identificação dos factores ambientais que estão relacionados com a presença e abundância dos amocetes poderá constituir uma ferramenta importante na selecção dos locais adequados para designação (Goodwin *et al.*, 2008). A designação e protecção destes habitats considerados importantes é prioritária para a preservação de espécies mais susceptíveis a inúmeras ameaças antropogénicas (Primack, 1995; Washitani & Yahara, 1996).

A problemática da existência de uma só espécie com diferentes ciclos de vida (uma forma migradora e outra estritamente de água doce) é importante para a nomeação de medidas de conservação para o género *Lampetra*, uma vez que as medidas de conservação para lampreias anádromas e lampreias de água doce são obviamente diferentes. No entanto, na fase larvar, habitando os mesmos locais e tendo os mesmos requisitos ecológicos, esta problemática não se coloca.

A informação sobre a distribuição e ecologia do género *Lampetra* em Portugal é muito escassa. Os únicos estudos efectuados sobre este género em Portugal foram os de Almaça & Collares-Pereira (1988), Almaça & Cortes (1991), Espanhol (2003), Ferreira, (2004) e Espanhol *et al.* (2007). A identificação dos factores ambientais que estão relacionados com a presença dos amocetes permite a designação de locais apropriados para protecção, sendo esta informação útil para a gestão destas espécies protegidas. Este estudo, por ser realizado a nível nacional, permite a designação de medidas de protecção específicas para cada linha de água considerada prioritária para a conservação da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho, para além de fornecer uma importante e completa base de dados sobre a distribuição e ecologia do género *Lampetra*, que até então não existia em Portugal.

1.8. Objectivos

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do “Plano Nacional de Conservação da Lampreia-de-rio e da Lampreia-de-riacho”, projecto financiado pelo Fundo EDP para a Biodiversidade 2008. O presente estudo tem como objectivo geral a obtenção de informação que potencie a conservação destas duas espécies de lampreia em Portugal.

Como objectivos específicos, pretende-se com este estudo sobre a lampreia-de-rio e a lampreia-de-riacho, em Portugal Continental:

- Delimitar as suas áreas de distribuição;
- Identificar os factores responsáveis pela selecção do habitat a um nível geográfico regional, com abrangência nacional;
- Desenvolver um modelo de probabilidades de ocorrência para estas espécies;
- Definir locais prioritários para a conservação do género *Lampetra* sp.;
- Identificar os principais problemas ambientais associados a cada linha de água designada como prioritária para a conservação do género *Lampetra* sp..

2. MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O presente estudo foi realizado em Portugal Continental (Figura 13), abrangendo todas as bacias hidrográficas existentes no território: Rio Minho, Rio Lima (LM), Rio Cávado (CV), Rio Ave (AV), Rio Douro (D), Ribeiras do Norte (RN), Rio Vouga (VG), Rio Mondego (MO), Rio Lis (L), Ribeiras do Oeste (RO), Rio Tejo (T), Rio Sado (S), Rio Mira (MR), Ribeiras do Algarve (Al) e Rio Guadiana (GD). A bacia hidrográfica designada como Ribeiras do Norte inclui os cursos de água de menor dimensão localizados entre as bacias do Lima e Cávado, Cávado e Ave, Ave e Douro, e associadas ao Rio Âncora e à Barrinha de Esmoriz.

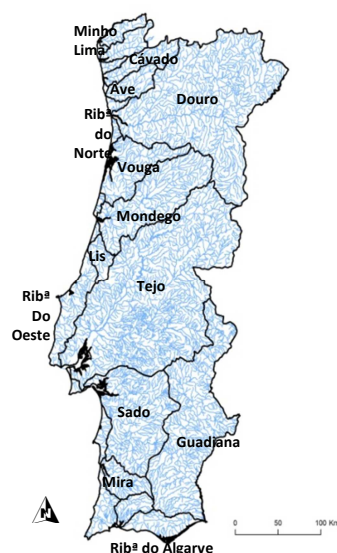


Figura 13- Rede hidrográfica de Portugal Continental, representando a área de estudo.

2.2. Trabalho de Campo

2.2.1. Locais prospectados e técnica utilizada na captura e registo de parâmetros ambientais

Para a recolha da informação referente à presença/ausência de indivíduos do género *Lampetra* foi efectuada uma campanha de amostragem entre Maio e Outubro de 2009. Na pré-selecção dos locais a prospectar foram consideradas as necessidades ecológicas deste género, em particular na fase larvar, nomeadamente a sua preferência em termos de habitat. Tal como referido anteriormente, as preferências de habitat dos amocetes de *L. planeri* e *L. fluviatilis* são idênticas, encontrando-se principalmente em zonas cujo leito é constituído por substrato arenoso, corrente fraca e com deposição de material fino (Beamish & Lowartz, 1996; Almeida & Quintella, 2002). Estas características são típicas do troço final e/ou médio da maioria dos rios portugueses. Foi feita uma amostragem menos detalhada em áreas das bacias hidrográficas onde a presença de lampreias é, à partida, menos provável pelo facto de não apresentarem algumas características essenciais para o estabelecimento dos leitos de amocetes, nomeadamente aquelas relacionadas com o tipo de substrato presente.

O número de estações de amostragem foi definido de acordo com a área total da bacia hidrográfica a ser prospectada. O critério utilizado foi estabelecer, no mínimo, uma estação de amostragem por 300 km² de área de bacia de drenagem. Assim, os pontos de amostragem pré-seleccionados ficaram distribuídos segundo a Tabela 2.

Tabela 2-Número de estações pré-seleccionadas e número de estações amostradas por bacia hidrográfica

Bacia Hidrográfica (acrónimo)	Nº estações pré-seleccionadas	Nº de estações amostradas
Rio Minho (<i>MN</i>)	7	7
Rio Lima (<i>LM</i>)	5	7
Rio Cávado (<i>CV</i>)	7	6
Rio Ave (<i>AV</i>)	5	5
Rio Douro (<i>D</i>)	63	13
Ribeiras do Norte (<i>RN</i>)	10	10
Rio Vouga (<i>VG</i>)	12	14
Rio Mondego (<i>MO</i>)	23	22
Rio Lis (<i>L</i>)	5	5
Ribeiras do Oeste (<i>RO</i>)	10	9
Rio Tejo (<i>T</i>)	82	77
Rio Sado (<i>S</i>)	25	24
Rio Mira (<i>MR</i>)	6	6
Ribeiras do Algarve (<i>AI</i>)	14	10
Rio Guadiana (<i>GD</i>)	31	30
Total	305	245

Para a totalidade do território continental foram inicialmente pré-seleccionadas 305 estações de amostragem (Tabela 2). No entanto, o número de estações efectivamente amostradas no final da campanha de prospecção foi inferior ao previsto, obtendo-se um total de 245 locais caracterizados (cerca de 80% do que tinha sido inicialmente previsto). Em particular, na região Sul do País, não foi possível amostrar o número de pontos inicialmente previsto devido ao regime temporário de algumas linhas de água. Foram várias as estações de amostragem pré-seleccionadas em cursos de água que, na data escolhida para a sua amostragem, se encontravam secos. Na região Norte, por outro lado, as características das bacias, com vales fortemente encaixados, declives acentuados, regime torrencial e leitos essencialmente rochosos, levou à redução do número de estações inicialmente previstas, em particular na bacia hidrográfica do rio Douro. Esta situação verificou-se existir na região de Trás-os-Montes e Alto Douro e em parte na Beira Alta. Apesar destes constrangimentos, no final da prospecção efectuada pode-se considerar que a cobertura territorial é satisfatória e que inclui a diversidade de habitats existente no país com potencial para serem utilizados pelas espécies em questão.

Em todos os locais amostrados foram anotadas as coordenadas utilizando GPS (Global Positioning System), produzindo dados muito precisos (erros de menos de 30 m) (Graham *et al.*, 2008). Foram também anotadas as coordenadas dos pontos

prospectados, ou seja, pontos visitados durante as amostragens, mas que por motivos relacionados com o tipo de substrato do leito, se considerou que não apresentavam condições minimamente adequadas para a presença das espécies estudadas (locais secos, substrato muito grosseiro e totalmente inadequado para os amocetes, por exemplo) (Figura 14). No total foram prospectados 256 pontos.

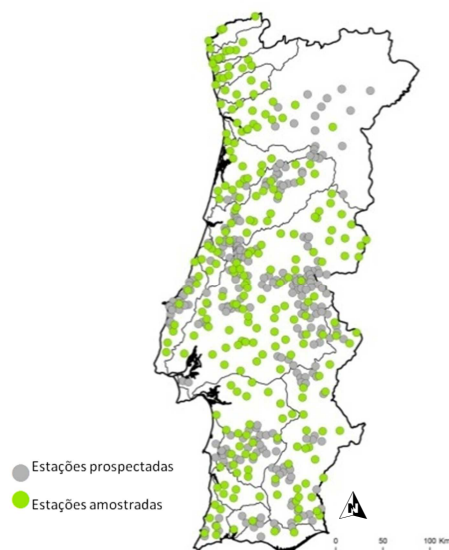


Figura 14- Localização das estações amostradas e prospectadas na campanha amostragem.

O procedimento de amostragem utilizado durante a amostragem de núcleos populacionais de *Lampetra* sp. foi, em parte, adaptado do *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola* (INAG, 2008). O troço de amostragem caracterizado foi definido para ser cerca de vinte vezes a largura média do leito inundado, para rios até 30 m de largura, e dez vezes a largura média do troço amostrado, para rios com mais de 30 m de largura.

A captura das lampreias foi efectuada com um aparelho de pesca eléctrica, gerador dorsal ou de margem (respectivamente aparelhos *Hans Grassl ELT 60 II-HI* 500 V-DC 10 A e *Hans Grassl EL 62* 600 V-DC 10 A), dependendo das características dos locais de amostragem e um ânodo auxiliado por uma ou duas redes camaroeiras (Figura 15).

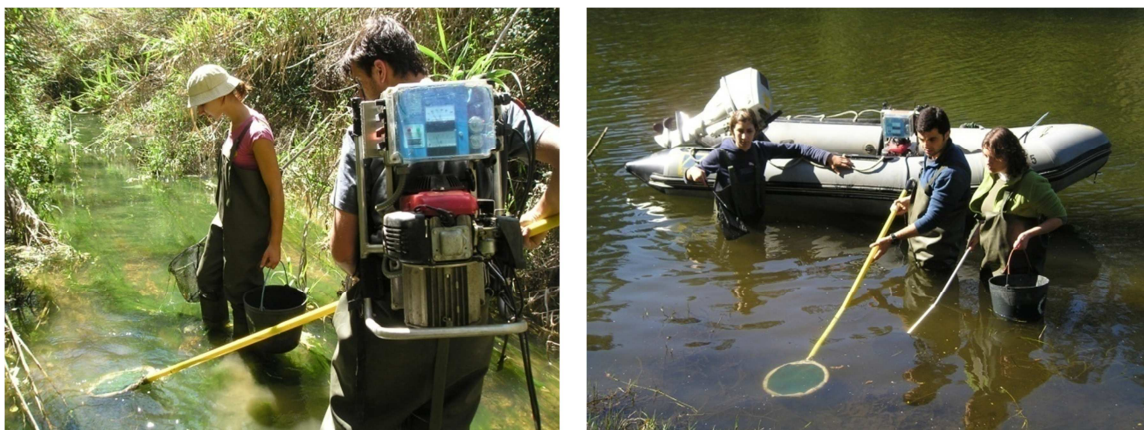


Figura 15- Aparelho de pesca eléctrica utilizado na captura de lampreias.

O esforço de pesca foi direccionado para áreas com características à partida mais favoráveis à presença de lampreias (c.f. Almeida & Quintella, 2002), no entanto, habitats menos favoráveis também foram amostrados. A prospecção foi realizada em sistema aberto, sem recorrer à utilização de redes a fechar o troço pescado, realizando uma única passagem pelos locais seleccionados. O tempo de amostragem foi registado para se poder calcular o CPUE (captura por unidade de esforço). A identificação das lampreias foi realizada, sempre que possível, até à espécie. No entanto, como já foi referido anteriormente, a identificação inequívoca das lampreias que ocorrem em território nacional, só é possível na fase adulta. Na fase larvar apenas se consegue distinguir entre os amocetes de lampreia-marinha e os de *Lampetra* sp..

Nas estações de amostragem onde foi detectada a presença de lampreias de *Lampetra* sp. foi ainda caracterizado o habitat onde os exemplares foram capturados, com a medição de variáveis, tais como profundidade (m), velocidade de corrente (ms^{-1}) (com o auxílio de um fluxómetro *HYDRO-BIOS*, precisão 0,01 m/s), e granulometria do substrato (recolha de amostra de sedimento, camada de cerca de 20 cm de altura, com um *corer* para análise posterior em laboratório; Figura 16). O “*corer*” utilizado é um *UWITEC*, com 9 cm de diâmetro e com um volume total de cerca de 953 cm^3 . Outras informações sobre a caracterização do troço de amostragem, habitat das lampreias e parâmetros biométricos dos indivíduos foram recolhidos no trabalho de campo, no entanto, para os objectivos deste trabalho apenas será utilizada a informação das presenças de lampreias, a sua localização e a análise do substrato recolhido. A ficha de campo utilizada encontra-se no anexo I.



Figura 16- Recolha de amostra de sedimento com *corer* para análise granulométrica.

2.2.2. Locais de Amostragem Complementares

Informações sobre os locais amostrados são utilizados neste estudo para realização de um modelo de probabilidades de ocorrência para Portugal continental. Para além disso, os locais com presença confirmada de larvas de *Lampetra* sp. serviram para a designação de locais considerados de conservação prioritária. No âmbito das amostragens efectuadas durante o projecto “Plano Nacional de Conservação da Lampreia-de-rio e da Lampreia-de-riacho” foram realizadas outras sessões de amostragem, com objectivos e definição espacial distintas, e cuja informação foi apenas parcialmente utilizada no presente trabalho. Durante as amostragens realizadas na segunda fase do trabalho do referido projecto, apenas para a sub-bacia do Sorraia e a bacia hidrográfica do Vouga, foram caracterizados novos locais com presença de *Lampetra* sp., não identificados durante a primeira fase de amostragens. Apesar desta informação, recolhida para uma malha de amostragem mais apertada (entre 0.7 e 0.9 estações de amostragem por km²) e apenas em duas bacias, não ser utilizada para a realização do modelo de distribuição de *Lampetra* sp. em Portugal Continental, ela é importante para incluir nos locais designados de elevada prioridade de conservação, uma vez que nesses pontos também foi confirmada a presença de lampreias. Serão

assim utilizados apenas como informação auxiliar e a sua distribuição está representada na figura 17.

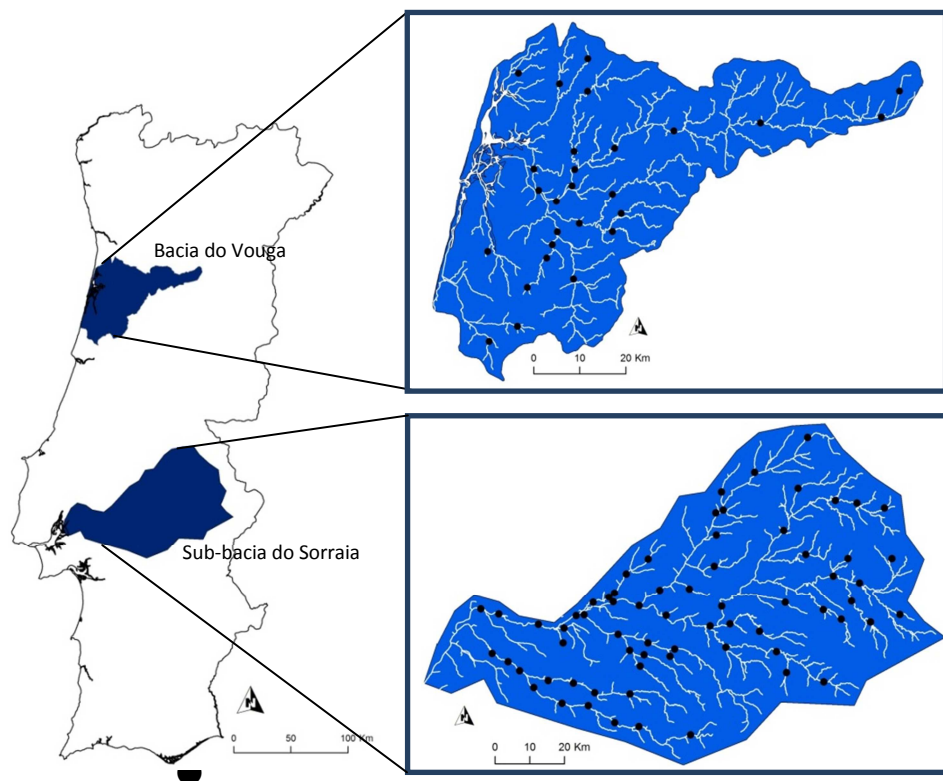


Figura 17- Estações de amostragem de lampreias do género *Lampetra* sp. registadas na 2ª campanha de amostragem (2010) e que serão utilizadas para completar os locais designados para conservação prioritária.

2.3. Trabalho Laboratorial

A componente laboratorial do trabalho consistiu na determinação da composição granulométrica do sedimento recolhido nas estações de amostragem onde foi registada a ocorrência de *Lampetra* sp.. O procedimento adoptado foi o descrito por Almeida & Quintella (2002), que consistiu na secagem de uma amostra de cerca de 200 g de sedimento numa estufa a 60°C durante 24h, de onde se retirou uma subamostra com cerca de 100 g (peso total seco). Posteriormente, lavou-se essa subamostra num crivo de 0,063 mm (tipo AFNOR) para remover a classe granulométrica mais fina, designada por vasa (Figura 18, A). A subamostra, depois de lavada, foi novamente seca numa estufa a 60°C durante mais 24h, sendo posteriormente crivada com recurso a um agitador (*Retsch AS 200 Basic*) numa coluna de 5 crivos de malha calibrada (9,5 mm; 2,0 mm; 0,5 mm; 0,25 mm; 0,063 mm) (Figura 18 B). O conteúdo de cada crivo foi pesado (precisão de 0,01 g) para uma posterior classificação do sedimento, seguindo a escala de Roux (1964), em cascalho (≥ 2.0 mm), areia grossa]0.5-2.0 mm[, areia média]0.25-0.5 mm[, areia fina]0.063-0.25 mm[e vasa (≤ 0.063 mm), sendo este último valor o resultado da diferença entre os 100 g de peso seco total e o somatório dos pesos dos conteúdos de cada crivo. Com os dados obtidos foi construído um diagrama de Shepard (Buchanon & Kain, 1971), juntando as três classes de areia numa só, para posterior classificação.

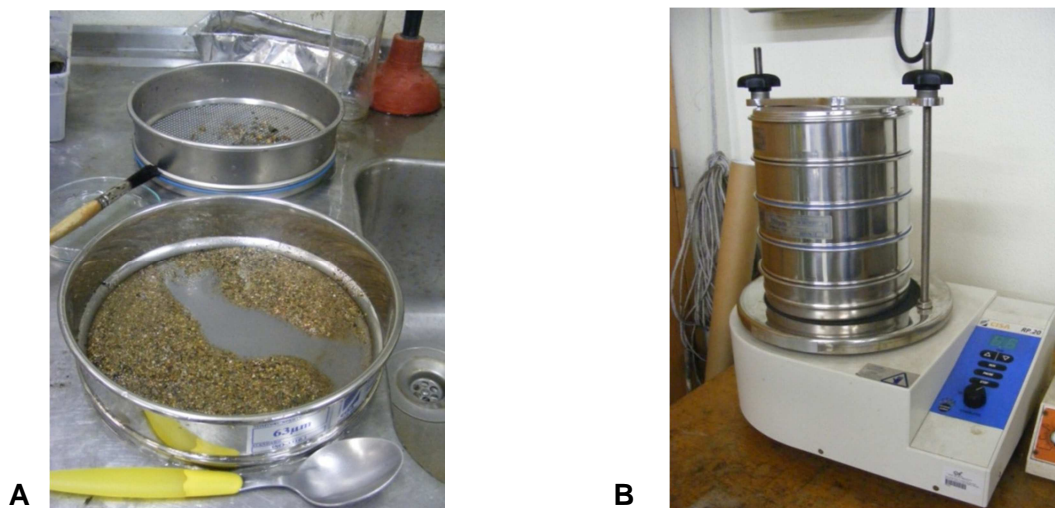


Figura 18- Crivos (A) e agitador (B) utilizados na determinação da composição granulométrica do sedimento.

2.4. Tratamento de Dados e Estatística

2.4.1. Variáveis ambientais

Os predictores utilizados no modelo de distribuição de *Lampetra* sp. em Portugal Continental foram obtidos recorrendo a bases de dados em ambiente de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), uma vez que se pretendia identificar as variáveis que, a uma escala espacial elevada (*i.e.* regional), poderiam explicar a distribuição destas espécies em território nacional. O tratamento da informação a nível de SIG's consistiu na preparação das variáveis ambientais que irão entrar na calibração do modelo de distribuição do género *Lampetra*. Os modelos de distribuição de espécies procuram fornecer predições detalhadas das distribuições, relacionando presenças ou abundâncias de espécies com preditores ambientais (Elith *et al.*, 2006). Os SIG têm sido aqui amplamente utilizados, desempenhando um importante papel, não só na modelação, como na visualização e exploração de dados de distribuição das espécies (Vogiatzakis *et al.*, 2006; Lopez-Lopez *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2007).

As variáveis ambientais são medidas descritivas de diferentes características ambientais e podem pertencer a vários domínios, desde a biologia (*e.g.* distribuição de espécies e medidas da biodiversidade), ciências do solo (*e.g.* propriedades e tipos de solos), ciências da vegetação (*e.g.* espécies e comunidades de plantas, tipos de ocupação do solo), climatologia (*e.g.* variáveis climáticas atmosféricas ou no solo), hidrologia (*e.g.* quantidades e condições da água) e outras (Hengl & Reuter, 2009).

A escolha das variáveis ambientais que servirão de base à construção do modelo, também chamadas de preditores ambientais, foi baseada nos requisitos ecológicos do género *Lampetra* sp.. Esta escolha foi também parcialmente condicionada pela disponibilidade de informação a nível nacional de boa resolução.

Foram seleccionados 18 preditores ambientais para a modelação da distribuição de *L.fluviatilis* e *L.planeri*: altitude (m), distância à foz (m), declive (°), percentagem de vasa no solo (%), percentagem de areia no solo (%), temperatura máxima média do mês mais quente (°C), temperatura média anual (°C) precipitação total média anual (mm), precipitação do mês mais seco (mm), uso do solo industrial (nº de células de tipos de usos do solo industriais que confluem para determinada célula, considerando uma

resolução de 1 km²), uso do solo agrícola (nº de células de tipos de usos do solo agrícolas que confluem para determinada célula, considerando uma resolução de 1 km²), uso do solo florestal (nº de células de tipos de usos de solo florestais que confluem para determinada célula, considerando uma resolução de 1 km²), densidade de fontes poluentes industriais (pontos/km², considerando um raio de 8750 m), população total (número de pessoas), escoamento (nº de células que confluem para determinada célula ponderadas com a precipitação), fluxo acumulado de drenagem (nº de células que confluem para determinada célula), WTI (potencial de encharcamento) e SPI (potencial de erodibilidade). Na tabela 3 encontra-se a informação resumida sobre as 18 variáveis ambientais e os respectivos mapas podem ser visualizados no anexo II.

Devido à existência de bacias hidrográficas internacionais optou-se por, sempre que possível, utilizar mapas com informação ao nível da Península Ibérica. Todos os mapas das variáveis estão em formato *raster*, nos quais o espaço geográfico está dividido numa grelha regular de células e cada célula representa um valor (atributo) (Neves, 2008). Para a maioria das variáveis, os dados já se encontravam neste formato. Quando estavam em formato vectorial, ou seja, pontos que representam localizações exactas de entidades espaciais, procedeu-se à utilização de operações espaciais (descritas a baixo) que produzem como resultado final um modelo matricial. Esta condição é essencial para a produção do mapa final, com valores de probabilidade de ocorrência de lampreias para todos os pontos do mapa (de 1 em 1 km). Também a resolução dos mapas é uma característica importante (Neves, 2008) e apresenta um valor de aproximadamente 1 km² para todos os mapas utilizados neste estudo. O sistema de coordenadas utilizado foi o WGS_1984 (WorldGeodeticSystem 1984), Datum WGS_1984.

De seguida apresenta-se a informação mais detalhada dos preditores ambientais. No caso de variáveis obtidas através de operações espaciais, encontra-se referido o tratamento espacial efectuado.

Altitude

Os dados da altitude foram obtidos do Shuttle Radar Topography Mission, SRTM (SRTM, 2010). Estão disponíveis a uma escala quase global e são de grande qualidade e resolução (SRTM, 2010).

Distância à Foz

A distância à foz foi calculada com um ficheiro de direcção dos fluxos obtido através de um modelo de altitude. A direcção da medida foi para jusante, ou seja, foi calculada a distância no canal do fluxo de cada célula até ao à foz do rio (ESRI, 2009).

Uma das funções para derivar características hidrológicas de uma superfície é a habilidade para determinar a direcção do fluxo de cada célula do modelo matricial. Isto é conseguido com uma função geoespacial que calcula a direcção do fluxo. Esta função tem como entrada uma superfície de elevações e como resultado um modelo matricial que mostra a direcção do fluxo em cada célula (Figura 19) (ESRI, 2009).

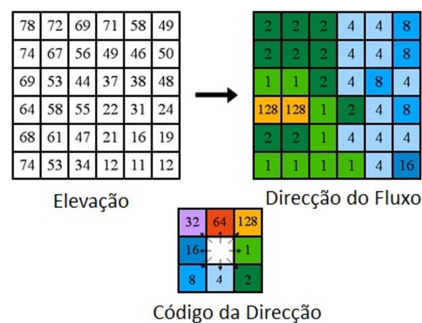


Figura 19- Direcção do fluxo. Adaptado de ESRI (2009).

Existem oito direcções válidas relacionadas com as oito células adjacentes pelas quais o fluxo pode passar. Esta abordagem é referida como um modelo de fluxo de oito direcções (D8) (Jensen & Domingue, 1988). A direcção do fluxo é determinada encontrando a direcção do maior declive descendente ou a máxima “queda” de cada célula.

Declive

O declive foi calculado utilizando o modelo matricial da altitude para extrair o declive em graus. A função do declive calcula a taxa máxima de mudança entre cada célula e os seus vizinhos, por exemplo, a descida mais íngreme para a célula (a variação máxima em elevação sobre a distância entre a célula e os seus oito vizinhos). Todas as células do modelo matricial resultante apresentam um valor de declive; quanto mais baixo o valor do declive, mais plano é o terreno; quanto maior o valor do declive, mais íngreme é o terreno (ESRI, 2009).

Composição do sedimento

Foram utilizadas duas variáveis indicadoras da composição do sedimento: percentagem de areia e percentagem de vasa. Os dados foram retirados de FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC (2009). Consistem da junção de vastos volumes de informação recente do solo, a nível nacional e regional, com informação já existente do FAO-UNESCO *Digital Soil Map of the World*. As propriedades físicas do solo são provenientes da superfície e do subsolo (0-30 cm e 30-100 cm respectivamente) (FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2009).

O tamanho da vasa é entre 0,002 mm e 0,0625 mm. A areia alberga partículas que têm um diâmetro entre 0,0625 mm a 2 mm. Inclui assim as várias subcategorias em que é frequentemente dividida a areia, com base no tamanho dos grãos (classificação ISO e FAO): areia muito fina (0,0625 mm a 0,125 mm), areia fina (0,125 mm a 0,25 mm), areia média (0,25 mm a 0,5 mm), areia grossa (0,5 mm a 1mm) e areia muito grossa (1 mm a 2 mm) (FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2009).

Temperatura

Para estudar a influência de variáveis climáticas na distribuição dos amocetes de *Lampetra* sp. foram utilizadas duas variáveis de temperatura: a temperatura máxima média do mês mais quente e a temperatura média anual. Foi incluída a variável da temperatura máxima média do mês mais quente em relação à temperatura mínima média do mês mais frio não só porque esta poderia ser uma melhor indicadora da disponibilidade hídrica, mas também porque Portugal constitui o limite sul da distribuição do género *Lampetra* e é por isso expectável que a temperatura limitante ao nível do stresse térmico seja a máxima e não a mínima (Lelek, 1987; Kotellat & Freyhof, 2007).

Os dados da temperatura utilizados neste trabalho foram retirados do WorldClim (WorldClim, 2010), uma base de dados com superfícies de grande fidelidade espacial (Hijmans *et al.*, 2005). Estes dados foram compilados por médias mensais do clima recolhidas de estações climáticas de um grande número de recursos globais, regionais, nacionais e locais, na maioria para o período de 1950-2000. O erro associado à maioria das áreas é de, em média, 0 a 1°C (Hijmans *et al.*, 2005).

Precipitação

Os dados das variáveis da precipitação foram também obtidos do WorldClim (WorldClim, 2010). Também aqui se optou por utilizar apenas informação relativa à precipitação total média anual e precipitação do mês mais seco por estas variáveis serem possíveis indicadoras da disponibilidade de água. Segundo Hijmans *et al.* (2005), os valores da precipitação em zonas montanhosas podem não capturar toda a variação que ocorre em 1 km², sendo a qualidade dos dados nestas zonas tendencialmente menor.

Densidade de fontes poluentes industriais

Os dados da poluição industrial são provenientes dos Planos de Bacia Hidrográfica (INAG, 2000d). Estes dados encontravam-se sob a forma vectorial, contendo os pontos georreferenciados da localização de indústrias. Foram recolhidos durante 1998 e 1999, junto de Câmaras Municipais, indústrias, Instituto Nacional da Água (INAG), Direcções Regionais do Ambiente e Ordenamento do Território (DRAOT) e outras entidades relevantes. Apesar dos dados dos Planos de Bacia conterem, nalguns casos, informações mais detalhadas acerca da poluição industrial (como o local de descarga, o tipo de descarga, a existência ou não de ETAR, etc.), como não estavam disponíveis com o mesmo nível de detalhe para todos os locais, optou-se por utilizar apenas a sua localização como medida de pressão. Não foi possível obter dados mais actualizados da poluição industrial e doméstica existente em Portugal Continental porque essa informação encontra-se dispersa por vários organismos da Administração Central, não apenas DGRAOT's e INAG, mas também pelas câmaras municipais e ministérios da Agricultura e Economia, sendo a burocracia necessária para adquirir os dados de tal forma elevada e morosa, que se optou por utilizar a informação disponível em tempo útil. Este problema também foi identificado aquando da realização dos planos de bacia hidrográfica: “Em síntese, para além da falta de informação geral no que diz respeito à actividade industrial, a existente ou não é fornecida por ser considerada confidencial, ou tem pouca fiabilidade (no caso da fornecida pela maior parte dos industriais), ou se encontra dispersa pelos vários organismos oficiais e, de um modo geral, pouco organizada. É mais uma vez de salientar o carácter de sigilo que muitas vezes, quer os organismos privados quer os públicos, imprimem a este tipo de informação.” (INAG, 2000d).

Assim, de forma a conseguir reproduzir o nível de poluição existente em determinada zona através das coordenadas das indústrias, optou-se por fazer um modelo

matricial de densidades, um indicador indirecto da poluição que existe em determinada área. Para isso foi efectuado um cálculo de densidade de pontos de fontes poluentes dentro de um círculo com 8750 m de vizinhança. A vizinhança é o termo utilizado para definir a área em volta do centro da célula do modelo matricial. Esta área pode ser variável, sendo o número de pontos que caem na vizinhança dividido pela respectiva área. O valor de raio aqui utilizado foi o valor padrão obtido em ArcGIS para os dados das coordenadas das indústrias, não tendo sido efectuado nenhum cálculo específico para o obter. O mapa resultante demonstra o tipo de distribuição de indústrias já esperado, pelo que mesmo alterando o raio, a imagem resultante era sempre indicadora da mesma distribuição de densidades. Este facto vem de encontro ao explicado em ESRI (2009) para os efeitos do aumento do raio: a alteração do raio não irá mudar grandemente os valores de densidade calculados, num raio maior mais pontos irão caber na maior vizinhança, no entanto, este número será dividido por uma área maior quando for calculada a densidade, resultando num ficheiro matricial mais generalizado. Aqui foi utilizado um círculo como forma da vizinhança e as unidades pontos por km² (ESRI, 2009). Esta variável é a única para a qual existe informação apenas para Portugal Continental.

População total

Os dados sobre a população total foram retirados de LandScan (2010). Esta base de dados apresenta os dados de população global com a melhor resolução. Os valores das células são contagens inteiras da população e não densidades. A base de dados é actualizada anualmente e integra dados de informação de censos, limites administrativos, ocupação do solo, linhas de costa, imagens e outros dados espaciais (LandScan, 2010).

Fluxo acumulado de drenagem

O fluxo acumulado descreve a extensão de uma área de captação de fluxo superficial de precipitação (Hengl & Reuter, 2009). Esta função calcula o caudal acumulado através da acumulação do peso de todas as células que correm para a célula com menor altitude, resultando num novo modelo matricial (Figura 20). Se o modelo matricial inicial não tiver peso, um peso de um é aplicado a cada célula, e o valor das células no modelo matricial final será o número de células que drenam para cada célula. Células com um fluxo acumulado de zero são elevações topográficas locais e pode ser

usadas para identificar os cumes (ESRI, 2009). O fluxo acumulado de drenagem obtém-se a partir do raster da direcção do fluxo, *Flow direction*, utilizando a ferramenta *Flow accumulation*.

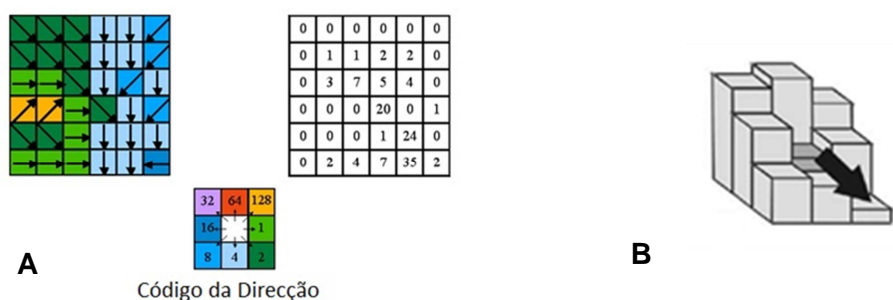


Figura 20- (a) Direcções de fluxo possíveis para um determinado pixel (adaptado de ESRI, 2009) e (b) representação da direcção de fluxo escolhida em função do maior declive entre o pixel central e os vizinhos (adaptado de: Paz e Collischonn, 2008).

O movimento da água aqui descrito é derivado exclusivamente da gravidade. Apesar de também as propriedades do material pelo qual a água corre ou atravessa poderem modificar em algum grau o seu movimento, as propriedades e condições da superfície e subsolo são bastante pesadas para recolher e tratar e como tal são frequentemente ignoradas (Hengl & Reuter, 2009).

Escoamento

Foi designado de escoamento o fluxo acumulado de drenagem ponderado com a precipitação. Utilizando um modelo matricial para ponderação na função, pode-se determinar a área de uma determinada zona de captação, tendo em consideração a quantidade de chuva em cada bacia hidrográfica. O modelo matricial utilizado para ponderação foi o da precipitação média anual. O resultado desta função irá representar a quantidade de chuva que corre em cada célula assumindo que toda a precipitação é drenada à superfície, ou seja, não existe intercepção, evapotranspiração ou perda para o subsolo. Pode também ser visto como a quantidade de precipitação que cai na superfície, a montante de cada célula (ESRI, 2009).

Usos do solo

O uso do solo utilizado foi o *Corine Land Cover*, versão de 2006 (EEA, 2010). O tratamento efectuado teve em vista a divisão dos usos dos solos em 3 categorias principais: superfícies artificiais, áreas agricultadas e florestas/áreas seminaturais. Esta divisão tem como objectivo dividir usos do solo com semelhantes graus de ameaça às lampreias, de forma a identificar aquelas que poderão condicionar a sua distribuição.

O modelo de superfícies artificiais correspondeu à individualização das classes 111 a 142 do *Corine Land Cover* (EEA, 2010). O modelo das áreas de agricultura inclui as classes 211 a 244 e a 512, que constitui os planos de água do *Corine Land Cover* (EEA, 2010). O código 512 corresponde a corpos de água interiores, que em Portugal estão associados a albufeiras. As albufeiras estão de alguma forma a condicionar a distribuição das lampreias por estarem associadas às barragens e desta forma foram incluídas com um nível de ameaça. O modelo de florestas e áreas seminaturais é um indicador de naturalidade e correspondeu à individualização das classes 311 a 335 do *Corine Land Cover*, excepto o 334 (EEA, 2010). O código 334 corresponde a áreas aridas. Devido ao carácter de instabilidade que este tipo de uso apresenta, optou-se por não o utilizar. A legenda dos códigos do *Corine Land Cover* encontra-se no anexo III.

Este tratamento resultou em três modelos matriciais, representando cada um dos grupos: uso_100 (grupo 1), uso_200 (grupo 2) e uso_300 (grupo 3). Para relacionar o potencial impacto que este tipo de usos de solo tem sobre os cursos de água procedeu-se ao cálculo do fluxo acumulado de cada um, tendo como ponderação os três modelos matriciais resultantes da divisão dos usos do solo.

O resultado é um modelo matricial no qual os usos do solo são acumulados na linha de água, representando a utilização de cada grupo em cada bacia hidrográfica (Figura 21). Desta forma, a informação dos usos do solo representa, não apenas os usos do solo adjacentes à linha de água, mas também os que vêm de montante, em cada bacia hidrográfica. Este tratamento é mais útil para o tipo de trabalho que aqui se pretende, uma vez que trata de espécies aquáticas.

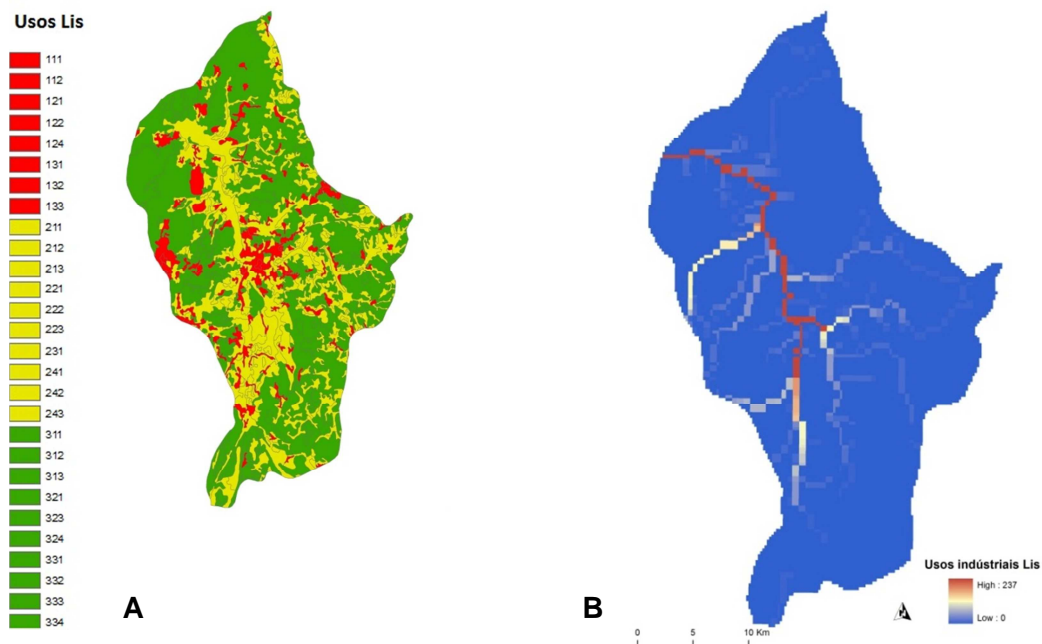


Figura 21- Comparação entre os usos do solo existentes na bacia do Lis. Em A) estão representados todos os usos, num ficheiro de polígonos, extraído do ficheiro original. Em B) o modelo matricial resultante do tratamento espacial para obter os usos referentes às superfícies artificiais (usos_100).

Índices topográficos

Os índices topográficos foram calculados com recurso ao programa *SAGA - System for Automated Geoscientific Analyses* (*SAGA, 2010*). Este programa tem raízes no *DiGem*, um pequeno programa desenhado para a extracção de parâmetros hidrológicos à superfície da terra, o que explica o facto de o *SAGA* fornecer um grande número de funções relacionadas com geomorfometria (Hengl & Reuter, 2009). Os índices topográficos combinam áreas de captação com gradientes de declive para indicar a humidade do solo (*TWI- Topographic Wetness Index*) ou processos de erosão (força de erodibilidade, factor LS) (Hengl & Reuter, 2009). A área de captação (CA) é um parâmetro da tendência para receber água e o declive local (β) e o comprimento do contorno de drenagem (implícito na área de captação específica, SCA) são parâmetros de tendência para evacuar água.

O *SAGA Wetness Index* (WI_S) é um parâmetro que descreve a tendência de uma célula para acumular água. Funciona de acordo com a seguinte fórmula (Böhner, & Selige, 2006):

$$WI_S = \ln [SCA/\tan(\beta)]$$

O WI_S é baseado numa modificação do cálculo da área de captação, relativamente ao *TWI* padrão, que não considera o caudal como uma camada fina

(Figura 22). Como resultado, prevê um maior e mais realista potencial de humidade do solo para células situadas em fundos de vale com uma pequena distância vertical a um canal, em relação ao TWI (Böhner *et al.*, 2002).

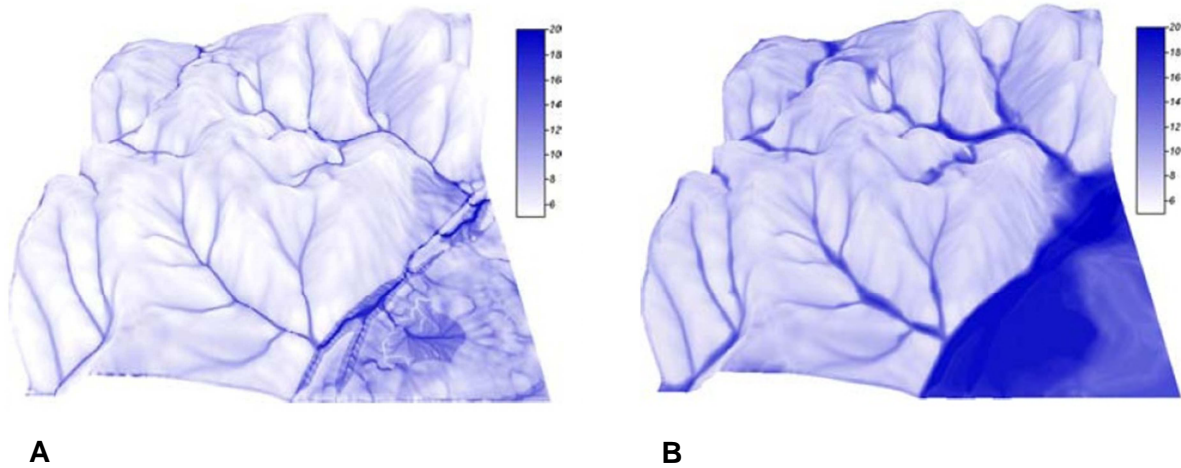


Figura 22- Comparação entre índices indicadores da humidade do solo: a) Topographic Wetness Index e b) SAGA Wetness Index (retirado de Hengl & Reuter, 2009).

Este índice assume condições estacionárias e espacialmente invariáveis de infiltração e transmissividade. É muito poderoso para várias aplicações relativas a vegetação, propriedades do solo, início de deslizamento de terras e hidrologia em encostas (Hengl & Reuter, 2009).

SPI- StreamPowerIndex

O SPI, *Stream Power Index* (Moore *et al.*, 1988), está relacionado com processos de erosão, constituindo um indicador da capacidade de um curso de água gerar erosão (Olaya, 2004). É definido de acordo com a seguinte função (Hengl & Reuter, 2009):

$$\text{SPI} = \text{SCA} \times \tan(\beta)$$

O aumento da área de captação e inclinação do declive aumenta a quantidade de água que contribui das zonas a montante e a velocidade da corrente, o que por consequência faz com que a força de erodibilidade e o potencial de erosão aumentem (Hengl & Reuter 2009).

Tabela 3- Variáveis ambientais candidatas a utilização no modelo de distribuição de *Lampetra* sp.

Tipo	Variável	Código	Descrição	Média	Escala
Ciências do solo	Altitude (m)	altitud	Elevação acima do nível do mar	1702,5	-55 a 3460
	Distância à foz (m)	dist_fo	Distância no canal do fluxo de cada célula até ao limite do <i>raster</i>	479614,5	0 a 959229
	Declive (°)	declive	Varição máxima da elevação sobre a distância entre a célula e os seus 8 vizinhos	33,44	0 a 66,8865
	Vasa no solo (%)	silt	Percentagem de partículas do sedimento com um diâmetro entre 0,002 e 0,0625mm	14,2	1,3 a 27,1
	Areia no solo (%)	sand	Percentagem de partículas do sedimento com um diâmetro entre 0,0625 e 2mm	53,905	18,81 a 89
Climatologia	Temperatura máxima média do mês mais quente (°C *10)	tempmax	Temperatura máxima média do mês mais quente	22,85	92 a 365
	Temperatura média anual(°C *10)	tempmed	Temperatura média anual	8,25	-3,1 a 19,6
	Precipitação total média anual (mm)	preca	Precipitação total média anual	1006,5	215 a 1798
	Precipitação do mês mais seco (mm)	precsec	Precipitação do mês mais seco	58,5	0 a 117
	Degradação ambiental	Uso do solo industrial (n° de células)	uso_100	Usos do solo incluídos no grupo das superfícies artificiais, projectados na rede hídrica	3041,5
Uso do solo agrícola (n° de células)		uso_200	Usos do solo incluídos no grupo das áreas agricultadas, projectados na rede hídrica	109444,5	0 a 218889
Uso do solo florestal (n° de células)		uso_300	Usos do solo incluídos no grupo das florestas e áreas seminaturais, projectados na rede hídrica	87606,5	0 a 175213
Densidade de fontes poluentes industriais (pontos/km ²)		induden	Densidade de indústrias num raio de 8750m.	1,211	0 a 2,42383
Hidrologia		População total (n)	populac	Número de indivíduos em cada célula.	10854,5
	Fluxo Acumulado de drenagem (n° de células)	fcum	Caudal acumulado através da acumulação do peso de todas as células que correm para a célula com menor altitude	4882482	0 a 9764964
	Escoamento (n° de células)	escoame	Quantidade de chuva que cai à superfície, a montante de cada célula	122737719	0 a 245475437
	WTI	wti	Tendência de uma célula para acumular água	10,187	0 a 20,3738
	SPI	spi	Potencial de erosão do caudal	1,14481*10 ¹¹	-8,2384e+011 a 2,372e+009

2.4.2. Selecção das variáveis ambientais a utilizar no modelo de distribuição do género *Lampetra*

Os pontos obtidos através do trabalho de campo estão compilados num ficheiro de dados vectoriais, com informação da sua localização, bem como da presença (1) ou ausência (0) de lampreias do género *Lampetra*. O ficheiro de pontos e os modelos matriciais das variáveis ambientais foram intersectados (Figura 23), resultando numa tabela com os valores de cada uma das variáveis ambientais em cada um dos pontos amostrados.

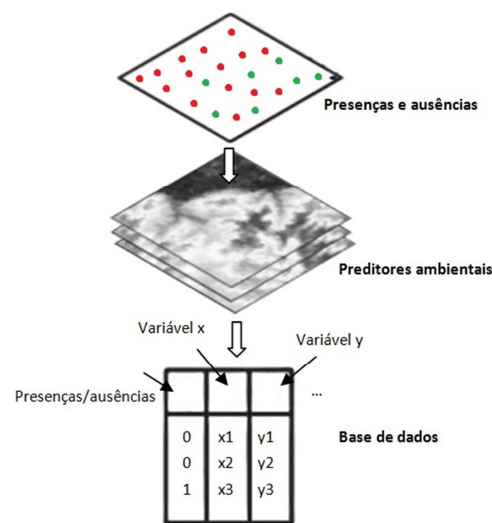


Figura 23- Representação da operação de intersecção entre o ficheiro de pontos de presença e ausência de *Lampetra* sp. e os ficheiros raster dos 18 preditores ambientais.

O Princípio da Parcimónia, aplicado à modelação estatística, recomenda, entre outras, a utilização de um modelo com $k-1$ variáveis explicativas em vez de um modelo com k variáveis explicativas (Crawley, 2007). Assim, foi investigada a presença de correlações elevadas nos dados gerados da intersecção das variáveis com os pontos de amostragem. Foram calculados os coeficientes de correlação de *Pearson* entre todos os pares de variáveis (Snelder & Lamouroux, 2010). Todas as correlações entre variáveis superiores em valor absoluto a 0,8 foram excluídas (c.f. Snelder & Lamouroux, 2010).

2.4.3. Modelo de distribuição

O tratamento estatístico utilizado para relacionar a presença de amocetes do género *Lampetra* com os preditores ambientais, bem como para fazer previsões para locais que não foram amostrados, foi uma forma de regressão logística que incorpora árvores de decisão e um algoritmo *boosting*: as *Boosted Regression Trees* (BRT, Friedman, 2001, 2002; Schapire, 2003; Elith *et al.*, 2008; Hastie *et al.*, 2009). As BRT combinam os pontos fortes das árvores de regressão (modelos que relacionam uma resposta aos seus preditores através de divisões binárias recursivas) e do *boosting* (um método adaptativo que combina vários modelos simples melhorando a performance preditiva do modelo final) (Elith *et al.*, 2008, Deat'th, 2007). Ao contrário dos métodos tradicionais de regressão, que procuram ajustar um modelo único e parcimonioso que melhor descreve a relação entre uma variável resposta e um conjunto de variáveis independentes, as BRT utilizam a técnica de *boosting* para combinar grandes números de modelos de árvores relativamente simples, e cujos preditores são então combinados para dar estimativas mais robustas das respostas (Leathwick *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2008). O *boosting* constrói progressivamente uma sequência de modelos de complexidade crescente, cada um ajustando os dados de treino (i.e. os dados utilizados para o ajustamento do modelo) ligeiramente melhor que o seu antecessor (Leathwick *et al.*, 2008). O processo de construção do modelo em BRT é referido como *forward stagewise*, o que reflecte o facto de a cada passo um termo ser adicionado ao modelo para diminuir ligeiramente o erro preditivo, ou seja, a perda de performance preditiva gerada por um modelo sub-ótimo. Os termos são adicionados sob a forma de pequenas árvores de regressão, que são ajustadas continuamente para ter em conta as observações que são pior ajustadas pelos modelos precedentes (Elith *et al.* 2006). A média dos resultados deste conjunto de árvores de regressão constitui a predição final (Leathwick *et al.*, 2008). Este método de média do modelo permite, tanto a explicação como a predição (Elith *et al.*, 2008). Apesar da sua utilidade, as BRT só começaram a ser aplicadas a questões ecológicas recentemente (Friedman, 2001; Leathwick *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2008).

As BRT incorporam importantes vantagens dos métodos baseados em árvores: i) tratam diferentes tipos de variáveis preditivas; ii) aceitam ausência de dados (*missing*

data); iii) não é necessária a transformação dos dados *a priori* ou a eliminação de *outliers*; iv) conseguem ajustar relações não lineares complexas e; v) tratam automaticamente os efeitos das interações entre preditores (Elith *et al.*, 2006; Leathwick *et al.* 2006; Elith *et al.*, 2008; Leathwick *et al.* 2008; Parisien & Moritz, 2009). Apesar destas vantagens, a utilização de árvores apresenta duas grandes desvantagens: são fracos preditores e grandes árvores podem ser difíceis de interpretar (De'ath, 2007; Elith *et al.*, 2008). Estas desvantagens podem ser ultrapassadas através do algoritmo *boosting*, originando excelentes preditores, que produzem gráficos simples e interpretações de relações complexas (De'ath, 2007). Embora os modelos BRT sejam complexos, eles podem ser resumidos de forma a dar uma visão ecológica poderosa e a sua performance preditiva é superior à maioria dos métodos tradicionais de modelação, como os *General Linear Models* (GLM) e *Generalized Additive Models* (GAM) (Elith *et al.*, 2006; Leathwick *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2008; Leathwick *et al.*, 2008; Parisien & Moritz, 2009).

Ajustamento do modelo

As análises foram corridas em ambiente R (versão 2.7.1, R Development Core Team, 2004) utilizando o pacote “gbm” (Ridgeway, 2006) e o suplemento de funções de Elith *et al.* (2008). Durante a análise preliminar foram determinadas as combinações óptimas para três parâmetros do modelo, avaliadas através da redução do erro de validação cruzada, ou seja, o desvio preditivo em relação aos dados de treino. A técnica de validação-cruzada (CV) com 10 partições é uma abordagem que permite o uso de toda a informação disponível, enquanto utiliza subconjuntos dos dados para estimar a performance do modelo quando prevê para dados independentes (Leathwick *et al.*, 2006; De'ath, 2007). É um método bastante utilizado em conjuntos de dados de pequena e média dimensão (Torgo, 2009) e o recomendado por Elith *et al.* (2008) para dados inferiores a 250 locais. O método CV ajusta uma série de modelos a 10 subconjuntos temporários, seleccionados ao acaso e compreendendo 90% dos dados disponíveis, com as árvores sendo sucessivamente adicionadas até que não sejam detectadas melhorias na capacidade preditiva para os 10% dos dados que ficaram retidos (Leathwick *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2008). Este procedimento é repetido 10 vezes, de modo a que cada subconjunto possa ser usado para validação dos modelos obtidos. Em cada interacção

são calculadas estatísticas de interesse e o resultado é a média das 10 interações. A implementação CV determina primeiro o número de árvores óptimo, e depois ajusta um modelo final a todos os dados (Elith *et al.*, 2008). Tal como recomendado por Kohavi (1995) e Elith *et al.* (2008), foram repetidas todas as análises efectuadas com validação cruzada 10 vezes, a fim de estabilizar as estimativas da performance preditiva.

Foi utilizado o script `gbm.step` do pacote “`gbm`” (Ridgeway, 2006) e o processo de validação cruzada com 10 partições para determinar o número óptimo de árvores para cada modelo, ou seja, o que fornece a máxima performance preditiva. As combinações de parâmetros testadas foram: complexidade das árvores (1 e 5), taxa de aprendizagem: (0.01, 0.005, 0.001 e 0.0005) e a “*bag fraccion*” padrão de 0.5 (Tabela 4). O objectivo foi encontrar a combinação de parâmetros que minimizam o erro preditivo e maximizam a performance preditiva. Este processo é essencialmente de exploração, não existindo regras fixas nem absolutas (Crawley, 2007). Os intervalos de variação de cada parâmetro utilizados neste estudo foram os sugeridos por Elith *et al.* (2008).

Tabela 4- Parâmetros necessários para o ajustamento de um modelo BRT

Parâmetro	Definição	Valores testados
Taxa de aprendizagem- lr (<i>learning rate</i>)	Também conhecido como o parâmetro “reductor” (<i>shrinkage parameter</i>), determina a contribuição de cada árvore para o crescimento do modelo. Valores menores resultam no ajustamento de um maior número de árvores, cada uma de influência menor e geralmente fornecendo maior performance preditiva no modelo conjunto (<i>ensemble model</i>) (Friedman, 2001).	0.01, 0.005, 0.001 e 0.0005
Complexidade da árvore- tc (<i>tree complexity</i>)	Controla o número de nós de cada árvore e por isso, o número máximo de interações ajustadas. Uma <i>tc</i> de 1 (ramo de decisão único, dois nós terminais) ajusta um modelo aditivo, uma <i>tc</i> de dois ajusta um modelo com no máximo dois sentidos de interações, e assim por diante.	1 e 5
“Bag fraccion”	Controla a fracção de dados de treino seleccionada aleatoriamente para construir cada árvore. A “bag fraccion” padrão é de 0.5, o que significa que a cada interacção, 50% dos dados são seleccionados aleatoriamente e sem reposição. A estocacidade melhora o desempenho preditivo, reduzindo a variância do modelo final, através da utilização de apenas um subconjunto aleatório dos dados para ajustar cada nova árvore (Friedman, 2002). Isto significa que, a menos que seja definido inicialmente que não queremos incluir aleatoriedade no processo, os modelos finais serão subtilmente diferentes cada vez que são executados (Elith <i>et al.</i> , 2008).	0.5
Número de árvores- nt (<i>number of trees</i>)	Valor obtido com a definição dos restantes parâmetros e através de validação cruzada. Representa o número de árvores necessário para a predição óptima (Elith <i>et al.</i> 2008).	Entre 250 e 9250 árvores

A performance preditiva dos modelos foi avaliada no conjunto de dados de teste, utilizados para ajustar e testar o modelo através da técnica de validação cruzada com 10 partições. A utilização da validação cruzada evita o sobreajustamento, construindo progressivamente modelos enquanto testa a sua precisão preditiva em porções retidas dos dados (Elith *et al.* 2006).

Para cada modelo, foram determinadas três métricas de performance: 1) o erro preditivo, 2) a AUC- *area under the receiver operator characteristic curve (ROC)* e 3) o erro residual. O desvio preditivo fornece uma estimativa do bom ajustamento entre os valores estimados e os reais, quando previstos para dados independentes, e foi registrado como o erro da validação cruzada estimado para cada modelo. Valores de ROC estimam o grau para o qual os valores ajustados discriminam entre presenças e ausências observadas e podem ser interpretados como a probabilidade de presença de uma espécie tirada ao acaso ter uma maior probabilidade ajustada que uma ausência tirada ao acaso. Estes valores variam entre 0.5 e 1, em que 1 indica discriminação perfeita entre amostras de presenças e ausências e um valor de 0.5 indica que o modelo prevê presenças e ausências não melhor que ao acaso (Elith *et al.*, 2006; Leathwick *et al.*, 2008). Modelos com valores de ROC > 0.6 são considerados úteis (Parisien & Moritz, 2009), valores >0.8 são considerados muito bons e >0.9 excelentes (Lane *et al.*, 2009). O erro residual indica a quantidade de variação que o modelo não explica e, como tal, deve ser o menor possível (Crawley, 2007).

Segundo o princípio da parcimônia, um modelo deve ser tão simples quanto possível, ou seja, o modelo não deve conter quaisquer parâmetros redundantes. Elith *et al.* (2006) reforçam a importância da simplificação em conjuntos de dados pequenos, onde preditores redundantes podem degradar a performance do modelo através do aumento da variância. No presente estudo, a simplificação do modelo foi conseguida ajustando um modelo máximo e, em seguida, simplificando-o (Crawley, 2007) utilizando o script `gbm.simplify`. Este procedimento reduz o risco de negligenciar um aspecto importante dos dados (Crawley, 2007). Este processo para a eliminação de variáveis não-informativas envolve a simplificação do modelo pela queda do preditor menos importante, depois reajusta o modelo e repete o processo sequencialmente até que algum critério de paragem seja atingido (e.g. a redução na performance preditiva exceda algum limite). Este processo de simplificação é corrido com um procedimento de validação cruzada com 10 partições, que simplifica progressivamente o modelo

ajustado em cada vez, e utiliza o erro CV médio para decidir quantas variáveis podem ser removidas do modelo original sem afectar a performance preditiva (Elith *et al.*, 2008).

A importância das variáveis preditivas nos modelos BRT foi avaliada utilizando um script do gbm que calcula a contribuição de cada preditor para o ajustamento do modelo, avaliado através de todas as árvores (Friedman, 2001). Esta medida é baseada no número de vezes que uma variável é seleccionada para dividir, ponderada com o melhoramento quadrado que resulta dessas divisões (Friedman, 2001). A influência relativa (ou contribuição) de cada variável é dimensionada para que a soma seja 100, com os valores mais elevados indicando maior influência na resposta (Froeschke *et al.*, 2010).

A visualização das funções ajustadas num modelo BRT é facilmente atingida utilizando funções de dependência parcial (gbm.plot) que mostram o efeito de uma variável na resposta, depois de calcular para os efeitos médios de todas as outras variáveis no modelo. Contudo, estes gráficos não são uma representação perfeita dos efeitos de cada variável, particularmente se existirem interacções fortes nos dados ou os preditores estarem fortemente correlacionados, fornecendo, no entanto, uma base útil para interpretação. O ajustamento dos efeitos das interacções é controlado através da variação do tamanho das árvores de regressão individuais (Leathwick *et al.*, 2006), no entanto, aquando do ajustamento do modelo, nenhuma informação é fornecida sobre a natureza e magnitude dos efeitos das interacções ajustadas. Quando as árvores individuais consistem em duas ou mais regras, a função ajustada para qualquer preditor pode variar dependendo do valor assumido por qualquer outro preditor, aumentando a potencial complexidade deste efeito da interacção à medida que aumenta o tamanho dos termos da árvore individual (Leathwick *et al.*, 2006). Assim, para quantificar os efeitos das interacções entre variáveis, utilizou-se uma função (gbm.interactions) que cria, para cada possível par de preditores, um modelo linear que relaciona predições temporárias propositadamente geradas entre todos os pares de preditores. A variância residual neste modelo linear indica a força relativa da interacção ajustada por BRT, com uma variância residual de zero indicando que nenhuns efeitos da interacção foram ajustados (Elith *et al.*, 2008) e maiores valores indicando dependências mais fortes (De'ath, 2007). No estudo de Leathwick *et al.* (2006), a inclusão de interacções simples nos modelos ajustados melhorou a performance preditiva dos modelos BRT em 19%, quando

comparados com modelos sem interações, indicando a importância das interações entre variáveis preditivas na explicação da variação da riqueza das espécies.

Para além de identificar variáveis ambientais importantes que contribuem para os padrões de distribuição das *Lampetra* sp., outro dos objectivos deste trabalho é gerar previsões espaciais explícitas de probabilidades de ocorrência das espécies estudadas para qualquer local da rede hidrográfica portuguesa. Para isso, foi utilizada uma forma de regressão logística (Elith *et al.*, 2008) onde a probabilidade de uma espécie ocorrer ($y=1$), num local com X variáveis independentes, $P(y=1|X)$, é calculada utilizando um logit: $\text{logit}(P(y=1|X) = f(X))$. A transformação logit (*logistic inverse transformation*) é uma forma de ligação canónica utilizada em distribuições de probabilidade em que a variável resposta é do tipo binominal (Rodrigues, 2009). A regressão logística binominal permite a exploração do contributo de cada uma das variáveis na construção do modelo. Além disso, é de fácil integração em SIG, com base em dados matriciais, através da aplicação directa da sua equação:

$$P = \frac{\exp(\beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 \dots \dots + \beta_nx_n)}{1 + \exp(\beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 \dots \dots + \beta_nx_n)}$$

Em que P é a probabilidade de ocorrência do evento (i.e. probabilidade de presença de *Lampetra* sp. neste caso), β_0 é um valor constante, β_i os coeficientes da regressão e X_i as variáveis independentes (Capinha, 2008).

As predições foram geradas utilizando um script disponível no “gbm”: `predict.gbm` para os 133.257 pontos gerados em ArcGIS (ESRI, 2009). Estes pontos foram gerados para células com 1 x 1 km para todo o território de Portugal Continental. Os modelos de distribuição do género *Lampetra* foram desenvolvidos convertendo os pontos para um ficheiro matricial através de uma interpolação espacial linear (ESRI, 2009).

2.5. Definição de Prioridades de Conservação

Tendo como base os mapas de probabilidades de ocorrência do género *Lampetra* e as presenças observadas durante o trabalho de campo realizado em 2009 e 2010, foram designados locais, que pelas suas características ambientais e/ou presença do género confirmada, são de importância para a sua conservação em Portugal. Foram designados três níveis de prioridade, com importância distinta, e descritas as principais ameaças para os locais que apresentaram o nível de prioridade de conservação mais elevado (3). Os níveis de prioridade foram definidos de acordo com os seguintes critérios:

Nível 0: Sem prioridade de conservação- linhas de água cuja probabilidade de ocorrência é menor que 30% e nas quais não se registou a presença de *Lampetra* sp..

Nível 1- Prioridade moderada- linhas de água cuja probabilidade de ocorrência de *Lampetra* sp. varia entre 30 e 50%, localizadas apenas em cursos de água pertencentes a bacias hidrográficas cuja presença de *Lampetra* sp. foi confirmada.

Nível 2- Prioridade elevada- linhas de água cuja probabilidade de ocorrência de *Lampetra* sp. é elevada ($\geq 50\%$), localizada apenas em cursos de água pertencentes a bacias hidrográficas com presença confirmada de *Lampetra* sp..

Nível 3- Prioridade máxima- linhas de água com presença confirmada de *Lampetra* sp. e probabilidades de ocorrência superiores a 50%.

3. RESULTADOS

3.1. Identificação e Caracterização dos Núcleos Populacionais e Estações de Amostragem

No total das 245 estações amostradas durante a campanha levada a cabo em 2009, a presença de indivíduos do género *Lampetra* foi registada em 33 locais (13.5% dos pontos prospectados), distribuídos conforme é apresentado na Figura 24.

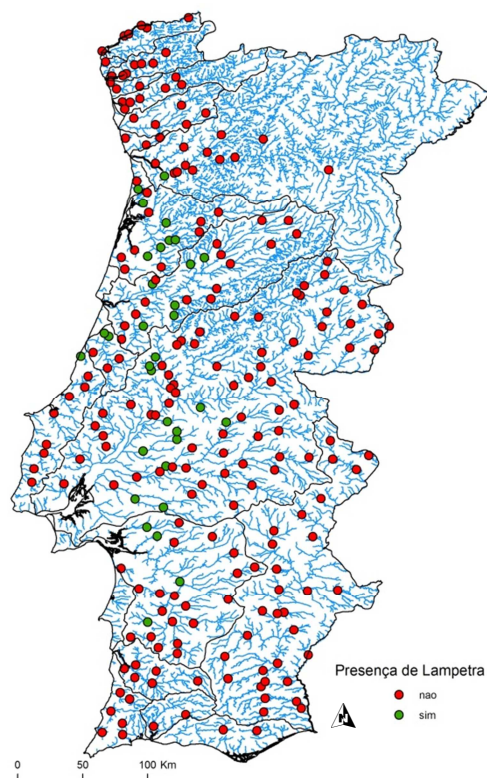


Figura 24- Distribuição dos núcleos populacionais do género *Lampetra* registados durante a campanha de amostragem de 2009. N.B.- Devido a uma limitação técnica do software utilizado não foi possível introduzir itálicos na legenda deste tipo de mapas.

Do total de 15 sistemas hidrológicos prospectados, a presença do género *Lampetra* foi registada apenas em oito, nomeadamente: Douro, Ribeiras do Norte (mais especificamente numa das ribeiras associadas à Barrinha de Esmoriz), Vouga, Mondego, Lis, Ribeiras do Oeste, Tejo e Sado (Tabela 5). Este género apresentou uma distribuição mais ampla na bacia do Rio Vouga, onde a sua ocorrência foi registada em cerca de metade do número total de estações amostradas. Na bacia hidrográfica do Rio Lis foram capturados indivíduos em 40% dos locais, uma proporção importante visto que apenas foram amostrados cinco locais. Na bacia do Tejo, apesar do número de locais onde foram capturados indivíduos deste género ser mais elevado, estes representavam apenas 17% do total de estações consideradas. No Rio Douro, apesar da elevada dimensão da sua bacia hidrográfica, a ocorrência deste género foi confirmada apenas num único local.

Tabela 5- Número de pontos (e respectiva percentagem) onde foi registada a presença do género *Lampetra*, em cada bacia hidrográfica prospectada

Bacia Hidrográfica	Nº de estações amostradas	Nº de estações com presença do género <i>Lampetra</i> (%)
Rio Minho	7	0
Rio Lima	7	0
Rio Cávado	6	0
Rio Ave	5	0
Rio Douro	13	1 (8%)
Ribeiras do Norte	10	1 (10%)
Rio Vouga	14	6 (43%)
Rio Mondego	22	5 (23%)
Rio Lis	5	2 (40%)
Ribeiras do Oeste	9	1 (11%)
Rio Tejo	77	13 (17%)
Rio Sado	24	4 (17%)
Rio Mira	6	0
Ribeiras do Algarve	10	0
Rio Guadiana	30	0
Total	245	33

Durante as amostragens realizadas foi capturado um total de 2523 indivíduos pertencentes ao género *Lampetra*. O número mais elevado foi registado na bacia do Tejo, onde se capturaram 1193 exemplares (47% do total) e na bacia do Mondego, onde o número de capturas atingiu os 416 registos. Analisando os pontos de amostragem relativamente à abundância deste género, o valor mais elevado foi registado no ponto T69_09 (sub-bacia do rio Nabão), com 4,52 ind./min., que corresponde, em termos

absolutos, à captura de 208 indivíduos (Figura 25). Alguns pontos de amostragem, localizados principalmente nas bacias do Vouga e do Mondego, apresentaram valores de abundância próximos do máximo registado no Tejo.

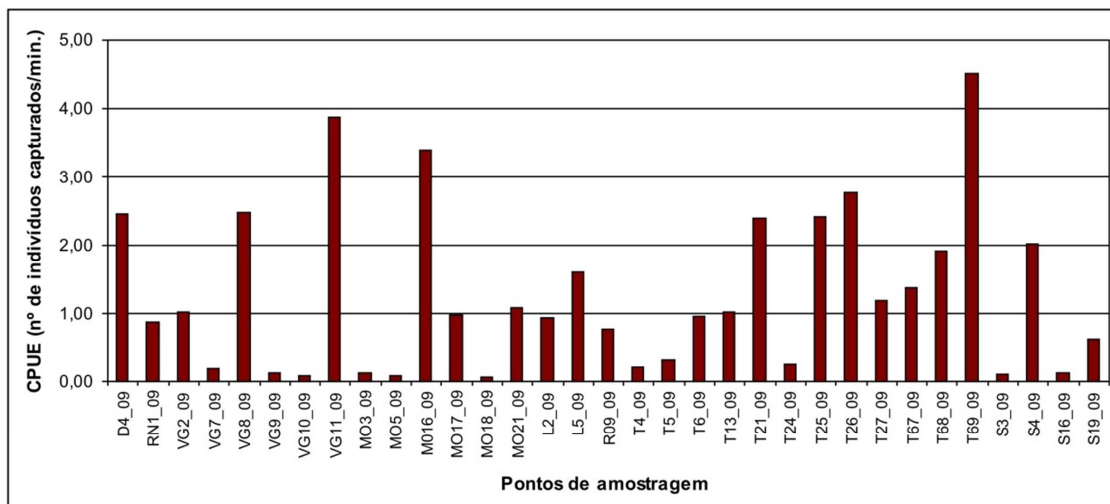


Figura 25- Abundância de indivíduos do género *Lampetra* nos pontos de amostragem onde foi registada a sua ocorrência. D- Douro; RN- Ribeiras do Norte; VG- Vouga; MO- Mondego; L- Lis; RO- Ribeiras do Oeste; T- Tejo; S- Sado.

Relativamente ao substrato recolhido nas estações de amostragem onde foram identificados indivíduos de *Lampetra* sp., a sua composição granulométrica é a apresentada no diagrama de Shepard (Figura 26). Em termos de composição do sedimento, a maioria dos pontos amostrados (90%) estão distribuídos por classes onde predomina a areia, nomeadamente: areia, areia vasosa, areia cascalho-vasosa, e areia cascalhenta. As exceções a este resultado parecem ser três estações, localizadas nas bacias do Tejo e Mondego, onde o sedimento foi classificado, respectivamente, como vasa arenosa e cascalho arenoso.

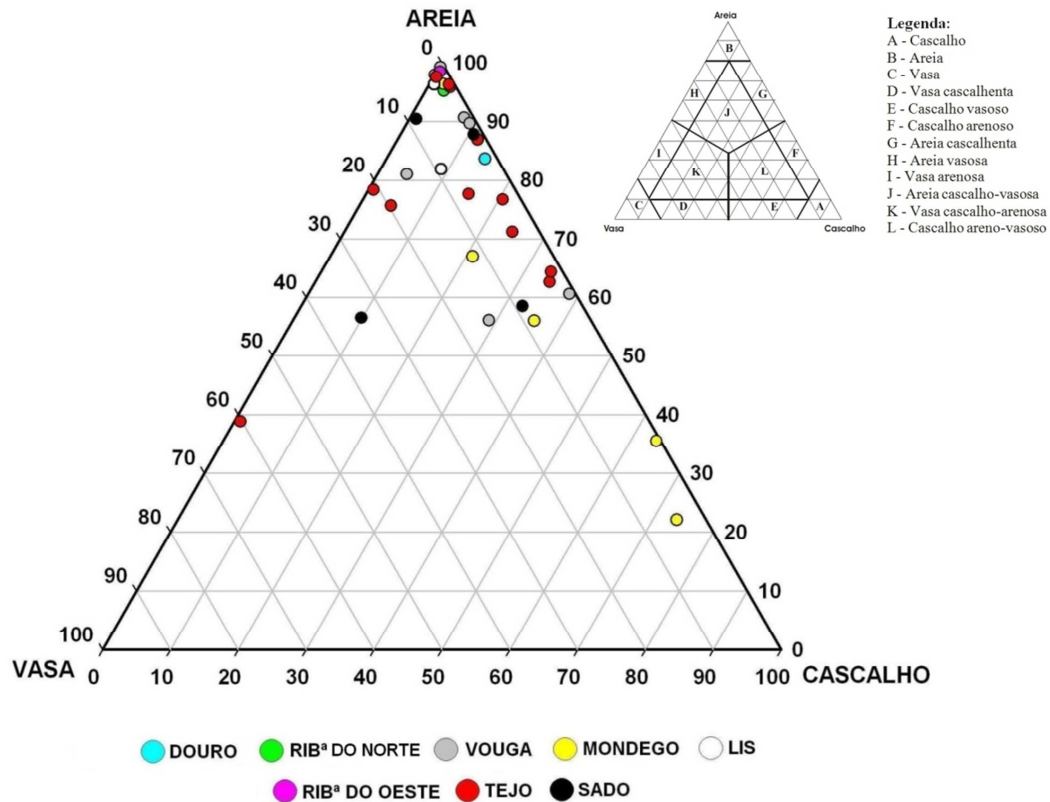


Figura 26- Composição granulométrica de cada estação de amostragem onde foi registada presença de *Lampetra sp.*, representada através de um Diagrama de Shepard.

Os resultados referentes aos locais de amostragem complementares, conduzidos durante a segunda época de amostragem (2010) apenas na bacia hidrográfica do Rio Vouga e na sub-bacia do Sorraia, estão apresentados na figura 27. Verificou-se a adição de mais locais com presenças confirmadas, inclusive em rios que não foram identificados na 1ª fase de amostragem, como o Rio Divor, a Ribeira da Fanica e a Ribeira das Barrosas na sub-bacia do Sorraia.

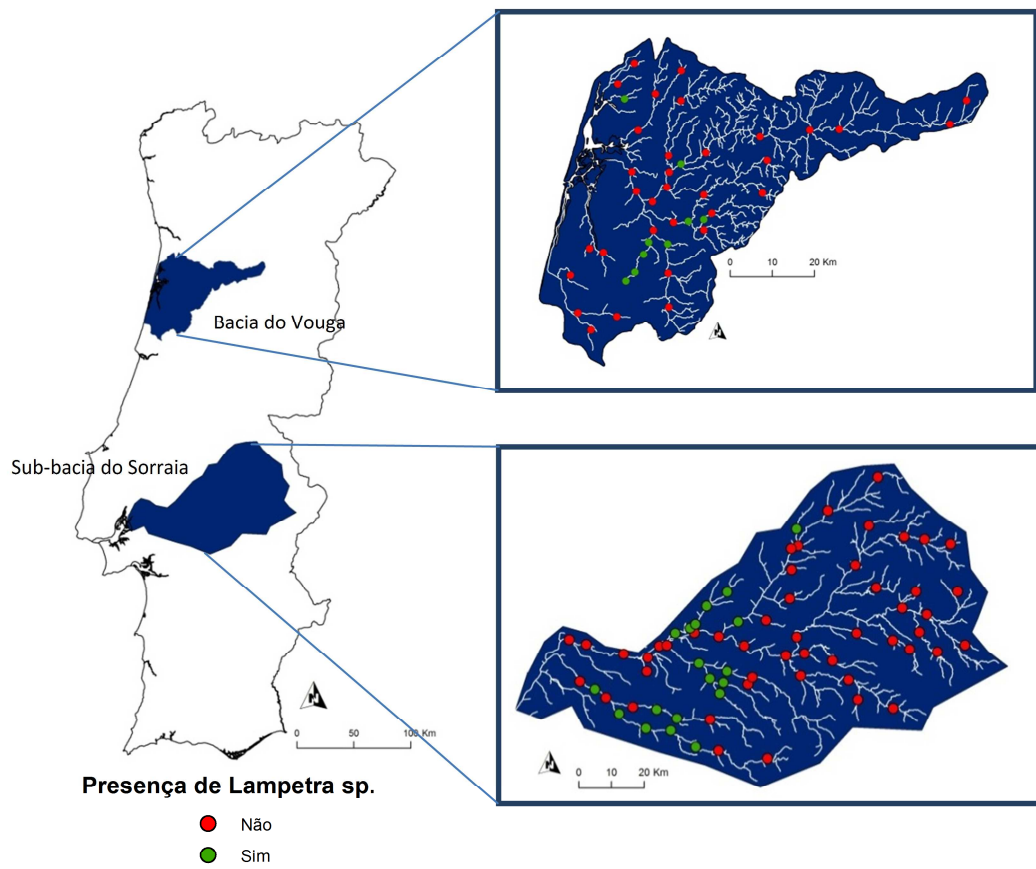


Figura 27- Estações de amostragem de lampreias do género *Lampetra* sp. onde estas foram registadas na segunda campanha de amostragem (2010) e que serão utilizadas para completar os locais designados para conservação prioritária.

3.2. Modelo de Distribuição

3.2.1. Análise de correlação

A análise da correlação entre as variáveis ambientais descritas na tabela 3 resultou na eliminação de seis variáveis, por apresentarem valores de correlação muito elevados: superiores em valor absoluto a 0,8 (Tabela 6).

Dadas as elevadas correlações identificadas foram tomadas algumas opções relativamente às variáveis a utilizar. Os usos do solo que identificam áreas naturais (uso_300) estão correlacionados com o escoamento e com os outros dois grupos de usos do solo (uso_100 e uso_200). No entanto, os usos 100 e 200 estão correlacionados apenas com o uso_300 e o escoamento. Assim, e dado que as três variáveis dos usos do solo são as únicas indicadoras do tipo de ocupação do solo existente na bacia de drenagem, decidiu-se tomar a opção que maximiza o número de usos a incluir no modelo, seleccionando-se assim as variáveis indicadoras de superfícies urbanas (uso_100) e zonas agricultadas (uso_200). Verificou-se que a temperatura média, a temperatura máxima média do mês mais quente e o índice WTI estão todos altamente correlacionados entre si. Por ser uma variável indicadora da disponibilidade hídrica em períodos de seca, optou-se por manter a temperatura máxima no modelo. Pelo mesmo critério, optou-se por manter a precipitação máxima do mês mais seco em relação à precipitação média, também altamente correlacionadas entre si. O índice SPI e a variável fluxo acumulado de drenagem (fcum) encontram-se também altamente correlacionadas. Sendo ambas variáveis indicadoras de disponibilidade hídrica, optou-se por utilizar a que foi calculada por um método mais directo e que poderá levantar menos questões relativamente à sua interpretação, o fcum. Assim, foram mantidas 12 variáveis no modelo: percentagem de areia, percentagem de gravilha, altitude, declive, distância à foz, precipitação máxima média do mês mais seco, temperatura máxima média do mês mais quente, população, densidade de indústrias, fluxo acumulado de drenagem, usos agrícolas e usos urbanos.

Os valores das 12 variáveis em cada um dos 245 pontos de amostragem foram obtidos de acordo com a figura 23 e serão estes os utilizados para produzir o modelo com *Boosted Regression Trees*.

Tabela 6- Resultados da análise de correlação de *Pearson* entre as 18 variáveis ambientais inicialmente identificadas para incluir no modelo. As correlações superiores em valor absoluto a 0,8 encontram-se assinaladas com **.

	uso_300	tempmed	preca	escoame	Wti	uso_200	uso_100	tempmax	spi	sand	precsec	populac	induden	silt	dist_fo	declive	altitud	fcum
uso_300	1	,044	-,020	,977**	,028	,926**	,936**	,029	-,056	-,022	-,021	-,014	,004	,020	-,010	,008	-,076	,097
tempmed	,044	1	,131	,044	,807**	,045	,045	,919**	-,018	,542	-,170	,019	,213	,388	,079	-,051	-,229	,026
preca	-,020	,131	1	-,021	,305	-,028	-,023	,276	,007	,241	,894**	,119	,132	-,038	,201	,472	,631	-,018
escoame	,977**	,044	-,021	1	,022	,979**	,853**	,031	-,075	-,020	-,020	-,014	,004	,031	-,009	,011	-,077	,137
wti	,028	,807**	,305	,022	1	,015	,033	,826**	-,012	,562	,083	,047	,218	,302	,240	-,155	,045	,016
uso_200	,926**	,045	-,028	,979**	,015	1	,781	,035	-,085	-,017	-,024	-,015	,004	,047	-,002	,016	-,074	,184
uso_100	,936**	,045	-,023	,853**	,033	,781	1	,026	-,031	-,028	-,030	-,008	,004	,008	-,012	,004	-,072	,065
tempmax	,029	,919	,276	,031	,826**	,035	,026	1	-,010	,538	,034	-,042	,228	,452	,407	,074	,102	,019
spi	-,056	-,018	,007	-,075	-,012	-,085	-,031	-,010	1	-,031	,011	,005	-,001	-,002	,005	,015	,029	-,878**
sand	-,022	,542	,241	-,020	,562	-,017	-,028	,538	-,031	1	,058	-,031	,138	,214	,138	-,050	,032	,027
precsec	-,021	-,170	,894**	-,020	,083	-,024	-,030	,034	,011	,058	1	,111	,069	-,118	,245	,461	,682	-,020
populac	-,014	,019	,119	-,014	,047	-,015	-,008	-,042	,005	-,031	,111	1	,010	-,065	-,154	-,033	-,094	-,007
induden	,004	,213	,132	,004	,218	,004	,004	,228	-,001	,138	,069	,010	1	,089	,072	,050	,059	,002
silt	,020	,388	-,038	,031	,302	,047	,008	,452	-,002	,214	-,118	-,065	,089	1	,281	,043	,046	,019
dist_fo	-,010	,079	,201	-,009	,240	-,002	-,012	,407	,005	,138	,245	-,154	,072	,281	1	,148	,601	,001
declive	,008	-,051	,472	,011	-,155	,016	,004	,074	,015	-,050	,461	-,033	,050	,043	,148	1	,440	-,023
altitud	-,076	-,229	,631	-,077	,045	-,074	-,072	,102	,029	,032	,682	-,094	,059	,046	,601	,440	1	-,037
fcum	,097	,026	-,018	,137	,016	,184	,065	,019	-,878**	,027	-,020	-,007	,002	,019	,001	-,023	-,037	1

3.2.2. Ajustamento do modelo

A combinação óptima de parâmetros para os modelos de *Lampetra* sp. foi determinada através da utilização de vários valores que resultaram em modelos de qualidade distinta (Tabela 7).

Tabela 7- Combinação de parâmetros para o modelo BRT com 12 variáveis

Tc	lr	nt	cv deviance	cv ROC score
1	0.01	1200	0.662	0.83
	0.005	1800	0.689	0.81
	0.001	6500	0.695	0.787
	0.0005	9250	0.708	0.791
5	0.01	250	0.653	0.834
	0.005	750	0.663	0.829
	0.001	2500	0.659	0.824
	0.0005	5600	0.665	0.815

Tc- complexidade da árvore; lr- taxa de aprendizagem; nt- número de árvores; cv deviance- erro preditivo da validação cruzada; cv ROC score – ROC da validação cruzada.

Os resultados indicam que, à medida que aumentamos a taxa de aprendizagem, o número de árvores diminui. Mostram também uma ligeira diminuição no erro preditivo da validação cruzada (*cv deviance*) e um aumento do ROC à medida que a taxa de aprendizagem aumenta. Pode-se observar que, em geral, o erro preditivo desce com o aumento da complexidade da árvore para cinco e o ROC melhora para valores mais próximos dos excelentes (≥ 0.9). A combinação de parâmetros que minimiza o erro preditivo é uma taxa de aprendizagem de 0.01 e uma complexidade da árvore de 5, que resulta num número de árvores total de 250. Optou-se por escolher a combinação de uma taxa de aprendizagem de 0.001 e uma complexidade das árvores de 5, com um número de árvores resultante de 2500 (nº de árvores deve ser > 1000 , c.f. capítulo 2.4.3.) e com um valor do erro preditivo próximo do valor mais baixo atingido por qualquer combinação.

O comportamento dos modelos à medida que são adicionadas árvores encontra-se representado nos gráficos da figura 28.

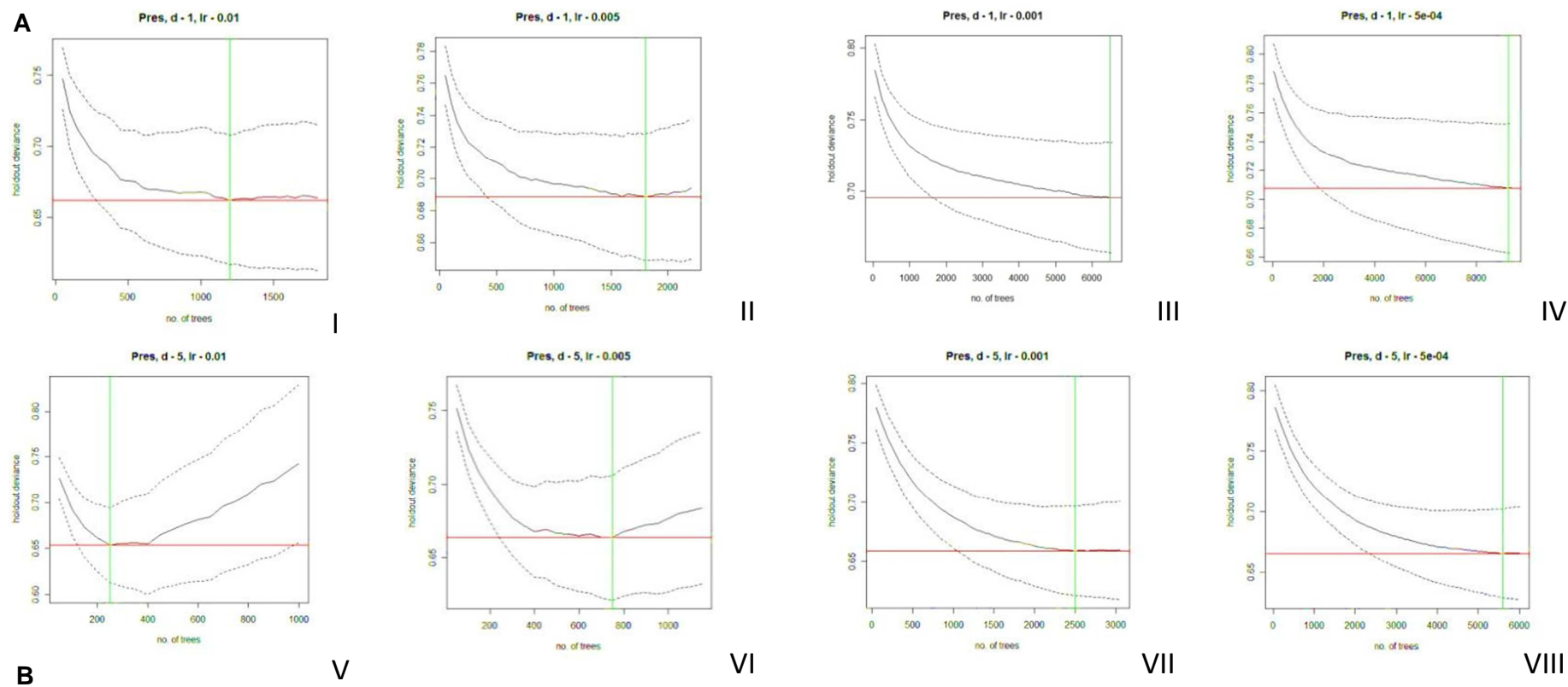


Figura 28- Relação entre o número de árvores e a performance preditiva para modelos ajustados com quatro taxas de aprendizagem (I e V= 0.01; II e VI= 0.005; III e VII= 0.001; IV e VIII= 0.0005) e dois níveis de complexidade das árvores: A) $T_c = 1$ e B) $T_c = 5$. Este modelo foi construído através de validação cruzada com 10 partições- \cup é a média, e $\dots \pm 1$ erro padrão, para as mudanças no desvio preditivo. A — mostra o mínimo da média, e a — o número de árvores à qual ocorre.

Em geral, os resultados indicam um declínio inicial no erro preditivo à medida que mais árvores são adicionadas. O erro preditivo começa a subir à medida que o modelo se torna excessivamente adaptado aos dados de treino, *i.e.* ocorre sobreajustamento. Pode-se verificar que, para uma $T_c = 5$, o valor de l_r mais lento ajustou relativamente poucas árvores, para além de prever pobremente (a curva sobe muito, depois de ter atingido um mínimo, o que é indicador da presença de sobreajustamento). Em contraste, os menores valores de l_r (ver gráficos III, IV e VIII) atingem uma melhor performance preditiva lentamente, e requerem milhares de árvores para atingir o erro mínimo.

O modelo corrido com uma taxa de aprendizagem de 0,001 e uma complexidade das árvores de 5 obteve, em média, as contribuições de cada variável para o modelo total (Figura 29).

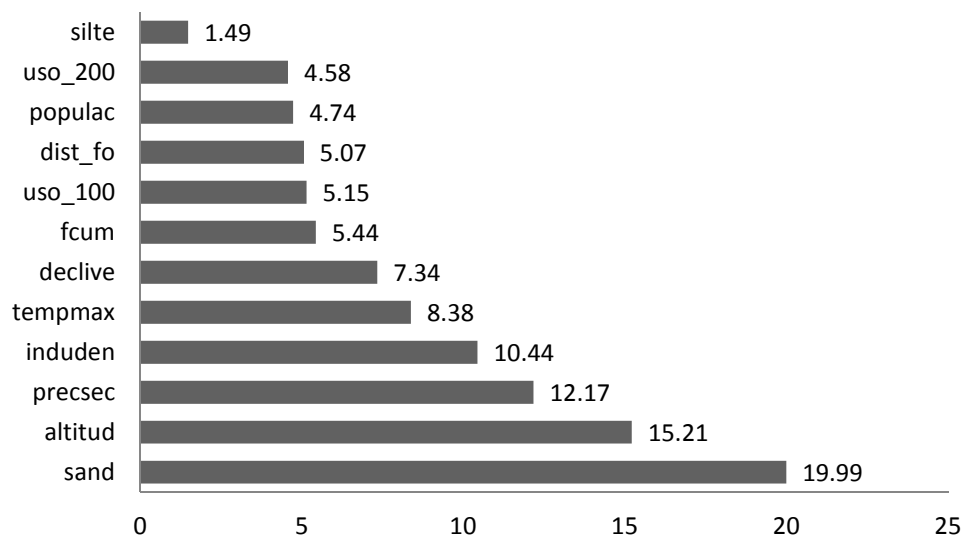


Figura 29- Contribuições relativas de cada variável (%) para a explicação da distribuição de *Lampetra* sp. em Portugal Continental.

De acordo com a figura 29, as sete variáveis mais importantes na selecção de habitat das larvas de *Lampetra* sp. descrevem condições do solo, topográficas, climáticas e de stresses ambiental. A variável que mais influencia os padrões de distribuição das lampreias é a areia com uma contribuição de 19,99% para a explicação da variação. Segue-se a altitude, com uma contribuição de 15,20%, e a precipitação máxima média do mês mais seco com 12,17%. Em conjunto, estas três variáveis explicam quase 50% da variação.

3.2.3. Simplificação do modelo

Durante a simplificação do modelo verificou-se que este apresentava variáveis redundantes e que estas podem sair do modelo sem que exista um aumento do erro preditivo (c.f. Figura 30). Verificou-se que as variáveis que contribuem menos para a explicação da variação na resposta foram as seguintes (por ordem crescente de contribuição): 1 - vasa, 2 – áreas agricultadas, 3 – população, 4 – distância à foz, 5 – áreas industriais, 6 – fluxo acumulado de drenagem e 7 – declive.

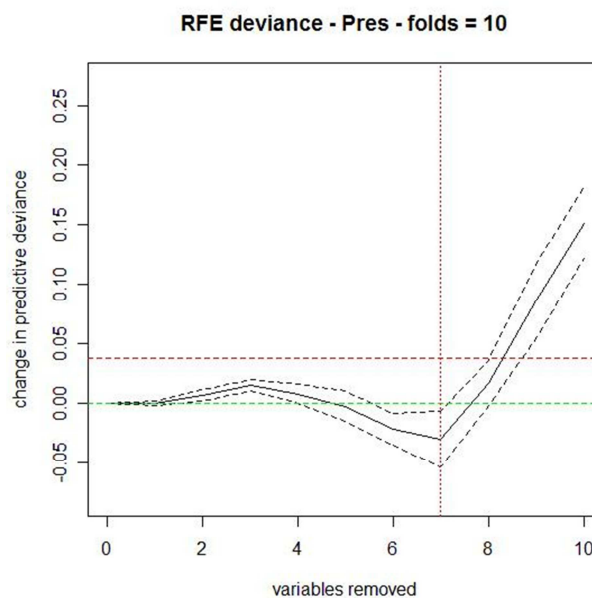


Figura 30- Simplificação do modelo originalmente com 12 variáveis, mostrando que a remoção de sete preditores (linha vertical) melhora a performance preditiva do modelo. A linha preenchida indica a mudança média no desvio preditivo, e as linhas ponteadas um erro padrão, calculado sobre as 10 vezes das validações cruzadas.

Pode-se observar na figura 30 que, removendo sete variáveis, se consegue obter o máximo de diminuição do erro da validação cruzada (-0,05), verificando-se que ao remover mais que sete, esse valor começa a aumentar. As variáveis explicativas ficaram assim resumidas a cinco: areia, altitude, temperatura máxima média do mês mais quente, densidade industrial e precipitação máxima média do mês mais seco.

As contribuições médias de cada variável para o modelo BRT final encontram-se representadas na Figura 31.

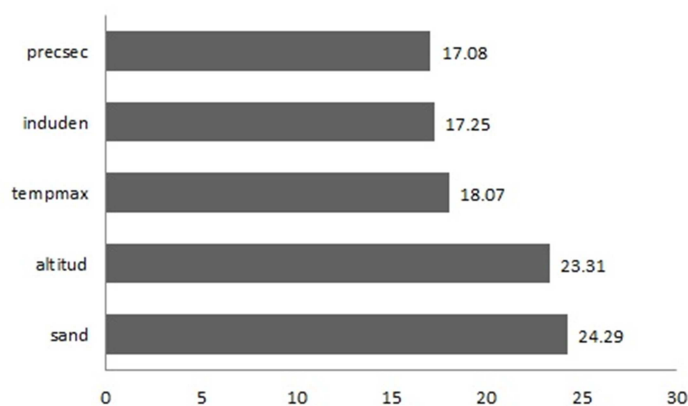


Figura 31- Contribuições médias relativas (%) de cada uma das cinco variáveis ambientais do modelo BRT simplificado para a explicação da distribuição de *Lampetra* sp. em Portugal Continental.

Com a simplificação do modelo, verifica-se que as contribuições das variáveis preditivas que se mantêm alteram subtilmente (Figuras 29 e 31). Verifica-se o esperado aumento do valor da contribuição individual de cada variável para a explicação da variação na resposta, devido ao facto da variável ser seleccionada mais vezes para a construção do modelo. Areia e altitude permanecem como as variáveis com maior poder explicativo, ocorrendo uma troca na ordem da temperatura máxima média do mês mais quente e da precipitação máxima média do mês mais seco. As contribuições das três últimas variáveis são muito próximas (17-18%), e o mesmo se verifica para a altitude e areia (23-24%).

3.2.4. Performance do modelo

A performance dos modelos foi avaliada através dos valores do erro preditivo, do ROC e erro residual (Tabela 8).

Tabela 8- Performance preditiva do modelo base (12 variáveis) e do modelo simplificado (cinco variáveis), avaliados por validação cruzada com 10 partições e uma lr de 0.001 e Tc de 5

	Modelo base	Modelo simplificado
Número de locais	245	245
Número de árvores	2500	2950
Número de preditores	12	5
Erro preditivo	0.659	0.628
Erro residual	0.301	0.362
ROC	0.824	0.834

Verifica-se de acordo com a tabela 8, que a simplificação do modelo de 12 para cinco variáveis explicativas melhora, tanto o erro preditivo (diminui), como a performance preditiva do modelo (ROC aumenta). A avaliação do modelo sugere uma performance preditiva muito boa para dados independentes (ROC = 0.834). Apesar da boa performance preditiva dos modelos, o valor do erro residual sugere que algumas variáveis importantes na utilização do habitat deste género poderão não ter sido incluídas neste estudo. O facto de este erro aumentar quando se diminui o número de variáveis incluídas nos modelos reforça este facto, para além de ser indicador da possível contribuição de algumas variáveis excluídas para a explicação da variação na resposta. Apesar da diminuição no poder explicativo que se verifica com a diminuição do número de variáveis explicativas, o consequente aumento do poder preditivo (ROC e erro preditivo) justifica a simplificação efectuada, uma vez que se pretende gerar um mapa de predições o mais preciso possível.

3.2.5. Funções e valores ajustados

Os gráficos das funções parciais (Figura 32) permitem uma descrição das relações entre a ocorrência de *Lampetra* sp. e os preditores ambientais.

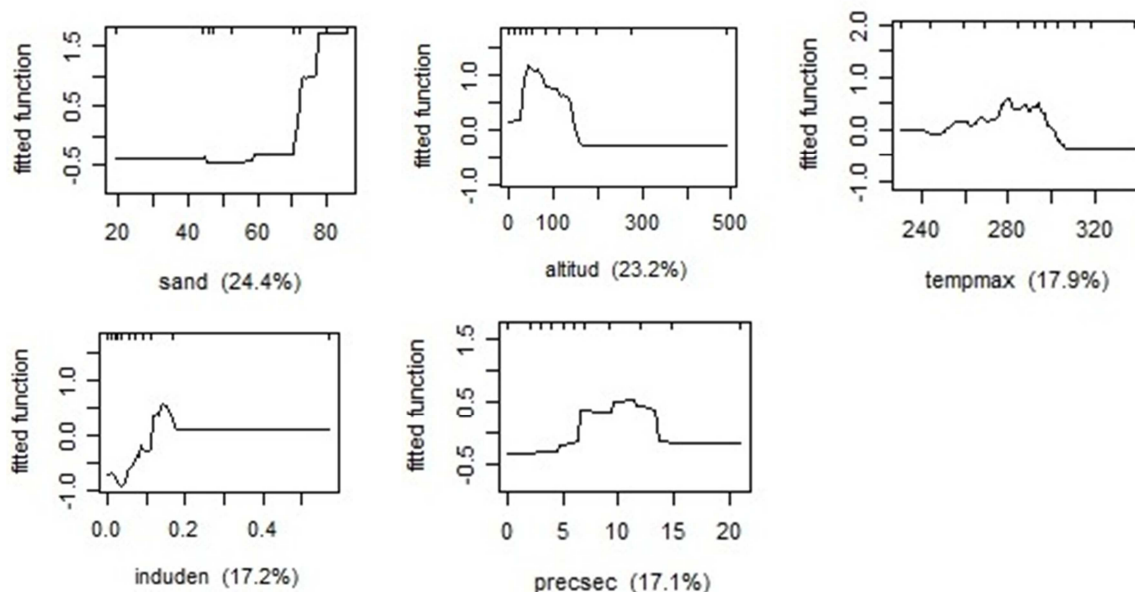


Figura 32- Gráficos de dependência parcial para as cinco variáveis mais influentes no modelo de ocorrência do género *Lampetra*. O eixo do y está representada uma escala *logit* e encontra-se centrado para ter média de zero na distribuição dos dados.

As funções ajustadas do modelo BRT indicam que as lampreias são pouco comuns até valores de aproximadamente 70% de areia, sendo muito abundantes a partir dos 80%. Ocorrem mais frequentemente a baixas altitudes, entre os 0 e os 150 m, sendo o pico de ocorrência registado aos 50 m. A partir dos 150 m de altitude a probabilidade de captura de lampreias é muito baixa. Em relação à temperatura máxima média do mês mais quente, verifica-se que a maior ocorrência de larvas de lampreias é registada entre os 28 °C e os 30 °C, valor a partir do qual se regista uma diminuição na probabilidade de captura para valores muito baixos. Os padrões de distribuição das lampreias também se encontram relacionados com a densidade de poluição industrial (ver discussão), tendo-se verificado que o género ocorre maioritariamente em locais com uma densidade de fontes poluentes industriais maior que 0.1/km². Densidades de poluição industrial muito baixas estão associadas a baixas capturas de larvas de lampreias. Em relação à precipitação máxima média do mês mais seco, verifica-se que as lampreias ocorrem mais frequentemente no intervalo entre os 7 e os 14 mm. Valores abaixo e acima deste intervalo apresentam baixa probabilidade de captura de larvas de lampreias, sendo mais baixos em níveis de precipitação menores.

As interações existentes nos dados encontram-se discriminadas na tabela 9. Valores de 0 indicam que não foram ajustados efeitos das interações. A interação

entre altitude e precsec tem o maior valor médio de 40,55 e fortes interações são também evidentes entre altitude e tempmax (22,14).

Tabela 9- Interações entre pares de variáveis

	Precsec	induden	tempmax	Sand	altitud
precsec	0	12.57	5.27	13	40.55
induden	0	0	3.07	12.99	12.41
tempmax	0	0	0	12.88	22.14
sand	0	0	0	0	11.23
altitud	0	0	0	0	0

As interações mais importantes são automaticamente apresentadas e podem ser visualizadas através de gráficos 3D, como representado na figura 33. A existência de interações reforça a adequabilidade de ambientes que combinam baixos valores de precsec com baixas altitudes. Demonstra também que as larvas de lampreia ocorrem também em locais com precipitações mais elevadas, desde que a altitude permaneça baixa, e, menos frequentemente, ocorrem a altitudes mais elevadas, desde que estas apresentem baixa precipitação.

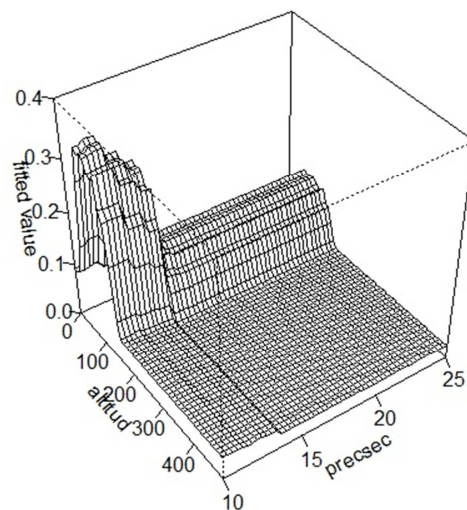


Figura 33- Gráfico da interação entre altitude e precipitação máxima média do mês mais quente.

3.2.6. Estimativas para Portugal Continental

Estimativas derivadas do modelo BRT simplificado com cinco variáveis ambientais como preditores, foram obtidas para os 133.258 pontos gerados de 1 em 1km para Portugal Continental (Figura 34). As probabilidades de ocorrência representam a média da probabilidade de ocorrência de 10 modelos em cada um dos 133.258 pontos. As probabilidades de ocorrência de *Lampetra* sp. encontram-se entre os 1,2% e os 75,0%. Em geral, o mapa de probabilidades apresenta uma probabilidade de ocorrência de *Lampetra* sp. muito baixa nas bacias do Guadiana, ribeiras do Algarve e sistemas a norte da bacia do Douro. Probabilidades médias foram encontradas próximo da Costa Vicentina, apenas muito junto à costa (até 50% de probabilidade de ocorrência). Em geral, probabilidades de ocorrência maiores situam-se entre as bacias do Douro e Sado, excluindo as zonas mais interiores do país, bem como a margem norte da bacia do Rio Tejo e as Ribeiras do Oeste, na zona da Grande Lisboa. Nas figuras 35 a 41 estão representadas as probabilidades de ocorrência para cada bacia hidrográfica com presença de lampreias do género *Lampetra* registada, bem como os pontos de amostragem realizados nas campanhas de amostragem de 2009 e completados com as ocorrências registadas na campanha de amostragem de 2010.

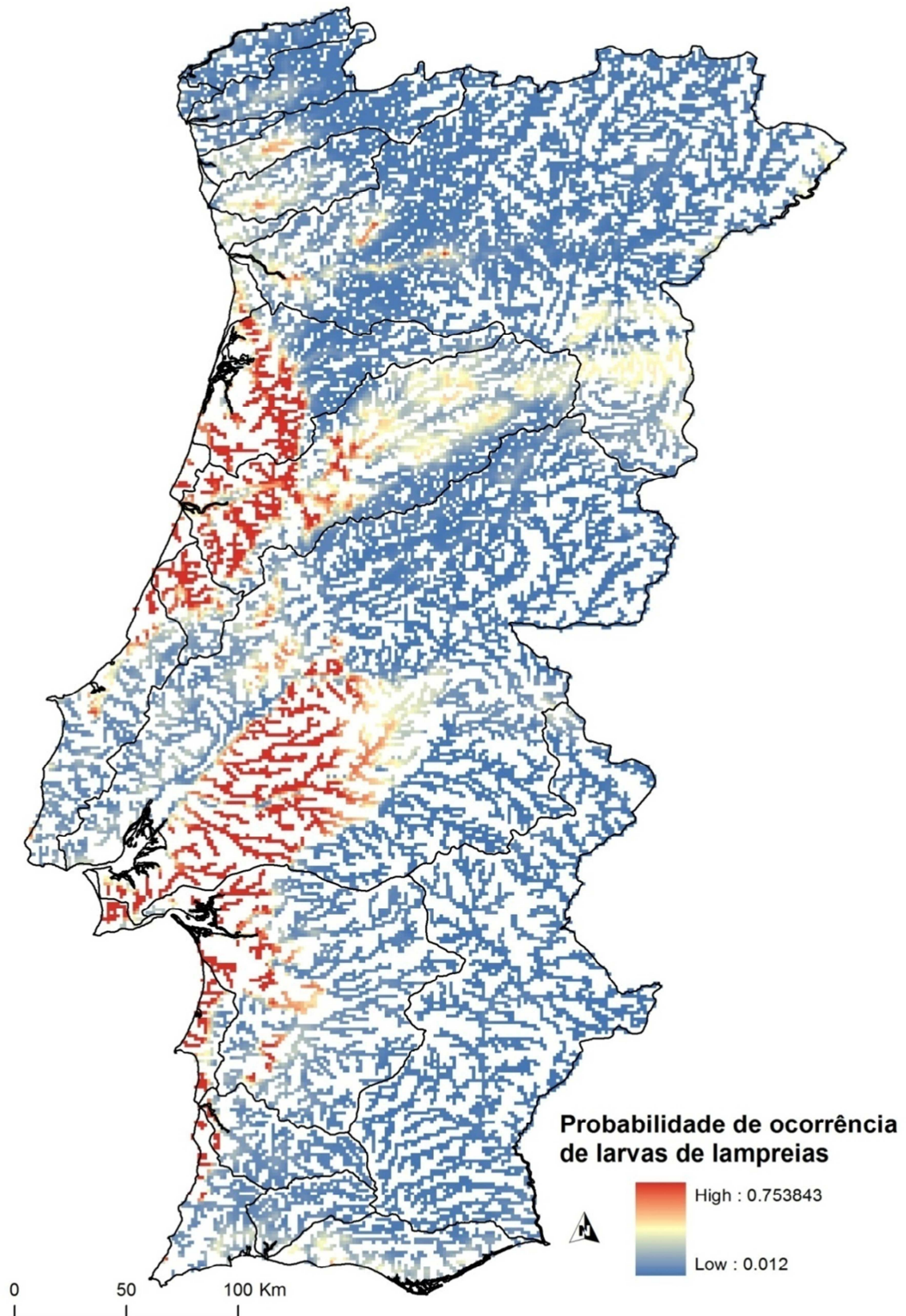


Figura 34- Mapa da probabilidade de ocorrência de lampreias do género *Lampetra* gerado a partir de informação da presença de larvas e cinco variáveis ambientais. Encontram-se delimitadas as bacias hidrográficas em território português.

Na Bacia do Douro (Figura 35) registaram-se probabilidades de ocorrência muito baixas, com um máximo alcançado de 31%. As zonas com probabilidades de ocorrência mais elevadas situam-se no Rio Douro, num troço actualmente na área de influência da barragem de Carrapatelo. Zonas na Barragem do Torrão, no rio Tâmega, e a montante da barragem e no Rio Ovelha apresentam probabilidades na ordem dos 30%. Nas amostragens realizadas não foram capturados animais no rio Tâmega nem no Rio Ovelha. No Rio Inha foi registada uma probabilidade de ocorrência de 33% no troço do rio onde foram capturados indivíduos. O Rio Uíma apresenta uma probabilidade de ocorrência máxima de 29%, sendo que as restantes zonas da bacia não apresentam probabilidades superiores a 2%. Em geral, verifica-se uma escassez de locais com probabilidades acima dos 2%.

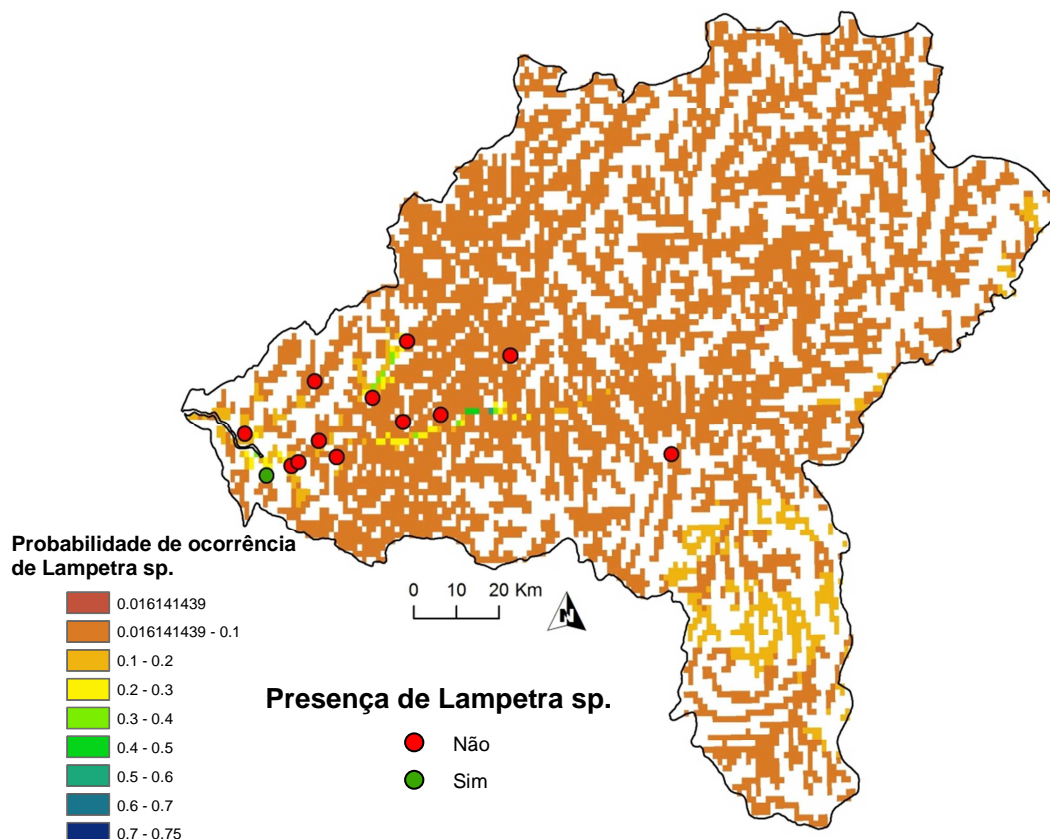


Figura 35- Probabilidade de ocorrência do género *Lampetra* na bacia do Douro e pontos de amostragem prospectados em 2009.

Na bacia constituída pelas ribeiras entre as bacias do Douro e Vouga (Figura 36), a probabilidade máxima atingida foi de 43% na Ribeira de Mangas, onde foram capturados amocetes de *Lampetra* durante as amostragens de 2009. Os rios mais a norte

da bacia apresentam probabilidades muito baixas e os rios mais a sul apresentam probabilidades de cerca de 30%, ribeiras da Cortegaça, Maior e Silvade.

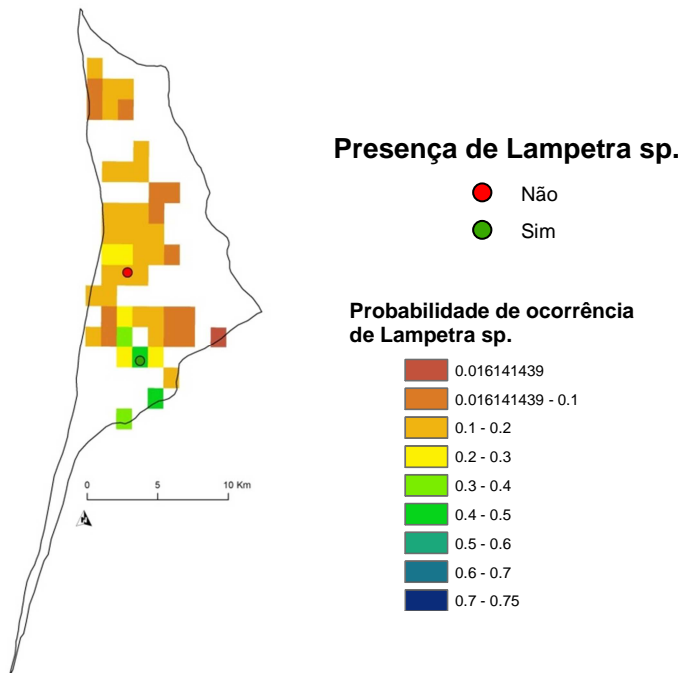


Figura 36- Probabilidade de ocorrência do género *Lampetra* nas bacias do Norte, entre as bacias do Douro e do Vouga e pontos de amostragem prospectados durante a campanha de 2009.

A Bacia do Vouga apresenta uma elevada probabilidade de ocorrência em toda a zona sul mais litoral (Figura 37). Esta previsão vai de encontro às presenças registadas nesta zona, particularmente nos rios Levira, Cértima e Ribeira Cadaval. As elevadas probabilidades de ocorrência indicam que, em geral, a zona apresenta condições muito boas para a ocorrência de larvas de *Lampetra* sp. e que é altamente provável que existam mais troços com presença de *Lampetra*, para além dos identificados durante o presente trabalho. Na zona da bacia mais para norte, verifica-se uma continuidade de probabilidades de ocorrência moderadas ao longo do Rio Vouga e depois elevadas probabilidades nas ribeiras mais litorais, nas quais também se confirmou a presença de *Lampetra* sp.. A zona da bacia mais a montante apresenta probabilidades de ocorrência muito baixas, o que está de acordo com a ausência verificada pelas amostragens realizadas.

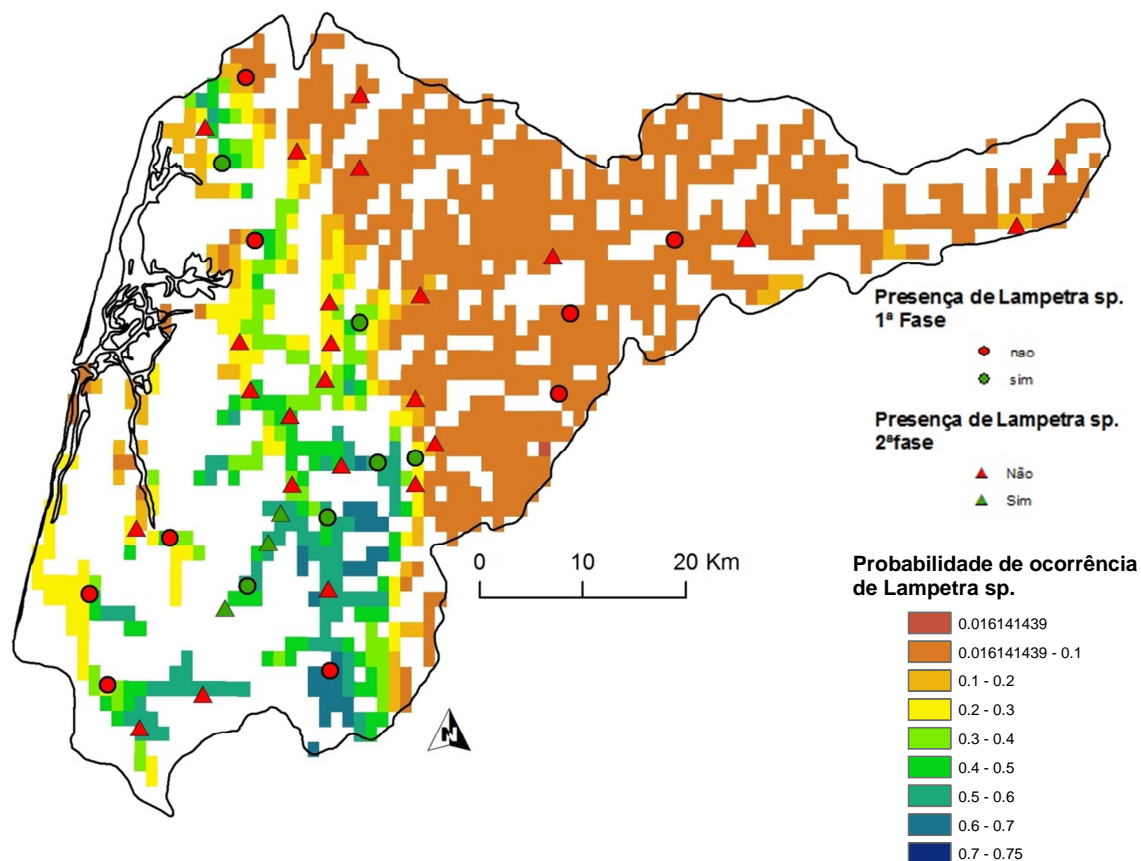


Figura 37-Probabilidade de ocorrência do género *Lampetra* sp. na bacia hidrográfica do Rio Vouga, e pontos de amostragem prospectados durante as campanhas de 2009 e 2010.

A bacia do Mondego apresenta probabilidades de ocorrência elevadas no troços inferiores (Figura 38), e mais baixas nas linhas de água mais a montante. As probabilidades de ocorrência moderadas estendem-se até zonas interiores da bacia, como as da Ribeira de Corvo, Rio Alva e Ribeira de Mortágua, nas quais foram capturados amocetes de *Lampetra* sp.. Verifica-se a existência de elevadas probabilidades de ocorrência em ribeiras que não foram amostradas, como o Rio Foja e o Rio Fornos, na margem direita do Rio Mondego, e na margem esquerda, na zona mais a jusante do Rio Arunca, na Ribeira Cernache e os seus afluentes. Por outro lado, no Rio Criz, a presença de lampreias foi detectada numa zona que corresponde a uma probabilidade de captura muito baixa.

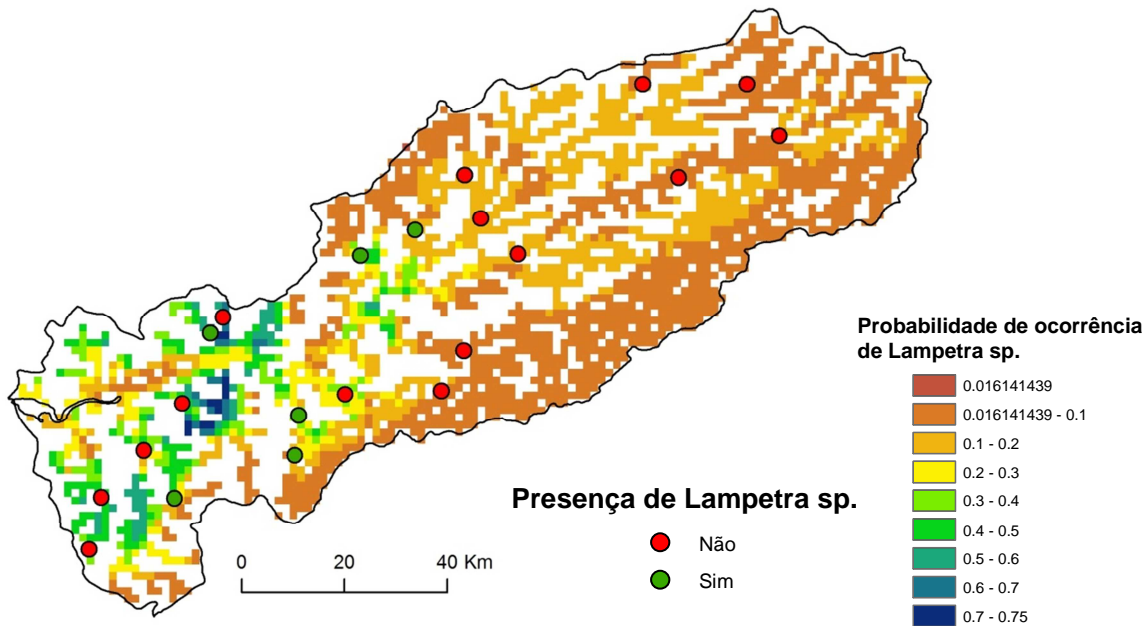


Figura 38- Probabilidades de ocorrência do género *Lampetra* sp. na bacia do Mondego e pontos de amostragem prospectados durante a campanha de amostragem de 2009.

Na bacia hidrográfica do Rio Lis as probabilidades mais elevadas encontram-se na zona mais a norte (Figura 39, A), particularmente nos afluentes da margem direita do Lis, onde foram capturadas lampreias, e dois afluentes da margem sul, o Ribeiro Mãe-de-Água e o Ribeiro Tábua, nos quais não foram realizadas amostragens. O troço principal do Rio Lis apresenta probabilidades moderadas nos troços intermédios, verificando-se nos troços superiores e inferiores uma descida brusca da probabilidade de ocorrência.

As Ribeiras do Oeste apresentam maiores probabilidades de ocorrência na zona mais a norte (Figura 39, B), particularmente na Ribeira de São Pedro, que inclui as Ribeiras de Tremelgo e Lagoa das Éguas. A sul da ribeira de São Pedro as probabilidades de ocorrência são inferiores a 2% em praticamente todas as ribeiras que constituem a bacia das Ribeiras do Oeste.

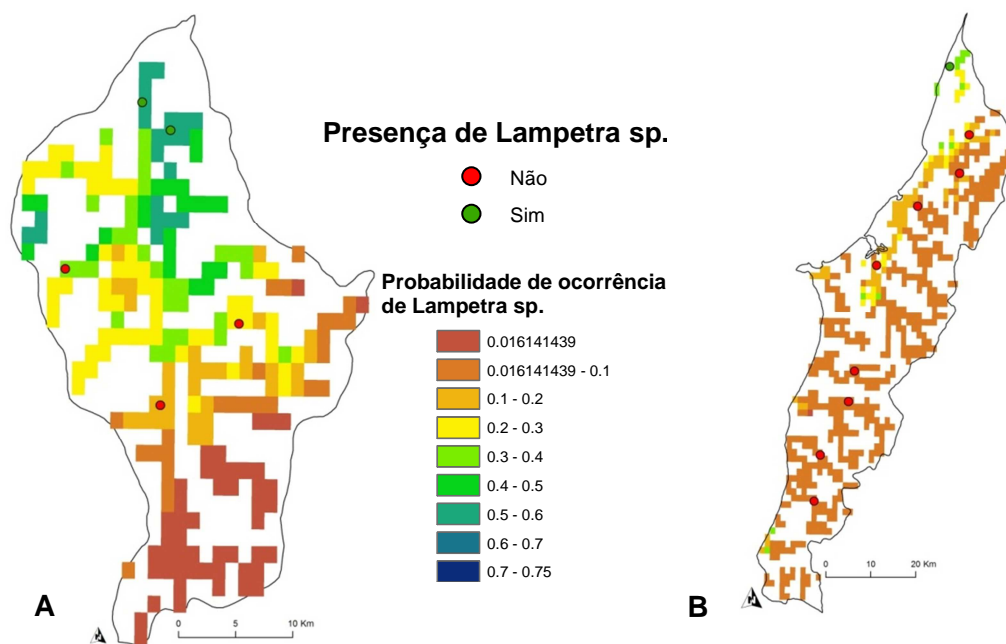


Figura 39- Probabilidade de ocorrência e pontos de amostragem prospectados durante a campanha de amostragem de 2009 do género *Lampetra sp.* nas bacias: A) do Rio Lis e B) das Ribeiras do Oeste.

Na bacia hidrográfica do Rio Tejo verifica-se que as probabilidades de ocorrência mais elevadas se concentram nos afluentes da margem sul do rio (Figura 40). Do lado norte, a sub-bacia do Rio Nabão é a que apresenta probabilidades mais elevadas, que atingem um máximo de 47%. Em geral, verificou-se a presença de lampreias em todas as linhas de água com probabilidade de ocorrência elevada, com excepção da zona ribeirinha da margem sul do Tejo, no concelho de Setúbal, que apresenta probabilidades elevadas, mas em zonas não amostradas. As probabilidades mais elevadas encontradas na bacia do Rio Tejo situam-se no curso médio do Rio Almansor, afluentes da margem sul e norte do Rio Sorraia, sub-bacia da Ribeira de Muge e Ribeira de Ulme. Na Ribeira de Longomel a probabilidade de ocorrência inferior a 1% não reflecte a presença de *Lampetra sp.* registada neste local. A probabilidade de ocorrência na zona mais a montante da bacia é muito baixa e está em consonância com as ausências identificadas nos locais prospectados nestas áreas. As Ribeiras do Divôr, Fanica e Barrosas apresentam probabilidades de ocorrência elevadas a moderadas até à zona onde foram capturadas lampreias, diminuindo imediatamente a montante e em locais nos quais não se verificou a presença de lampreias.

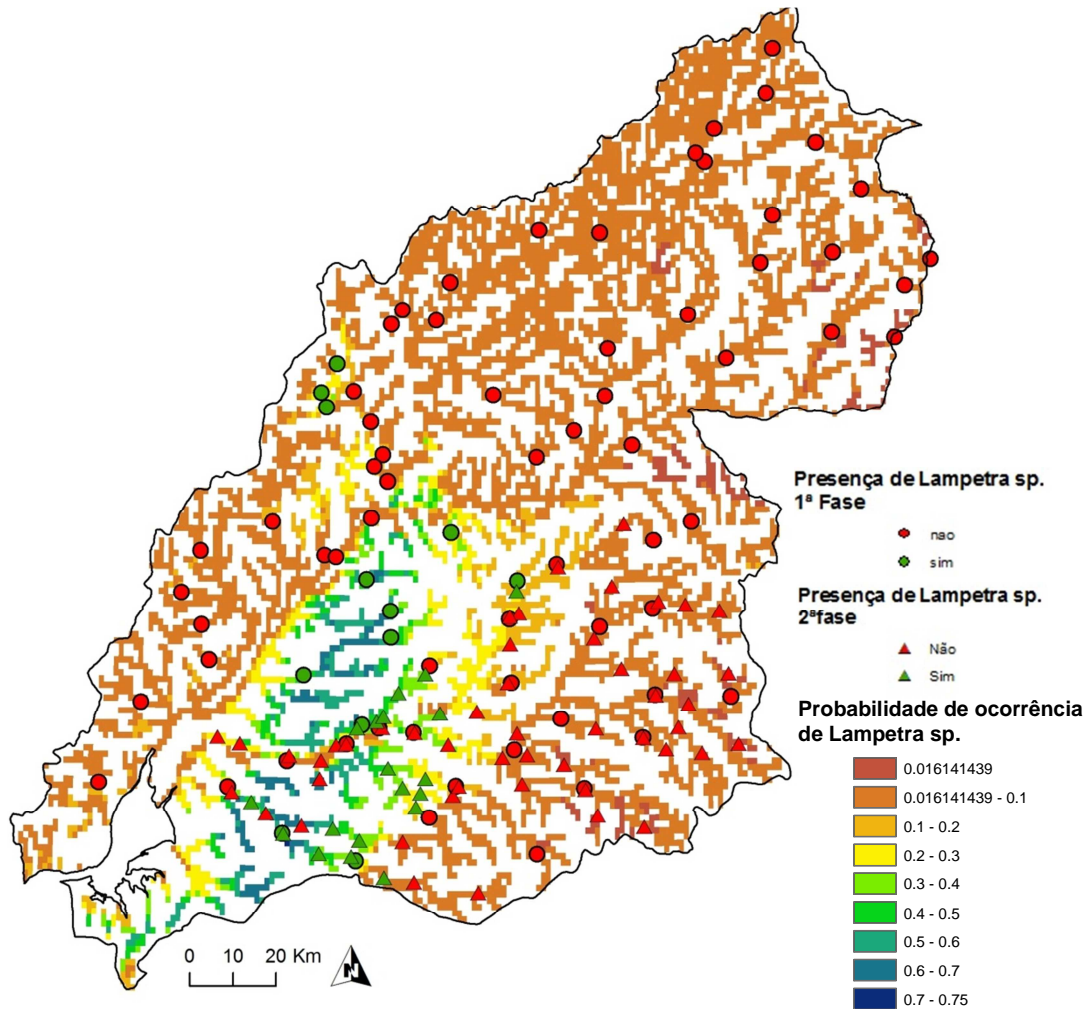


Figura 40- Probabilidade de ocorrência do género *Lampetra* sp. na bacia do Tejo e pontos de amostragem prospectados durante as campanhas de amostragem de 2009 e 2010.

A bacia do rio Sado (Figura 41) apresenta probabilidades de ocorrência elevadas em poucas linhas de água da região mais a jusante da bacia, que atingem um máximo de 63% na Ribeira Pernada do Marco, na qual não foi registada a ocorrência de lampreias. Alguns afluentes da margem direita como, a Ribeira da Marateca e a Ribeira Califórnia, apresentam elevadas probabilidades de ocorrência, estando confirmada a ocorrência de lampreias para a primeira linha de água. O Rio Sado apresenta probabilidades de ocorrência moderadas ao longo do seu curso principal e afluentes, até uma zona a partir da qual as probabilidades diminuem para menos de 1%. Nesta zona, que corresponde à zona da bacia mais a sul, probabilidades moderadas são encontradas em zonas muito específicas de cursos de água muito pequenos, como o Barranco Brejo Largo e a Ribeira de São Domingos, nas quais foi confirmada a presença de *Lampetra* sp.. A Ribeira de São Domingos constitui mesmo o limite Sul da distribuição da lampreia-de-riacho, no entanto, ainda é possível observar no Barranco Rata uma pequena bolsa de

probabilidade de ocorrência de 42%, mas para a qual não foi confirmada a presença de lampreias. Na restante área da bacia é pouco provável a presença de lampreias.

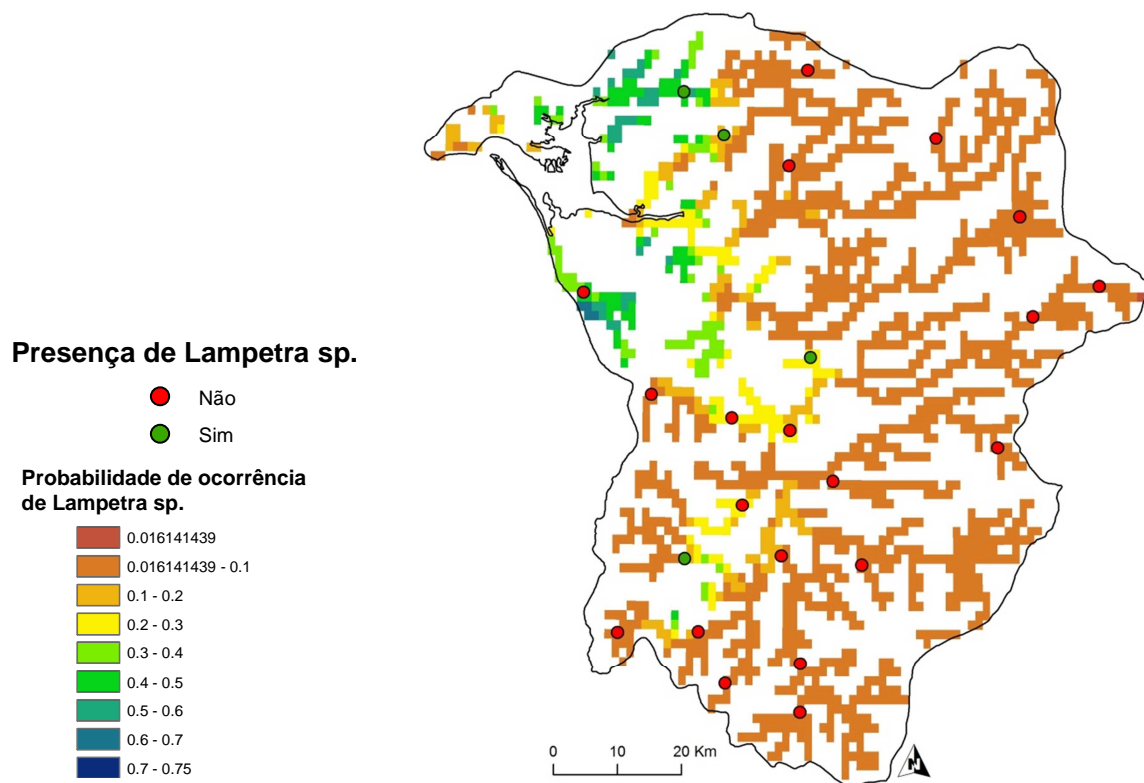


Figura 41- Probabilidade de ocorrência do género *Lampetra* sp. na bacia do Sado e pontos de amostragem prospectados durante a campanha de 2009.

3.3. Definição de Prioridades de Conservação

A definição dos níveis de prioridade de conservação foi dificultada pela ocorrência de probabilidades correspondentes a diferentes níveis na mesma linha de água. A definição de vários níveis de prioridade em linhas de água relativamente pequenas não constitui unidades de conservação práticas, nem eficazes, pelo que, sempre que possível, o nível de prioridade de um determinado troço foi homogeneizado para o nível de prioridade com maior extensão nesse troço e não por ajustamento directo à probabilidade de ocorrência em determinado *pixel*.

Na bacia hidrográfica do Rio Douro foi designada apenas uma linha de água para a conservação de *Lampetra* sp.: o Rio Inha (Figura 42). A bacia apresentou, em geral, probabilidades de ocorrência muito baixas, com áreas no troço principal do Rio Douro, cuja probabilidade de ocorrência é moderada, mas troços com o regime hidromorfológico altamente modificado pela presença de barragens.

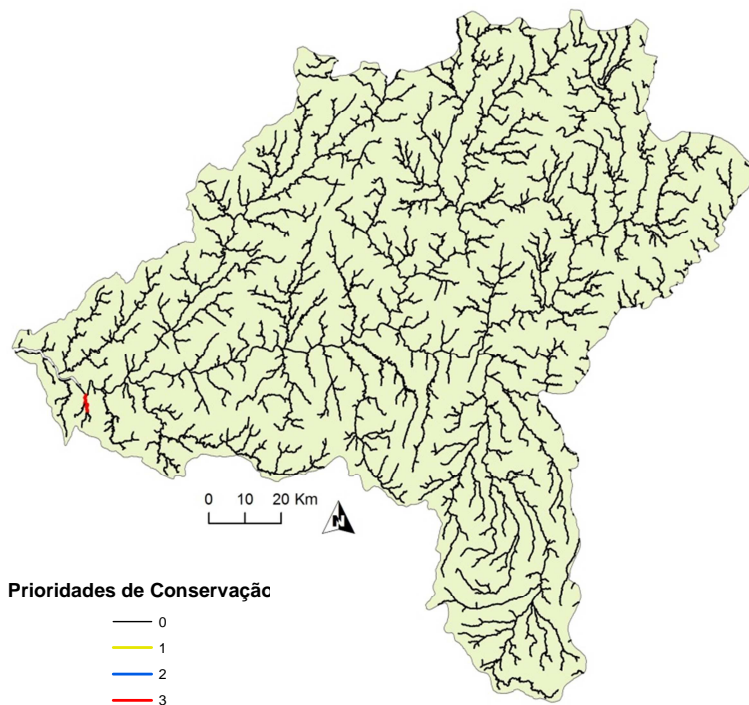


Figura 42- Prioridades de conservação de *Lampetra* sp. na bacia hidrográfica do Rio Douro.

No sistema hidrográfico das Ribeiras do Norte, foi designada apenas uma ribeira para a conservação (nível 3) do género *Lampetra* (Figura 43, A). Trata-se da Ribeira de Mangas, o único local desta bacia onde foram capturados amocetes de *Lampetra*. As restantes linhas de água apresentam probabilidades de ocorrência baixas, o que indica a baixa adequabilidade destas bacias para a presença de lampreias.

Pelo contrário, a bacia hidrográfica do Rio Vouga (Figura 43, B) apresentou probabilidades de ocorrência mais elevadas, principalmente na zona da bacia mais a sul, o que se reflecte no maior número de linhas de água designadas para conservação. Para além do maior número de locais com presença confirmada, verifica-se um elevado número de locais designados como prioridade de conservação de nível 2 ou 3, o que é indicativo da maior adequabilidade desta bacia para a presença de indivíduos de *Lampetra* sp.. O troço inferior do Rio Vouga e o Rio Águeda e seus afluentes foram os locais da bacia hidrográfica com um registo mais frequente de troços prioritários para a conservação de *Lampetra*.

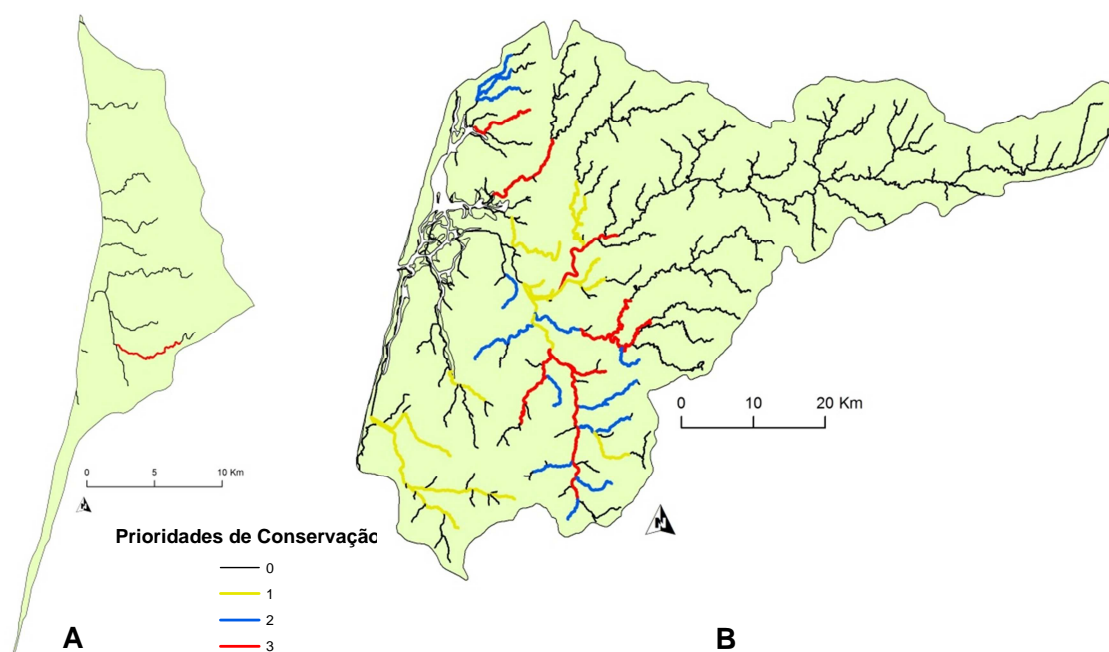


Figura 43- Prioridades de conservação de *Lampetra* sp. nas Bacias A) das Ribeiras do Norte e B) Vouga.

A bacia hidrográfica do Rio Mondego (Figura 44) apresenta algumas zonas consideradas importantes para conservação de *Lampetra* sp.. No entanto, verificou-se a existência de probabilidades de ocorrência moderadas em locais do curso do rio

alterados devido à presença de barragens e que, por isso, deixaram de apresentar condições favoráveis para a sobrevivência das lampreias. É o caso da zona imediatamente a jusante do Açude-Ponte de Coimbra e da Barragem de Raiva. Por esta razão, estes locais não foram designados como prioritários para a conservação do género *Lampetra*. Os afluentes do troço inferior do Mondego têm, de uma maneira geral, uma probabilidade moderada a elevada no que diz respeito à ocorrência de *Lampetra*, pelo que foi considerada a região da bacia hidrográfica mais importante e na qual foram identificadas linhas de água prioritárias para a conservação destas espécies.

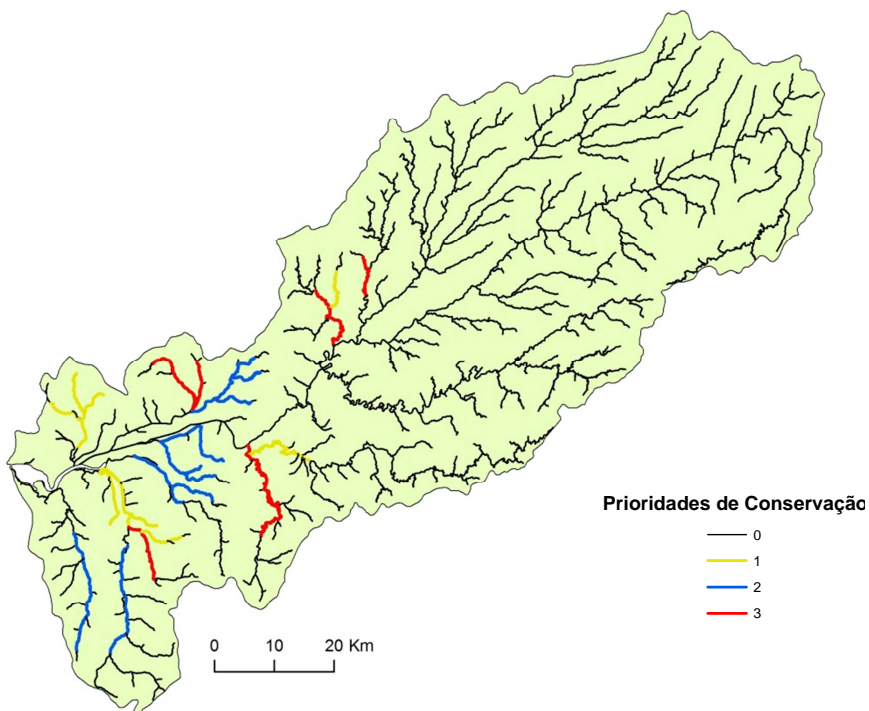


Figura 44- Prioridades de conservação de *Lampetra* sp. na Bacia do Rio Mondego.

Na bacia hidrográfica do Rio Lis (Figura 45, A), a presença de *Lampetra* sp. foi confirmada em apenas alguns afluentes da zona inferior da margem direita. No entanto, foram registadas probabilidades de ocorrência moderadas nos troços mais a sul, levando à nomeação de algumas linhas de água que poderão ser de interesse para a conservação do género.

Na bacia hidrográfica das Ribeiras do Oeste (Figura 45, B) todas linhas de água, em geral, apresentaram baixas probabilidades de ocorrência, resultando na nomeação de apenas uma ribeira para conservação (nível 3) de *Lampetra* sp., devido à confirmação da sua presença durante as amostragens efectuadas: a Ribeira de São Pedro.

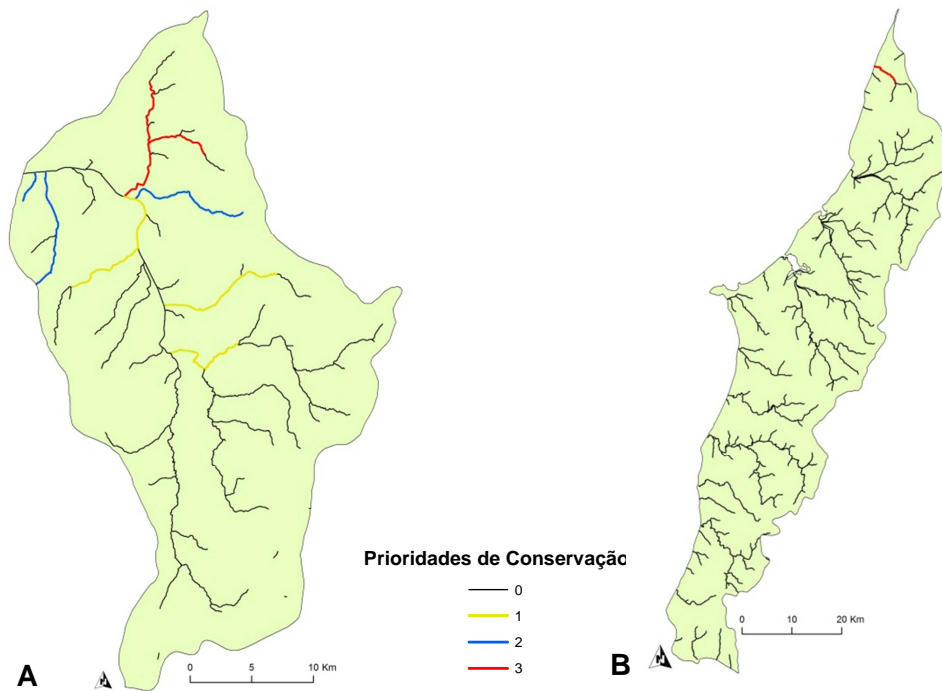


Figura 45- Prioridades de conservação de *Lampetra* sp. na bacia hidrográfica de A) Rio Lis e B) Ribeiras do Oeste.

Para a bacia hidrográfica do Rio Tejo foram realizados dois mapas de prioridades, um para a lampreia-de-rio (Figura 46) e outro para a lampreia-de-riacho (Figura 47). Sendo esta a única bacia para a qual está confirmada a presença de *L. fluviatilis*, optou-se por reforçar a importância dos locais de passagem da espécie, devido à sua anadromia, locais esses que poderão apresentar menos interesse para a espécie não migradora. Por outro lado, foi retirada a prioridade de locais a montante de barragens, como o caso da Ribeira de Longomel, para os quais *L. fluviatilis* já não tem acesso. Foi verificada a presença de elevadas probabilidades de ocorrência (correspondentes ao nível 2 de prioridade) na zona da bacia do concelho de Setúbal, na margem Sul do Tejo. Por constituir uma zona muito urbanizada, optou-se por não considerar estas ribeiras como prioritárias, não apenas pela provável elevada degradação da qualidade da água que aí se fará sentir, mas também porque a implementação de um qualquer projecto de conservação numa zona tão fortemente intervencionada seria extremamente complicado sucesso.

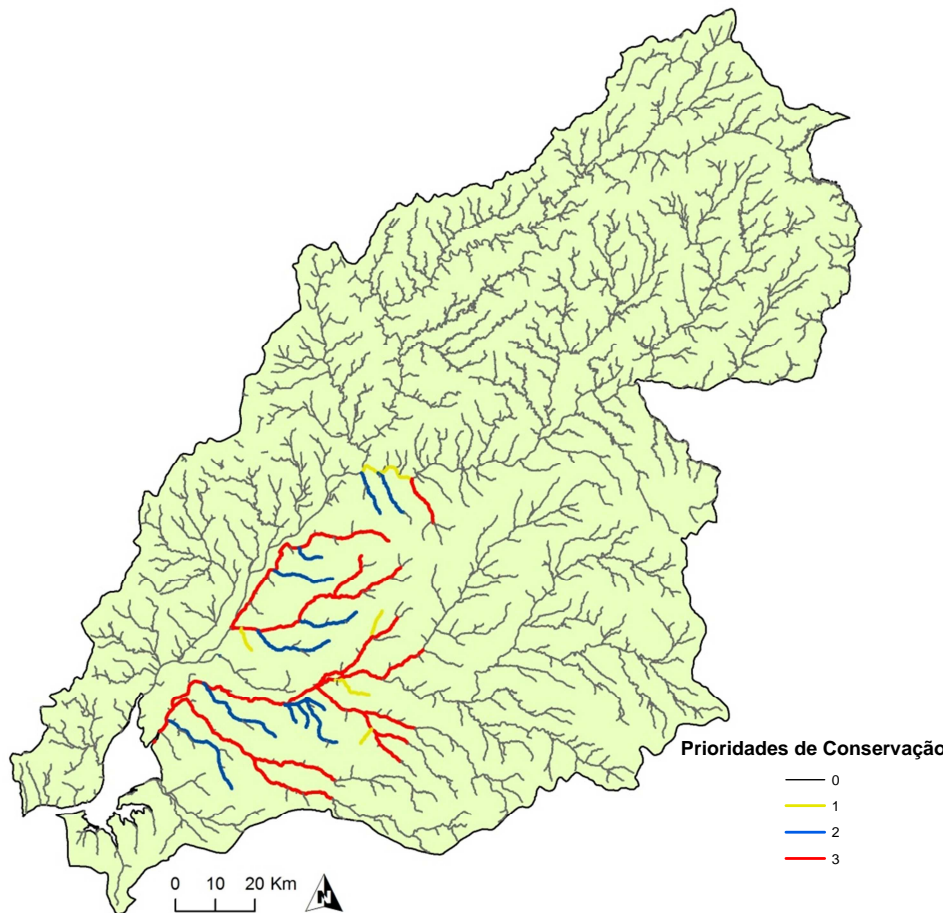


Figura 46- Prioridades de conservação de *L.fluviatilis* na bacia hidrográfica do Rio Tejo.

No mapa de prioridades de ocorrência de *L.fluviatilis* (Figura 46) pode ser observada a nomeação de locais de baixa probabilidade e sem presença confirmada como locais de prioridade 3. É o caso de trechos do Rio Sorraia, Ribeira de Ulme e Ribeira de Muge, que, por manterem a conectividade entre os prováveis locais de desova dos adultos e crescimento larvar e o Rio Tejo, foram também considerados prioritários para a conservação. Na margem norte do rio Tejo não foi designado nenhum local de protecção especial para *L.fluviatilis*, concentrando-se os níveis de prioridade na zona da margem sul do rio, limitada a norte pelo concelho de Abrantes, a este pelo concelho de Coruche e a sul pelo concelho de Benavente.

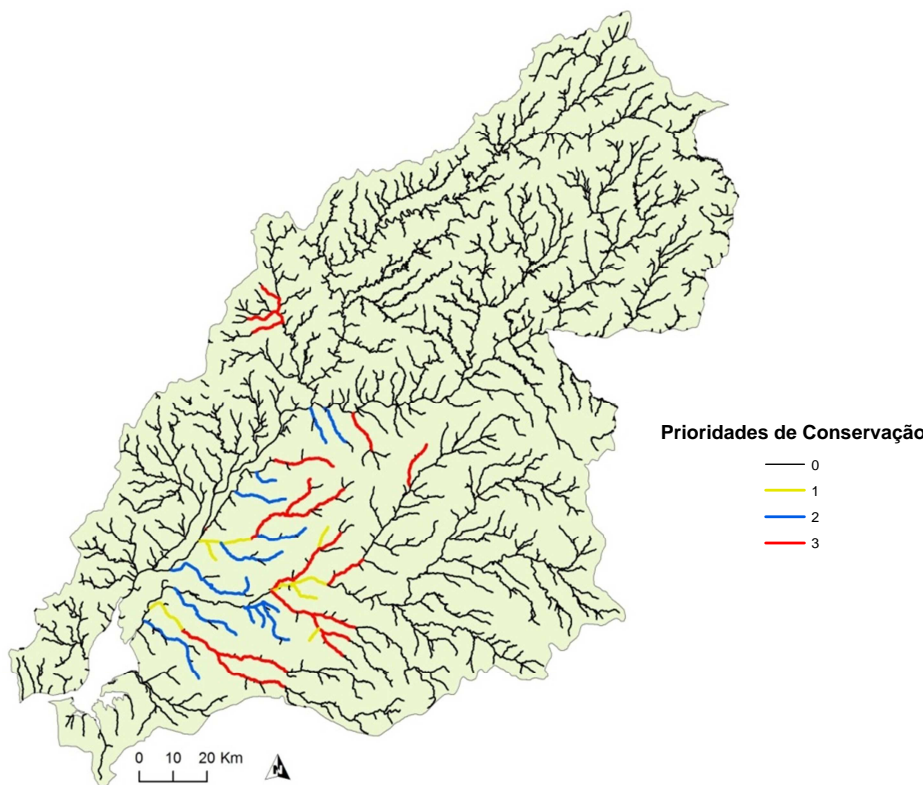


Figura 47- Prioridades de conservação de *L.planeri* na bacia hidrográfica do Rio Tejo.

No mapa de prioridades de *L. planeri* para a bacia do Rio Tejo (Figura 47) foram adicionadas como prioridade 3 as ribeiras pertencentes à sub-bacia do Rio Nabão e a Ribeira de Longomel (afluente do Rio Sôr). Algumas linhas de água com prioridade 2 foram adicionadas em relação ao mapa de prioridades de *L. fluviatilis*, como a ribeira de Magos, na qual a Barragem de Magos secciona o curso de água aproximadamente a meio, impedindo a utilização deste troço por *L. fluviatilis*. Zonas de prioridade muito elevada para a lampreia-de-rio foram aqui designadas sem prioridade ou então de prioridade mais baixa, como os troços inferiores de alguns afluentes que drenam para o Rio Tejo.

Na bacia do Rio Sado (Figura 48), que constitui o limite sul da distribuição do género *Lampetra*, a designação de prioridades de conservação foi complicada pela maior heterogeneidade de probabilidades de ocorrência e distribuições confirmadas que ocorrem em toda a bacia. A zona mais a norte, correspondente às Ribeiras da Marateca e São Martinho, apresenta probabilidades mais elevadas e longitudinalmente homogéneas, no entanto, mais para sul as presenças confirmadas resumem-se a linhas de água muito pequenas e distantes entre si. Por isso, optou-se por definir o Rio Sado

como rio de prioridade 1 nesta zona, de forma a garantir protecção de uma área mais extensa que permite a comunicação entre os núcleos de *Lampetra* identificados nas linhas de água de prioridade 3 e também proteger locais que, apesar de não estarem descritos com presença confirmada, poderão na realidade apresentar lampreias devido à probabilidade de ocorrência moderada que se verifica neste troço.

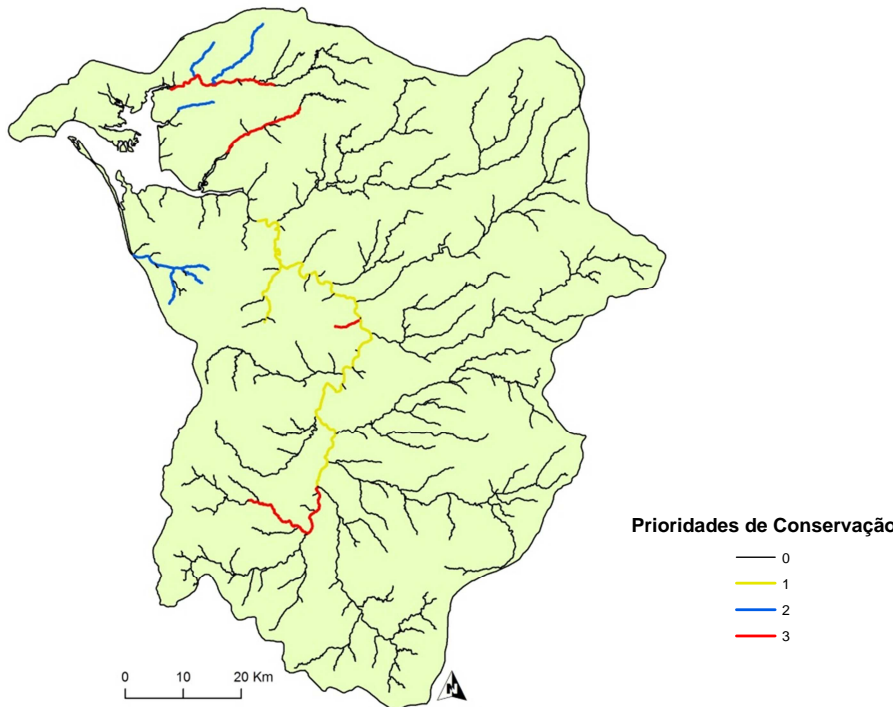


Figura 48- Prioridades de conservação de *Lampetra* sp. na bacia hidrográfica do Rio Sado.

4. DISCUSSÃO

*4.1. Distribuição do Género *Lampetra* em Portugal Continental*

A distribuição do género *Lampetra* sp. em Portugal Continental está descrita em alguns estudos que referem a sua existência nas bacia hidrográficas do Douro (Maia *et al.*, 2008), Ribeiras entre Douro e Vouga, Mondego, Lis, Ribeiras do Oeste, Tejo e Sado (Cabral *et al.* 2005; Espanhol *et al.*, 2007). Este estudo complementa a informação relativa à distribuição destas espécies, anteriormente descrita no âmbito de trabalhos desenvolvidos com um esforço de amostragem consideravelmente menor. A Norte, o Rio Inha limita a distribuição do género no nosso país, enquanto que a Sul, a Ribeira de São Domingos constitui o limite de distribuição destas espécies a nível global. Esta distribuição foi determinada essencialmente através da captura de larvas de lampreias, fase do ciclo de vida na qual é impossível distinguir morfologicamente amocetes de *Lampetra* sp.. Até ao momento, em Portugal só foi confirmada a presença de adultos reprodutores de lampreia-de-rio na bacia hidrográfica do Rio Tejo, ao contrário da sua congénere, a lampreia-de-riacho, que parece ter uma distribuição mais alargada em território nacional (Cabral *et al.*, 2005; Espanhol *et al.*, 2007).

Apesar do elevado número de indivíduos capturados durante a época de amostragem realizada neste estudo (2523), este reflecte apenas a intensidade, ao nível do esforço de captura, com que as amostragens foram realizadas. Trata-se, de facto, de espécies ameaçadas, cuja área de ocorrência é limitada, mas, por motivos relacionados com o ciclo de vida, estas espécies podem atingir densidades elevadas em troços com características particulares. O número de capturas mais elevado foi registado na bacia do Tejo, onde se obtiveram 1193 exemplares (47% do total), e na bacia do Mondego,

onde o número de capturas atingiu os 416 registos. As bacias do Tejo, Vouga e Mondego aparentam possuir os maiores efectivos populacionais do género *Lampetra* a nível nacional.

As estações de amostragem onde foram identificados indivíduos de *Lampetra sp.* apresentaram uma composição granulométrica predominantemente constituída por areia. A maioria dos pontos amostrados (90%) possui um tamanho do grão do sedimento distribuído por classes onde predomina a areia: areia, areia vasosa, areia cascalho-vasosa e areia cascalhenta. A importância do sedimento na distribuição dos amocetes está bem descrita para várias espécies em todo o mundo (Hardisty & Potter, 1971; Manion & McLain, 1971; Malmqvist, 1980; Kainua & Valtonen 1980; Morman *et al.*, 1980; Lee, 1989; Young *et al.*, 1990b; Beamish & Jebbink, 1994; Ojutkangas *et al.*, 1995; Beamish & Lowartz, 1996; Almeida & Quintella, 2002). Para o género *Lampetra sp.*, em Portugal, esta relação já tinha sido identificada pelo estudo de Ferreira (2004) realizado, no entanto, a uma escala espacial mais pequena (dados da Ribeira de Erra e do Rio Almansor). No presente estudo, verificou-se que, a uma escala regional, as larvas de *Lampetra sp.* também demonstram preferência por substratos de composição maioritariamente arenosa.

4.2. Performance do Modelo

A eliminação de seis variáveis devido à existência de elevadas correlações resultou num modelo com 12 variáveis representativo da variabilidade de preditores ambientais que poderiam influenciar a distribuição das lampreias: topográficos, climáticos, hidrológicos e indicadores de degradação ambiental. Este novo modelo atingiu um erro preditivo de 0,659, um erro residual de 0,301 e um ROC de 0,834. Apesar destes valores serem considerados muito bons (Lane *et al.* 2009), este modelo foi simplificado pela queda das variáveis que menos contribuíam para a explicação da variação, resultando num modelo mais parcimonioso.

Das contribuições registadas no modelo com 12 variáveis ambientais, verifica-se que a areia e a altitude estão entre as variáveis com maior poder explicativo, seguidos da precipitação média do mês mais seco, densidade de poluição industrial e temperatura máxima média do mês mais quente. Estas cinco variáveis permaneceram, após simplificação, mas alterando-se subtilmente a ordem: a temperatura passou a ser a terceira variável mais explicativa e a precipitação a última das cinco. A contribuição para a explicação da variabilidade da distribuição das lampreias destas duas variáveis mais a poluição industrial é muito semelhante, o que aliado à componente estocástica do método estatístico, indica a importância aproximadamente igual que os três preditores apresentam. O aumento das contribuições de cada variável preditiva relativamente à contribuição que apresentavam no modelo com 12 variáveis reflecte a inclusão mais frequente destas variáveis no modelo mais simplificado (Leathwick *et al.*, 2006).

A diminuição do número de variáveis explicativas melhorou a performance preditiva do modelo, quando comparada com o modelo original (12 variáveis). O valor de ROC obtido (0.834) indica que o modelo de *Lampetra* sp. é muito bom (Lane *et al.* 2009), discriminando bem entre presenças e ausências de lampreias. O erro preditivo também baixou, dando uma boa estimativa entre os valores estimados e os valores reais.

O conjunto de variáveis ambientais seleccionado permitiu o desenvolvimento de um modelo robusto com um ROC de 0,834. O valor da AUC pode ser afectado pela prevalência das espécies no conjunto de dados. Modelos de espécies com baixa prevalência têm frequentemente estimativas inflacionadas da performance preditiva

devido ao domínio das ausências no conjunto de dados (Olden & Jackson, 2002; Leathwick *et al.*, 2006). Isto é, a aparente alta performance do modelo é influenciada, em alguma medida, pelo seu sucesso em prever as ausências que predominam nos dados deste género. As lampreias têm uma prevalência relativamente baixa de 13.5% no conjunto de dados; contudo, a elevada precisão do modelo, em geral, sugere que isto não foi um problema e a habilidade do modelo para discriminar entre presenças e ausências pode ser atribuída à modelação precisa do restrito subconjunto de condições ambientais nas quais a espécie ocorre. Para além disso, o modelo foi repetido 10 vezes, uma técnica recomendada por Kohavi (1995) e Elith *et al.* (2008) para estabilizar os valores, ao mesmo tempo que aumenta o nível de confiança nos valores obtidos da performance preditiva. Também a elevada explicação da variável resposta, medida através do erro residual, fornece confiança na utilização do modelo para aferir como as características ambientais regulam a distribuição das larvas de *Lampetra* sp. em Portugal Continental.

O método *Boosting Regression Trees* apresentou uma excelente capacidade preditiva e também quantifica e ilustra as relações entre os preditores e a variável resposta. Pode ser utilizado para exploração, explicação e predição. Tal como refere Elith *et al.* (2008), a utilização das BRT requer alguma reorientação no pensamento. Comparado com os modelos de regressão convencionais, não existem valores de P para indicar a importância relativa dos coeficientes do modelo, os graus de liberdade no modelo são difíceis de determinar, e o paradigma é muito diferente de um que se foca sobre a selecção de um único "melhor" modelo contendo poucos parâmetros. Estes aspectos não têm de ser vistos como problemas: a utilização dos valores de P em modelos é objecto de debate na literatura (Fidler *et al.*, 2004); a selecção dos modelos em BRT é consistente com muitas técnicas modernas que se focam na regularização através da redução, fornecendo uma alternativa coerente e robusta às abordagens tradicionais, tais como selecção de variáveis em estágios (Whittingham *et al.*, 2006). Embora a falta de um modelo único e simples possa ser considerada como uma desvantagem do ponto de vista tradicional, as BRT demonstraram apresentar uma variedade de métodos, tanto para interpretação, como para previsão, e que fornecem equivalência funcional para muitas das técnicas utilizadas com regressão convencional.

Para os objectivos deste estudo, a utilização de métodos estatísticos que incorporam técnicas de ML (*machine learning*- inteligência artificial) como opção

analítica foi vantajosa relativamente a técnicas estatísticas convencionais. Modelos espaciais explícitos permitem aplicações que não são possíveis com outras abordagens como: 1) predição de padrões de distribuição relacionados com padrões de dinâmica ambiental (*i.e.* temperatura, salinidade, etc.); 2) identificação dos habitats necessários para conservação das espécies; e 3) estimativa dos efeitos do distúrbio dos habitats ou alteração de causas, tanto naturais, como antropogénicas (Stoner *et al.*, 2001). Uma das aplicações mais importantes desta técnica de análise, na área da conservação, pode constituir a utilização de mapas espaciais explícitos, que permitem a rápida identificação e delimitação de habitats importantes (Froeschke, 2010).

4.3. Relações Entre Espécies e o Ambiente

Os resultados indicam que existe um elevado nível de previsibilidade na relação entre a presença de lampreias do género *Lampetra* e o ambiente, com a percentagem de areia, a altitude, temperatura média máxima do mês mais quente, poluição industrial e precipitação máxima do mês mais seco identificados como os preditores mais importantes. Os modelos desenvolvidos para *Lampetra* sp. são consistentes com a ecologia do género e descrevem com precisão a sua ocorrência em locais com grande abundância de areia, frequentemente perto da costa, mas também penetrando no interior desde que a baixas altitudes. As interações modeladas reforçam a adequabilidade de habitats que combinam baixas altitudes com valores moderados de precipitação, locais estes situados frequentemente nas zonas mais a jusante dos rios na região centro do país.

Tal como já foi referido anteriormente, a maioria dos estudos sobre ecologia de lampreias foram feitos a escalas espaciais mais reduzidas (*i.e.* microhabitat, troço ou bacia hidrográfica) (Malmqvist, 1980; Beamish & Lowartz, 1996; Sugiyama & Goto, 2002), sendo os estudos a escalas maiores (*i.e.* regional) muito escassos. É grandemente reconhecido que o gradiente do rio influencia a ocorrência de amocetes em determinado local, pela sua influência na velocidade de corrente, tipo de substrato e acumulação de detritos orgânicos (Hardisty & Potter, 1971). Apesar de o gradiente não ter sido incluído neste estudo, a presença de amocetes de *Lampetra* a baixas altitudes é indicadora da preferência desta espécie em termos de escala de gradiente, uma vez que o gradiente aumenta geralmente com a altitude (Beecher *et al.*, 1988). No presente estudo, a presença de amocetes de *Lampetra* sp. foi identificada como sendo altamente relacionada com locais situados a altitudes baixas, geralmente abaixo dos 150 m. Estas altitudes encontram-se em zonas mais próximas da costa, a zona da costa vicentina e a margem sul do Tejo (sub-bacia do Sorraia). No presente estudo, verificou-se que a partir dos 150 m de altitude, a probabilidade de captura de larvas de lampreias é muito reduzida. A altitude foi também identificada, no estudo de Ferreira *et al.* (2007), como o principal factor ecológico que condiciona a ocorrência de algumas espécies piscícolas em Portugal.

Rios que correm em zonas de baixas altitudes acumulam sedimento mais fino, como areia e vasa, que não estão presentes nos rios a montante (Sacarrão, 1991). A

presença de elevadas quantidades de areia foi o principal condicionante da distribuição de larvas de *Lampetra* sp., com uma contribuição em média de 24,4%, da explicação da variação da presença destes animais em Portugal Continental. Este resultado é consistente, não só com a ecologia do género (Hardisty & Potter, 1971; Young *et al.*, 1990b; Almeida & Quintella, 2002), como, apoiado por estudos com outras espécies, nos quais factores geomorfológicos são referidos como importantes reguladores dos padrões de distribuição das espécies a escalas espaciais intermédias e grandes (Hopkins, 2009). Quando a composição do substrato apresenta valores de areia acima dos 70%, a presença de lampreias é muito frequente, sendo a probabilidade de captura abaixo desta percentagem muito baixa, o que é indicador da importância da abundância de areia para estes animais. O tipo de sedimento deve permitir o enterramento e a circulação da água (Beamish & Lowartz, 1996). Partículas de sedimento muito pequenas, como vasa, podem compactar, impedindo o movimento através do sedimento (Young *et al.*, 1990) e bloquear os poros branquiais (Beamish & Jebbink, 1994). Uma adequada circulação de água através do sedimento, suprime as necessidades alimentares do animal, bem como a troca de gases respiratórios e resíduos metabólicos (Beamish & Lowartz, 1996; Quintella *et al.*, 2003). Por outro lado, partículas muito grandes (como cascalho grosso e seixo) impedem o enterramento (Beamish & Jebbink, 1994). A presença de elevadas percentagens de areia foi também descrita como uma importante característica ambiental no estudo de Almeida & Quintella (2002) com amocetes de *P. marinus*, sendo a maioria dos amocetes capturados em locais com 79% de areia. Young *et al.* (1990b) também referem que a distribuição dos amocetes é fortemente condicionada pelo tamanho das partículas do sedimento ou variáveis correlacionadas com o tamanho das partículas, nomeadamente a velocidade de corrente.

Outras variáveis como a temperatura e a precipitação também apresentam um padrão de variação com a altitude, sendo, em geral, a temperatura mais baixa em zonas montanhosas (Sacarrão, 1991) e a precipitação mais elevada (Bailey, 1996). As relações entre temperatura-altitude e precipitação-altitude foram ajustadas no modelo desenvolvido para *Lampetra* sp.. Os resultados sugerem uma preferência das larvas por locais com baixa altitude e, como tal, com temperaturas mais elevadas e precipitações mais baixas que em zonas montanhosas. Temperatura e elevação estão altamente correlacionadas (Leathwick *et al.*, 2008). Rios a montante, com elevados gradientes, têm consequentemente maiores velocidades de corrente, que resultam em temperaturas

mais baixas, uma vez que existe menos tempo para a temperatura da água se equilibrar com a temperatura ambiente do ar, e uma abundância de energia para o transporte de sedimento, o que resulta num leito constituído por substrato mais grosseiro. Zonas com valores mais baixos de altitude possuem rios com temperaturas mais elevadas, menores gradientes e menor energia para o transporte de sedimento, resultando na maior deposição de sedimento fino. Sabe-se que a altitude influencia a ocorrência das espécies pela temperatura da água (Huet, 1949), governando indirectamente a densidade de populações de peixes via crescimento e fecundidade (Lobón-Cerviá *et al.*, 1997). A distribuição de várias espécies de lampreias está condicionada a nível global pelo clima, mais especificamente pela temperatura (Hardisty & Potter, 1971). As lampreias possuem uma distribuição anti-tropical, condicionada pela temperatura, devido, sobretudo, ao desenvolvimento dos ovos e estádios larvares iniciais (Hardisty & Potter, 1971; Hardisty, 2006). Segundo Hardisty e Potter (1971) e Hardisty (2006), as condições de temperatura de sobrevivência dos estádios iniciais do desenvolvimento das lampreias não devem exceder os 30 °C. De facto, no presente estudo, foi a partir dos 30°C de temperatura média máxima do mês mais quente que a probabilidade de ocorrência de *Lampetra* sp. diminui substancialmente. Tendo em consideração que Portugal constitui o limite sul da distribuição do género (Kotellat & Freyhof, 2007; IUCN, 2010), é natural que a temperatura, talvez o factor que mais condiciona a distribuição global das lampreias, seja responsável também pela distribuição desta espécie em Portugal Continental. A temperatura poderá ser particularmente condicionante em bacias hidrográficas do sul do País, com uma forte influência Mediterrânica, e onde as lampreias estarão provavelmente em condições muito próximas do seu limite térmico.

Neste estudo, duas variáveis climáticas foram identificadas como importantes reguladoras da distribuição das larvas de *Lampetra* sp., explicando, em média, 35% da variação da distribuição em Portugal Continental. Foram identificadas fortes interacções entre a altitude e cada uma das variáveis climáticas, reforçando a importância de baixas altitudes e valores médios de precipitação máxima do mês mais seco (entre 7 mm e 14 mm). Como variável indicadora do regime hidrológico dos rios, poder-se-ia esperar um intervalo de ocorrência associado a pluviosidades mais elevadas. No entanto, sendo esta a precipitação máxima média do mês mais seco, este intervalo significa que, em geral, as lampreias estão associadas a locais com alguma humidade durante todo o ano e

nas quais os rios provavelmente não secam durante o período estival. Para além disso, valores mais elevados de precipitação estão associados a altitudes mais elevadas (Bailey, 1996), em locais onde não são encontradas lampreias devido à falta de adequabilidade de outros factores ambientais considerados importantes para a presença destas espécies (*e.g.* velocidade de corrente muito elevada, a que se associa um substrato mais grosseiro e desadequado aos amocetes). A adequabilidade de ambientes que combinam valores médios de precipitação máxima média do mês mais seco, com baixas altitudes, foi ajustada pelo modelo. Isto não significa que as larvas de *Lampetra* sp. não ocorram também em locais com precipitações mais elevadas, elas poderão ocorrer desde que a altitude permaneça baixa, e, menos frequentemente, ocorrem a altitudes mais elevadas, desde que estas apresentem baixa precipitação. Em zonas de altitudes mais elevadas, os gradientes são geralmente maiores, no entanto, se a disponibilidade hídrica não for suficiente, elas podem acumular sedimento arenoso, devido à baixa erodibilidade. Estas situações referem-se a pontos muito específicos, como o caso da Ribeira de Corvo (bacia hidrográfica do Rio Mondego), no qual foram capturados indivíduos de *Lampetra* sp. a 155 m de altitude e apresentado uma precipitação de apenas 9 mm. Precipitações elevadas combinadas com baixas altitudes foram encontradas no ponto do Rio Inha (bacia hidrográfica do Rio Douro), que apresenta um valor de precipitação máxima do mês mais seco de 14 mm e uma altitude de 37 m. O ajustamento destas interacções reflecte a capacidade do modelo de descrever situações ambientais muito específicas, o que provém da forma como são ajustadas as árvores: progressivamente mais focadas em situações mais difíceis de prever pelos padrões gerais já ajustados pelas árvores anteriores. A descrição precisa destas situações reflecte também a importância do ajustamento das interacções entre variáveis ambientais na distribuição das lampreias, conseguida através de uma complexidade das árvores superior a um. O ajustamento dos efeitos das interacções é controlado através da variação do tamanho das árvores de regressão individuais e melhora a performance preditiva dos modelos, quando comparadas com modelos sem interacções (Leathwick *et al.*, 2006).

A distribuição das lampreias não é frequentemente associada a variáveis ambientais como a precipitação e a temperatura. A temperatura da água aparece frequentemente em estudos de selecção do habitat de lampreias (Almeida & Quintella, 2002; Goodwin *et al.*, 2008), no entanto, nunca é identificada como importante na

distribuição das larvas, ao contrário do que se verificou neste estudo. A baixa importância dada à temperatura em estudos de habitat de lampreias a pequenas escalas acontece porque é raro a temperatura variar numa região mais do que outro qualquer factor, ou então está correlacionada com outros factores ambientais e os efeitos são difíceis de separar (Anderson, 2000). A uma escala geográfica abrangente, um pronunciado efeito da temperatura pode ser esperado por causa da variação climática que se faz sentir a grandes escalas. Apesar do território continental português não ser muito grande, esta forte variação é encontrada, o que, para além de o facto de aqui se encontrar o limite sul de distribuição do género *Lampetra*, poderá ter contribuído para a importância dada à temperatura como um predictor da distribuição das lampreias no nosso País. Portugal apresenta uma elevada complexidade espacial, dos pontos de vista climático, geomorfológico e hidrológico (Matono *et al.*, s/data). Matono *et al.* (s/data) indica que os tipos piscícolas são geralmente consistentes com um gradiente Norte-Sul de características climáticas e hidrológicas. Duas regiões principais – Norte e Sul, com o rio Tejo como fronteira - podem ser separadas, quer na tipologia abiótica preliminar, quer na regionalização hidrológica. Enquanto o Sul é bastante homogéneo (plano, menos chuvoso, com Verões longos, secos e quentes), o Norte apresenta um mosaico climático e geomorfológico muito mais complexo, com maior altitude média, maior precipitação e Verões amenos. Devido a estas características, muitos rios são permanentes no Norte e temporários no Sul (Collares-Pereira *et al.*, 1998). Elevados valores de temperatura e baixas precipitações são indicadores da fraca disponibilidade de água que as zonas do Sul apresentam, sendo aqui encontrados os chamados “pegos”. Durante os períodos de seca, os refúgios são maioritariamente *pools*, nos quais os peixes permanecem confinados a pequenas áreas e, usualmente, em densidades elevadas, o que potencialmente aumenta a competição por comida e/ou espaço. Para além disso, a temperatura da água nestes locais aumenta consideravelmente e o oxigénio dissolvido diminui, impondo condições físicas adversas à sobrevivência de muitos organismos (Pires *et al.*, 1999), entre eles as lampreias (Hardisty & Potter, 1971). Durante as amostragens realizadas para outros trabalhos do Plano Nacional de Conservação da Lampreia-de-rio e da Lampreia-de-riacho, verificou-se que, no início do Verão, foram capturadas lampreias em pegos em alguns locais, no entanto, quando estes locais eram amostrados novamente no final do Verão isto já não aconteceu. O aumento da temperatura que se faz sentir numa massa de água estagnada ao longo do Verão deverá atingir facilmente o limite térmico de 30 °C suportado pelas lampreias (Hardisty &

Potter, 1971; Hardisty, 2006), comprometendo assim a sua sobrevivência nestes locais. Não existe informação sobre a sobrevivência de lampreias em pegos, no entanto, é provável que a temperatura seja o principal condicionante da sobrevivência dos animais nestes locais. Factores como a introdução e dispersão de espécies exóticas, em conjunto com a captação de água para usos múltiplos, nomeadamente agricultura, extracção de areia e poluição orgânica, parecem ter um efeito acrescido nas já pressionadas populações de peixes endémicos de alguns rios de regime temporário (Pires *et al.*, 1999).

A utilização da temperatura média do ar durante um determinado período de tempo parece constituir um indicador preciso das verdadeiras oscilações que ocorrem nos rios durante o dia, bem como de dia para dia, a grandes escalas espaciais. Medições pontuais da temperatura da água são frequentemente utilizadas nos estudos do habitat das lampreias a várias escalas, e poderão não reflectir a verdadeira importância desta variável climática na distribuição destes animais. A fraca explicação que valores pontuais da temperatura da água fornecem, em detrimento de valores da temperatura do ar, foi verificada por Potapova & Charles (2002) no seu estudo sobre os padrões de distribuição de diatomáceas a grande escala, em rios da América do Norte. Surpreendentemente, a variação da temperatura do ar explicou melhor a variação nos padrões de distribuição das diatomáceas que a temperatura da água, tendo sido a temperatura da água uma variável já descrita como importante para as diatomáceas. Os autores referem também que talvez existisse um efeito mais forte com a temperatura da água se esta fosse medida de forma mais precisa, por exemplo, monitorizada constantemente durante um período de tempo antes da amostragem. Para isso, seria necessário utilizar sondas que registassem a temperatura durante um período prolongado, o que em termos logísticos, quando feito em grande escala, torna-se inviável. Talvez por esta razão, Goodwin *et al.* (2008) não tenham identificado a temperatura da água como importante na explicação da distribuição das larvas de *Lampetra* sp. a uma escala espacial regional. Na modelação da distribuição de espécies ribeirinhas, seriam idealmente utilizadas estimativas directas da temperatura média da água e a sua variação sazonal. Uma vez que a sua estimativa não é possível para a extensão espacial deste estudo, utilizou-se a temperatura máxima do mês mais quente, que pretende ser indicativa de uma situação de stress térmico durante o mês mais crítico no que diz respeito a temperaturas elevadas. Para além de ter contribuído grandemente

para a explicação da distribuição das larvas de *Lampetra* sp. no nosso país, a utilização da temperatura do ar, em detrimento da temperatura da água, foi também opção para estudos com outras espécies piscícolas, nos quais também obteve importância alta: Elith *et al.* (2008) identificaram a temperatura do mês mais quente como o factor mais importante na distribuição das enguias (*Anguilla australis*) na Nova Zelândia; Leathwick *et al.* (2008) diferenciaram a distribuição de espécies diádromas e não-diádromas com base em variáveis climáticas, como a precipitação e temperatura do ar.

A presença de poluição industrial foi aqui relacionada com a presença de lampreias, e a sua contribuição para explicação da distribuição destes animais em Portugal foi, em média, de 17,2%. A utilização de variáveis indicadoras de perturbação ambiental em modelos de distribuição de espécies é importante, uma vez que condições pristinas não se verificam na maioria dos países industrializados e recuar para condições pré-históricas iria, por um lado, negar a inclusão dos humanos na paisagem (Norris & Thoms, 1999), como tornaria os objectivos da recuperação inatingíveis. A distribuição das larvas de *Lampetra* sp., de acordo com o grau de poluição, indica que níveis próximos de condições pristinas estão negativamente associados com a presença de lampreias. A distribuição das indústrias em Portugal apresenta-se altamente concentrada na zona mais litoral do país, zona na qual ocorrem todas as outras condições ambientais ideais para a ocorrência de larvas de *Lampetra* sp.. No Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Tejo (INAG, 2001d), é referido que, na bacia hidrográfica do Rio Tejo, o peso da carga poluente de origem industrial aumenta para jusante, onde se concentra a maioria das instalações industriais mais significativas. Esta maior desertificação em termos industriais, que se observa no interior de Portugal, está descrita em Guerreiro & Pereira (2002), que apresentam os resultados do tratamento efectuado aos mesmos dados de poluição industrial utilizados neste trabalho. Zonas do interior, correspondem a locais onde geralmente a altitude é mais elevada, e onde não foram capturadas lampreias, nem identificadas probabilidades de ocorrência favoráveis à sua presença. Estas zonas apresentam características ambientais, ao nível da qualidade da água, muito boas devido à baixa pressão, quer industrial, quer urbana, que aqui se faz sentir. No entanto, são pouco interessantes em termos de habitat disponível para as lampreias, apresentando um substrato mais grosseiro, maiores velocidades de corrente e outros factores correlacionados com o elevado gradiente das linhas de água que aí se fazem sentir.

No presente estudo, tanto factores históricos, como contemporâneos, foram identificados como importantes preditores na distribuição de *Lampetra* sp. em Portugal. A importância de factores históricos na distribuição das espécies piscícolas é aqui apoiada, uma vez que, sozinhas, areia e altitude explicam aproximadamente metade da variação da distribuição deste género. Filipe *et al.* (2009) referem, no seu estudo, que não é necessário invocar variáveis ambientais contemporâneas para compreender padrões de variação das comunidades de peixes de água doce na Península Ibérica. Neste estudo, o clima e factores directamente relacionados com a interferência humana mostraram ser também importantes para a distribuição das lampreias. Precipitação e temperatura explicam, em média 35%, dos padrões de distribuição do género no nosso país, numa região que constitui o limite sul para a distribuição do género. Este facto permite inferir sobre a importância que as alterações climáticas poderão ter na distribuição global de ambas as espécies de *Lampetra* sp. no futuro. O aumento da temperatura numa zona na qual as lampreias já parecem existir no seu limite térmico máximo de sobrevivência poderá fazer com que muitas populações, nomeadamente do sul do país, desapareçam.

Estudos sobre as variáveis que influenciam a distribuição das lampreias do género *Lampetra* sp. a uma escala espacial relativamente grande são pouco comuns, existindo apenas os de Neeson *et al.* (2007) e Goodwin (2008). Vários autores referem a importância de variáveis ambientais a várias escalas, como forma de melhor descrever a distribuição de espécies (Hopkins, 2009). A inclusão de preditores que variam a uma escala espacial mais reduzida poderia melhorar o desempenho do modelo na descrição do habitat das lampreias, no entanto, não permitiria extrapolar esses resultados para o país devido à falta de informação de elevada resolução. Variáveis como a velocidade de corrente, ensombramento, matéria orgânica ou pH são frequentemente referidas como importantes na distribuição das lampreias a escalas mais reduzidas. Apesar de não terem entrado no modelo directamente, consideramos que a combinação das cinco variáveis ambientais aqui utilizadas substituem, de certa forma, algumas variáveis referidas frequentemente como importantes na bibliografia. Como exemplo, o caso do gradiente ou velocidade de corrente, que independentemente da maior ou menor importância de cada uma delas, a sua variação está necessariamente correlacionada com a variável altitude utilizada no presente estudo.

4.4. Definição de Prioridades de Conservação

O estatuto de conservação da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho em Portugal é de Criticamente em Perigo e o género está protegido por lei, pela Directiva Habitats, o anexo III da Convenção de Berna e Lei da Pesca nas Águas Interiores (ICNB, 2005). A falta de conhecimento sobre a sua distribuição e requisitos ecológicos em Portugal tem sido um entrave à definição de medidas de protecção mais concretas e adequadas à conservação destas espécies ameaçadas de extinção. Através da informação obtida, é possível definir os locais mais importantes para a conservação do género *Lampetra* sp. em Portugal, utilizando informação relativa à presença/ausência e probabilidades de ocorrência (obtidas através do modelo de distribuição), como indicadores da provável extensão que seria importante conservar numa determinada linha de água.

A importância dos locais designados para protecção das lampreias está, não apenas nos que representam linhas de água com presença confirmada, mas também nos troços de prioridade um e dois, nos quais não foram detectadas lampreias. Em muitos desses troços estão também incluídos locais que não foram amostrados, não sendo por isso certa a ausência de lampreias. Assim, qualquer troço designado deve ser tido em conta para a conservação destas espécies. Os mapas das prioridades de conservação são os identificados nas figuras 41 a 48. No anexo IV encontram-se identificadas as ribeiras.

Dada a importância confirmada das linhas de água designadas como de prioridade três, considerou-se pretinente fazer uma análise mais pormenorizada sobre estas linhas de água identificadas como prioridade máxima de conservação. Para isso, foi efectuada uma pequena revisão, bibliográfica e em SIG's, sobre cada linha de água identificada com a máxima prioridade de conservação (*i.e.* nível 3) para o género *Lampetra*. A informação apresenta-se sobre a forma de ficha informativa, onde consta a localização precisa do curso de água, nas cartas militares e coordenadas iniciais (a montante) e finais (a jusante) do troço de conservação em questão. Em cada ficha encontra-se uma pequena caracterização do rio em questão, a área de abrangência do troço de conservação, os usos do solo existentes na sub-bacia de drenagem e as principais ameaças às populações de *Lampetra* sp. que aí ocorrem. Os troços

considerados como Zona Especial de Conservação (ZEC) para a lampreia-de-rio e a lampreia-de-riacho são apresentados individualmente de seguida.

4.5. Locais de Protecção Especial Para o Género
Lampetra sp.



Bacia Hidrográfica: Douro

Linha de água: Rio Inha

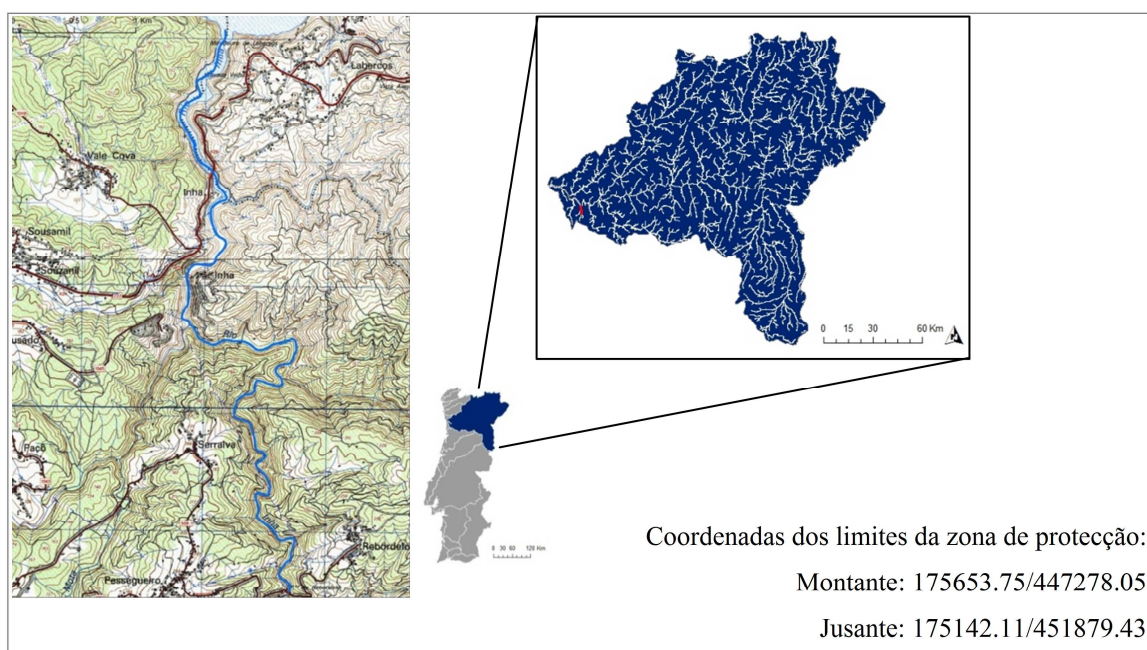


Figura 42- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Inha.

Caracterização: O Rio Inha é um afluente da margem esquerda da Bacia Hidrográfica do Rio Douro que nasce no lugar de Cimo de Inha, na freguesia de Escariz, concelho de Arouca, e passa pelo concelho de Santa Maria da Feira e Gondomar antes de desaguar no Rio Douro, a montante da barragem de Crestuma-Lever. É um rio que corre predominantemente encaixado em encostas íngremes, sendo muito rico em espécies com interesse piscatório (AFN, 2009).

Área de abrangência: A zona de conservação prioritária de *Lampetra* sp. do Rio Inha (Figura 49) abrange o Rio Inha desde a sua confluência com o Rio Douro, junto à localidade de Labergos, até à confluência com o Rio Amieira perto do lugar de Ponte de Rebordelo, Rebordelo, concelho de Feira, a cerca de 7 km da foz do Rio Inha.

Usos do solo: A sub-bacia do Rio Inha é dominada por zonas naturais (cerca de 77%), apresentando também zonas agrícolas e tecido urbano em menores percentagens (7 e 1.5% respectivamente) principalmente nos seus cursos superiores (EEA, 2010).

Principais ameaças: As principais ameaças existentes nesta linha de água são a extracção de areias e a poluição difusa proveniente de práticas agrícolas.

Bacia: Ribeiras do Norte

Linha de água: Ribeira de Mangas

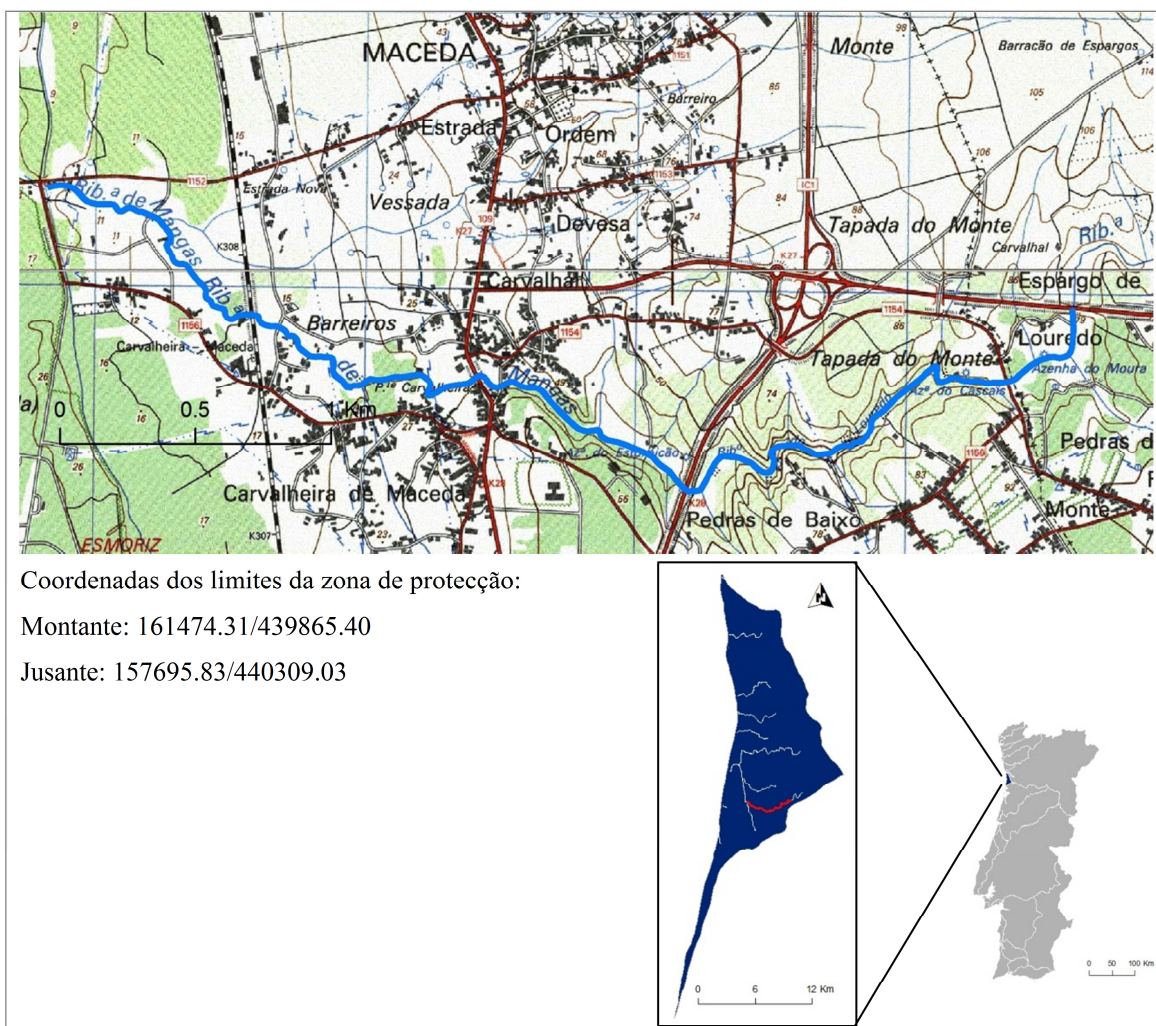


Figura 43- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira de Mangas.

Caracterização: A Ribeira de Mangas, também designada por Rio de Lourido, é uma linha de água com cerca de 12 km que se junta à Vala da Maceda e, em conjunto com a Ribeira de Cortegaça, desaguam na Barrinha de Esmoriz (Esmoriz). Estas ribeiras nascem em S. João de Ver, Vila da Feira (Amorim, 1986).

Área de abrangência: A zona de protecção de *Lampetra* sp. (Figura 50) é limitada a jusante pela confluência da Ribeira de Mangas com a Vala de Maceda e a montante pela confluência com a Ribeira da Remôlha, junto à localidade de Espargos de Baixo, concelho de Feira. Possui uma extensão de 5 km.

Usos do Solo: Os usos do solo da bacia da Ribeira de Mangas, Ribeira de Cortegaça e Vala da Maceda estão de acordo com a pressão industrial que existe nesta zona, sendo que cerca de 52% dos usos da bacia correspondem a territórios artificializados maioritariamente por tecido urbano e indústria. As áreas agrícolas não apresentam grande representatividade constituindo apenas cerca de 8% da área da bacia e o restante corresponde a zonas de floresta (40%) (EEA, 2010).

Principais ameaças: A poluição aquática é inequivocamente o factor de degradação mais grave presente nesta bacia. A Vala da Maceda é um dos principais focos de poluição devido à presença de indústrias que nem sempre possuem uma estação de tratamento dos seus efluentes, sendo particularmente importante para esta questão a indústria do papel (Dias, 2000). Nas ribeiras de Mangas e Cortegaça existem também descargas pontuais, sem qualquer tratamento prévio, de efluentes das indústrias do algodão e da tapeçaria (C.C.R.N., 1987). Apesar disso a Ribeira de Mangas aparece como a que apresenta a melhor qualidade da água, em relação ao conjunto de locais estudados por Dias (2000) na Bacia da Barrinha do Esmoriz.

Bacia hidrográfica: Vouga

Linha de Água: Rio Negro e Ribeira de São Miguel

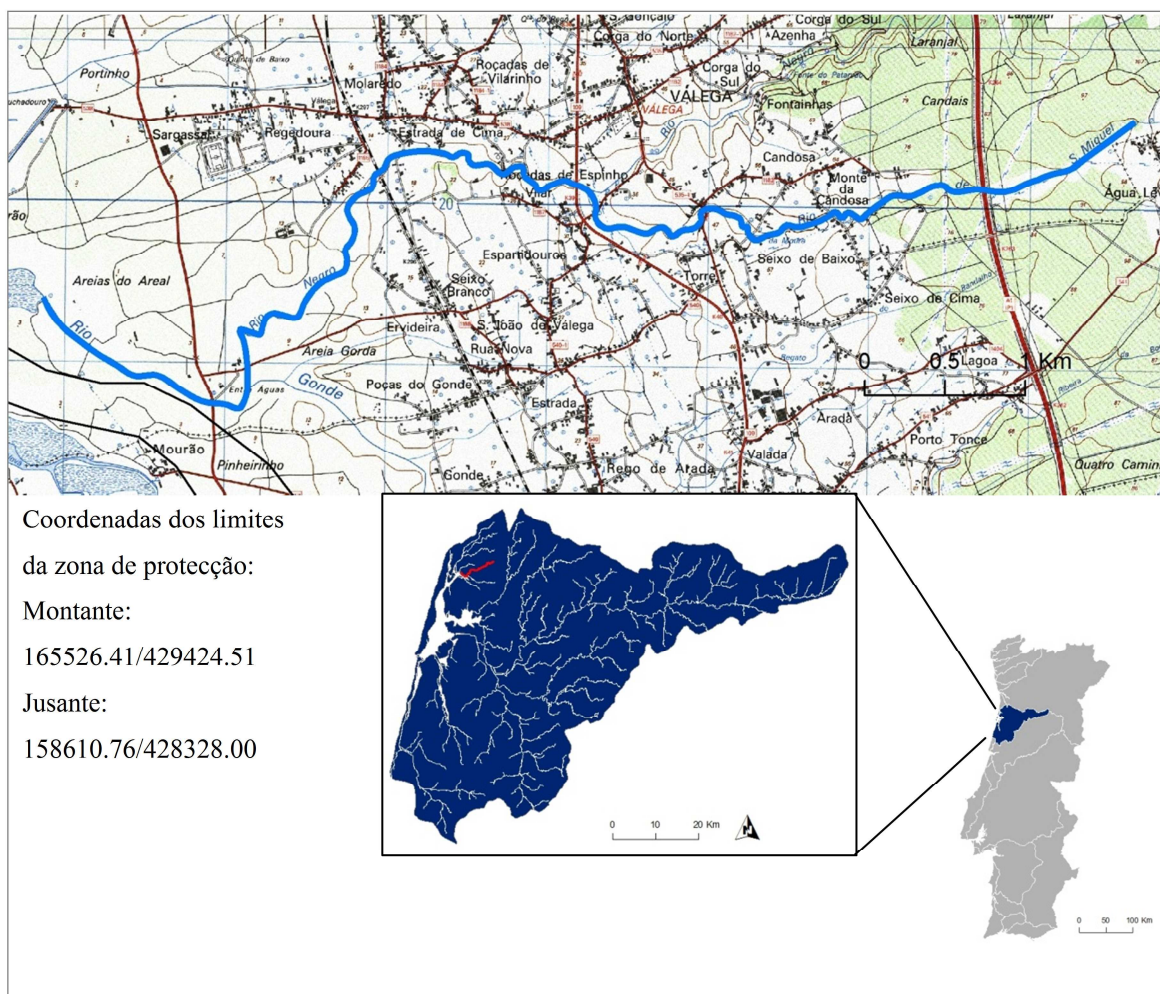


Figura 44- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Negro e Ribeira de São Miguel.

Caracterização: O Rio Negro é um afluente que drena directamente para a zona Norte do sistema estuarino Ria de Aveiro ao qual conflui a Ribeira de São Miguel no concelho de Ovar.

Área de abrangência: A zona de conservação prioritária de *Lampetra* sp. do Rio Negro e Ribeira de São Miguel (Figura 51) estende-se desde a foz do Rio Negro na Ria de Aveiro até ao Rio de S.Miguel, junto ao limite do concelho de Ovar com o concelho de Oliveira de Azeméis, localidade de Água Levada. Possui uma extensão de 9,44 km.

Usos do Solo: Os principais usos do solo da área da bacia de drenagem são zonas florestais (cerca de 64%). As zonas de agricultura situam-se junto à zona de

conservação do Rio Negro e Ribeira de São Miguel (totalizam 18% dos usos so solo) e o tecido urbano descontínuo localiza-se principalmente nas zonas mais periféricas da bacia (17%) (EEA, 2010).

Principais ameaças: Borrego *et al.* (2006) referem alguns problemas de poluição e outros existentes no Rio Negro: agropecuária, poluição doméstica privada não tratada, lançamento de resíduos, existência de captações de água para agricultura e ocupação do leito de cheia com aterros.

Bacia Hidrográfica: Vouga

Linha de Água: Rio Antuã

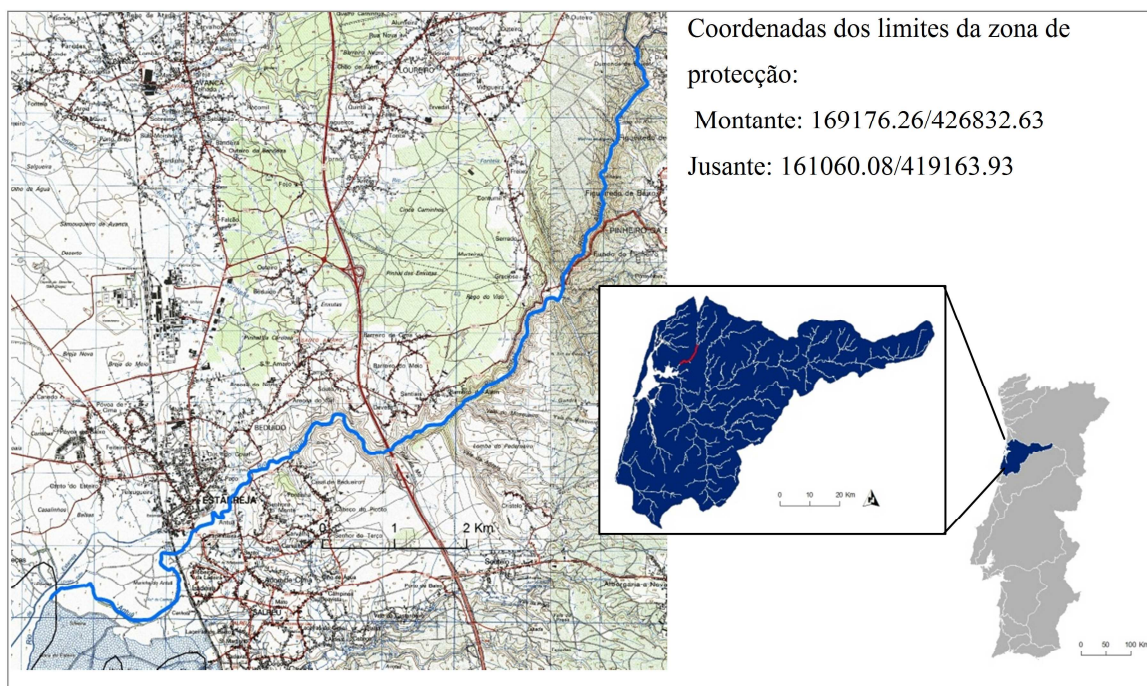


Figura 45- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Antuã.

Caracterização: O Rio Antuã é um afluente da margem direita da Bacia do Vouga. Tem cerca de 30 km de extensão e desagua na Ria de Aveiro no concelho de Estarreja.

Área de abrangência: A zona de conservação prioritária do Rio Antuã (Figura 52) estende-se desde a zona onde o Rio Antuã desagua na Ria de Aveiro, concelho de Estarreja, até a zona em que o Rio Ínsua se junta com o Rio Antuã, perto da localidade de Dumonde de Baixo. O troço considerado tem 15 km de extensão.

Usos do Solo: Segundo o levantamento efectuado por Moreno (2000), a utilização dos solos na bacia do Antuã é a seguinte: 46% da área total é ocupada por terrenos agrícolas, a maior parte dos quais de dimensões reduzidas, onde dominam as culturas do milho, feijão, batata e forrageiras; as áreas florestais correspondem a 45% do total, sendo dominadas pelo pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) e o eucalipto (*Eucalyptus globulus*); a área restante é ocupada maioritariamente por zonas urbanas e industriais que se distribuem no espaço de um modo desordenado.

Principais ameaças: A actividade industrial dentro dos limites da bacia é densa e diversificada, predominando as unidades de pequena e média dimensão, pertencentes

maioritariamente aos sectores do calçado, metalúrgico, metalomecânico, têxtil e agro-alimentar. Segundo Moreno (2000) a situação do saneamento ao nível industrial é muito precária. O mesmo autor refere também a importância da actividade pecuária na bacia, em especial no que se refere à criação de bovinos para fins leiteiros. A zona do Rio Antuã que passa no concelho de Estarreja foi considerada uma zona sensível devido à implantação de unidades importantes de indústria química nas freguesias de Avanca e Beduído (INAG, 1999a). Todos estes factores levam a que a qualidade da água do rio Antuã seja considerada muito má (SNIRH, 2009).

Bacia hidrográfica: Vouga

Linha de Água: Rio Vouga

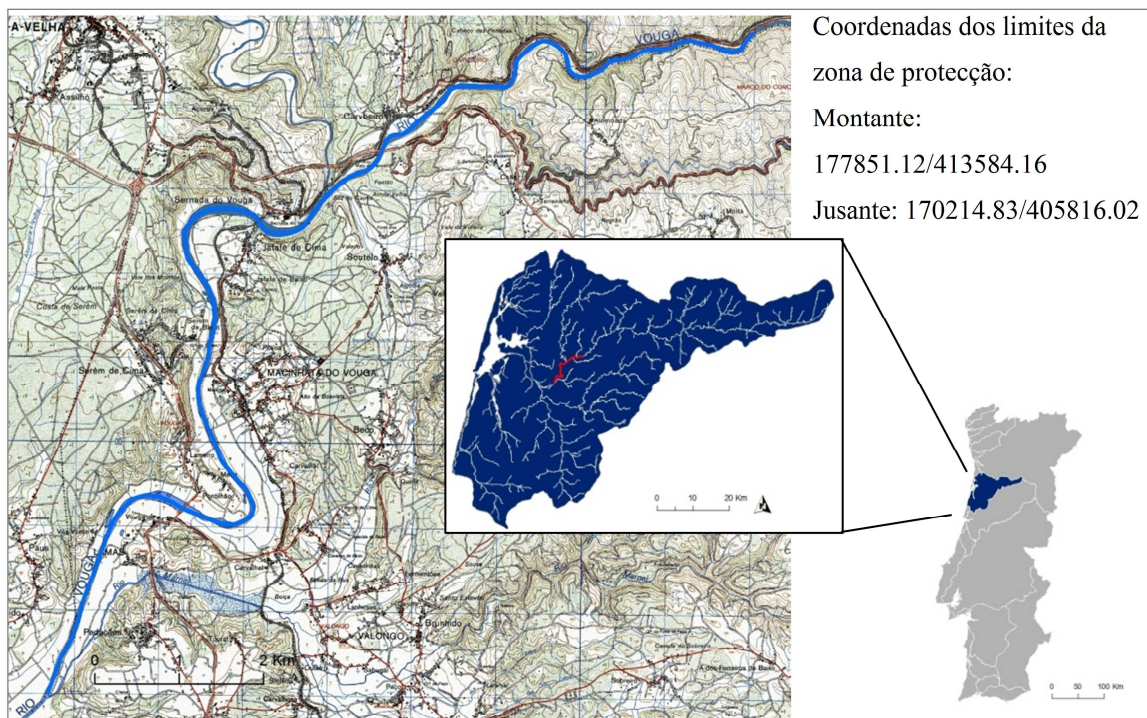


Figura 46- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. no Rio Vouga.

Caracterização: O Rio Vouga é o principal curso de água que alimenta a Ria de Aveiro e a Pateira de Frossos. A parte inicial do troço do Rio corre num vale encaixado em cujas vertentes predominam matos e manchas de exóticas, apresentando uma galeria ripícola bem conservada. A jusante dá-se a abertura para a planície aluvial, com uma redução do grau de conservação da vegetação marginal, principalmente pelo efeito da pressão exercida nos campos agrícolas contíguos.

Área de abrangência: A zona de prioridade do Rio Vouga (Figura 53) corresponde ao segmento do rio entre as localidades de Pessegueiro do Vouga (a montante) e Castanheira do Vouga (a jusante). Este segmento de 15 km atravessa três concelhos: Águeda, Albergaria-a-Velha e Sever do Vouga. A zona aqui considerada prioritária para o género *Lampetra* sp. está incluída no Sítio do Rio Vouga, designado no Plano Sectorial da Rede Natura (ICNB, 2005), em parte por representar uma área muito importante para a conservação de espécies piscícolas migradoras, nomeadamente lampreia-marinha, sável (*Alosa alosa* L., 1758) e savelha (*Alosa fallax* Lacepède, 1803).

Usos do Solo: Os principais usos do solo no Sítio do Vouga são: florestas (56.7%) dominados por eucalipto; áreas agrícolas arbóreo-arbustivas (11.89%) e áreas agrícolas arvenses (16.41%). O espaço agrícola é dominado pelos sistemas culturais com especialização em bovinos de leite e a policultura baseada nas culturas arvenses (EEA, 2010).

Principais ameaças: Os principais factores de ameaça para o curso de protecção designado são a regularização do curso de água por construção de açudes que interrompem a continuidade longitudinal do rio (Açude de Sernada, Açude do Carvoeiro, mini-hídrica da Grela), florestação intensiva na envolvente do Sítio, forte pressão agrícola, poluição doméstica, agrícola e industrial, captações de água, presença de espécies de flora infestantes, nomeadamente acácias e háquias com a substituição da vegetação riparia endémica e extracção de areias (ICNB, 2005).

Bacia hidrográfica: Vouga

Linha de Água: Rio Alfusqueiro

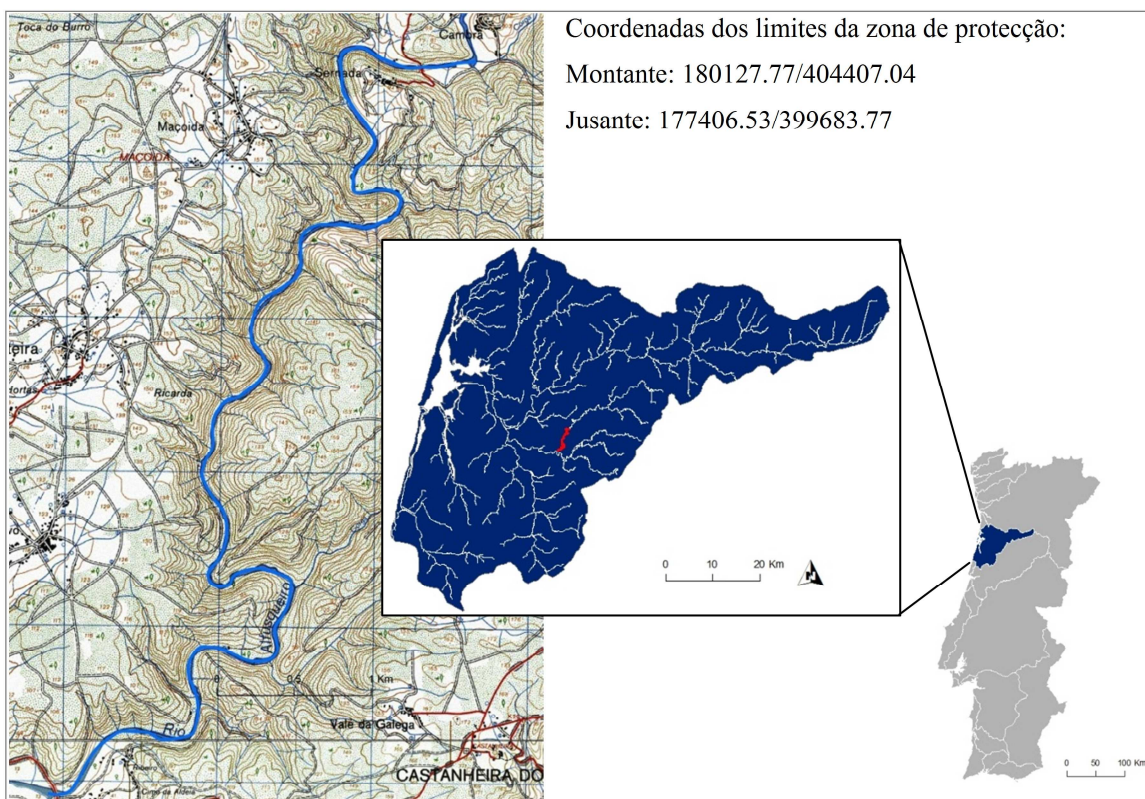


Figura 47- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Alfusqueiro.

Caracterização: O Rio Alfusqueiro é um dos afluentes mais importantes do Rio Águeda que por sua vez desagua na margem esquerda do Rio Vouga (INAG, 2001a) e no qual os recursos piscícolas assumem particular interesse (INAG, 1999a).

Área de abrangência: A zona de protecção de *Lampetra* sp. do Rio Alfusqueiro (Figura 54) corresponde à zona do rio mais a jusante, desde a confluência com o rio Águeda, na localidade de Cabeço Santo, até à zona em que o rio Corgado Cochêdo se junta ao rio Alfusqueiro, localidade de Cambra. Possui uma extensão de 8,90 km.

Usos do Solo: Os usos do solo da bacia de drenagem são maioritariamente florestais (89%) assumindo particular importância as florestas mistas e também espaços florestais degradados. Os usos agrícolas estão pouco representados (cerca de 9%) e os usos industriais não chegam a 1% da bacia de drenagem. Na zona de conservação são especialmente importantes as florestas de folhosas (EEA, 2010).

Principais ameaças: A poluição aquática foi considerada moderadamente contaminada pelo índice IBMWP, com base nas comunidades de invertebrados (Teixeira *et al.*, 2008). A regularização do curso de água: foi colocado a concurso a construção de uma mini-hídrica no Rio Alfusqueiro (Oliveira de Frades) para utilização privativa de recursos hídricos do domínio público e produção de energia hidroelétrica, mediante o pagamento ao Estado de uma contrapartida (ARH do Centro, 2010). Também a existência de captações de água e da extração de inertes constituem ameaças à sobrevivência das populações de *Lampetra* sp.. O Rio Alfusqueiro apresenta vários açudes, incluindo na Zona de Especial Conservação (Almeida *et al.*, 2008).

Bacia Hidrográfica: Vouga

Linha de Água: Rio Águeda

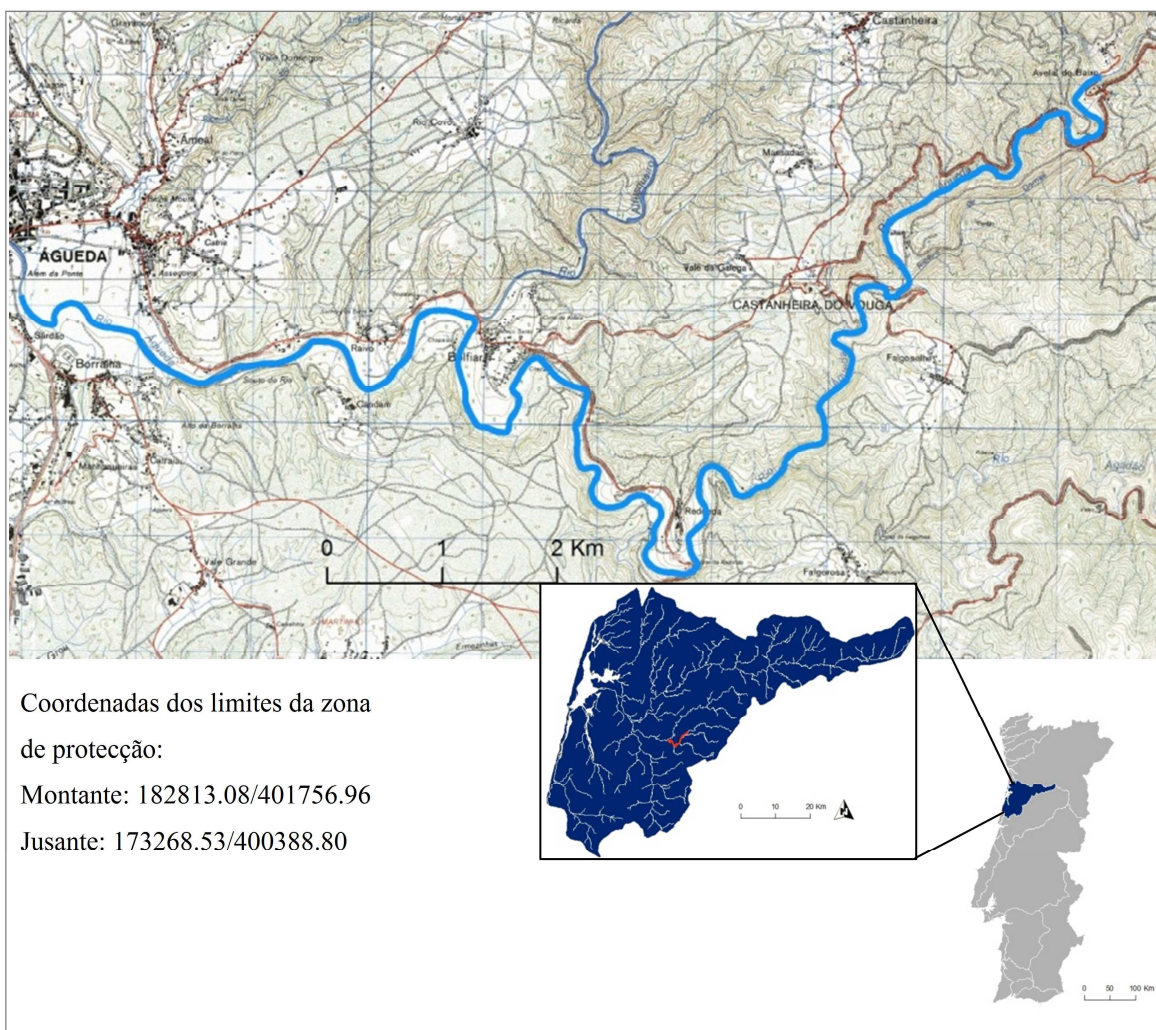


Figura 48- Zona de protecção de *Lampetra* sp. do Rio Águeda.

Caracterização: O Rio Águeda é um afluente da margem esquerda do Rio Vouga, localizado no concelho de Águeda.

Área de abrangência: A zona de prioridade de conservação do Rio Águeda (Figura 55) compreende o troço do rio entre Águeda e a localidade de Avelal de Baixo. A localidade de Águeda situa-se a jusante da confluência dos rios Águeda e Alfusqueiro. Possui uma extensão de 19,25km.

Usos do Solo: Os usos do solo da bacia de drenagem do Rio Águeda são maioritariamente florestais (89%). Cerca de 11% dos usos do solo correspondem a territórios industrializados estando sobretudo concentrados nas zonas mais a jusante da

bacia, onde está situada a localidade de Águeda. Os usos agrícolas representam apenas 9% dos usos da bacia e estão em parte também associados a espaços naturais (EEA, 2010).

Principais ameaças: A qualidade da água medida em Águeda revela uma contaminação industrial e doméstica típica proveniente dos aglomerados populacionais e das indústrias existentes na bacia, sendo por isso considerada uma zona sensível. Os valores de CBO5, CQO e de microorganismos sugerem a classificação deste rio como poluído ou muito poluído neste troço a jusante. Os valores de concentração de coliformes e estreptococos são dos mais elevados que ocorrem na bacia do Vouga (INAG, 1999a). Na Zona Especial de Conservação existe pelo menos um açude rudimentar (Almeida *et al.*, 2008).

Bacia hidrográfica: Vouga

Linha de Água: Rio Cértima

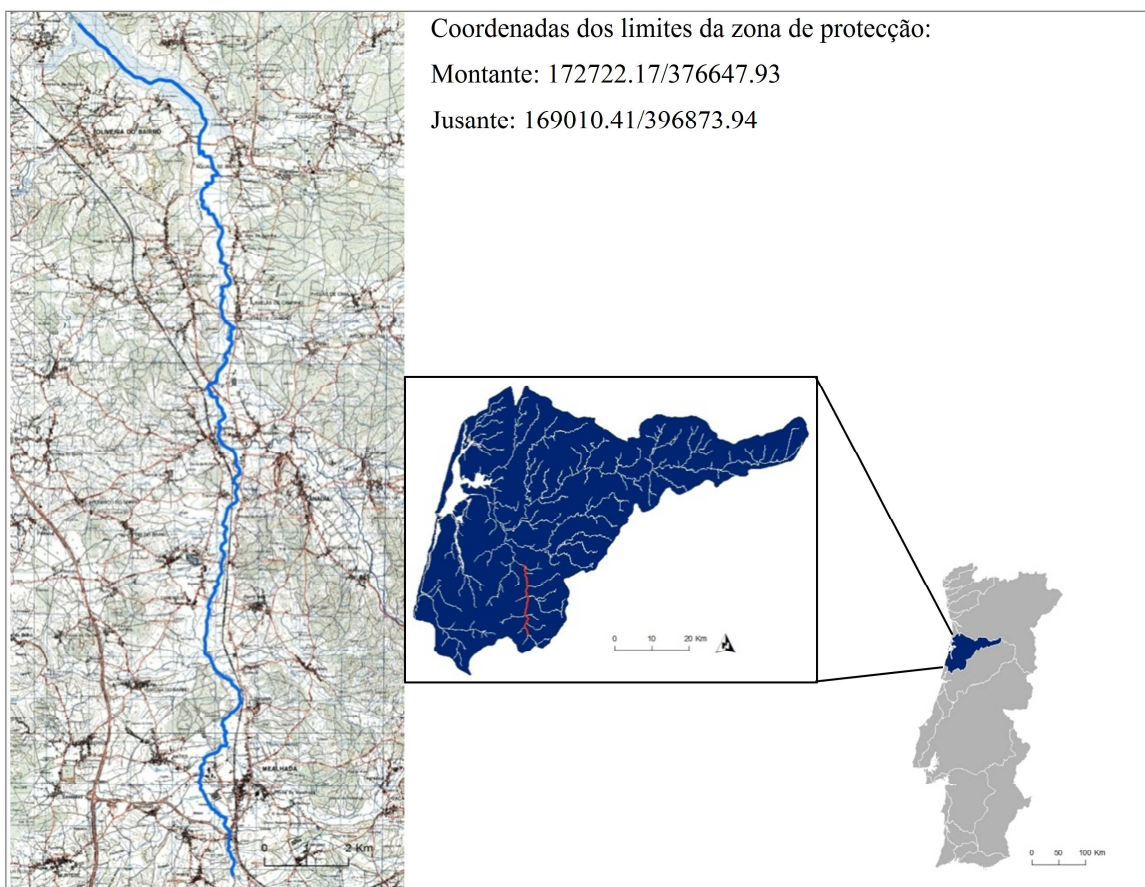


Figura 49- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Cértima.

Caracterização: O Rio Cértima nasce na vertente Oeste da Serra do Buçaco, a sudoeste da Mealhada, a uma altitude de cerca de 380 m. Prolonga-se por uma extensão de cerca de 43 km, atravessando os municípios da Mealhada, Anadia, Oliveira do Bairro e Águeda. No troço final, o vale do Rio Cértima abre-se numa lagoa natural (Pateira de Fermentelos), voltando a estreitar imediatamente antes de desaguar no rio Águeda (Cassidy, 2010).

Área de abrangência: A zona de conservação prioritária do Rio Cértima (Figura 56) estende-se desde a confluência com as ribeiras de Landiosa e Canedo, próximo da Vimieira, até à zona da confluência com o Rio Levira, entre as localidades de Paradela e Silveiro. Possui uma extensão de 22 km.

Usos do Solo: Cerca de 48% da área da sub-bacia do Rio Cértima é ocupada por florestas indiferenciadas, enquanto os terrenos agrícolas ocupam cerca de 44% (dos

quais 27% são vinha), essencialmente com culturas anuais indiferenciadas, podendo também ser encontradas culturas de regadios e de sequeiro e arrozais. A restante área da bacia corresponde a ocupação urbana (EEA, 2010).

Principais ameaças: As sub-bacias dos braços sul e norte da Ria de Aveiro (entre elas a do Rio Cértima, a Sul) representam as zonas mais populosas e industrializadas da bacia do Rio Vouga, com a sub-bacia do Rio Cértima a apresentar ainda uma concentração de áreas agrícolas (INAG, 2001a). A elevada densidade populacional, e uma actividade agrícola e pecuária expressiva, são assim responsáveis por uma pressão orgânica e inorgânica elevada, agravada pelos sistemas de colecta e tratamento de efluentes insuficientes e/ou ineficientes (INAG, 2001a). Um dos resultados da elevada carga poluente reflecte-se na eutrofização da Pateira de Fermentelos, que é parte integrante desta bacia e se encontra classificada como uma Zona de Protecção Especial da Ria de Aveiro (Decreto-Lei N.º 384-B/99, de 23 de Setembro).

Bacia hidrográfica: Vouga

Linha de Água: Ribeira do Cadaval

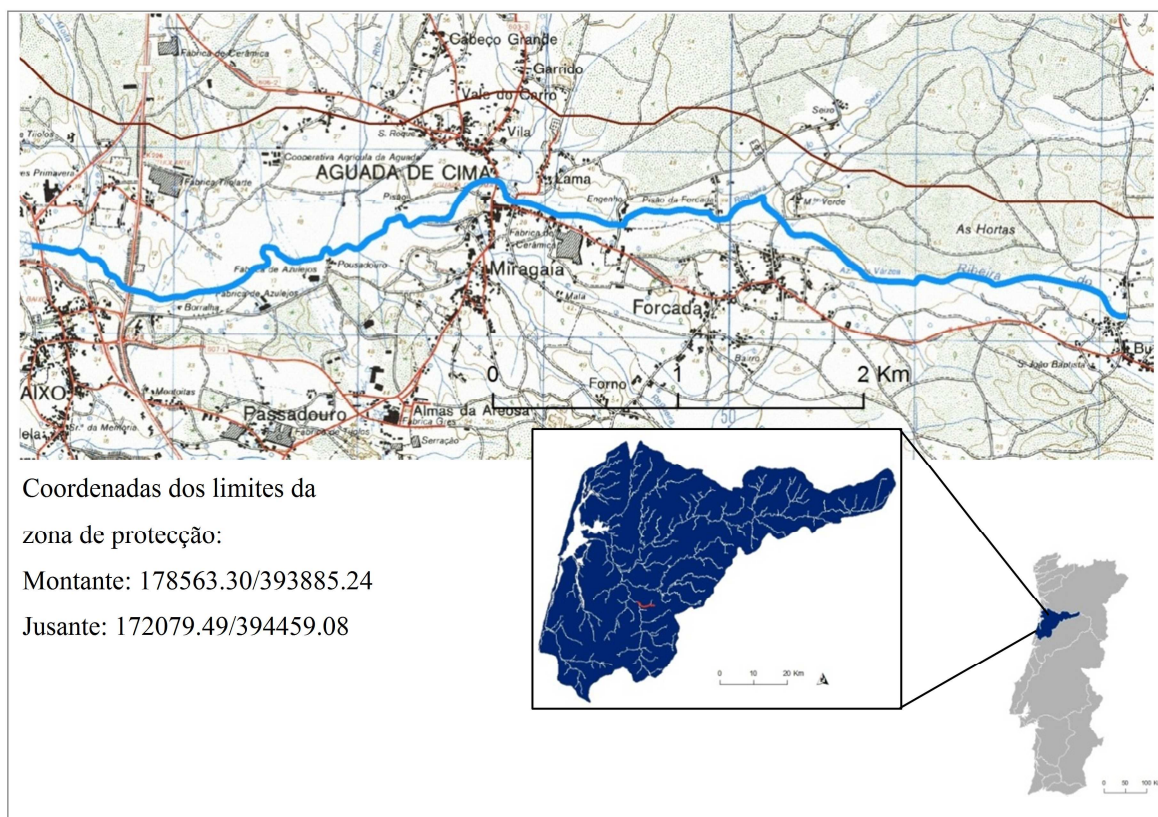


Figura 50- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira do Cadaval.

Caracterização: A Ribeira do Cadaval situa-se na zona sul do concelho de Águeda. Desagua no Rio Cértima junto à localidade de Aguada de Baixo.

Área de abrangência: A zona de prioridade da Ribeira do Cadaval (Figura 57) corresponde à zona entre a localidade de Aguada de Baixo, na confluência com o Rio Cértima, e a localidade do Bustelo. O troço de conservação tem uma extensão de 7 km.

Usos do Solo: A bacia de drenagem é constituída maioritariamente por zonas florestais (91%), assumindo particular importância as florestas de folhosas e mistas. A agricultura representa apenas 6% dos usos do solo totais da bacia, incluindo arrozais, vinhas, culturas anuais de sequeiro bem como agricultura com espaços naturais. Os territórios artificiais representam 3% dos usos, sendo de referir a existência de áreas de extracção mineira (EEA, 2010).

Principais ameaças: A extracção mineira e a poluição aquática constituem importantes ameaças às populações de *Lampetra* sp. desta ribeira.

Bacia hidrográfica: Vouga

Linha de Água: Rio Levira

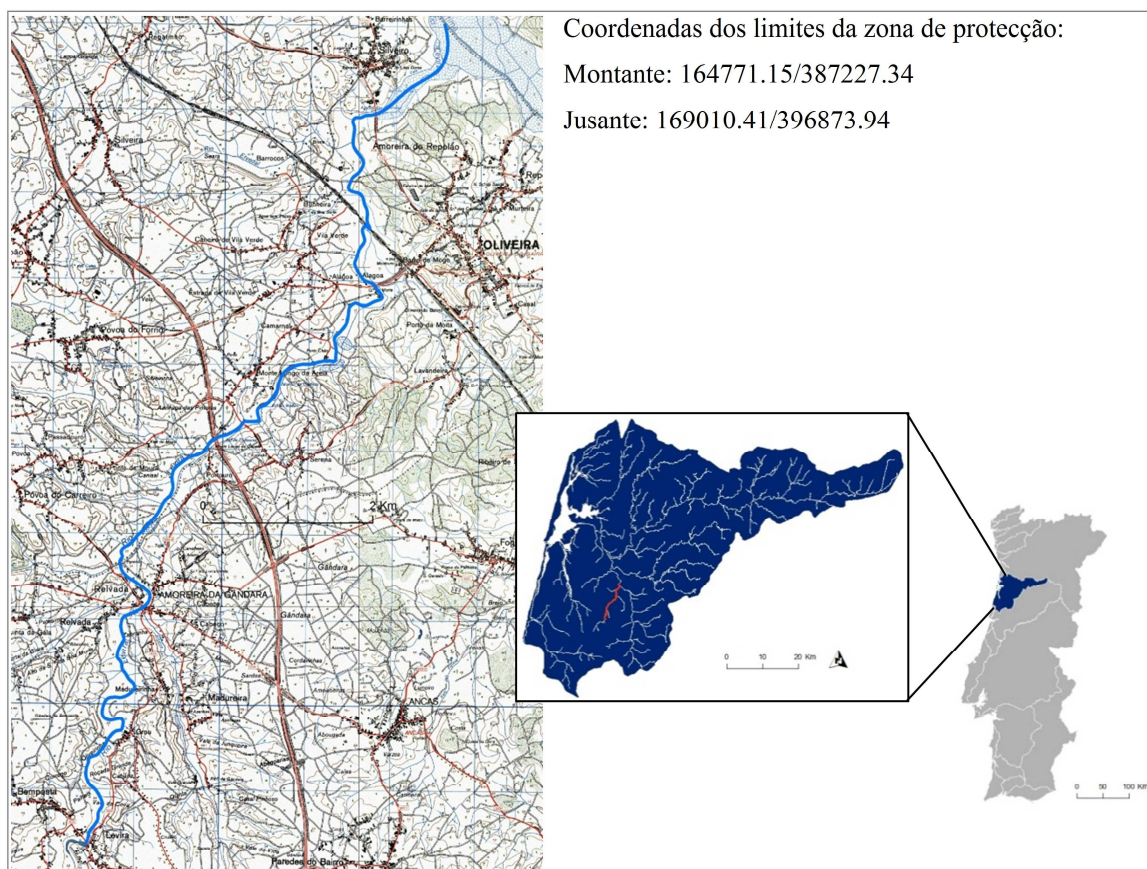


Figura 51- Zona de protecção de *Lampetra* sp. do Rio Levira.

Caracterização: O Rio Levira é o principal afluente da margem esquerda do rio Cértima e estende-se por um percurso de cerca de 20 km, no sentido Sul-Norte, desaguando no rio Cértima próximo do início da Pateira de Fermentelos (lagoa natural). O rio Levira nasce junto à povoação de Levira, que lhe dá o nome, e percorre os concelhos de Anadia e de Oliveira do Bairro. Toda a sua área de drenagem se encontra abaixo dos 100 m de altitude, sendo, à semelhança de toda a sub-bacia do Cértima, considerado como um rio de planície (Silva, 2008), sujeito a frequentes períodos de inundação (INAG, 2001a).

Área de Abrangência: A zona de prioridade do Rio Levira (Figura 58) estende-se desde a localidade de Levira até à confluência do Rio Levira com o Rio Cértima, em 13,8 km de comprimento que passam nos concelhos de Anadia e Oliveira do Bairro.

Usos do Solo: Os usos do solo agrícolas representam mais de metade dos usos totais da bacia de drenagem (52%), as florestas representam 40% dos usos do solo e as áreas artificiais cerca de 6% (EEA, 2010).

Principais ameaças: À semelhança do rio Cértima, esta sub-bacia apresenta uma elevada densidade populacional, assim como uma actividade agrícola e pecuária intensa, sendo responsáveis por uma pressão orgânica e inorgânica elevada ao nível das linhas de água, agravada pelos sistemas de colecta e tratamento de efluentes insuficientes e/ou ineficientes (INAG, 2001a).

Bacia Hidrográfica: Mondego

Linha de Água: Rio Ançã e Vala Vale Travesso

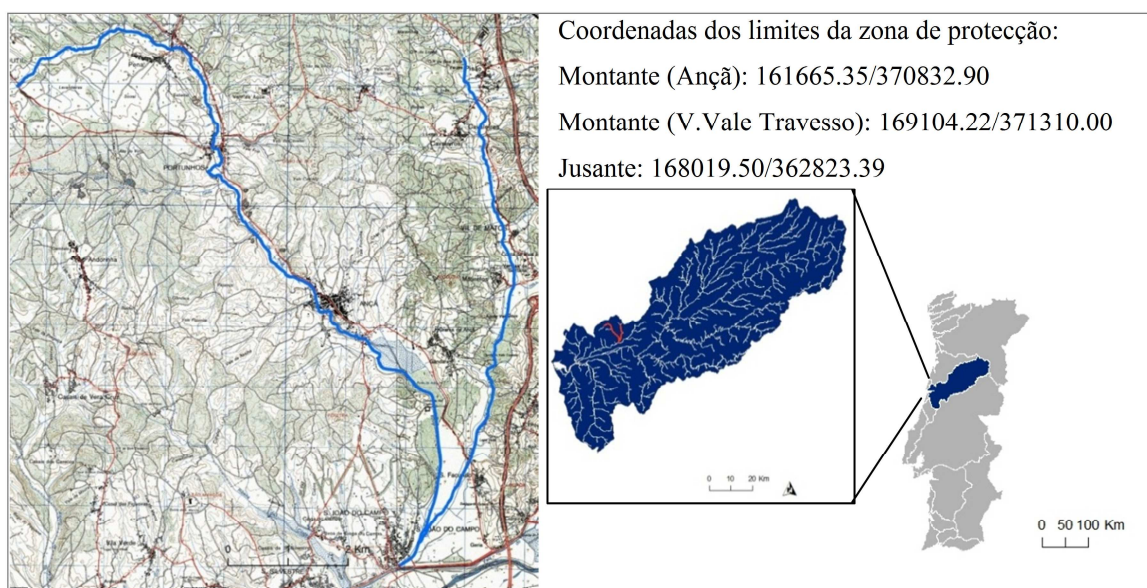


Figura 52- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Ançã e Vala Vale Travesso.

Caracterização: O Rio Ançã é um afluente da margem direita do Rio Mondego (INAG, 2000a) situado a jusante do açude Ponte de Coimbra. Ao Rio Ançã conflui a Vala Vale Travesso na localidade de São João do Campo, concelho de Coimbra, estando ambas as linhas de água situadas no denominado Baixo Mondego.

Área de Abrangência: A zona de conservação do Rio Ançã e Vala Vale Travesso (Figura 59) está limitada a jusante pela confluência do Rio de Ançã com a Vala Real, localidade de S. João do Campo e estende-se para montante do Rio Ançã à localidade de Outil e pela Vala Vale Travesso até a confluência com a Ribeira de Pisão, na localidade de Pisão. Possui uma extensão de 23,62 km.

Usos do Solo: A ocupação do solo na sub-bacia do Rio Ançã é distribuída entre as áreas de agrícolas (51.4%) e as florestas (45.4%). O tecido urbano e a indústria, comércio e equipamentos gerais ocupam 3.2% da área da bacia. As áreas agrícolas heterogêneas ocupam 20.1% dos usos totais, as vinhas 20.3%, os olivais 2.1% e as culturas anuais de regadio 8.1% e os arrozais 0.8% (EEA, 2010).

Principais ameaças: A qualidade da água do Rio Ançã é boa a razoável nas poucas medições efectuadas até ao momento (SNIRH, 2009). Nos planos de bacia hidrográfica

a água foi considerada média a má (INAG, 1999b). Esta zona é alvo de forte pressões, nomeadamente para regularização de alguns rios (entre eles o Rio Ançã e a Vala Vale Travesso) com vista “à utilização agrícola estruturada e consequente estratégia de desenvolvimento racional e sustentado” (DRAP Centro, 2007).

Bacia hidrográfica: Mondego

Linha de Água: Ribeira de Mortágua

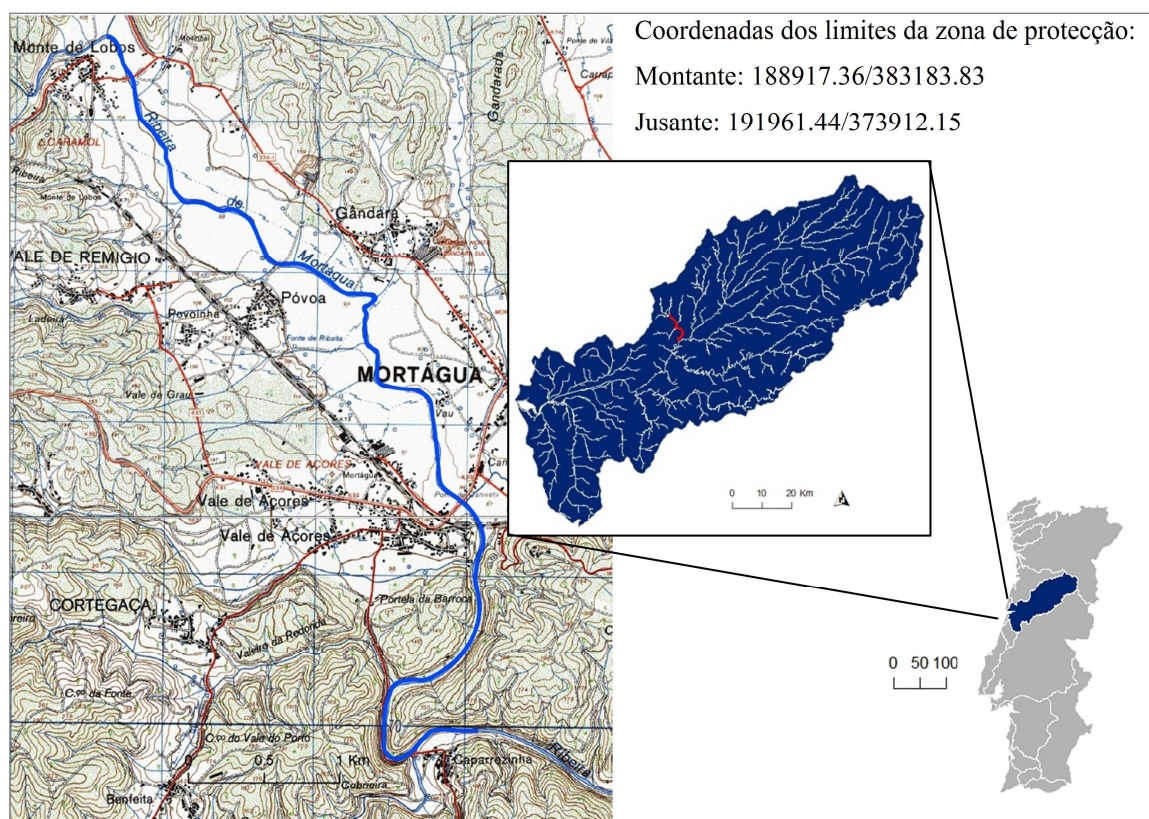


Figura 53- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira de Mortágua.

Caracterização: A Ribeira de Mortágua situa-se no Alto Mondego, numa área da bacia inserida no maciço da Serra da Estrela na qual o rio corre ao longo de vales glaciares. A Ribeira de Mortágua é um afluente da margem direita do Rio Mondego (INAG, 2000a), localizado no concelho de Mortágua. Desagua no Rio Mondego entre a Barragem de Raiva e a da Agueira, junto à localidade de Almaça.

Área de abrangência: A zona de conservação de *Lampetra* sp. (Figura 60) da Ribeira de Mortágua é limitada a montante pela confluência com a Ribeira de Vida Boa, na localidade de Monte de Lobos e a jusante pela zona da ribeira junto à localidade de Caparrozinha, concelho de Mortágua. Possui uma extensão de aproximadamente 7,3 km.

Usos do Solo: A ocupação do solo da sub-bacia de drenagem da Ribeira de Mortágua distribui-se da seguinte forma: 93.4% correspondem a zonas florestais; 6% a áreas

agrícolas (EEA, 2010), das quais se destacam a cultura do milho e da batata (INAG, 2001b) e 0.6% correspondem a tecido urbano descontínuo (EEA, 2010).

Principais ameaças: A área de conservação prioritária encontra-se numa zona muito fragmentada, não apenas para jusante, como para montante devido à construção de uma Barragem na freguesia de Pala, a montante da localidade de Monte de Lobos. Esta Barragem serve parte do Aproveitamento Hidroagrícola das Várzeas das ribeiras de Fraga e de Mortágua (DRAP Centro, 2010), que possui dois blocos de rega, cada um alimentado por uma albufeira, perfazendo uma área total de 500 há (INAG, 2001b). A qualidade da água da Ribeira de Mortágua tem sido considerada razoável (SNIRH, 2009). No plano de bacia hidrográfica (INAG, 2001b) é recomendada a preservação da qualidade da água em toda a sub-bacia da ribeira de Mortágua, em virtude de englobar um conjunto de biótopos variados e uma elevada biodiversidade natural, que inclui a presença de espécies prioritárias em termos conservacionistas ou comerciais, em particular populações de *L.planeri* e de truta (*Salmo truta* Linnaeus, 1758), respectivamente.

Bacia hidrográfica: Mondego

Linha de Água: Rio Criz e Rio Mau

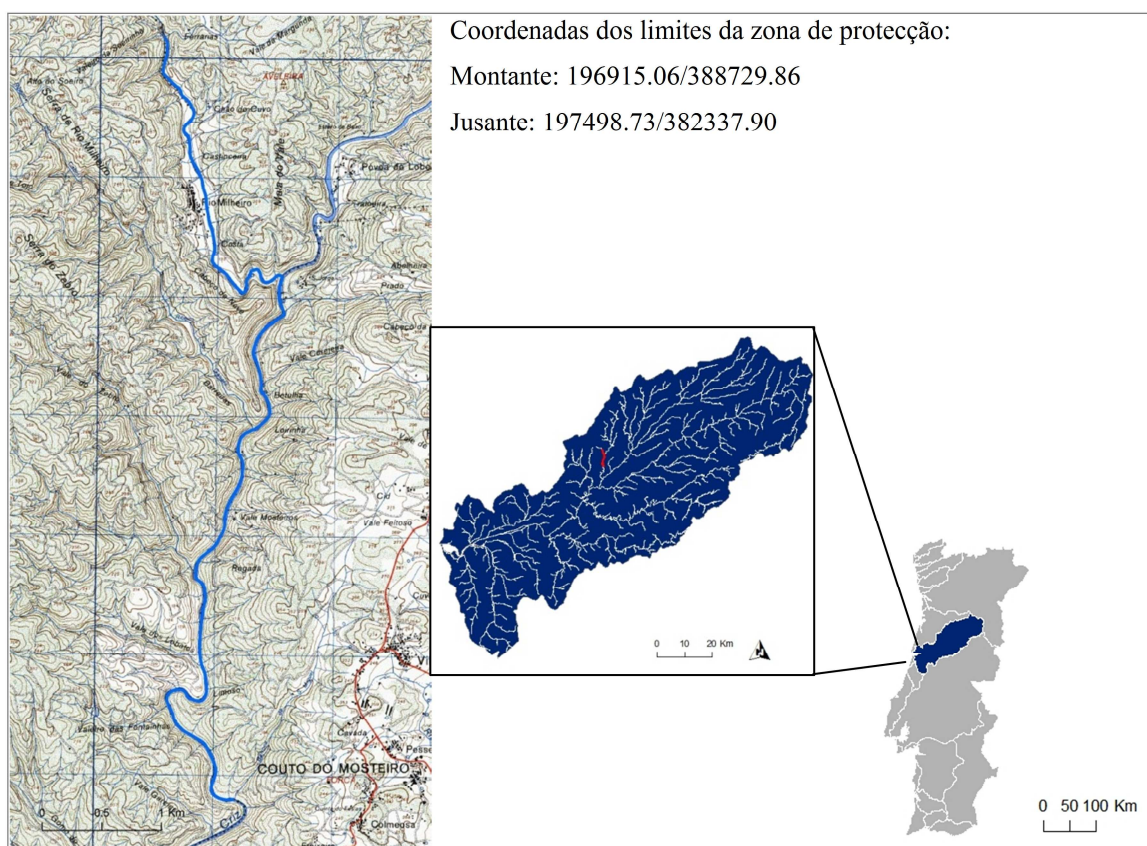


Figura 54- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Criz e Rio Mau.

Caracterização: Os rios Criz e Mau situam-se na área no concelho de Tondela, caracterizada por uma diferenciação acentuada em termos de altimetria que se desenvolve da cota dos 150 à dos 900 m. É constituído por duas áreas geomorfológicas distintas – a Serra do Caramulo, que o delimita a Noroeste, e uma outra de características aplanadas que se estende até ao Rio Dão, que é entrecortada pelos vales dos rios Dinha e Criz que constituem estruturas por vezes sinuosas e apertadas. A orografia deste território é responsável pela variedade e multiplicidade de bacias hidrográficas com cursos de água de regime torrencial ou invernos.

Área de abrangência: A ZEC do Rio Criz (Figura 61) encontra-se limitada a jusante pela zona de regolfo da Barragem da Aguieira, na zona de Santa Comba Dão, por isso inicia-se na confluência do Criz com a Barroca de São Miguel e estende-se para montante até ao Rio Mau, na zona de Ferrarias, na confluência com o Ribeiro do Vale. Possui uma extensão de 8,45 km.

Usos do Solo: Na sub-bacia do Rio Criz, a ocupação do solo é maioritariamente florestal (84.5% dos usos totais). As áreas agrícolas ocupam 14,1% da bacia e as zonas artificializadas cerca de 11,1%. As áreas agrícolas são constituídas na sua maioria por sistemas culturais e parcelares complexos, com a agricultura com espaços naturais ocupando também uma área significativa da sub-bacia de drenagem. Os tecidos artificializados ocupam 1,4% da bacia e estão quase totalmente concentrados junto ao limite Este da bacia, na cidade de Tondela. Os planos de água ocupam 3% da sub-bacia de drenagem e correspondem a zonas mais a jusante da bacia, na albufeira da Aguieira (EEA, 2010).

Principais ameaças: A qualidade da água no Rio Criz é em média/razoável, no entanto apresenta medições para apenas quatro anos (SNIRH, 2009), podendo por isso ser pouco representativa da situação real. Tal como para o rio Alfusqueiro, existe em projecto a construção de uma mini-hídrica no Rio Criz (Tondela) para utilização privativa de recursos hídricos do domínio público e produção de energia hidroeléctrica (ARH do Centro, 2010).

Bacia hidrográfica: Mondego

Linha de Água: Rio Corvo

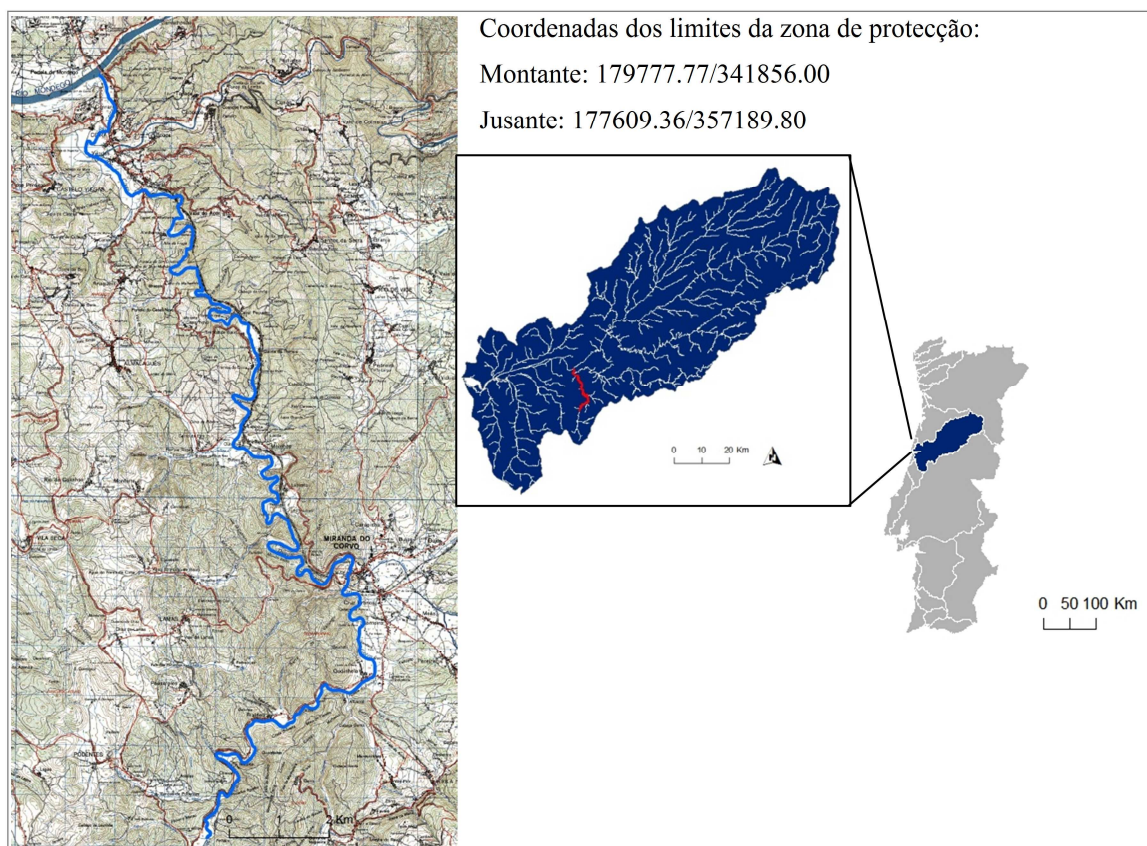


Figura 55- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Corvo.

Caracterização: Situado no Baixo Mondego, o Rio Corvo é um afluente da margem esquerda do Rio Ceira que por sua vez conflui com o Rio Mondego a montante do Açude Ponte de Coimbra. É um curso de água inserido em zonas de baixo relevo, na sua maioria com inclinações menores que 5%. A galeria ripícola apresenta de um modo geral um elevado estado de conservação ao longo do rio e a água, para fins piscícolas, cumpre todos os parâmetros de qualidade (INAG, 2001b).

Área de abrangência: A zona de conservação do Rio Corvo (Figura 62) estende-se desde a confluência com o Rio Ceira, até à confluência com a Ribeira do Vale Melhorado, junto à localidade de Pinheiro, concelho de Penela. Possui uma extensão de 12,58 km.

Usos do Solo: Segundo a Carta de ocupação dos Solos, as margens do Rio Corvo são ocupadas por zonas florestais, nomeadamente florestas de resinosas e folhosas. As principais culturas existentes na sub-bacia são o milho (59.8%), a batata (36.6%) e os

pomares (3.5%), estes últimos localizados frequentemente nas margens do rio (EEA, 2010).

Principais ameaças: No Rio Corvo existe uma pequena barragem que serve de abastecimento à indústria (INAG, 1999c). Na zona mais a jusante do rio Corvo verifica-se a existência de alguns problemas ambientais como a extracção de inertes e a existência de cargas de poluentes de origem domésticas.

Bacia hidrográfica: Mondego

Linha de Água: Rio Anços

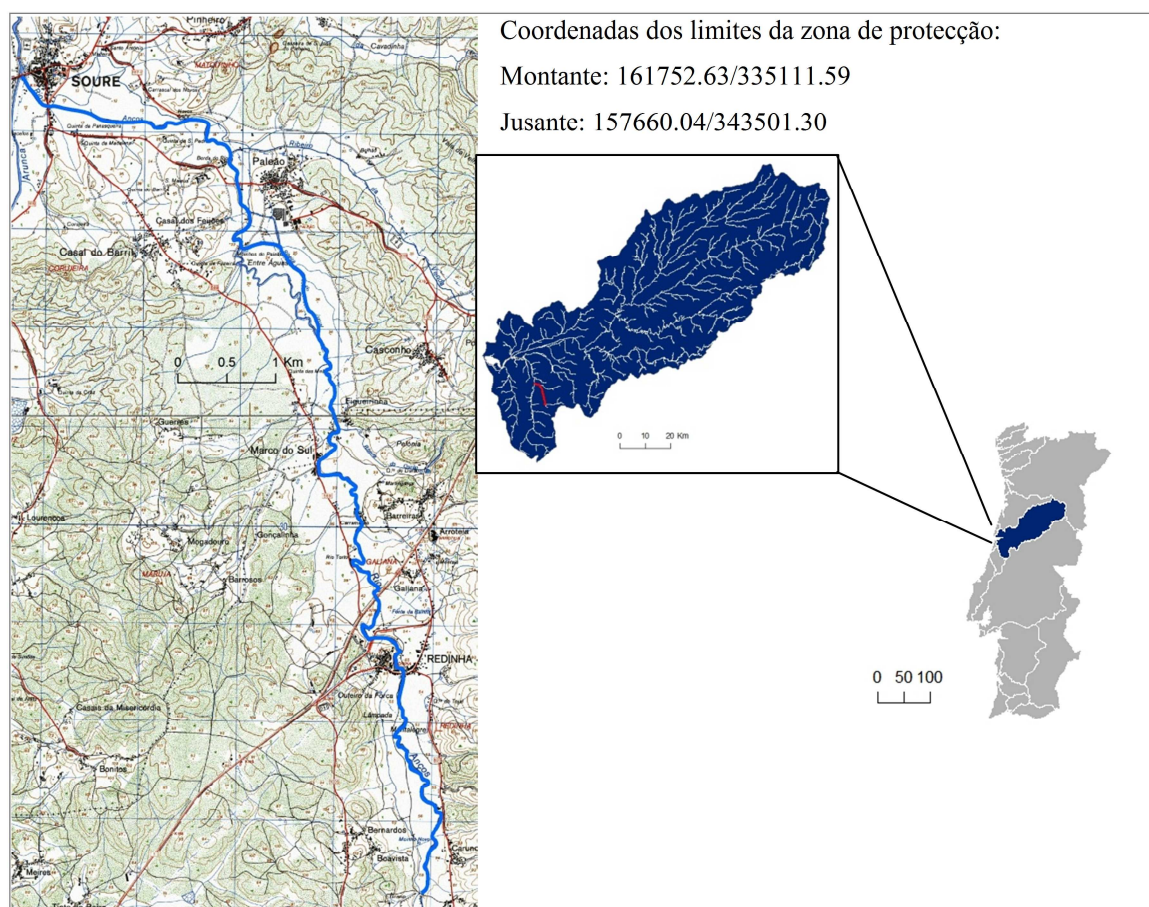


Figura 56- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Anços.

Caracterização: Na margem esquerda do Rio Mondego situa-se o rio Arunca e o seu afluente, o Rio Anços (INAG, 2000a). Ambos os rios apresentam uma abundância ictiofaunística elevada e caracterizam-se por possuírem zonas de corrente, possibilitando uma boa oxigenação da água e alguma integridade no meio envolvente e da qualidade da água (INAG, 2001b).

Área de abrangência: A zona de prioridade do Rio Anços (Figura 63) é limitada a jusante pela confluência do Rio Anços com o Rio Arunca, na localidade de Soure e estende-se para montante até a localidade de Anços. Possui uma extensão de 13 km e atravessa os concelhos de Soure e Pombal. Na Ribeira de Anços, junto à localidade de Soure, existe um açude com importância balnear (INAG, 1999c).

Usos do Solo: A sub-bacia do Rio Anços apresenta em 64.8% da sua ocupação, usos florestais diversificados. Os usos agrícolas ocupam 33.4% da sub-bacia apresentando áreas agrícolas heterógeneas (22.6% dos usos totais da bacia), olivais (8.9%) e outros usos em menor ocupação, como as vinhas (0.1%) e as culturas anuais de sequeiro (0.5%). De salientar é a existência de áreas de extracção mineira que ocupam 1.2% dos usos do solo nesta sub-bacia (EEA, 2010).

Principais ameaças: A perda de conectividade fluvial, com a presença de vários pequenos açudes, a poluição aquática e a degradação da galeria rípicola constituem os principais constrangimentos ambientais encontrados nesta linha de água.

Bacia hidrográfica: Lis

Linha de Água: Rio Fora



Figura 57- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Fora.

Caracterização: A Bacia hidrográfica do Rio Lis é uma bacia costeira, localiza-se no centro do país e tem uma extensão de 945 km². O Rio Fora é um dos principais afluentes da margem direita do Rio Lis (INAG, 2001c).

Área de abrangência: A ZEC de interesse de conservação prioritário para a conservação de *Lampetra* sp. (Figura 64) é limitada a jusante pela confluência da Vala da Aroeira junto à confluência com o Rio Lis, perto da localidade de Carreira. Segue para montante pela Ribeira de Porto Longo, Ribeira de Fonte Cova e Ribeira de Nasce Água, onde termina um pouco a montante da localidade de Grou, distrito de Leiria. A Ribeira de Santo Aleixo é um afluente da margem esquerda da Ribeira de Porto Longo, juntando-se a esta na localidade de Paço. Na Ribeira de Santo Aleixo desagua a Ribeira da Bajouca na qual termina a zona de conservação junto à localidade de Marinha do Engenho, na Bajouca. Possui uma extensão de 18,36 km.

Usos do Solo: A sub-bacia do Rio Fora apresenta uma ocupação maioritariamente florestal, 78% da área de ocupação, destacando-se as áreas ocupadas por florestas de resinosas que correspondem à zona da sub-bacia pertencente à Mata Nacional do Urso. Os usos agrícolas estão concentrados na zona mais a jusante da bacia e na zona junto ao limite Este, ocupando 19% da área da sub-bacia enquanto os tecidos artificializados variados ocupam cerca de 3%. Nos usos agrícolas destacam-se as culturas anuais de regadio com 39.2% de ocupação e as áreas agrícolas heterogéneas com 56,6% (EEA, 2010).

Principais ameaças: Algumas fontes poluentes para a sub-bacia do Rio Fora são referidas no Plano de Bacia Hidrográfica, no entanto não existe informação sobre a qualidade da água nesta zona. A actividade pecuária distribui-se ao longo de toda a bacia do Lis, com particular incidência na zona mais a jusante do rio, incluindo o Rio Fora (INAG, 2002). Na freguesia da Bajouca localizam-se várias empresas de fabricação de produtos cerâmicos não refractários e refractários, actividade que inclui a fabricação de artigos de porcelana, faiança de grés fino e a olaria (INAG, 2002). Uma das recomendações referidas no plano de bacia hidrográfica (INAG, 2001c) refere a importância da conservação do habitat da sub-bacia do Rio Fora devido à presença confirmada de uma importante população de *Lampetra planeri*. A degradação da galeria ripícola com a substituição de espécies autóctones por canaviais ou margens regularmente limpas é também um factor que poderá contribuir para a crescente ameaça à população de *Lampetra* sp. na bacia do Rio Lis.

Bacia hidrográfica: Ribeiras do Oeste

Linha de Água: Ribeira de São Pedro

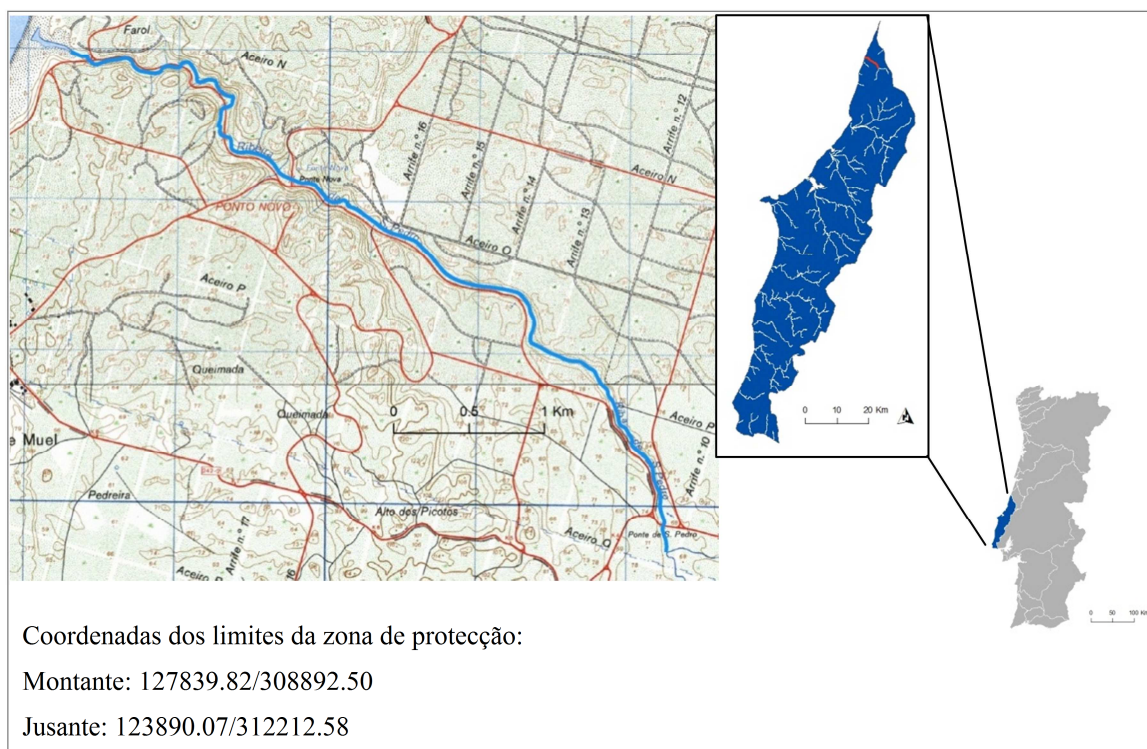


Figura 58 -Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira de São Pedro.

Caracterização: A Ribeira de São Pedro está incluída na Unidade Homogénea de Planeamento (UHP) do Baixo Lis, corresponde à região da bacia do Lis mais próxima do litoral. Esta zona caracteriza-se por uma morfologia aplanada, com bons solos agrícolas e alguma disponibilidade de água, ainda que com algumas carências durante os meses de Agosto e Setembro nos anos secos. Constitui uma região propícia à agricultura de regadio, situação que é complementada com características climáticas favoráveis. A zona é importante pelas suas zonas balneares costeiras, em particular Vieira de Leiria e S. Pedro de Moel, importantes pólos de atracção turística regional (INAG, 2001c).

Área de Abrangência: A zona de conservação da Ribeira de São Pedro (Figura 65) inclui a própria ribeira, um pouco a jusante da sua foz, na Praia Velha, até à confluência da ribeiras do Guarda e do Tremelgo, na zona do Pinhal de Leiria. A Ribeira de São Pedro situa-se no concelho da Marinha Grande, a norte de São Pedro de Moel e possui uma extensão de 6,2 km (SNIRH, 2009).

Usos do Solo: A sub-bacia da Ribeira de São Pedro é dominada por usos florestais (92,7%) devido à sua localização privilegiada, em pleno Pinhal de Leiria. Os usos agrícolas ocupam apenas 1,2% da área da bacia, o tecido urbano descontínuo ocupa 5,3% e a indústria, comércio e equipamentos gerais ocupam 0,8% dos usos do solo totais (EEA, 2010).

Principais ameaças: A qualidade da água da Ribeira de São Pedro tem sido em geral boa a razoável, no entanto já atingiu piores estados, nomeadamente em 2006 devido à presença de fenóis (SNIRH, 2009). A ETAR existente na Marinha Grande desagua na Ribeira de São Pedro e apresenta um tratamento secundário dos efluentes, encontrando-se em bom estado de funcionamento. As descargas de efluentes tratados merecem nesta zona uma atenção especial, face aos elevados padrões de qualidade exigíveis para a costa, em que o turismo e as praias assumem particular interesse (INAG, 2001c).

Bacia Hidrográfica: Tejo

Linha de Água: Rio Nabão e afluentes da margem direita

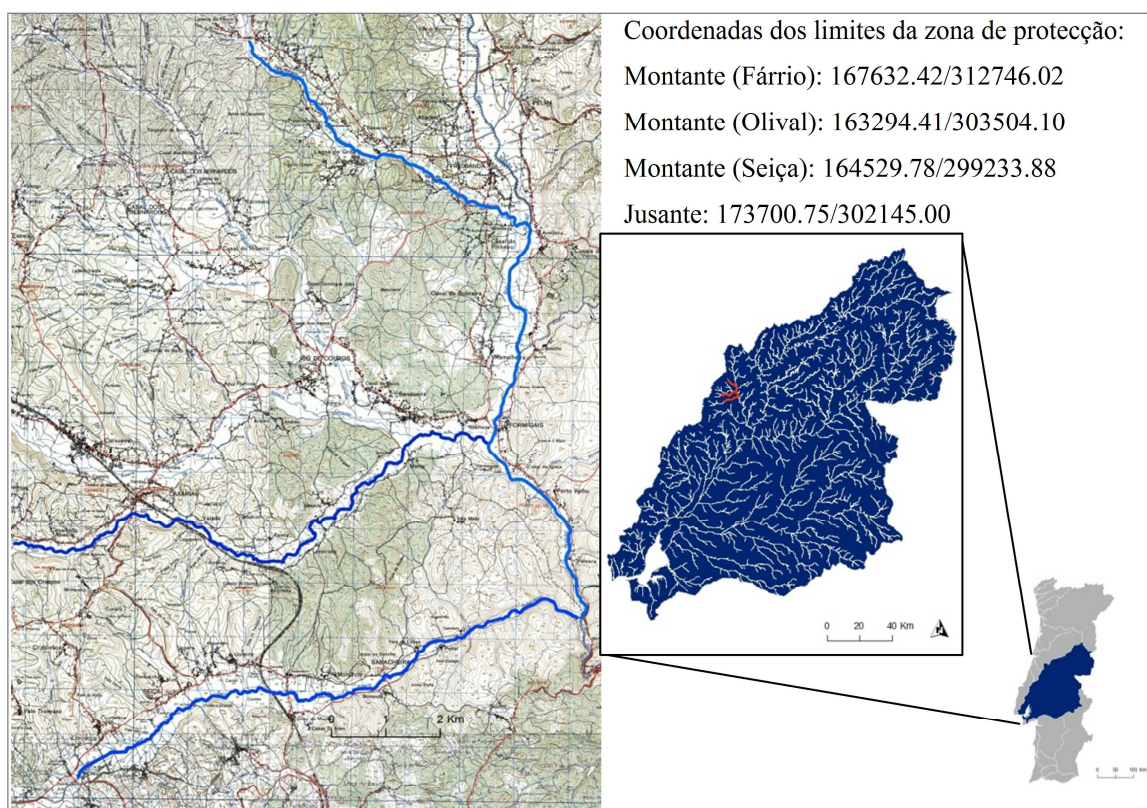


Figura 59- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Nabão, Ribeira de Fárrio, Rio Seiça e Ribeira de Olival.

Caracterização: O Rio Nabão é um afluente da margem esquerda do Rio Tejo, localizado na UHP do Tejo Central (INAG, 2001d). Os afluentes do troço médio do Rio Nabão são ribeiras de pequena ordem que fluem por canais estreitos e pouco profundos, de substrato dominado por areia e gravilha e com significativa diversidade de habitats.

Área de abrangência: A zona de conservação da sub-bacia do Rio Nabão (Figura 66) inclui como limite Norte a Ribeira de Fárrio e sul a Ribeira do Olival, estendendo-se pelas linhas de água de forma a garantir a continuidade do habitat entre as populações dos afluentes do troço médio do Rio Nabão. A zona de conservação do Rio Nabão é limitada a montante pela Ribeira do Fárrio junto à localidade de Fárrio e a jusante pela confluência do Nabão com o Seiça, próximo da localidade de Azenha, concelho de Vila Nova de Ourém. No Rio Seiça a zona de conservação estende-se desde a confluência com o Rio Nabão até à zona da linha de água junto à localidade de Olaia. Já a Ribeira de Olival é limitada a montante pela confluência com a Ribeira do Almo, localidade de

Casais da Abadia, e a jusante pela confluência com o Rio Nabão, junto à localidade de Formigas. Possui uma extensão de 38,52 Km.

Usos do solo: Os usos do solo da sub-bacia do Rio Nabão são maioritariamente florestais (58%) e agrícolas (39%), sendo que apenas 3% correspondem a tecidos artificializados (EEA, 2010). Alguns problemas ambientais da UHP do Tejo central são as vastas áreas de cultura intensiva de regadio, que se verifica existirem nesta sub-bacia com uma percentagem de ocupação de 2%. Outros usos agrícolas de extensão mais importante para a sub-bacia do Rio Nabão em particular são as áreas agrícolas heterogéneas (69,4%) e os olivais (23%) (EEA, 2010).

Principais ameaças: Os afluentes do troço médio do rio Nabão localizam-se numa área com significativa pressão humana, assinalada numa crescente degradação da qualidade da água, empobrecimento da mata ripária e modificações dos leitos dos rios (INAG,2001d). Também o Rio Nabão é considerado um troço muito alterado ou degradado devido a situações de alteração humana, particularmente através da introdução de estruturas habitacionais como açudes e enrocamentos ou pelo enriquecimento nutritivo da água e sedimentos (INAG, 2001d).

O Rio Nabão apresenta uma qualidade da água razoável a má (SNIRH, 2009). As estações com boa qualidade situam-se mais a montante da sub-bacia e os valores de qualidade da água mais baixos situam-se junto à foz do Rio Nabão, provavelmente associados a problemas de poluição orgânica (INAG, 2001d). São também referidos problemas pontuais de excesso de azoto amoniacal para esta linha de água (INAG, 2001d), baixos níveis de tratamento de águas residuais e actividade industrial diversificada (INAG, 2001d).

Bacia Hidrográfica: Tejo

Linha de Água: Rio Torto

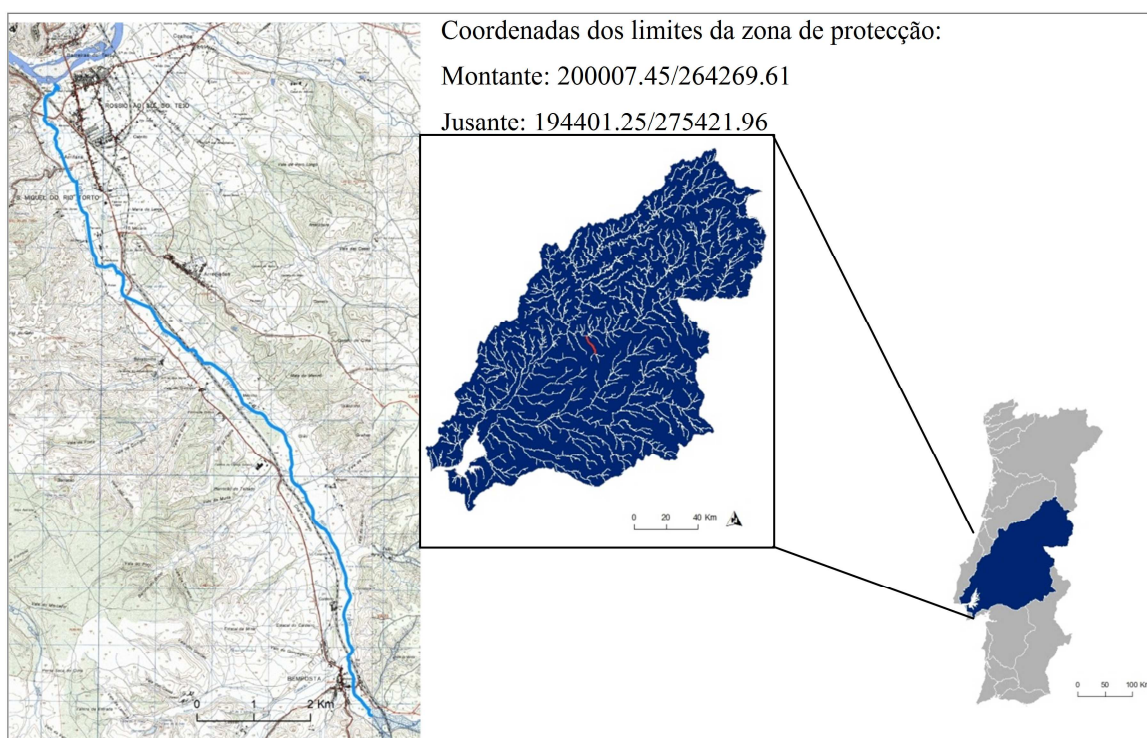


Figura 60- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. no Rio Torto.

Caracterização: O Rio Torto é um dos principais afluentes da margem esquerda do Rio Tejo (INAG, 2000b) com cerca de 54km (SNRIH, 2009). Desagua no Rio Tejo perto da localidade de Rossio ao Sul do Tejo mesmo em frente à cidade de Abrantes, localizada na outra margem do rio.

Área de abrangência: O limite Sul da zona de conservação de *Lampetra* sp. situa-se junto à zona onde o Rio Torto desagua no Rio Tejo (Figura 67) e estende-se para montante até a confluência do Ribeiro do Balancho e a Ribeira das Mós, na Bemposta. Possui uma extensão de 14 km.

Usos do Solo: Os usos do solo da sub-bacia do Rio Torto são dominados por florestas e áreas seminaturais, ocupando mais de 90% dos usos totais da bacia. As zonas agrícolas e urbanas descontínuas ocupam respectivamente 9,7% e 0,1%. Os usos agrícolas existentes na sub-bacia de drenagem são: agricultura com espaços naturais (34%), sistemas agro-florestais (22%), olivais (15%), culturas anuais de sequeiro (12%),

culturas anuais de regadio (9,5%), sistemas culturais e parcelares complexos (6%) e vinhas (1,5%) (EEA, 2010).

Principais ameaças: A poluição aquática de origem doméstica e a degradação da galeria ripícola são os factores que poderão contribuir para um aumento na ameaça às comunidades aquáticas presentes nesta linha de água.

Bacia Hidrográfica: Tejo

Linha de Água: Ribeira de Ulme

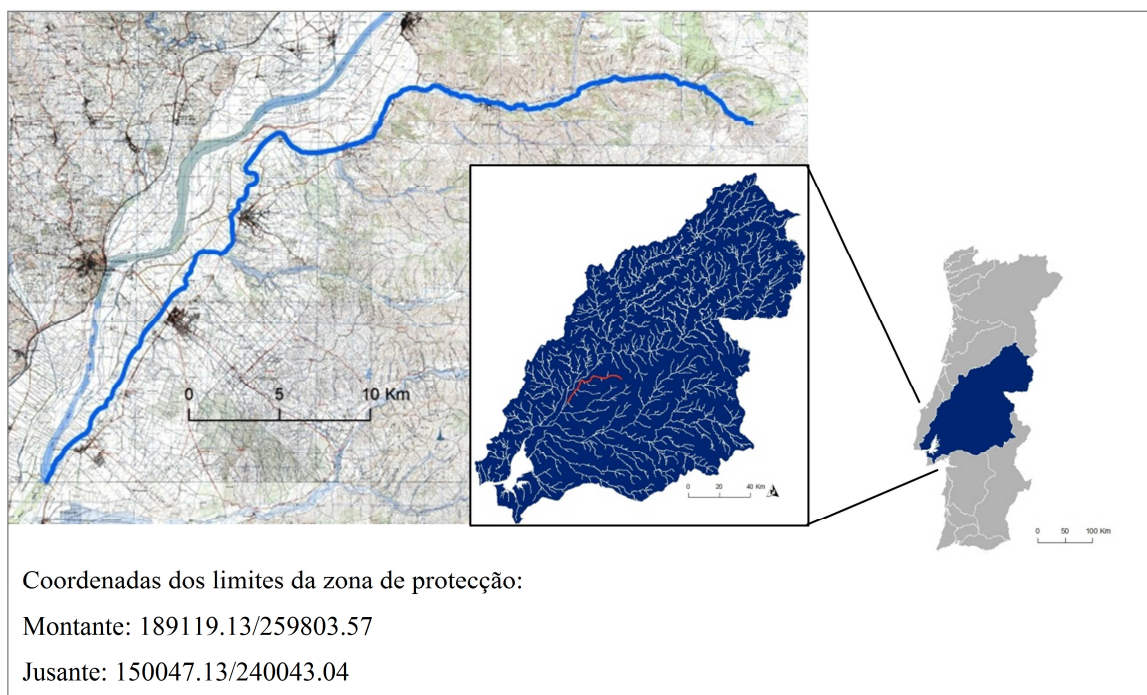


Figura 61- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. na Ribeira de Ulme.

Caracterização: A Ribeira de Ulme (designada, no seu troço final, por Vala de Alpiarça) é um dos principais afluentes da margem esquerda do Rio Tejo (INAG, 2001d).

Área de abrangência: A zona de protecção de *Lampetra* sp. da Ribeira de Ulme possui uma extensão de 57 km (Figura 68). Inicia-se na confluência da Vala de Alpiarça com o Rio Tejo, na localidade de Benfica do Ribatejo e atravessa os concelhos de Almeirim, Alpiarça, Chamusca, e Abrantes, terminando na localidade de Aranhas de Cima. Possui uma extensão de 56,4 km.

Usos do Solo: A bacia de drenagem da Ribeira de Ulme apresenta uma área ocupada maioritariamente por tecido florestal a montante, e agrícola a jusante, junto à Vala de Alpiarça. Cerca de 44% dos usos do solo correspondem a zonas agrícolas, ocupando a maior área as culturas anuais de regadio, e também importantes as vinhas e áreas agrícolas heterogéneas. As zonas florestais ocupam 51% dos usos da bacia e os restantes correspondem a linhas de água e a zonas húmidas interiores (EEA, 2010).

Principais ameaças: A qualidade da água da Ribeira de Ulme Vala de Alpiarça tem sido considerada má a muito má nos últimos anos, sendo a oxidabilidade o parâmetro mais frequentemente responsável por a fraca qualidade da água (SNIRH, 2009). A regularização do leito do rio e das margens também constituem importantes problemas ambientais para este rio. Para isso, contribuem as actividades agrícolas intensivas que se desenvolvem nos terrenos adjacentes que drenam para esta linha de água.

Bacia hidrográfica: Tejo

Linha de Água: Ribeira de Muge e Ribeira de Chouto

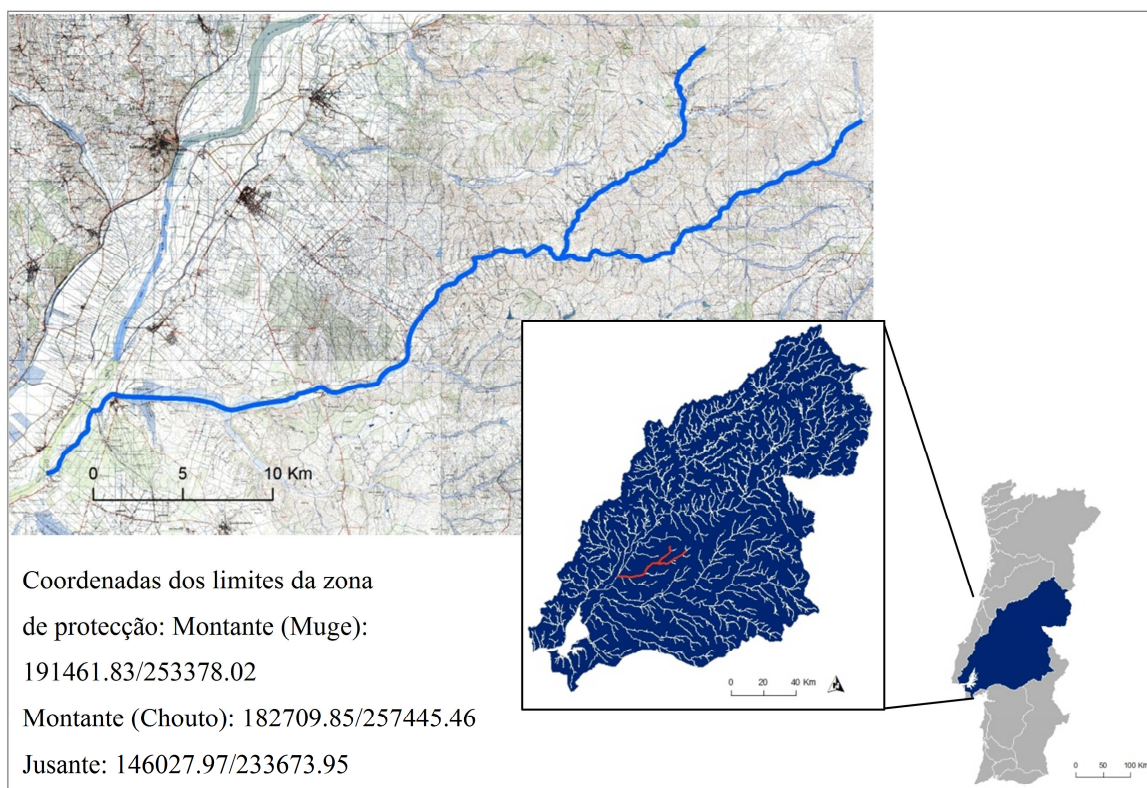


Figura 62- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. na Ribeira de Muge e Chouto.

Caracterização: A Ribeira de Muge é um dos principais afluentes da margem esquerda do Rio Tejo (INAG, 2001d). A ribeira do Chouto conflui com a Ribeira de Muge perto de Moinho de Valc de Flores, no concelho da Chamusca e a última desagua no Rio Tejo em Escaroupim. Esta zona está integrada na região agro-ecológica Lezíria do Tejo. Apresenta extensas áreas de agricultura intensiva de regadio e arrozais que frequentemente sofrem os efeitos das cheias, em parte por se situarem nos leitos de cheia das linhas de água (INAG,2001d).

Área de abrangência: A zona de conservação de *Lampetra* sp. (Figura 69) abrange a Ribeira do Chouto, limitada a montante pela localidade de Anafe de Cima (Chouto), e a Ribeira de Muge desde Tojeiras de Baixo até ao Rio Tejo. Possui uma extensão de 74,7km.

Usos do Solo: A sub-bacia de drenagem da Ribeira de Muge apresenta um uso grandemente florestal (73%). Os usos agrícolas e industriais estão concentrados na zona

mais a jusante da sub-bacia, com percentagens de ocupação de 26% e 0,5% respectivamente (EEA, 2010).

Principais ameaças: Nas zonas agrícolas existem bastantes locais com evidências de contaminação orgânica (INAG, 2001d). Aquando da realização dos Planos de Bacia Hidrográfica (INAG, 2001d) verificou-se que os troços lóticos apresentam-se muito degradados e quase todos canalizados, com uma diversidade habitacional pobre. A fauna piscícola capturada no referido estudo compreende espécies, na sua maioria, médio/muito tolerantes, o que em conjunto com a leitura de parâmetros físico-químicos, indicaram má qualidade da água.

Bacia hidrográfica: Tejo

Linha de água: Ribeira de Longomel

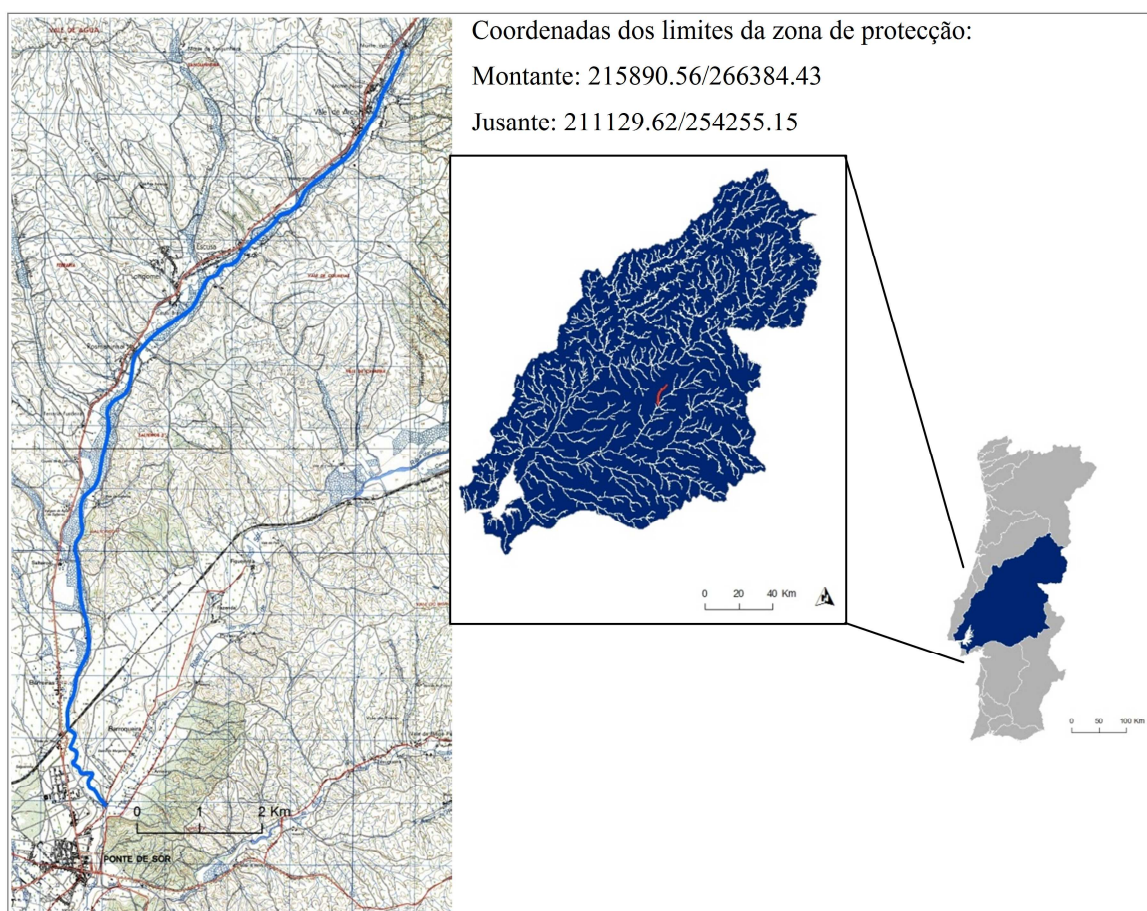


Figura 63- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. na Ribeira de Longomel.

Caracterização: O Alto Sorraia abrange a zona a montante das barragens de Montargil e Maranhão (INAG 2001d), estando aqui incluída a área de conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira de Longomel.

Área de abrangência: A ZEC considerada de conservação prioritária (Figura 70) está limitada a jusante pela confluência da Ribeira de Longomel com a Ribeira de Sôr, a Norte de Ponte de Sôr, e a montante com a Ribeira de São Bartolomeu na localidade de Monte Velho. Possui uma extensão de 15,20 km. Uma vez que esta zona possui a jusante um obstáculo intransponível pelas populações de lampreias, serve exclusivamente para conservação da espécie não migradora: *L planeri*.

Usos do Solo: Os usos do solo existentes na sub-bacia da ribeira de Longomel são quase totalmente florestais (96%). Os usos agrícolas estão concentrados na zona mais a

jusante da sub-bacia de drenagem e também junto à linha de água principal (EEA, 2010). A ribeira de Longomel encontra-se rodeada por arrozais no leito de cheia (INAG, 2001d). Os principais usos agrícolas constituem áreas de agricultura associada a espaços naturais, sistemas agro-florestais e culturas anuais de sequeiro (EEA, 2010).

Principais ameaças: As únicas informações disponíveis sobre a qualidade da água são provenientes dos planos de bacia hidrográfica (INAG, 2001d) e referem a existência de situações de contaminação orgânica, sobretudo junto às zonas agrícolas do Alto Sorraia. O nível de tratamento das águas residuais é reduzido (INAG 2001d). A vegetação ripícola encontra-se degradada em alguns troços.

Bacia hidrográfica: Tejo

Linha de água: Rio Sôr

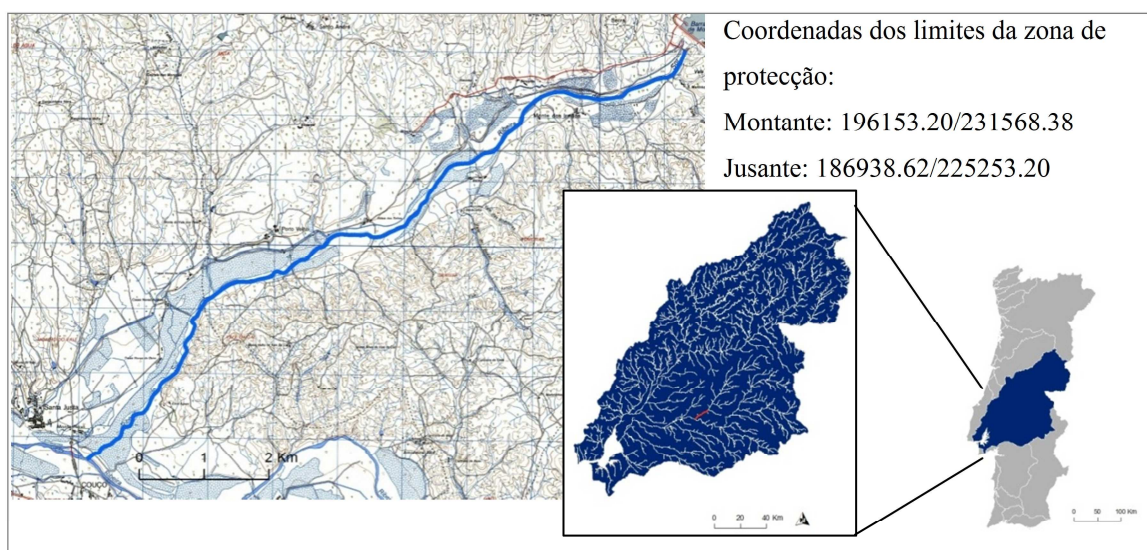


Figura 64- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira de Sôr.

Caracterização: O Baixo Sorraia resulta da desagregação da sub-bacia do Sorraia devido à construção das barragens de Montargil e Maranhão. É nesta zona que se encontra a área de conservação prioritária de *Lampetra* sp. da Ribeira de Sôr. O Baixo Sorraia apresenta vastas áreas de agricultura de regadio e extensas zonas inundáveis.

Área de abrangência: A zona de conservação da Ribeira de Sôr (Figura 71) constitui um segmento de 12 km desde a confluência do Rio Sôr com o Rio Sorraia na localidade de Santa Justa, concelho de Coruche, até a zona a jusante da barragem de Montargil.

Usos do Solo: Os usos do solo na sub-bacia do Sôr indicam a maior ocupação por áreas florestais (70%), seguindo-se os usos agrícolas com uma percentagem de ocupação de 29%. Os restantes usos correspondem a tecidos artificializados e planos de água. As zonas agrícolas são muito diversificadas e encontram-se concentradas na sua maioria na zona montante da sub-bacia. As áreas florestais são dominadas por florestas de folhosas (EEA, 2010).

Principais ameaças: O tratamento das águas residuais na Ribeira de Sôr é reduzido (INAG, 2001d), sendo a qualidade da água variável entre boa ou má (SNIRH, 2009). Para além da poluição aquática, a regularização do caudal e a fragmentação do habitat constituem ameaças às populações de *Lampetra* sp..

Bacia hidrográfica: Tejo

Linha de Água: Ribeira de Erra

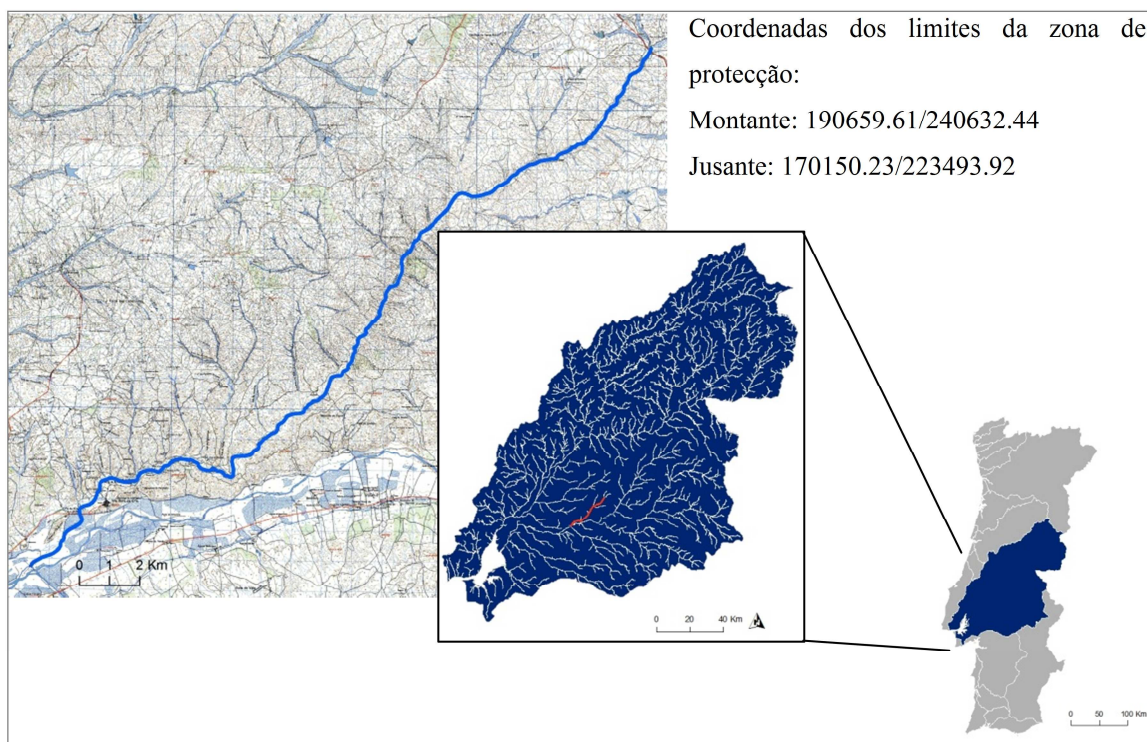


Figura 65- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira de Erra.

Caracterização: A Ribeira de Erra é um pequeno afluente na margem direita do Rio Sorraia com cerca de 37,9 km de comprimento (SNIRH, 2009). No estudo de Ferreira (2004) a Ribeira de Erra revelou a existência de condições muito boas para a existência de *Lampetra* sp. e verificou-se a existência de elevadas densidades de indivíduos do género com boa representação de todas as classes dimensionais, o que pode ser indicativo da estabilidade da população desta ribeira. A homogeneidade das condições ambientais, como o caudal regular, a granulometria e a presença de áreas seminaturais são variáveis importantes para as larvas das lampreias que encontram aqui boas condições para a sua ocorrência (Ferreira, 2004).

Área de abrangência: A zona de conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira de Erra (Figura 72) é limitada a jusante pela confluência da Erra com o Rio Sorraia, perto de Vila Nova de Erra, e a montante pela confluência da Ribeira de Erra com o Vale das Permanchas (localidade de Pego da Caldeira, concelho de Ponte de Sôr). Possui uma extensão de 31,15 km.

Usos do Solo: A maior parte do percurso da Ribeira de Erra passa por áreas seminaturais (cerca de 68% da bacia de drenagem) existindo também uma significativa percentagem de utilização do solo para fins agrícolas (27%) (Ferreira, 2004).

Principais ameaças: Para além da poluição difusa de práticas agrícolas, a única ameaça às populações de lampreias que ocorre nesta ribeira é a extracção de areia ilegal, em troços do rio com presença de amocetes confirmada. Esta actividade destrói directamente o habitat das larvas das lampreias, podendo ocorrer elevadas taxas de mortalidade se os locais seleccionados para a extracção de inertes coincidirem com as áreas de leitos de amocetes (Almeida *et al.*, 2002).

Bacia hidrográfica: Tejo

Linha de água: Rio Sorraia

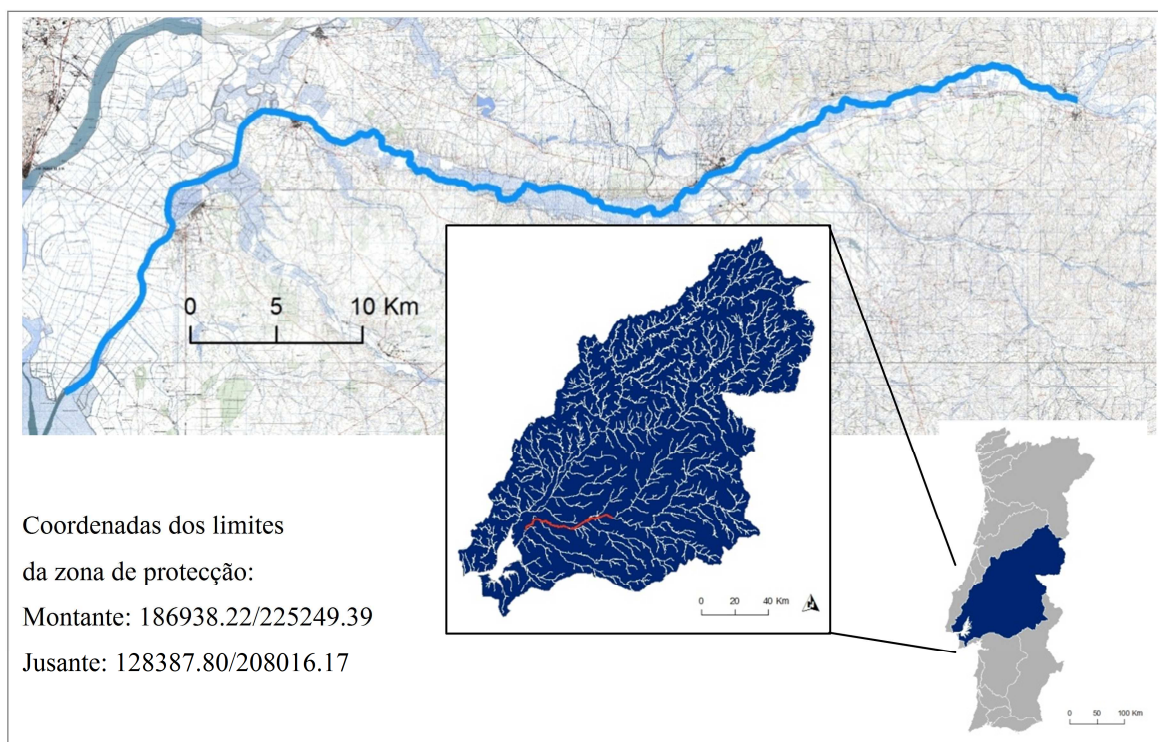


Figura 66- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Sorraia.

Caracterização: O Rio Sorraia é um dos principais afluentes da margem esquerda do Rio Tejo. O Rio Sorraia (7520km²) e o Rio Zêzere (4980 km²) totalizam cerca de 50% da área da bacia do Tejo portuguesa (INAG, 1999d).

Área de abrangência: O Rio Sorraia desagua no Rio Tejo no Sapal da Marinha, sendo esse o limite Sul da ZEC (Figura 73). A montante, a zona de conservação estende-se até ao Açude do Furadouro que se encontra na Ribeira da Raia, a montante da confluência desta linha de água com a Ribeira de Sôr dando origem ao Rio Sorraia na localidade de Santa Justa. Possui uma extensão de 79,32km.

Usos do solo: O Vale do Sorraia está incluído na região agro-ecológica da Lezíria do Tejo e destaca-se pelas importantes áreas de regadios ocupadas com a cultura do arroz. Outras culturas importantes do Vale do Sorraia são o milho, tomate, tabaco e girassol (INAG, 2001d).

Principais ameaças: Os principais factores de ameaça às comunidades faunísticas do Rio Sorraia são a poluição química resultante de um sistema intensamente agricultado, corte

indiscriminado das sebes arbóreo–arbustivas e a grande intervenção no corredor fluvial (dragagens, extracção de areias, retirada de água para a agricultura, cortes de vegetação, pascigo de taludes, reseccionamentos, etc.) (INAG, 2001d). Os troços lóticos apresentam-se assim muito degradados e quase todos canalizados. A diversidade habitacional é pobre e a grande maioria das espécies piscícolas aqui existentes são médio/muito tolerantes (INAG, 2001d). Na zona do vale do Sorraia outras espécies surgem como indicadores da má qualidade da água, como o caso de várias espécies exóticas ou infestantes de rios e arrozais como caniço, junção e milhã-maior e também a erva-pinheira, um hidrófito exótico extremamente agressivo que tem vindo progressivamente a substituir os hidrófitos indígenas da zona do Sorraia (INAG, 2001d).

Também a perda de conectividade fluvial, em particular com a construção da Barragem de Montargil no Rio Sôr e o Açude do Furadouro, Açude do Gameiro e Barragem do Maranhão na Ribeira da Raia limitam o habitat disponível em particular para a *L. fluviatilis*. Mais recentemente, a construção de um açude no concelho de Coruche, o Açude do Monte da Barca (INAG, 2001d), veio agravar a perda de conectividade longitudinal na bacia do Rio Sorraia. São também referidas actividades de extracção de materiais de inertes no leito do rio e captações de água para agricultura com a consequente diminuição do caudal e todas as consequências associadas (i.e., diminuição da disponibilidade hídrica que poderá levar a um aumento da temperatura da água).

Bacia hidrográfica: Tejo

Linha de água: Ribeira do Divôr

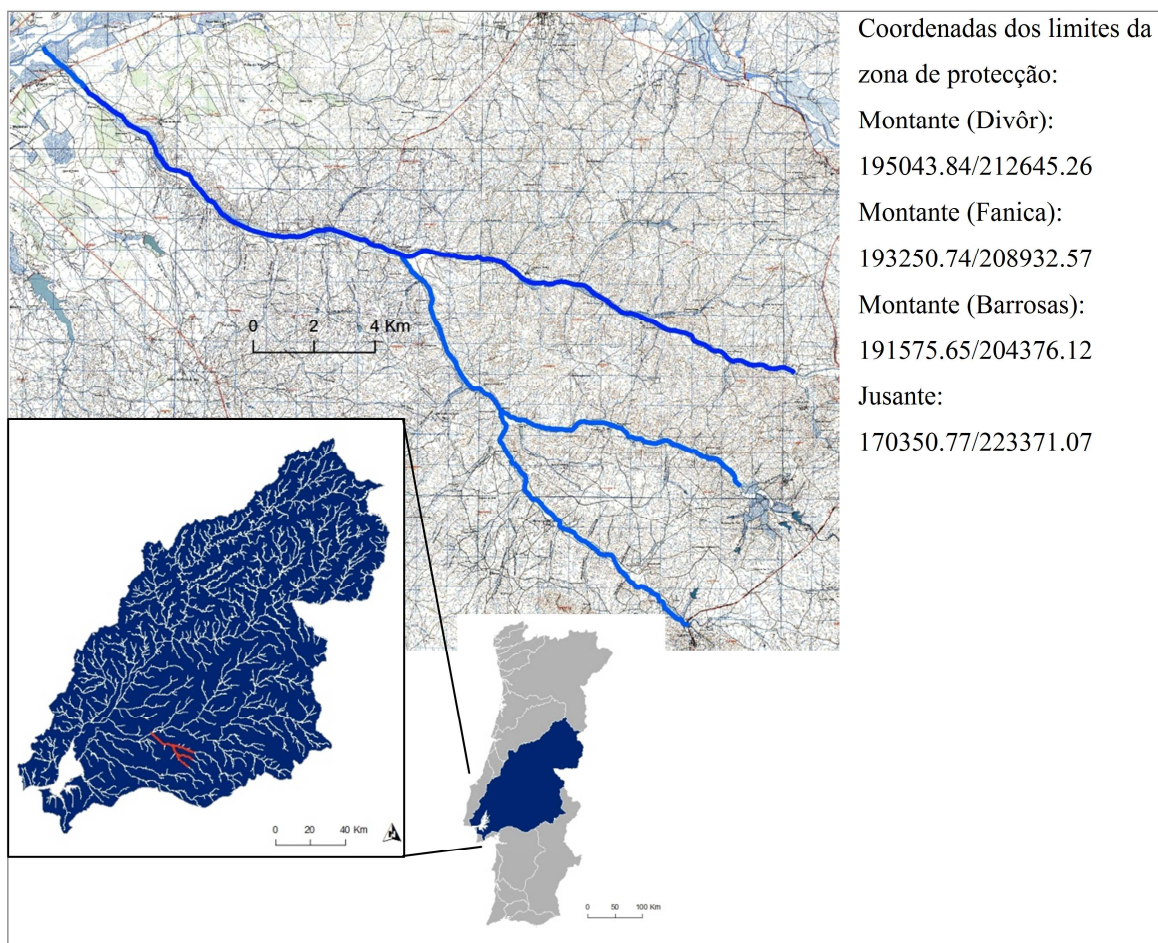


Figura 67- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Rio Divôr e Ribeira da Fânica e das Barrosas.

Caracterização: A Ribeira do Divôr, afluente da margem esquerda do Rio Sorraia, junta-se a este no concelho de Coruche. Tem uma extensão de 16 km. Entre os vários afluentes que possui, a Ribeira da Fânica é o mais importante, à qual se junta a Ribeira das Barrosas.

Área de Abrangência: A zona de conservação da Ribeira do Divôr (Figura 74) está limitada a montante pela confluência com a Ribeira do Peral, localidade de Peral e a jusante pela confluência com o Rio Sorraia, perto de Azervadinha. A zona de conservação abrange também um afluente da Ribeira do Divôr: a Ribeira da Fânica, que se junta à Ribeira do Divôr na localidade de Courelinhas. Inclui também um afluente da Ribeira da Fânica: a Ribeira das Barrosas. A zona de conservação da Ribeira da Fânica está limitada a montante pela confluência com o Vale da Vaca, na localidade do Peso. O

limite Norte da zona de conservação da Ribeira das Barrosas é na confluência com o Ribeiro dos Pombos, na localidade do Ciborro. Possui uma extensão de 54,52 km.

Usos do Solo: A sub-bacia do Divôr apresenta um uso maioritariamente agrícola, com uma ocupação de aproximadamente 80% da área total de bacia. A área florestal representa 19% da área total, estando mais concentrada na metade da bacia mais a jusante, coincidente com o fim da zona de conservação. Mais de metade dos usos agrícolas são culturas anuais de sequeiro (55%); 39% são sistemas agro-florestais e os restantes usos apresentam percentagens de ocupação muito baixas, entre elas as culturas de regadio (2,2%) e os arrozais (1%) (EEA, 2010).

Principais ameaças: Devido à vasta ocupação agrícola que algumas ribeiras do sudoeste bacia do Tejo apresentam, entre elas o Rio Divôr, são frequentes algumas acções que têm vindo a transformar largamente os cursos de água: remoção da vegetação natural, extracção de água para agricultura, canalização e extracção de inertes (INAG, 2001d). A Ribeira das Barrosas é considerada um “troço lótico extremamente degradado” e na qual as populações piscícolas apresentam um decréscimo da riqueza específica e dominância de espécies extremamente tolerantes como a gambúzia (*Gambusia holbrooki*, Girard 1859) e perca-sol (*Lepomis gibbosus* L. 1758) (INAG, 2001d).

A qualidade da água do Rio Divôr apresenta alguma variação temporal nas poucas medições efectuadas até ao momento (SNIRH, 2009) e também variação espacial, ao longo da linha de água. Nos últimos 3 anos de medições a água apresentou uma qualidade excelente (SNIRH, 2009), que pode, no entanto, não ser constante ao longo de toda a linha de água, como é referido nos planos de bacia hidrográfica (INAG, 2001d).

Bacia hidrográfica: Tejo

Linha de Água: Rio Almansor

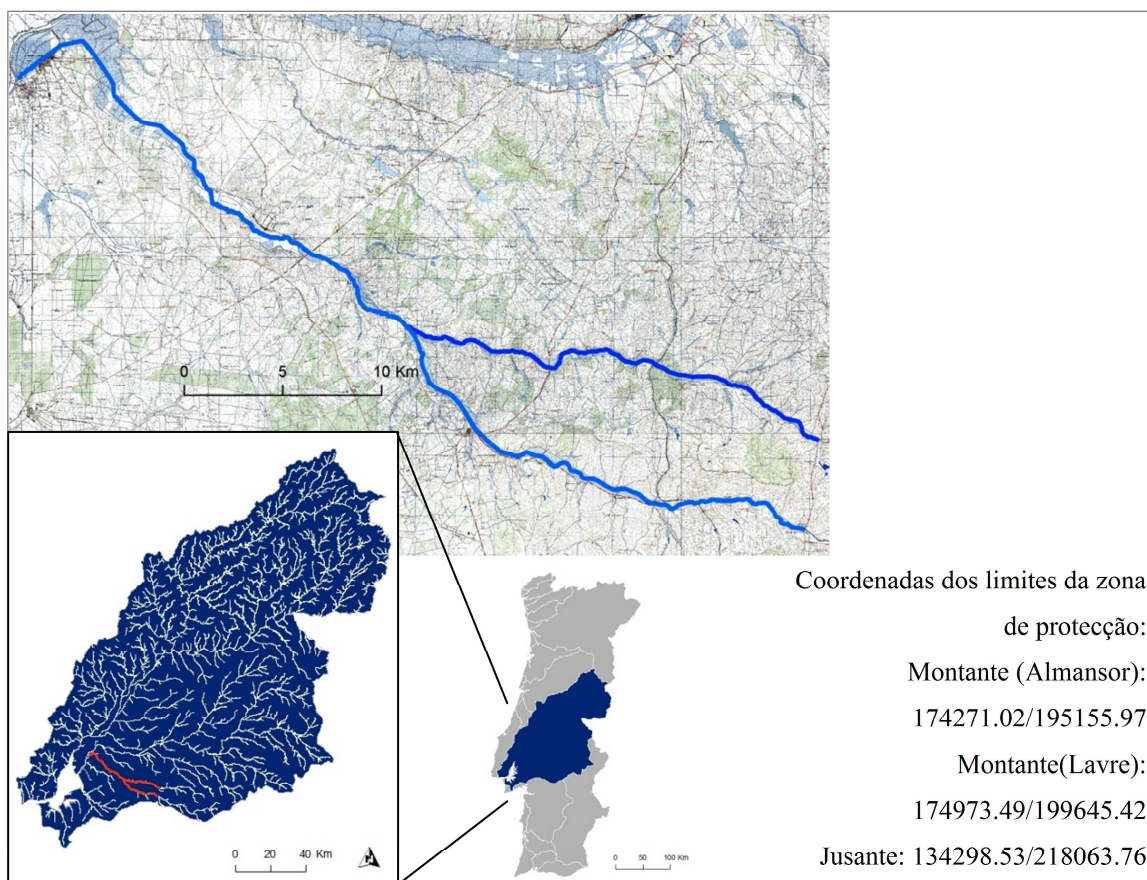


Figura 68- Zona Especial de Conservação prioritária de *Lampetra* sp. do Rio Almansor.

Caracterização: O Rio Almansor é um dos principais afluentes da sub-bacia do Rio Sorraia. O seu troço intermédio é também conhecido por Ribeira de Canha que após confluência com a Ribeira de Lavre origina o troço final também denominado de Ribeira de Santo Estêvão (Ferreira, 2004).

Área de Abrangência: A zona de conservação de *Lampetra* sp. do Rio Almansor (Figura 75) é limitada a jusante pela confluência com o Rio Sorraia (Samora Correia) e estende-se pela Ribeira de Lavre até à localidade de Petamariça de Baixo, concelho de Montemor-o-Novo, e pela Ribeira de Canha até a localidade de Sesmária da Amieira, entre o concelho de Vendas-Novas e Montemor-o-Novo. Possui uma extensão de 77,89 km.

Usos do Solo: Em virtude de no seu percurso passar por várias localidades, o Rio Almansor apresenta-se fortemente humanizado, sendo a área circundante ocupada em

grande parte por campos agrícolas: 45% da área da bacia de drenagem é ocupada por agricultura extensiva; 54% por áreas seminaturais e cerca de 1% por áreas de agricultura intensiva (Ferreira, 2004).

Principais ameaças: O Rio Almansor apresenta um regime hidrológico temporário o que se deve não apenas a factores climáticos, mas também a pressões relacionadas com a agricultura, particularmente a extracção de água para fins agrícolas (Ferreira, 2004). A combinação entre agricultura intensiva e rios com um regime hidrológico intermitente pode ser drástica para as lampreias, uma vez que diminui sazonalmente a capacidade de diluição de substâncias poluentes, agravando as condições para a sobrevivência das lampreias (Ferreira & Oliveira, 1996). A Ribeira de Lavre apresenta-se extremamente fragmentada, verificando-se a existência de inúmeros açudes de areia e que alteraram completamente o habitat na zona mais a jusante desta linha de água. Verifica-se também a destruição da vegetação ripícola principalmente nos troços que atravessam locais muito urbanizados, como o concelho de Vendas Novas.

Bacia hidrográfica: Sado

Linha de água: Ribeira da Marateca

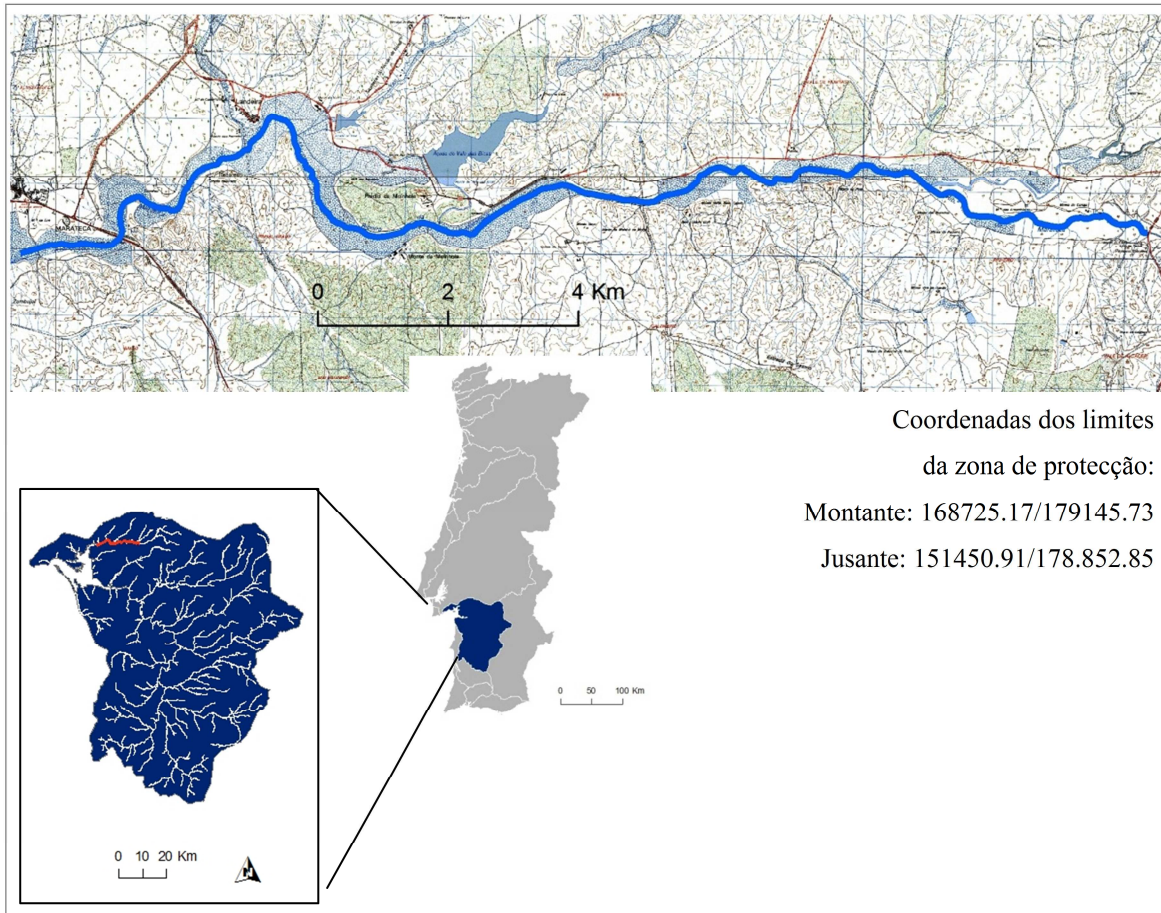


Figura 69- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira da Marateca.

Caracterização: A Ribeira da Marateca é um dos principais afluentes da margem direita do Rio Sado (INAG, 2000c) com 40 km.

Área de abrangência: A zona de conservação da Ribeira da Marateca (Figura 76) é limitada a montante pelo Monte do Pomar, concelho de Montemor-o-Novo e a jusante pela localidade de Águas de Moura, a montante do Canal de Águas de Mora que desagua no Rio Sado na localidade de Pinheirinho. Atravessa os concelhos de Palmela e Vendas Novas e Montemor-o-Novo. Possui uma extensão de 20,65 km.

Usos do Solo: Os usos do solo na sub-bacia da Ribeira da Marateca estão distribuídos entre as zonas florestais, que ocupam 65% da área da sub-bacia, e as agrícolas com 34% de ocupação. Os sistemas agro-florestais são os usos agrícolas que apresentam maior

representatividade na sub-bacia da Ribeira da Marateca (41%), seguidos das culturas anuais de sequeiro (31%), das vinhas (11%) e arrozais (7%) (EEA, 2010).

Principais ameaças: A Ribeira da Marateca apresenta uma grande concentração de unidades pecuárias, que constituem importantes fontes de poluição orgânica a partir das escorrências dos terrenos em que é efectuado a descarga dos produtos sobrantes e das lagoas em que estes são armazenados (INAG, 2000c). Esta ribeira está ainda mais sujeita às consequências da poluição devido aos reduzidos caudais disponíveis na rede hidrográfica do Sado, essencialmente durante o período estival que, associados às temperaturas elevadas que se fazem sentir durante esse período e às captações de água para fins agrícolas, conduzem a uma acrescida vulnerabilidade da rede hidrográfica à poluição (INAG, 2000c) e, conseqüentemente, a toda a fauna aquática.

Bacia hidrográfica: Sado

Linha de Água: Ribeira de São Martinho

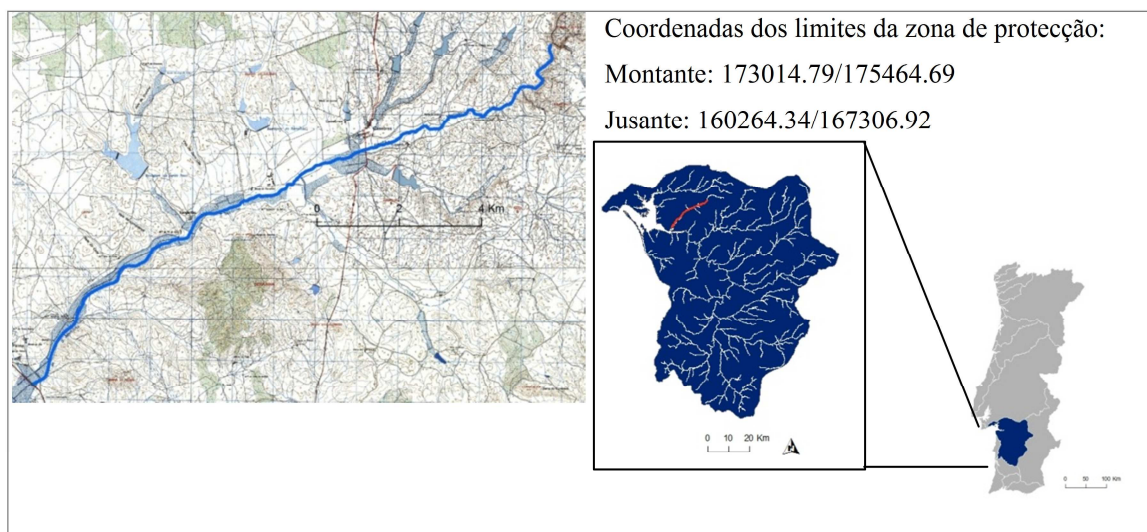


Figura 70- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. na Ribeira de São Martinho.

Caracterização: A Ribeira de São Martinho é um dos principais afluentes da margem direita do Rio Sado (INAG, 2000c) com aproximadamente 30 km de extensão (SNRIH, 2009).

Área de Abrangência: A ZEC da Ribeira de São Martinho (Figura 77) encontra-se limitada a jusante pela zona da Ribeira junto à localidade de Palma, concelho de Alcácer do Sal e a montante pela confluência com o Barranco do Rio Vermelho, Cabeça Gorda, Concelho de Montemor-o-Novo. Possui uma extensão de 17 km.

Usos do Solo: A ocupação do solo na sub-bacia da Ribeira de S.Martinho distribui-se da seguinte forma: 72% correspondem a áreas florestais; 27% áreas agrícolas; 0,2% tecido urbano descontínuo e 0.2% planos de água (EEA, 2010). Os usos agrícolas constituem maioritariamente culturais anuais de sequeiro (45%) e sistemas agro-florestais (37%) (EEA, 2010).

Principais ameaças: As principais ameaças presentes nesta ribeira são idênticas às da Ribeira da Marateca. Importantes fontes de poluição difusa devido à existência de unidades pecuárias (INAG, 2000b), e captações de água que reduzem a disponibilidade hídrica em sistemas onde naturalmente este recurso é escasso durante o período estival.

Bacia Hidrográfica: Sado

Linha de água: Barranco Brejo Largo

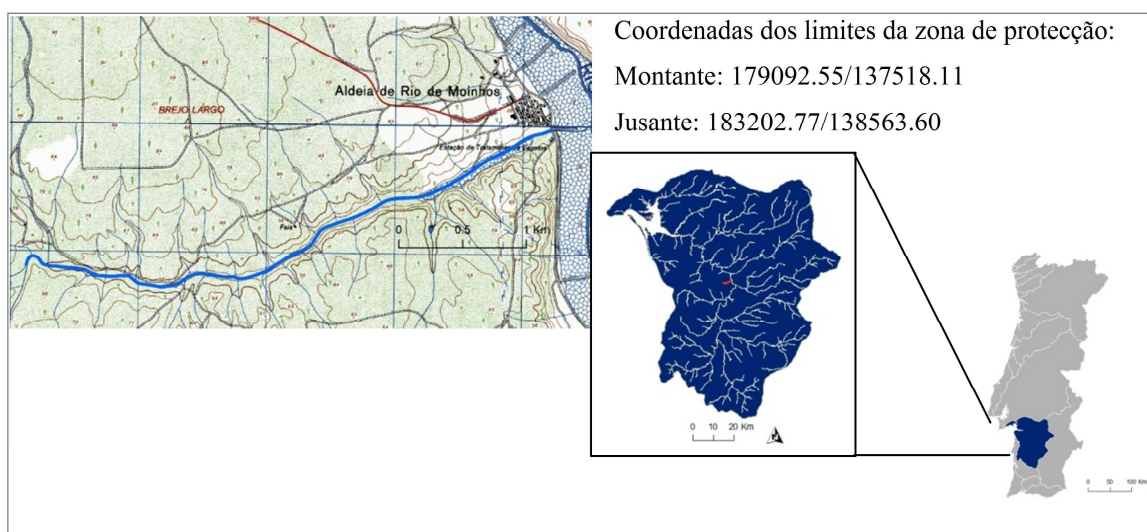


Figura 71- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. do Barranco Brejo Largo.

Caracterização: O Barranco Brejo Largo é um pequeno afluente da margem esquerda do Rio Sado com 6 km (SNIRH, 2009) e localiza-se a jusante da confluência do Rio Sado com a Ribeira de Odivelas.

Área de Abrangência: A localidade de Aldeia de Rio de Moinhos é a mais próxima da confluência entre o Barranco e o Rio Sado e constitui o limite sul da zona de conservação de *Lampetra* sp. (Figura 78). A zona de conservação termina numa zona entre as localidades de Monte de Batão e a Aldeia de Rio Moinhos (Brejo Largo). Possui uma extensão de 4,57 Km.

Usos do Solo: A sub-bacia de drenagem do Barranco Brejo Largo é constituída maioritariamente por zonas florestais. As áreas agrícolas ocupam os restantes 14,2% de área de ocupação, distribuídos por sistemas agro-florestais (7%), culturas anuais de sequeiro (4%), sistemas culturais e parcelares complexos (2,5%) e culturas anuais de regadio (0,7%) (EEA, 2010).

Principais ameaças: Sistema mal conhecido e para o qual existem poucas informações relevantes no que diz respeito às principais pressões que actuam na comunidade aquática. A poluição aquática e captações de água existentes na linha de água deverão pertencer ao grupo das principais ameaças à continuidade da presença de *Lampetra* sp. neste sistema.

Bacia hidrográfica: Sado

Linha de Água: Ribeira de São Domingos e Ribeira de Campilhas

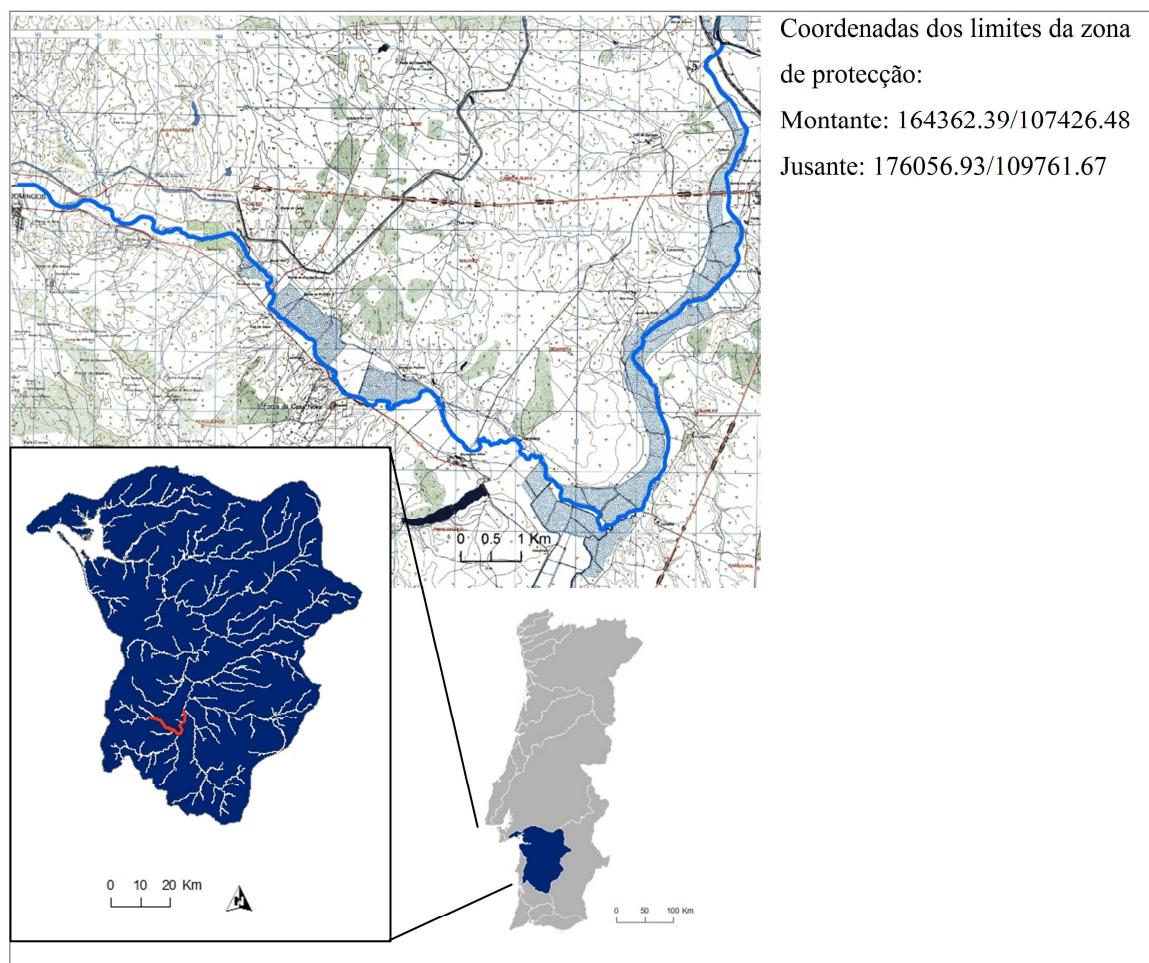


Figura 72- Zona Especial de Conservação de *Lampetra* sp. da Ribeira de São Domingos e Ribeira de Campilhas.

Caracterização: A Ribeira de Campilhas é um importante afluente da margem esquerda do Rio Sado (INAG, 2000c) ao qual conflui a Ribeira de São Domingos, com uma extensão de 14 km, localizada no concelho de Santiago do Cacém (SNIRH, 2009). A Ribeira de São Domingos constitui o limite Sul de distribuição do género *Lampetra* em Portugal e consequentemente da sua área de distribuição global.

Área de abrangência: A ZEC da Ribeira de São Domingos e Campilhas (Figura 79) é limitada a jusante pela Ribeira de Campilhas, desde a sua confluência com o Rio Sado (na localidade de Alvalade) até à confluência com a Ribeira de São Domingos e desta até a zona próxima da localidade de São Domingos. Possui uma extensão de 24,51 km.

Usos do Solo: Os usos do solo na sub-bacia da Ribeira de Campilhas e São Domingos são maioritariamente florestais (62%), no entanto os usos agrícolas também representam uma área significativa da ocupação do solo: 37% dos usos do solo totais. Destacam-se nos usos agrícolas as áreas de culturas anuais de sequeiro (44.9% dos usos agrícolas totais), os sistemas agro-florestais (28.2% de ocupação), a agricultura com espaços naturais (8.3%) e as culturas anuais de regadio (5.7%). Os territórios urbanizados correspondem a apenas 0.23% dos usos (EEA, 2010) o que está de acordo com a baixa carga poluente de origem orgânica registada na Ribeira de São Domingos (INAG, 2000c).

Principais ameaças: A Ribeira de Campilhas apresenta uma qualidade da água junto à sua confluência com o Rio Sado de má a muito má (SNIRH, 2009) e regularização do caudal. Ambas apresentam regularização do leito e margens, sendo estas ameaças mais acentuadas na Ribeira de Campilhas. Também se verificou a ocorrência de captações de água para usos agrícolas nas duas ribeiras.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de modelos de distribuição de espécies (MDE) fornecem aos investigadores ferramentas inovadoras para explorar diversas questões em ecologia, evolução e conservação (Elith *et al.*, 2006). Os modelos de distribuição desenvolvidos para o género *Lampetra* sp. permitiram identificar as principais variáveis ambientais que condicionam a distribuição destas espécies em Portugal Continental. Este conhecimento constitui uma ferramenta essencial para a conservação das espécies e gestão piscícola (Heggenes *et al.*, 1991). As variáveis ambientais com maior poder explicativo foram a percentagem de areia, a altitude, a temperatura máxima média do mês mais quente, a poluição industrial e a precipitação máxima média do mês mais seco. Em geral, as lampreias ocorrem em locais com areia muito abundante, baixas altitudes, temperaturas moderadas, precipitações moderadas e em locais associados a algum grau de degradação ambiental, fruto da pressão mais intensa da indústria nas zonas litorais que são frequentemente aquelas que apresentam condições mais favoráveis para a ocorrência destas espécies. Estes locais encontram-se em geral entre as bacias do Douro, a norte, e do Sado, a sul, nos troços inferiores dos rios e principalmente nos seus afluentes mais próximos da zona litoral.

A presença de elevadas percentagens de areia, em conjunto com baixas altitudes, constituem as duas variáveis que mais condicionam a distribuição das lampreias do género *Lampetra* sp. em Portugal Continental. Os modelos desenvolvidos para *Lampetra* sp. são consistentes com a ecologia do género, descrevendo com precisão a sua ocorrência em locais com grande abundância de areia, frequentemente perto da costa, mas também penetrando no interior desde que a baixas altitudes. Altitudes mais elevadas estão geralmente associadas a gradientes do rio mais elevados (Beecher *et al.*, 1988), que influenciam a ocorrência de amocetes em determinado local, pela sua influência na velocidade de corrente, tipo de substrato e acumulação de detritos orgânicos (Hardisty & Potter, 1971). A presença de amocetes de *Lampetra* sp. foi

identificada como altamente relacionada com sítios localizados a altitudes baixas, geralmente abaixo dos 150 m. Também a precipitação e a temperatura estão relacionadas com a altitude, mas parecem descrever padrões de distribuição mais específicos. As lampreias ocorrem mais frequentemente em locais associados à presença de humidade durante todo o ano, indicando que a sua distribuição está condicionada a locais com um regime hidrológico permanente. Em Portugal, as lampreias habitam próximo do seu limite térmico máximo, facto que foi confirmado pelo decréscimo significativo da probabilidade de ocorrência de lampreias em locais com temperaturas máximas acima dos 30 °C. As larvas de *Lampetra* sp. ocorrem frequentemente em locais associados a algum grau de poluição, o que se verificou estar intimamente relacionado com o maior grau de pressão industrial existente nas zonas do país mais perto do litoral.

A importância de factores climáticos nos padrões de distribuição das lampreias pode ser crucial para a alteração da sua distribuição num cenário de alterações climáticas. O aumento da temperatura numa região na qual as lampreias já parecem habitar no seu limite máximo térmico poderá fazer com que muitas populações, nomeadamente as do sul do país, nas bacias hidrográficas do Sado e Tejo, desapareçam. Um dos objectivos futuros será desenvolver um estudo que preveja a alteração da probabilidade de ocorrência de *Lampetra* sp. com o previsível aumento da temperatura e diminuição de pluviosidade no território Nacional provocado pelas previsíveis alterações climáticas.

A gestão da biodiversidade aquática requer a compreensão da forma como estão distribuídas as espécies e a capacidade de prever a sua ocorrência numa determinada área (Vaughan & Ormerod, 2003). A elevada qualidade preditiva dos modelos obtidos com *Boosted Regression Trees* permitiu gerar um mapa de probabilidades de ocorrência do género *Lampetra* sp. a nível nacional. O mapa descreve a ocorrência das lampreias de forma precisa e permite delimitar a extensão da linha de água na qual os indivíduos de *Lampetra* sp. tem condições favoráveis à sua ocorrência.

Esta abordagem permitiu a nomeação de locais importantes para a conservação, aqui denominados de Zonas Especiais de Conservação (ZEC) do género *Lampetra* em Portugal. A definição de ZEC para estas espécies é considerada urgente, dado o elevado estatuto de conservação que as espécies possuem, Criticamente em Perigo, de acordo

com a última revisão do Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005). Os locais com probabilidades de ocorrência moderadas a elevadas foram designados com um nível de prioridade, mais elevado quanto maior a probabilidade de captura. Verificou-se a existência de probabilidades de captura de lampreias elevadas em linhas de água que não foram prospectadas, sugerindo que, em algumas bacias hidrográficas, poderão existir núcleos populacionais não identificados. As zonas de prioridade conservação um e dois constituem por isso locais a ter em conta para a protecção da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho a nível nacional.

Os locais onde foram capturadas lampreias (locais considerados de prioridade de conservação três), revelaram a existência de vários constrangimentos à sobrevivência das lampreias. Verificou-se a existência de poluição aquática de várias origens em todos os cursos de água designados; captações de água, principalmente nos cursos de água nos sistemas fluviais mais a sul; regularização do caudal, do leito e das margens, destruição da vegetação ripícola, perda de conectividade fluvial devido à construção de barragens e açudes e extracção de areia. Constatou-se também a presença de projectos de construção de mini-hídricas em duas das linhas de água designadas com a prioridade de conservação três. Isto significa que as populações do género *Lampetra* sp. estão seriamente ameaçadas em Portugal. Tendo em consideração que a lampreia-de-rio está descrita apenas na bacia hidrográfica do Rio Tejo, esta ameaça toma contornos ainda maiores, bem como a importância da conservação das zonas prioritárias designadas para esta espécie. Seria também desejável, no futuro, desenvolver um trabalho de campo direccionado para identificação em cada linha de água considerada prioritária para a conservação destas espécies, das reais ameaças que poderão estar a actuar no sentido de progressivamente estarem a diminuir os efectivos populacionais e a área com condições adequadas para a sobrevivência destas espécies. A maior parte da informação recolhida para as zonas de prioridade três é baseada nos Planos de Bacia Hidrográfica, realizados há mais de uma década, e pode estar, por isso, desactualizada. Seria particularmente importante perceber se o segmento em causa se encontra fragmentado, nomeadamente devido à existência de açudes.

Os resultados deste estudo reforçam a necessidade de conservação que estas espécies apresentam no nosso país devido à identificação de áreas restritas com condições favoráveis à ocorrência destas espécies. A informação obtida sugere também a necessidade de se constituírem ZEC. A utilização do acrónimo ZEC neste estudo não

é alheia à terminologia utilizada no âmbito do Plano Sectorial da Rede Natura 2000. A aplicação mais desejável de todo este trabalho seria integrar as ZEC aqui identificadas, no âmbito da Rede Natura 2000, dotando-as de todo o contexto legal e jurídico que poderá potenciar a sua conservação no futuro (c.f. ICNB, 2006). Para evitar determinadas actividades antropogénicas nas áreas constituídas como ZEC, que podem agravar ainda mais o grau de ameaça destas espécies no nosso território, é imperioso que se façam cumprir as seguintes directrizes:

1. continuidade longitudinal nas ZEC - Remoção de todas as infra-estruturas que possam constituir um obstáculo à livre circulação da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho. Proibir a construção de açudes, mini-hídricas ou barragens e outras infra-estruturas que possam interromper a continuidade longitudinal;
2. qualidade da água nas ZEC – manutenção ou melhoria da qualidade da água nos troços considerados prioritários para a conservação destas espécies para níveis considerados compatíveis com a sua sobrevivência. Na ausência de níveis específicos de tolerância a poluentes por parte destas espécies, deverá ser assumido que as condições estão pelo menos dentro do limite definido pelas Normas de Qualidade Aplicáveis às Águas Piscícolas publicadas em 1998 pelo decreto-lei n.º 236/98 no Diário da República (volume 176 – I Série A);
3. extracção de inertes nas ZEC – toda e qualquer actividade relacionada com a remoção de areia em troços considerados prioritários para conservação ou o seu revolvimento deverão ser totalmente proibidas;
4. alterações hidromorfológicas nas ZEC – proibição de obras de regularização do leito e/ou margens. Promoção da reabilitação de zonas intervencionadas, nomeadamente ao nível da recuperação de galerias ripícolas com espécies autóctones que constituiriam a vegetação ribeirinha de determinado troço numa situação não intervencionada;
5. alterações hidrológicas nas ZEC – infra-estruturas que alterem o regime natural de caudais nas ZEC (mesmo que edificadas a montante e fora do troço protegido) deverão ser desactivadas ou alvo de uma política de regulação de caudal que mimetize o regime de variação natural. Captações de água em ZEC com disponibilidades hídricas restritas (em particular as linhas de água assinaladas como prioritárias a sul do troço principal do Rio Tejo) não devem ser permitidas.

Com a realização deste trabalho foi dado um contributo substancial no sentido de colmatar a falta de informação que existia sobre a distribuição da lampreia-de-rio e a lampreia-de-riacho em Portugal. É de todo desejável que esta informação venha a contribuir para a implementação de acções de protecção concretas que potenciem a conservação da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho, duas espécies que correm risco considerável de virem a ser consideradas *Regionalmente Extintas* em Portugal, se nada for feito para contrariar a tendência de redução de habitat disponível.

6. BIBLIOGRAFIA

- AFN- Autoridade Florestal Nacional. 2009. *Concessão Pesca do Rio Inha – concelho: Santa Maria da Feira. Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas*. Disponível em: <http://www.afn.min-agricultura.pt/portal/pesca/concessoes-pesca-desportiva/aveiro/concessao-pesca-rio-inha-2013-concelho-santa-maria-feira>
Acesso a: 28-3-2011.
- Almaça, C. & Collares-Pereira, M.J. 1988. On the occurrence of the european river lamprey, *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758), in the Iberian Peninsula. *Cybium*. **12** (1): 9-15.
- Almaça, C. & Cortes, P.A. 1991. On the european brook lamprey, *Lampetra planeri* (Bloch, 1784) (Petromyzontidae), in Portugal. *Cybium*. **15** (3): 189-192.
- Almeida, P.R. & Quintella, B.R. 2002. Larval habitat of the sea lamprey (*Petromyzon marinus* L.) in the river Mondego (Portugal). In: Collares-Pereira, M.J., Coelho, M.M. & Crowx, I.G. (eds). *Freshwater fish conservation: options for the future*. Fishing News Books. Blackwell Science. Oxford. 121-130.
- Almeida, P.R., Silva, H.T. & Quintella, B. 2000. The migratory behaviour of the sea lamprey *Petromyzon marinus* L., observed by acoustic telemetry in the River Mondego (Portugal). In: Moore, A. & Russel, I. (eds.). *Advances in Fish telemetry*. CEFAS, Lowestoft, Suffolk: 99-108.
- Almeida, P.R., Quintella, B.R., Dias, N.M. & Andrade, N. 2002. The anadromous sea lamprey in Portugal: biology and conservation perspectives. *Proceedings of the International Congress on the Biology of Fishes – The Biology of Lampreys*. Vancouver, Canada. 49-58.
- Almeida, P.R., Quintella, B.R. & Alexandre, C. 2008. Estudo de Impacte Ambiental do Aproveitamento Hidroeléctrico de Ribeiradio-Ermida- Componente Ictiofauna. Instituto de Oceanografia. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa. 108pp.

- Amorim, A., 1986. *Esmoriz e a sua História*. Edição da Comissão de Melhoramentos. Esmoriz. 575pp.
- Anderson, N.J. 2000. Diatoms, temperature and climatic change. *European Journal of Phycology*. **35**: 307-314.
- ARH do Centro, 2010. IP lança concursos para concessão de Mini Hídricas. Disponível em:http://www.arhcentro.pt/website/ARH_do_Centro/Instituto/Notas_de_Imprensa/Concursos_para_concess%C3%A3o_de_MiniH%C3%ADdricas.aspx Acesso a 1-4-2010.
- Bailey, R.G. 1996. *Ecosystem Geography*. Springer. New York. 204pp.
- Baldaque da Silva, A.A. 1891. *Estado actual das pescas em Portugal: compreendendo a pesca marítima, fluvial e lacustre em todo o continente do reino, referido ao anno de 1886*. Imprensa Nacional. Lisboa. 519pp.
- Baxter, E.W. 1954. Lamprey distribution in streams and rivers. *Nature*. **180**: 1145.
- Beamish, R.J. 1982. *Lampetra macrostoma*, a new species of freshwater parasitic lamprey from the west coast of Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **39**: 736-74.
- Beamish, R.J. 1985. Freshwater parasitic lamprey on Vancouver Island and a theory of the evolution of the freshwater parasitic and nonparasitic life history types. In: Foreman, R. E., Gorbman, A. & Dodd, J. M. (eds), *Evolutionary Biology of Primitive Fishes*. New York. Plenum Press. 123-140.
- Beamish, F.W.H. & Jebbink, J. 1994. Abundance of lamprey larvae and physical habitat. *Environmental Biology of Fishes*. **39**: 209-214.
- Beamish, F.W.H. & Lowartz, S. 1996. Larval habitat of American brook lamprey. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **53**: 693-700.
- Beecher, H.A., Dott, E.R. & Fernau, R.F. 1988. Fish species richness and stream order in Washington State streams. *Environmental Biology of Fishes*. **22**(3): 193-209.
- Bergstedt, R.A., & Genovese, J.H. 1994. New technique for sampling sea lamprey larvae in deepwater habitats. *North American Journal of Fisheries Management*. **14**: 449-452.

- Böhner, J., Köthe, R., Conrad, O., Gross, J., Ringeler, A. & Selige, T. 2002. Soil regionalisation by means of terrain analysis and process parameterisation. *In: Micheli, E., Nachtergaele, F., Montanarella, L. (eds.). Soil Classification 2001.* EUR 20398 EN. The European Soil Bureau. Joint Research Centre. Ispra. 213–222.
- Böhner, J. & Selige, T. 2006. Spatial Prediction of Soil Attributes Using Terrain Analysis and Climate Regionalisation. *In: Boehner, J., McCloy, K.R. & Strobl, J., SAGA – Analysis and Modelling Applications.* Goettinger Geographische Abhandlungen. **115**: 13-27.
- Borrego, C., Coutinho, M., Silva, M., Fidélis, T., Figueiredo, J., Leão, F., Pinho, R., Bento, S. & Mata, P. 2006. *Plano Municipal da Água- Diagnóstico.* Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro. 158pp.
- Buchanon, J.B. & Kain, J.M. 1971. Measurement of the physical and chemical environment. *In: Holme, A.D. & McIntyre, N.A. (eds) Methods for the Study of Marine Benthos.* Oxford: Blackwell Scientific Publications. 30-58.
- Cabral, M.J. (coord), Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (eds.), 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal.* Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa. 660 pp.
- Capinha, C. 2008. Modelação espacial da adequabilidade de habitat a espécies invasoras: o *Carpobrotus edulis* em terreno não dunar. *Finisterra*. **86**: 53-68.
- Cassidy, J.S. 2010. Avaliação da qualidade da água do rio Cértima através de ensaios ecotoxicológicos. Tese Mestrado. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro. Aveiro. 83pp.
- C.C.R.N. 1987. Comissão de Coordenação da Região Norte. *Barrinha de Esmoriz- estudos preliminares.* Policopiado. Porto. 268pp.
- Collares-Pereira, M.J., Pires, A.M., Coelho, M.M. & Cowx, I.G. 1998. Towards a conservation strategy for *Anaocypris hispanica*, the most endangered non-migratory fish in Portuguese streams. *In: Cowx, I.G. (ed), Stocking an Introduction of Fish.* Oxford. Blackwell Science. 437-449.
- Crawley, M.J. 2007. *The R Book.* John Wiley & Sons, Ltd. 950pp.

- Dawson, H.A., & Jones, M.L. 2009. Factors affecting recruitment dynamics of Great Lakes sea lamprey (*Petromyzon marinus*) populations. *Journal of Great Lakes Research*. **35(3)**: 353-360.
- De'ath, G. 2007. Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology*. **88**: 243-251.
- Dias, A. 2000. Estudo da Dinâmica Espacial e Temporal dos Principais Factores Abióticos e da Comunidade Fitoplanctónica da Vala de Maceda. Tese de mestrado. Mestrado em Hidrobiologia. Departamento de Zoologia e Antropologia. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 165pp.
- Doadrio, I. (ed.) 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentals de Espana*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Museo Nacional de Ciências Naturales (CSIC). Madrid. 364pp.
- Docker, M.F. 2009. A Review of the Evolution of Nonparasitism in Lampreys and an Update of the Paired Species Concept. *American Fisheries Society Symposium* **72**: 71-114.
- Docker, M. F., Youson, J. H., Beamish, R. J. & Devlin, R. H. 1999. Phylogeny of the lamprey genus *Lampetra* inferred from mitochondrial cytochrome b and ND3 gene sequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 2340-2349.
- DRAP Centro, 2007. Promoção do Baixo Mondego: Desenvolvimento racional e sustentado de toda a região do Vale do Baixo Mondego. Resolução da Assembleia da República n.º 34/2007. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Disponível em: <http://www.drapc.minagricultura.pt/base/noticias.php?dossier=Informa%E7%E3o¬icia=11329&Dsubtema=&Csubtema=> Acesso a: 1-4-2010.
- DRAP Centro, 2010. *Aproveitamentos hidroagrícolas de iniciativa da DRAP Centro, com as principais infra-estruturas executadas e em exploração*. Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Centro. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Disponível em: http://www.drapc.minagricultura.pt/drapc/servicos/desenvolvimento/quadro_ah.htm Acesso a: 1-04-2010.
- EEA, 2010. European Environmental Agency. *Corine Land Cover 2000*. Disponível em: <http://www.eea.europa.eu/themes/landuse/interactive/clc-download>. Acesso a: 07-04-2010.

- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.McC., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K.S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. and Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. **29**: 129-151.
- Elith, J., Leathwick, J.R. & Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*. **77**: 802-813.
- Enequist, P. 1937. The brook lamprey as an ecological modification of the River lamprey. On the River and brook lampreys of Sweden. *Arkiv for Zoologi*. **29**: 1-22.
- Espanhol, R.A. 2003. Filogeografia e estrutura populacional das espécies *L.fluviatilis* (L.) e *L.planeri* (Bloch) (Petromyzontidae) em Portugal: variabilidade morfológica e genética. Trabalho de Fim de Curso. Universidade de Évora. Évora. 81pp.
- Espanhol, R., Almeida, P.R. & Alves, M.J., 2007. Evolutionary history of lamprey paired species *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch) as inferred from mitochondrial DNA variation. *Molecular Ecology*. **16**: 1904-1924.
- ESRI®, 2009. ArcMap 9.3.1.
- FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2009. Harmonized World Soil Database. Version 1.1. FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria.
- Ferreira, J.G. 2004. Selecção de *habitat* de *Lampetra* sp. (Família Petromyzontidae) na bacia hidrográfica do Tejo. Trabalho de Fim de Curso. Universidade de Évora. 92pp.
- Ferreira, M.T. & Oliveira, J.M. 1996. Gestão da lampreia marinha *Petromizon marinus* no rio Tejo. *Anais do Instituto Superior de Agronomia*. **45**: 401-439.
- Ferreira, M.T., Sousa, L., Santos, J.M., Reino, L., Oliveira, J., Almeida, P.R. & Cortes, R.V. 2007. Regional and local environmental correlates of native Iberian fish fauna. *Ecology of Freshwater Fish*. **16**: 504-514.
- Fidler, F., Thomason, N., Cumming, G., Finch, S. & Leeman, J. 2004. Editors can lead researchers to confidence intervals but they can't make them think. Statistical reforms from medicine. *Psychological Science*. **15**: 119-126.

- Filipe, A.F., Araújo, M.B., Doadrio, I., Angermeier, P.L. & Collares-Pereira, M.J. 2009. Biogeography of Iberian freshwater fishes revisited: the roles of historical versus contemporary constraints. *Journal of Biogeography*. **36** (11): 2096–2110.
- Fodale, M.F., Bronte, C.R., Bergstedt, R.A., Cuddy, D.W. & Adams, J.V. 2003. Classification of lentic habitat for sea lamprey (*Petromyzon marinus*) larvae using a remote seabed classification device. *Journal of Great Lakes Research*. **29**: 190–203.
- Friedman, J.H. 2001. Greedy Function Approximation: A gradient boosting machine. *The Annals of Statistics*. **29**(5): 1189–1232.
- Friedman, J.H. 2002. Stochastic gradient boosting. *Computational Statistics and Data Analysis*. **38**: 367–378.
- Froeschke, J., Stunz, G.W. & Wildhaber, M.L. 2010. Environmental influences on the occurrence of coastal sharks in estuarine waters. *Marine Ecology Progress Series*. **407**: 279–292.
- Froese, R. & Pauly, D. (eds). 2010. *FishBase*. World Wide Web electronic publication. Disponível em: www.fishbase.org. Acesso a: 20/05/2010.
- Goodwin, C. E., Dick, J. T. A., Rogowski, D. L. & Elwood, R. W. 2008. Lamprey (*Lampetra fluviatilis* and *Lampetra planeri*) ammocoete habitat associations at regional, catchment and microhabitat scales in Northern Ireland. *Ecology of Freshwater Fish*. **17**: 542-553.
- Graham, C.H., Elith, J., Hijmans, R.J., Guisan, A., Peterson, A.T., Loiselle, B.A. & The Nceas Predicting Species Distributions Working Group. 2008. The influence of special errors in species occurrence data used in distribution models. *Journal of Applied Ecology*. **45**: 239-247.
- Gross, M.R. 1987. Evolution of diadromy in fishes. *American Fisheries Society Symposium*. **1**: 14-25.
- Guerreiro, N. & Pereira, P.B. 2002. *Poluição e Qualidade da Água*. Instituto da Água. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. 506pp.
- Gunckel, S.L., Jones, K.K. & Jacobs, S.E. 2009. Spawning distribution and habitat use of adult Pacific and western brook lampreys in Smith River, Oregon. In: Brown, L.R., Chase, S.D., Mesa, M.G., Beamish, R.J. & Moyle, P.B. (eds). *Biology, management, and conservation of lampreys in North America*. American Fisheries Society Symposium. Bethesda. Maryland. **72**: 173-189.

- Hammond, R.J. 1979. Larval biology of the Pacific lamprey, *Entosphenus tridentatus* (Gairdner) of the Potlach River, Idaho. Masters Thesis. University of Idaho. Moscow. Idaho.
- Hansen, M.J., & Hayne, D.W. 1962. Sea lamprey larvae in Ogontz Bay and Ogontz River, Michigan. *Journal of Wildlife Management*. **26**: 237-247.
- Hardisty, M.W., 1986a. *Lampetra fluviatilis* Linnaeus, 1758. In: Holčík, J. (ed). *The freshwater fishes of Europe*. Petromyzontiformes. Wiesbaden, Aula-Verlag. **1**(1): 249-278.
- Hardisty, M.W., 1986b. *Lampetra planeri* Bloch, 1758. In: Holčík, J. (ed). *The freshwater fishes of Europe*. Petromyzontiformes. Wiesbaden, Aula-Verlag. **1**(1):279-304.
- Hardisty, M.W. 1986c. A general introduction to lampreys. In: Holčík, J. (ed). *The Freshwater Fishes of Europe*. Petromyzontiformes. Wiesbaden, Aula-Verlag. **1**(1): 249-303.
- Hardisty, M.W. 1979. *Biology of the cyclostomes*. Chapman and Hall. London and New York. 428pp.
- Hardisty, M.W. 2006. *Lampreys. Life Without Jaws*. Forrest Text. UK. 272pp.
- Hardisty, M.W. & I.C. Potter, 1971. The general biology of adult lampreys. In: Hardisty M.W. & Potter, I.C. (eds). *The biology of lampreys*. London. Academic Press. **1**: 127-247.
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J.H. 2009. *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction*. Second Edition. Springer-Verlag, New York. 745pp.
- Heggenes, J., Northcote, T. G. & Peter, A. 1991. Seasonal habitat selection and preferences by cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*) in a small, coastal stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**:1364–1370.
- Hengl, T. & Reuter, H. (eds) 2009. Geomorphometry. Concepts, Software, Applications. In: Hartemink, A.E. & McBratney, A.B. (eds). *Developments in Soil Science*. Vol. 33. Elsevier. 772pp.

Hickman, C. P., Roberts, L. S., Keen, S. L., Larson, A., P'Anson, H. & Eisenhour, D. J. 2008. *Integrated Principles of Zoology*. 14^o Edition. McGraw-Hill. New York. 918pp.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. **25**: 1965-1978.

Hopkins, R. L. 2009. Use of landscape pattern metrics and multiscale data in aquatic species distribution models: a case study of a freshwater mussel. *Landscape Ecology* **24**: 943-955.

Hubbs & Potter. 1971. Distribution, Phylogeny and Taxonomy. *In*: Hardisty, M.W. & Potter, I. C. (eds), *The Biology of Lampreys*. London. Academic Press. **1**(1): 1-77.

Huet, M. 1949: Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Revue Suisse d'hydrologie*. **11**: 332–351.

Huggins R.J & Thompson A. 1970. Communal spawning of brook and river lampreys, *Lampetra planeri* and *Lampetra fluviatilis*. *Journal of Fish Biology*. **2**: 53-54.

ICNB. 2005. Portal da Conservação da Natureza e Biodiversidade. Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Disponível em: <http://www.icn.pt/psrn2000/> Acesso a: 27-03-2011.

ICNB. 2006. Sítios da Lista Nacional e Zonas de Protecção Especial/Fichas de ZPE. Disponível em: http://www.icnb.pt/propfinal/_Vol.III-S%C3%ADtios%20da%20Lista%20Nacional%20e%20Zonas%20de%20Protec%C3%A7%C3%A3o%20Especial/Fichas%20de%20ZPE/ Acesso a: 24-3-2010.

INAG I.P. 1999a. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga. 1^a Fase – Síntese da Análise e Diagnóstico da Situação Actual. Volume IV- Diagnóstico*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 62pp.

INAG I.P. 1999b. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Mondego. Síntese da Análise e Diagnóstico da Situação Actual. Volume IV – Diagnóstico*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 21pp.

INAG I.P. 1999c. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Mondego. Anexo 8. Usos e Ocupações do Domínio Hídrico*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 54pp.

INAG I.P. 1999d. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo. 1ª Fase- Análise e Diagnóstico da Situação de Referência. Volume III – Análise*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 112pp.

INAG I.P. 2000a. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Mondego. 1ª Fase- Análise e Diagnóstico da Situação Actual. Anexo 1 – Análise Biofísica*. Volume II. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 165pp.

INAG I.P. 2000b. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo. 1ª Fase- Análise e Diagnóstico da Situação de Referência. Volume III- Análise*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 282pp.

INAG I.P. 2000c. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado. 1ª Fase- Análise e Diagnóstico da Situação de Referência. Volume III- Análise*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 54pp.

INAG I.P. 2000d. *Planos de bacias hidrográficas*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Retirado de: http://www.inag.pt/inag2004/port/a_intervencao/planeamento/pbh/pbh.html Acesso a: 17-05-2010.

INAG I.P. 2001a. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga. Relatório do Plano. Volume I*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 410pp.

INAG I.P. 2001b. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Mondego. Relatório do Plano. Volume I*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 437pp.

INAG I.P. 2001c. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Lis. Relatório do Plano. Volume I*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 387pp.

- INAG I.P. 2001d. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo. Relatório do Plano*. Volume I. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 500pp.
- INAG I.P. 2002. *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Lis. Usos e Necessidades de Água*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 75pp.
- INAG I.P. 2008. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. 15pp.
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.2. Disponível em: www.iucnredlist.org. Acesso a: 9-08-2010.
- Jankauskienė, R. & Jurgaitytė, A. 2008. Distribution of juvenile river lamprey (*Lampetra fluviatilis* L.) in different habitats. *Ekologija*. **54** (2): 104-109.
- Jenson, S. K. & Domingue, J.O. 1988. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **54** (11): 1593–1600.
- Jones, M.L. 2007. Toward improved assessment of sea lamprey population dynamics in support of cost-effective sea lamprey management. *Journal Great Lakes Research*. **33** (2): 35-4.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 1993. Partial migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. **3**: 348-365.
- Kainua, K. & Valtonen, T. 1980. Distribution and abundance of European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) larvae in the tree rivers running into Bothnian Bay. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **37**: 1960-1966.
- Kan, T.T. 1975. Systematics, variation, distribution, and biology of lampreys of the genus *Lampetra* in Oregon. Doctoral dissertation. Oregon State University. Corvallis. 194pp.

- Kelly, F.L. & King, J.J. 2001. A review of the ecology and distribution of three lamprey species, *Lampetra fluviatilis* (L.), *Lampetra planeri* (Bloch) and *Petromyzon marinus* (L.): a context for conservation and biodiversity considerations in Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. **101B(3)**: 165-185.
- Kelso, J. R. M. & Todd, P. R.. 1993. Instream size segregation and density of *Geotria australis* ammocoetes in two New Zealand streams. *Ecology of Freshwater Fish*. **2**: 108-115.
- Kirchhofer, A. 1995. Concept of conservation of European brooch lamprey (*Lampetra planeri*) in Switzerland. *Fischöcologie*. **8**: 93–108.
- Kohavi, R. 1995. A study of cross-validation and bootstrap for accuracy estimation and model selection. In: San Mateo, C.A. (ed), *Proceedings of the Fourteenth International Joint Conference on Artificial Intelligence*. Morgan Kaufmann. 1137–1143.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin. 646 pp.
- Lane, J.Q., Raimondi, P.T. & Kudela, R. M. 2009. Development of a logistic regression model for the prediction of toxigenic *Pseudo-nitzschia* blooms in Monterey Bay, California. *Marine Ecology Progress Series*. **383**: 37–51.
- LandScan, 2010. Geographic Information Science and Technology. OakRidge National Laboratory. UT- Battelle. US Department of Energy. Disponível em: <http://www.ornl.gov/sci/landscan/> Acesso a: 24-03-2010.
- Leathwick, J.R., Elith, J., Francis, M.P., Hastie, T. & Taylor, P. 2006. Variation in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: an analysis using boosted regression trees. *Marine Ecology Progress Series*. **321**: 267–281.
- Leathwick, J.R., Elith, J., Chadderton, W.L., Rowe, D. & Hastie, T. 2008. Dispersal, disturbance, and the contrasting biogeographies of New Zealand's diadromous and non-diadromous fish species. *Journal of Biogeography*. **35**:1481-1497.
- Lee, D.S., & Weise, J.G. 1989. Habitat selection of lentic larval lampreys: preliminary analysis based on research with a manned submersible. *Journal of Great Lakes Research*. **15**: 156-163.

- Lelek, A. 1987. *The Freshwater Fishes of Europe*. Threatened Fishes of Europe. Wiesbaden, Aula-Verlag. Vol. 9. 343pp.
- Lobón-Cerviá, J., Utrilla, C.G., Rincon, P.A., Amezcua, F. 1997. Environmental induced spatio-temporal variations in the fecundity of brown trout *Salmo trutta* L.: trade-offs between egg size and number. *Freshwater Biology* **38**: 277-288.
- Lopez-Lopez, P., Garcia-Ripolles, C., Soutullo, A., Cadahia, L. & Urios, V. 2007. Are important bird areas and special protected areas enough for conservation?: the case of Bonelli's eagle in a Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation* **16**: 3755–3780.
- Lorion, C.M., Markle, D.F., Reid, S.B. & Docker, M.F. 2000. Redescription of the presumed-extinct Miller Lake lamprey, *Lampretra minima*. *Copeia*. **2000(4)**: 1019-102.
- Maia, C., Mendes, D. & Gomes, N. 2008. *Plano de Recuperação da Comunidade de Peixes Migradores na bacia hidrográfica do rio Douro*. Relatório Final EDP. 119 pp.
- Maitland, P. S. 1995. The conservation of freshwater fish: past and present experience. *Biological Conservation*. **72**: 259-270.
- Maitland, P.S. 2003. Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series*. Vol. 5. Peterborough: English Nature. Páginas?
- Malmqvist, B. 1980. Habitat selection of larval brook lampreys (*Lampetra planeri*, Bloch) in a south Swedish stream. *Oecologia*. **45**: 35-38.
- Manion, P.J. & McLain, A.L. 1971. Biology of larval sea lampreys (*Petromyzon marinus*) of the 1960 year class, isolated in the Big Garlic River, Michigan. *Great Lakes Fisheries Committee Technical Reports*. **16**: 1-35.
- Mateus, C.S., Quintella, B.R., Rodríguez-Muñoz, R. & Almeida, P.R. 2011. Presence of the genus *Lampetra* in Asturias (Northern Spain). *Cybium*. In press
- Matono, P., Ilhéu, M., Sousa, L., Bernardo, J.M., Formigo, N., Ferreira, M.T., Almeida, P.R. & Cortes, R. s/data. Aplicação da directiva quadro da água: tipos de rios portugueses com base na ictiofauna. Disponível em: <http://home.utad.pt/~rcortes/Tipologia%20de%20rios%20portugueses%20com%20base%20na%20ictiofauna-ADQA.pdf> Acesso a: 28-02-2010.

- Moore, I.D., Burch, G.J., Mackenzie, D.H., 1988. Topographic effects on the distribution of surface soil water and the location of ephemeral gullies. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*. **31(4)**: 1098–1107.
- Moreno, F.S.B.A. 2000. Estudo dos mecanismos de dispersão de elementos vestigiais em sedimentos de corrente e águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Antuã. Tese de doutoramento. Universidade de Aveiro, Aveiro. 243pp.
- Morman, R. H., Cuddy, D. W. & Rugen, P.C. 1980. Factors influencing the distribution of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the great lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **37**: 1811-1826.
- Naseka, A.M., Tuniyev, S.B. & Renaud, C.B. 2009. *Lethenteron ninae*, a new nonparasitic lamprey species from the north-eastern Black Sea basin (Petromyzontiformes: Petromyzontidae). *Zootaxa* **2198**: 16–26.
- Neeson, T.M., Koonce, J.F. & Whiting, P. J. 2007. Predicting Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) Ammocoete Habitat Using Geographic Information Systems. *Journal of Great Lakes Research*. **33**: 546-553.
- Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the World*. 4th edition. John Wiley & Sons, Inc. USA. 523pp.
- Neves, N. S. 2008. Materiais de apoio sobre modelos de dados e operações de análise espacial em sistemas de informação geográfica. Universidade de Évora. 102pp.
- Norris, R.H. & Thoms, M.C. 1999. What is river health? *Freshwater Biology*. **41**: 197-209.
- Ojutkangas, E., Aronen, K. & Laukkanen, E. 1995. Distribution and abundance of river Lamprey (*Lampetra fluviatilis*) ammocoetes in the regulated river Perhonjoki. *Regulated Rivers: Research & Management*. **10**: 239–245.
- Olaya, V., 2004. *A gentle introduction to SAGA GIS*. The SAGA User Group. Gottingen. Germany. 208 pp.
- Olden, J.D. & Jackson, D.A. 2002. A comparison of statistical approaches for modeling fish species distributions. *Freshwater Biology*. **47**: 1976-1995.
- Parisien, M.A. & Moritz, A.M. 2009. Environmental controls on the distribution of wildfire at multiple spatial scales. *Ecological Monographs*. **79**: 127–154.

- Paz, A.R. & Collischonn, W. 2008. Derivação de rede de drenagem a partir de dados do SRTM. *Revista Geográfica Acadêmica*. **2(2)**: 84-95.
- Pires, A.M., Cowx, I.G. & Coelho, M.M. 1999. Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of Guadiana basin, Portugal. *Journal of Fish Biology* **54**: 235-249.
- Potapova, M.G. & Charles, D.F. 2002. Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography*. **29**: 167-187.
- Potter, I.C. 1970. The life cycles and ecology of Australian lampreys of the genus *Mordacia*. *Journal of Zoology*, London. **161**: 487-511.
- Potter, I.C. 1980. The petromyzontiformes with particular reference to paired species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **37**: 1596-1615.
- Potter, I.C. & Osborne, T.S., 1975. The systematics of British larval lampreys. *Journal of Zoology*. **176**: 311-329.
- Potter, I.C. & Gill H.S. 2003. Adaptive radiation of lampreys. *Journal of Great Lakes Research (Supplement)* **29**: 95-112.
- Primack, P. B. 1995. *A primer of conservation biology*. (Japanese translation by Kobori H. 1997). Tokyo: Bun-ichi sougoushuppan. 277pp.
- Quintella, B.R., Andrade, N.O. & Almeida, P.R. 2003. Distribution, larval stage duration and growth of the sea lamprey ammocoetes, *Petromyzon marinus* L., in a highly modified river basin. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**: 286-293.
- Quintella, B.R., Andrade, N.O., Espanhol, R. & Almeida, P.R. 2005. The use of PIT telemetry to study movements of ammocoetes and metamorphosing sea lampreys in river beds. *Journal of Fish Biology*. **66**: 97-106.
- R Development Core Team 2004. *R: a language and environment for statistical computing. Versão 2.7.1*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org> Acesso a: 5-5-2010.
- Renaudi, C.B. & Economidis, P.S. 2010. *Eudontomyzon graecus*, a new nonparasitic lamprey species from Greece (Petromyzontiformes: Petromyzontidae). *Zootaxa*. **2477**: 37-48.

- Ridgeway, G. 2006. *GBM: Generalized boosted regression models. R package. Versão 1.6-3*. Disponível em: <http://www.i-pensieri.com/gregr/gbm.shtml>. Acesso a: 5-5-2010.
- Rodrigues, P.D. 2009. Modelação de populações e comunidades. Departamento de Biologia Animal. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 324pp.
- Sacarrão, G.F. 1991. *Ecologia e Biologia do Ambiente I*. Páginas. Coleção: Biblioteca Universitária. Europa-América. 416pp.
- SAGA 2010. *System for Automated Geoscientific Analysis*. Versão 2.0.6. SAGA User Group Association.
- Schapiro, R. 2003. The boosting approach to machine learning – an overview. In: Denison, D.D., Hansen, M.H., Holmes, C., Mallick, B. & Yu, B. (eds), *MSRI Workshop on Nonlinear Estimation and Classification*. 2003. Springer. New York.
- Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). 2010. US Geological Survey. US Department of the Interior. Retirado de: <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/spain.htm> Acesso a: 17-02-2010.
- Silva, M. H. M. P. 2008. Avaliação e monitorização integrada do estado de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Cértima. Tese Mestrado. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro. Aveiro. 100pp.
- Sjöberg, K. 1980. Ecology of the European River Lamprey (*Lampetra fluviatilis*) on Northern Sweden. *Canadian Journal of Aquatic Sciences*. **37**: 1974-1980.
- Snelder, T.H. & Lamouroux, N. 2010. Co-variation of fish assemblages, flow regimes and other habitat factors in French rivers. *Freshwater Biology*. **55** (4): 881–892.
- SNIRH. 2009. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. INAG. Disponível em: <http://snirh.pt/> Acesso a: 10-03-2011.
- Steeves, T.B., Slade, J.W., Fodale, M.F., Cuddy, D.W., & Jones, M. L. 2003. Effectiveness of using backpack electrofishing gear for collecting sea lamprey (*Petromyzon marinus*) larvae in Great Lakes tributaries. *Journal Great Lakes Research*. **29** (1): 161–17.
- Stoner, A.W., John, P.M, & Jeffrey, P.P. 2001. Spatially explicit analysis of estuarine habitat for juvenile winter flounder: combining generalizes additive models and geographic information systems. *Marine Ecology Progress Series*. **213**: 253-271.

- Sugiyama, H. & Goto, A. 2002. Habitat selection by larvae of a fluvial lamprey, *Lethenteron reissneri*, in a small stream and an experimental aquarium. *Ichthyology Research*. **49**: 62-68.
- Sullivan, W.P., Christie, G.C., Cornelius, F.C., Fodale, M.F., Johnson, D.A., Koonce, J.F., Larson, G.L., McDonald, R.B., Mullet, K.M., Murray, C.K., and Ryan, P.A. 2003. The sea lamprey in Lake Erie: a case history. *Journal of Great Lakes Research*. **29** (1):615-637.
- Teixeira, A., Geraldes, A., Oliveira, J., Bochechas, J. & Ferreira, M. 2008. Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios Portugueses (Projecto AQUARIPORT): Síntese dos resultados referentes à análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos. 9^o Congresso da Água. Cascais. 12pp.
- Thomaz, D., Beall, E. & Burke, T. 1997. Alternative reproductive tactics in Atlantic salmon: factores affecting mature parr success. *Procedures of the Royal Society Of London* **264**: 219-226.
- Torgersen, C. E. & Close, D. A. 2004. Influence of habitat heterogeneity on the distribution of larval Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) at two spatial scales. *Freshwater Biology* **49**: 614–630.
- Torgo, L. 2009. *A Linguagem R. Programação para a análise de dados*. Escolar Editora. Lisboa. 203pp.
- Vaughan, I.P. & Ormerod, S.J. 2003. Improving the quality of distribution models for conservation by addressing shortcomings in the field collection of training data. *Conservation Biology*. **17**: 1601–1611.
- Virbickas T., Rakutis D. & Žilinskas R. 2006. *Žuvys ir žūklė Lietuvoje*. Iliustruota enciklopedija. Vilnius: Šviesa, 399 p.
- Vladikov, V.D. & Kott, E. 1979. Satellite species among the Holarctic lampreys. *Canadian Journal of Zoology*. **57**: 860-870.
- Vogiatzakis, I.N., Mannion, A.M. and Griffiths, G.H. 2006: Mediterranean ecosystems: problems and tools for conservation. *Progress in Physical Geography* **30**: 175–200.
- Wagner, W.C. & Stauffer, T.M. 1962. See Lamprey Larvae in Lentic Environments. *Transactions of the American Fisheries Society*. **91**: 384-387.

- Washitani, I. & Yahara, T. 1996. An introduction to conservation biology: from gene to landscape (in Japanese). Tokyo: Bun-ichi sougoushuppan.
- Weiss, S., Antunes, A., Schlotterer, C. & Alexandrino, P. 2000. Mitochondrial haplotype, diversity among Portuguese brown trout *Salmo trutta* L. populations: relevance to the post-Pleistocene recolonization of northern Europe. *Molecular Ecology*. **9**: 691-698.
- Whittingham, M.J., Stephens, P.A., Bradbury, R.B. & Freckleton, R.P. 2006. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? *Journal of Animal Ecology*. **75**: 1182-1189.
- Worldclim 2010. Global Climate Data. Versão 1.4. Retirado de: <http://www.worldclim.org/> Acesso a: 03-02-2010.
- Young, R. J., Kelso, J.R.M. & Weise, J. G. 1990a. Occurrence, relative abundance, and size of landlocked sea lamprey (*Petromyzon marinus*) ammocoetes in the relation to stream characteristics in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **47**: 1773-1778.
- Young, R. J., Houston, K. A., Weise, J. G. & Kelso, J.R.M. 1990b. The effect of environmental variables on the population dynamics of sea lamprey, *Petromyzon marinus*. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*. **1736**: 33 pp.
- Zanandrea, G. 1954. Corrispondenza tra forme parasite e non parasite nei generi *Ichthyomyzon* e *Lampetra* (Problemi di speciazione). *Bolletín de Zoologie*. **21**: 461-466.
- Zanandrea, G. 1959. Speciation among lampreys. *Nature*. **184**: 380.
- Zhang, J.T., Pennington, D.D. & Liu, X.H. 2007. GBD-Explorer: extending open source java GIS for exploring ecoregion-based biodiversity data. *Ecological Informatics* **2**: 94-102.

7. ANEXOS

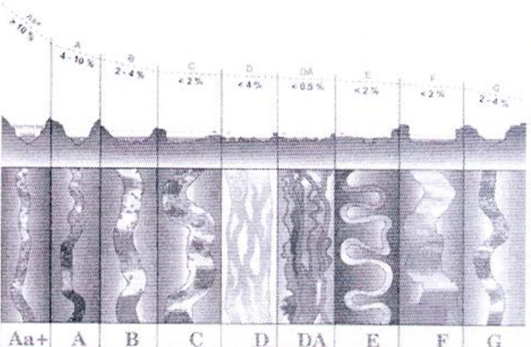


ANEXO I- Ficha de campo

Plano Nacional de Conservação da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho

Ficha de Campo

Folha 1 / ___

Local de amostragem	
Nome:	Código:
Curso de água:	Bacia hidrográfica:
Localização:	
Coordenadas GPS (WGS84 Longitude/Latitude): _____ / _____	
Data:	Hora (início – fim): _____ – _____
Equipa:	Fotos (nºs):
Condições atmosféricas: Nebulosidade: <i>limpo</i> <input type="checkbox"/> <i>ligeiramente encoberto</i> <input type="checkbox"/> <i>medianamente encoberto</i> <input type="checkbox"/> <i>totalmente encoberto</i> <input type="checkbox"/> Vento: <i>nulo</i> <input type="checkbox"/> <i>ligeiro</i> <input type="checkbox"/> <i>médio</i> <input type="checkbox"/> <i>forte</i> <input type="checkbox"/> Pluviosidade: <i>sim</i> <input type="checkbox"/> <i>não</i> <input type="checkbox"/> - Período anterior: _____	
Caracterização do troço de amostragem: (rios < 30 m largura - 20x a largura média do troço) (rios > 30 m largura - 10x a largura média do troço)	
Comprimento (m): _____	Largura média da área molhada (m): _____ (estimativa para o troço)
Profundidade média (m): _____ (estimativa para o troço) <0,25 m _____% 0,25-0,5 m _____% 0,5-1 m _____% ≥1 m _____%	<1 m _____% 1-5 m _____% 5-10 m _____% 10-20 m _____% ≥20 m _____%
Ensombreamento: <i>ausente</i> <input type="checkbox"/> <30% <input type="checkbox"/> 30-60% <input type="checkbox"/> ≥60% <input type="checkbox"/>	Proporção de cada tipo de habitat: (estimativa para o troço) Pool _____% run _____% rifle _____%
Tipos de corrente: (estimativa para o troço) <i>sem corrente</i> _____% <i>reduzida</i> _____% <i>moderada</i> _____% <i>rápida</i> _____% <i>muito rápida</i> _____%	
Temperatura da água (°C) = _____	pH = _____
O ₂ dissolvido (mg/l) = _____	O ₂ % = _____
Salinidade = _____	TDS (g/l) = _____
Condutividade (µS/cm) = _____	
Transparência: <i>transparente</i> <input type="checkbox"/> <i>turva</i> <input type="checkbox"/> <i>muito turva</i> <input type="checkbox"/>	Cor: <i>incolor</i> <input type="checkbox"/> <i>esverdeada</i> <input type="checkbox"/> <i>acastanhada</i> <input type="checkbox"/> <i>acizentada</i> <input type="checkbox"/> <i>negra</i> <input type="checkbox"/> <i>outra</i> _____
Substrato (Escala de Wentworth): Cascalho (2-4 mm) _____% Seixo (4-64 mm) _____% Calhau (64-256 mm) _____% Bloco pequeno (256-512 mm) _____% Bloco médio (512-1024 mm) _____% Bloco grande (1024-2048 mm) _____% Matação (2048-4096 mm) _____% Laje _____%	Finos (<0,1 mm) _____% Areia (0,1-2 mm) _____%
Vegetação no leito: Macrófitos, Hidrófitos: <i>ausente</i> <input type="checkbox"/> <i>esparsas</i> <input type="checkbox"/> <i>intermédias</i> <input type="checkbox"/> <i>abundantes</i> <input type="checkbox"/> Tipo(s) dominante(s): <i>algas filamentosas</i> <input type="checkbox"/> <i>musgos</i> <input type="checkbox"/> <i>fanerogâmicas</i> <input type="checkbox"/> Macrófitos, Helófitos na água: <i>ausente</i> <input type="checkbox"/> <i>esparsas</i> <input type="checkbox"/> <i>intermédias</i> <input type="checkbox"/> <i>abundantes</i> <input type="checkbox"/> Grandes detritos lenhosos no leito: <i>ausente</i> <input type="checkbox"/> <i>esparsas</i> <input type="checkbox"/> <i>intermédias</i> <input type="checkbox"/> <i>abundantes</i> <input type="checkbox"/>	
Continuidade da galeria ribeirinha: -Marg. esq.: <i>continua</i> <input type="checkbox"/> <i>semi-continua</i> <input type="checkbox"/> <i>intermédia</i> <input type="checkbox"/> <i>esparsa</i> <input type="checkbox"/> <i>ausente</i> <input type="checkbox"/> -Marg. dir.: <i>continua</i> <input type="checkbox"/> <i>semi-continua</i> <input type="checkbox"/> <i>intermédia</i> <input type="checkbox"/> <i>esparsa</i> <input type="checkbox"/> <i>ausente</i> <input type="checkbox"/>	
Presença de obstáculo: <i>artificial</i> <input type="checkbox"/> <i>natural</i> <input type="checkbox"/> - <i>montante</i> <input type="checkbox"/> <i>jusante</i> <input type="checkbox"/> - Tipo: _____	
Tipo de troço: 	

Pesca eléctrica	
Estratégia de Amostragem: Totalidade troço <input type="checkbox"/> Parcial, 1 margem <input type="checkbox"/> Parcial, ambas margens <input type="checkbox"/> Parcial, cada habitat pescado proporcionalmente <input type="checkbox"/> Parcial, locais seleccionados <input type="checkbox"/> outra <input type="checkbox"/>	
Tempo de pesca: _____ minutos	Tipo de Aparelho: Bateria <input type="checkbox"/> Gerador-dorsal <input type="checkbox"/> Gerador de margem <input type="checkbox"/>
Método de amostragem: vaguear <input type="checkbox"/> barco <input type="checkbox"/>	Voltagem (V): _____ Amperagem (A): _____
Tipo de corrente: DC <input type="checkbox"/> PDC <input type="checkbox"/> AC <input type="checkbox"/>	Redes auxiliares: sim (nº _____) <input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/>
Frequência de pulsos (Hz): _____	

Espécies acessórias capturadas: (Ma – muito abundante; A – Abundante; Pa – pouco abundante)			
Petromyzontidae	<i>Tinca tinca</i>	Mugilidae	
<i>Petromyzon marinus</i>	Cobitidae	<i>Liza ramada</i>	
Anguillidae	<i>Cobitis calderoni</i>	Blennidae	
<i>Anguilla anguilla</i>	<i>Cobitis paludica</i>	<i>Salaria fluviatilis</i>	
Clupeidae	Ictaluridae	Pleuronectidae	
<i>Alosa alosa</i>	<i>Ameiurus melas</i>	<i>Platichthys flesus</i>	
<i>Alosa fallax</i>	Siluridae		
Cyprinidae	<i>Silurus glanis</i>	Mugilidae	
<i>Anaocypris hispanica</i>	Esocidae	<i>Mugil cephalus</i> *	
<i>Luciobarbus bocagei</i>	<i>Esox lucius</i>	Serranidae	
<i>Luciobarbus comizo</i>	Salmonidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> *	
<i>Luciobarbus microcephalus</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Syngnathidae	
<i>Luciobarbus sclateri</i>	<i>Salmo salar</i>	<i>Syngnathus abaster</i> *	
<i>Luciobarbus steindachneri</i>	<i>Salmo trutta</i>		
<i>Carassius auratus</i>	Atherinidae	*espécies marinhas	
<i>Iberochondrostoma almakai</i>	<i>Atherina boyeri</i>		
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	Cyprinodontidae		
<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i>	<i>Fundulus heteroclitus</i>	Astacidae (Decapoda)	
<i>Pseudochondrostoma duriensis</i>	Poeciliidae	<i>Procambarus clarkii</i>	
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	<i>Gambusia holbrooki</i>		
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	Gasterosteidae		
<i>Achondrostoma oligolepis</i>	<i>Gasterosteus aculeatus</i>		
<i>Achondrostoma arcasii</i>	Centrarchidae		
<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Lepomis gibbosus</i>		
<i>Gobio gobio</i>	<i>Micropterus salmoides</i>		
<i>Iberocypris alburnoides</i>	Percidae		
<i>Squalius aradensis</i>	<i>Perca fluviatilis</i>		
<i>Squalius carolitertii</i>	<i>Sander lucioperca</i>		
<i>Squalius pyrenaicus</i>	Cichlidae		
<i>Squalius torgalensis</i>	<i>Australoheros facetus</i>		

Observações:

Plano Nacional de Conservação da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho

Código: _____

Folha 2 / ____

Caracterização do habitat: (preencher apenas se forem capturados amocetes)	
Localização: : <i>Margem</i> <input type="checkbox"/> <i>Leito</i> <input type="checkbox"/> <i>Misto</i> <input type="checkbox"/>	Tipo de habitat: <i>Pool</i> <input type="checkbox"/> <i>Run</i> <input type="checkbox"/> <i>Rifle</i> <input type="checkbox"/>
Tempo de pesca (min): _____	Área pescada (m ²): _____
Profundidade (m): _____ / _____ / _____	Veloc. corrente (m/s): _____ / _____ / _____
Substrato (Escala de Wentworth): Finos (<0,1 mm) _____% Areia (0,1-2 mm) _____%	
Cascalho (2-4 mm) _____% Seixo (4-64 mm) _____% Calhau (64-256 mm) _____%	
Bloco pequeno (256-512 mm) _____% Bloco médio (512-1024 mm) _____%	
Bloco grande (1024-2048 mm) _____% Matacão (2048-4096 mm) _____% Laje _____%	
Vegetação no leito: Macrófitos, Hidrófitos: <i>ausente</i> <input type="checkbox"/> <i>esparsas</i> <input type="checkbox"/> <i>intermédias</i> <input type="checkbox"/> <i>abundantes</i> <input type="checkbox"/> Tipo(s) dominante(s): <i>algas filamentosas</i> <input type="checkbox"/> <i>musgos</i> <input type="checkbox"/> <i>fanerogâmicas</i> <input type="checkbox"/>	
Macrófitos, Helófitos na água: <i>ausente</i> <input type="checkbox"/> <i>esparsas</i> <input type="checkbox"/> <i>intermédias</i> <input type="checkbox"/> <i>abundantes</i> <input type="checkbox"/>	
Grandes detritos lenhosos no leito: <i>ausente</i> <input type="checkbox"/> <i>esparsas</i> <input type="checkbox"/> <i>intermédias</i> <input type="checkbox"/> <i>abundantes</i> <input type="checkbox"/>	

Dados biométricos de <i>Lampetra</i> sp.: (Comprimento-mm; Peso-g; Macroftálmica-M; <i>Lampetra planeri</i> - Lp; <i>Lampetra fluviatilis</i> - Lf)									
Nº	CT	PT	Obs.	Nº	CT	PT	Obs.		
(1)	-	-		(31)	-	-	(61)	-	-
(2)	-	-		(32)	-	-	(62)	-	-
(3)	-	-		(33)	-	-	(63)	-	-
(4)	-	-		(34)	-	-	(64)	-	-
(5)	-	-		(35)	-	-	(65)	-	-
(6)	-	-		(36)	-	-	(66)	-	-
(7)	-	-		(37)	-	-	(67)	-	-
(8)	-	-		(38)	-	-	(68)	-	-
(9)	-	-		(39)	-	-	(69)	-	-
(10)	-	-		(40)	-	-	(70)	-	-
(11)	-	-		(41)	-	-	(71)	-	-
(12)	-	-		(42)	-	-	(72)	-	-
(13)	-	-		(43)	-	-	(73)	-	-
(14)	-	-		(44)	-	-	(74)	-	-
(15)	-	-		(45)	-	-	(75)	-	-
(16)	-	-		(46)	-	-	(76)	-	-
(17)	-	-		(47)	-	-	(77)	-	-
(18)	-	-		(48)	-	-	(78)	-	-
(19)	-	-		(49)	-	-	(79)	-	-
(20)	-	-		(50)	-	-	(80)	-	-
(21)	-	-		(51)	-	-	(81)	-	-
(22)	-	-		(52)	-	-	(82)	-	-
(23)	-	-		(53)	-	-	(83)	-	-
(24)	-	-		(54)	-	-	(84)	-	-
(25)	-	-		(55)	-	-	(85)	-	-
(26)	-	-		(56)	-	-	(86)	-	-
(27)	-	-		(57)	-	-	(87)	-	-
(28)	-	-		(58)	-	-	(88)	-	-
(29)	-	-		(59)	-	-	(89)	-	-
(30)	-	-		(60)	-	-	(90)	-	-

Dados biométricos de <i>Lampetra</i> sp. (continuação): (Comprimento-mm; Peso-g; Macroftálmica-M; <i>Lampetra planeri</i> - Lp; <i>Lampetra fluviatilis</i> - Lf)											
Nº	CT	PT	Obs.	Nº	CT	PT	Obs.	Nº	CT	PT	Obs.
(91)	—	—		(134)	—	—		(177)	—	—	
(92)	—	—		(135)	—	—		(178)	—	—	
(93)	—	—		(136)	—	—		(179)	—	—	
(94)	—	—		(137)	—	—		(180)	—	—	
(95)	—	—		(138)	—	—		(181)	—	—	
(96)	—	—		(139)	—	—		(182)	—	—	
(97)	—	—		(140)	—	—		(183)	—	—	
(98)	—	—		(141)	—	—		(184)	—	—	
(99)	—	—		(142)	—	—		(185)	—	—	
(100)	—	—		(143)	—	—		(186)	—	—	
(101)	—	—		(144)	—	—		(187)	—	—	
(102)	—	—		(145)	—	—		(188)	—	—	
(103)	—	—		(146)	—	—		(189)	—	—	
(104)	—	—		(147)	—	—		(190)	—	—	
(105)	—	—		(148)	—	—		(191)	—	—	
(106)	—	—		(149)	—	—		(192)	—	—	
(107)	—	—		(150)	—	—		(193)	—	—	
(108)	—	—		(151)	—	—		(194)	—	—	
(109)	—	—		(152)	—	—		(195)	—	—	
(110)	—	—		(153)	—	—		(196)	—	—	
(111)	—	—		(154)	—	—		(197)	—	—	
(112)	—	—		(155)	—	—		(198)	—	—	
(113)	—	—		(156)	—	—		(199)	—	—	
(114)	—	—		(157)	—	—		(200)	—	—	
(115)	—	—		(158)	—	—		(201)	—	—	
(116)	—	—		(159)	—	—		(202)	—	—	
(117)	—	—		(160)	—	—		(203)	—	—	
(118)	—	—		(161)	—	—		(204)	—	—	
(119)	—	—		(162)	—	—		(205)	—	—	
(120)	—	—		(163)	—	—		(206)	—	—	
(121)	—	—		(164)	—	—		(207)	—	—	
(122)	—	—		(165)	—	—		(208)	—	—	
(123)	—	—		(166)	—	—		(209)	—	—	
(124)	—	—		(167)	—	—		(210)	—	—	
(125)	—	—		(168)	—	—		(211)	—	—	
(126)	—	—		(169)	—	—		(212)	—	—	
(127)	—	—		(170)	—	—		(213)	—	—	
(128)	—	—		(171)	—	—		(214)	—	—	
(129)	—	—		(172)	—	—		(215)	—	—	
(130)	—	—		(173)	—	—		(216)	—	—	
(131)	—	—		(174)	—	—		(217)	—	—	
(132)	—	—		(175)	—	—		(218)	—	—	
(133)	—	—		(176)	—	—		(219)	—	—	

ANEXO II- Mapas dos preditores ambientais utilizados para a modelação do habitat da lampreia-de-rio e da lampreia-de-riacho.

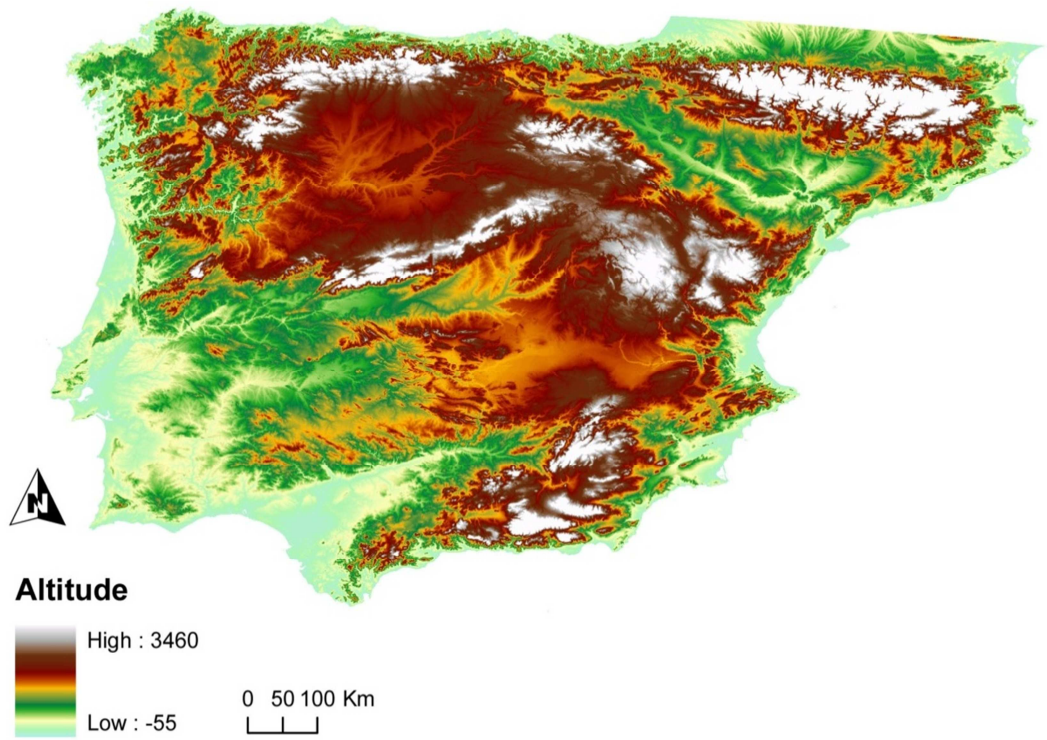


Figura II-1- Mapa da altitude (m) da Península Ibérica.

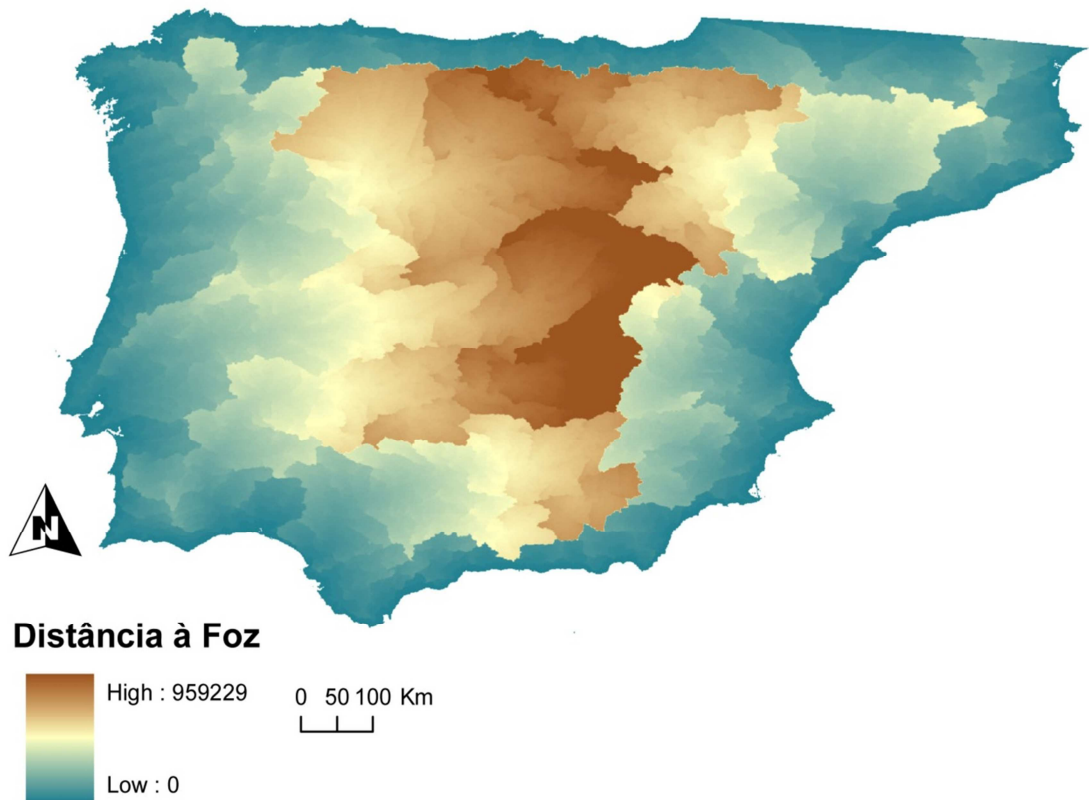
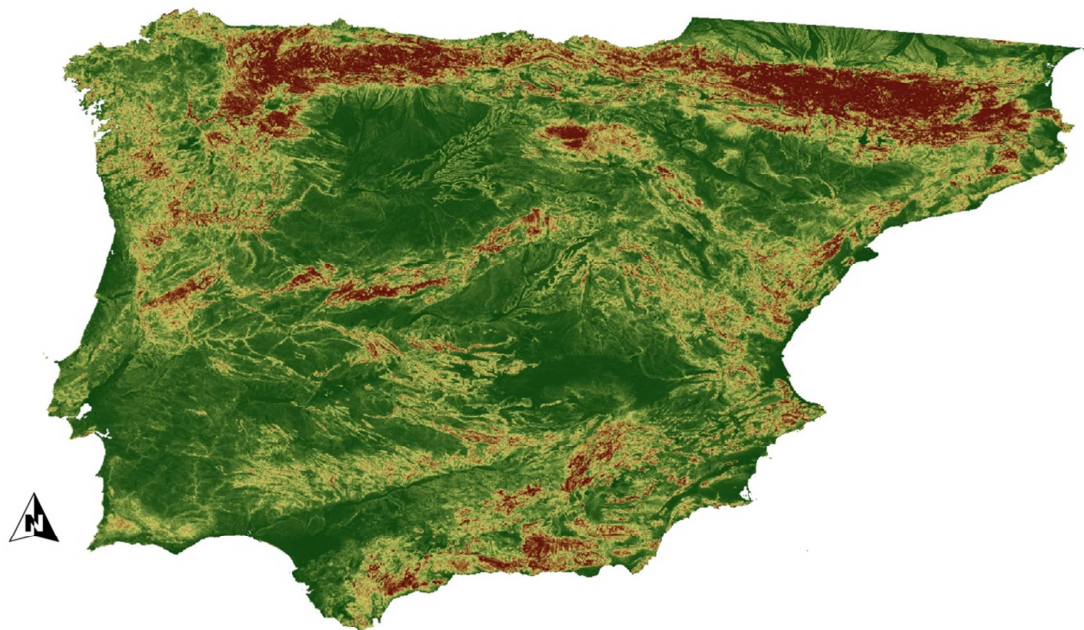


Figura II-2- Mapa da distância à foz (m) na Península Ibérica.



Declive

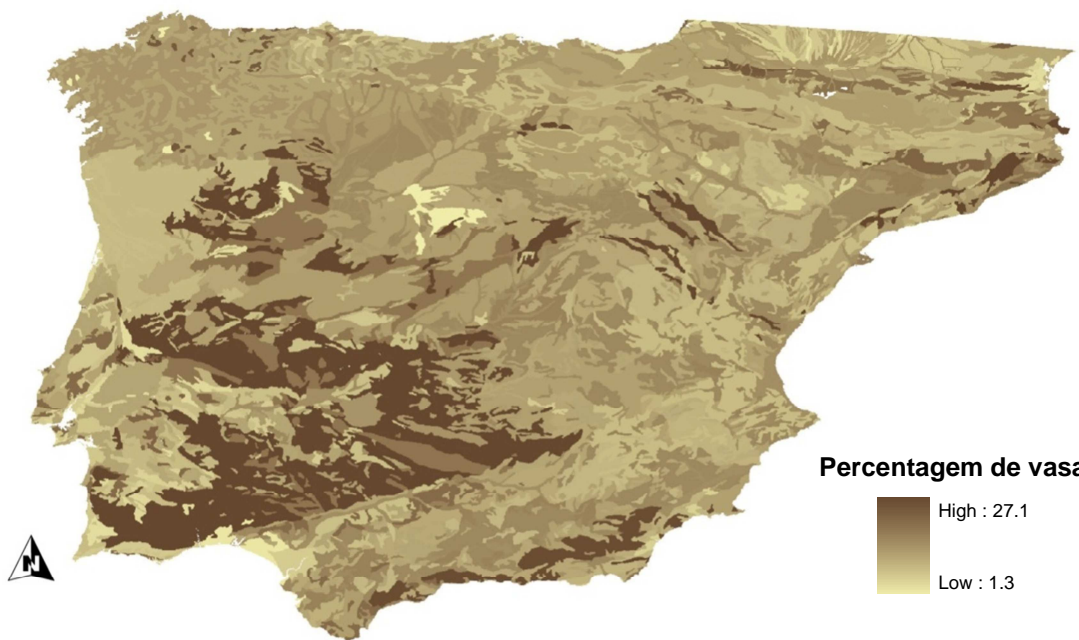


High : 66.8865

Low : 0

0 50 100 Km

Figura II-3- Mapa do declive (°) para a Península Ibérica.



Percentagem de vasa



High : 27.1

Low : 1.3

Figura II-4- Mapa da percentagem de vasa para a Península Ibérica.

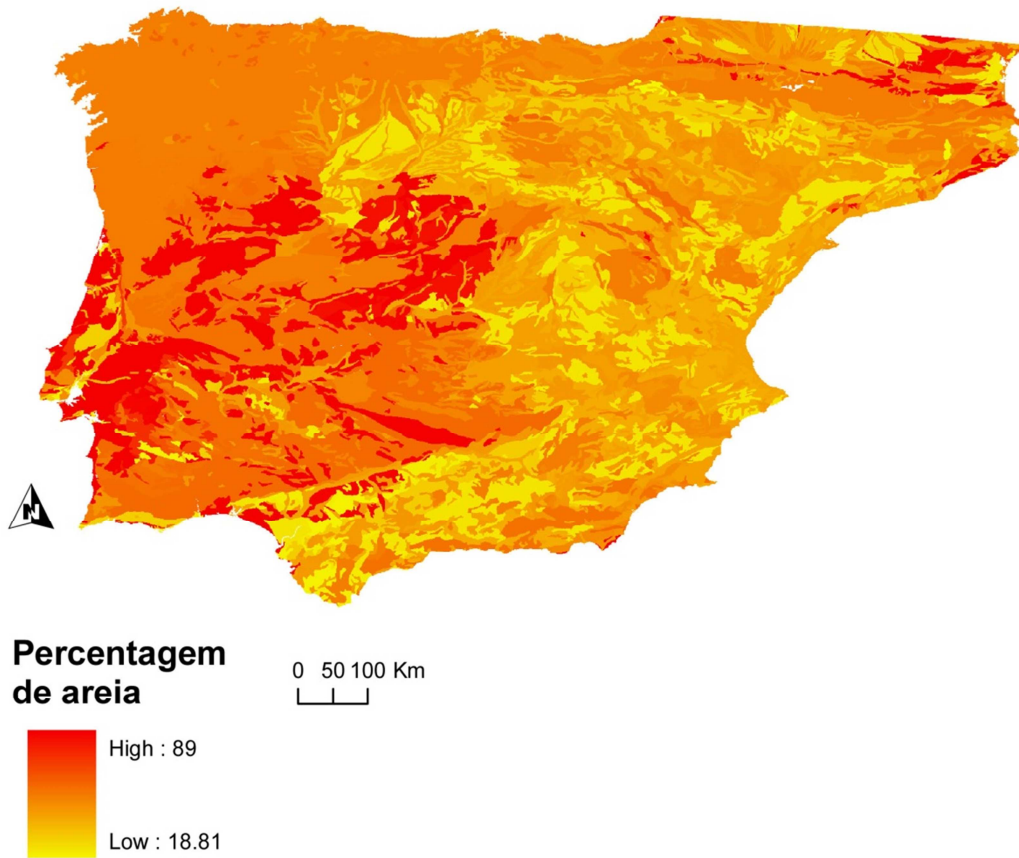


Figura II-5- Mapa da percentagem de areia da Península Ibérica.

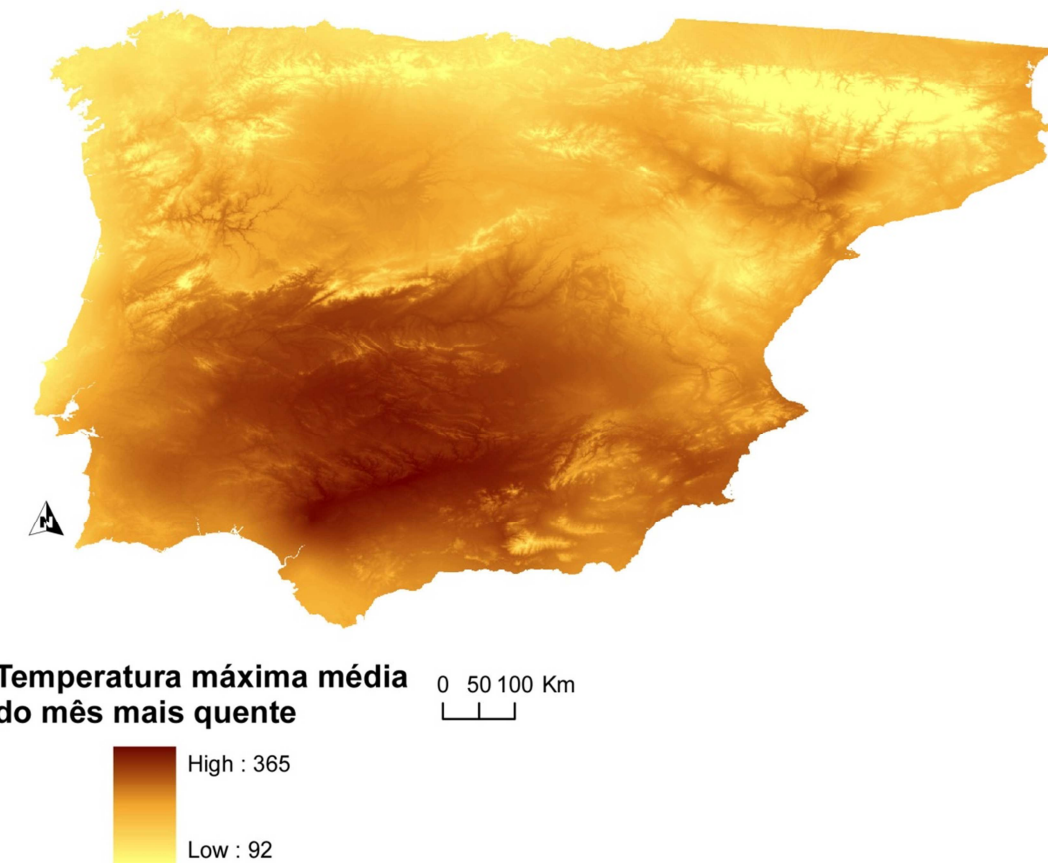


Figura II-6- Mapa da temperatura máxima média do mês mais quente (°C) da Península Ibérica.

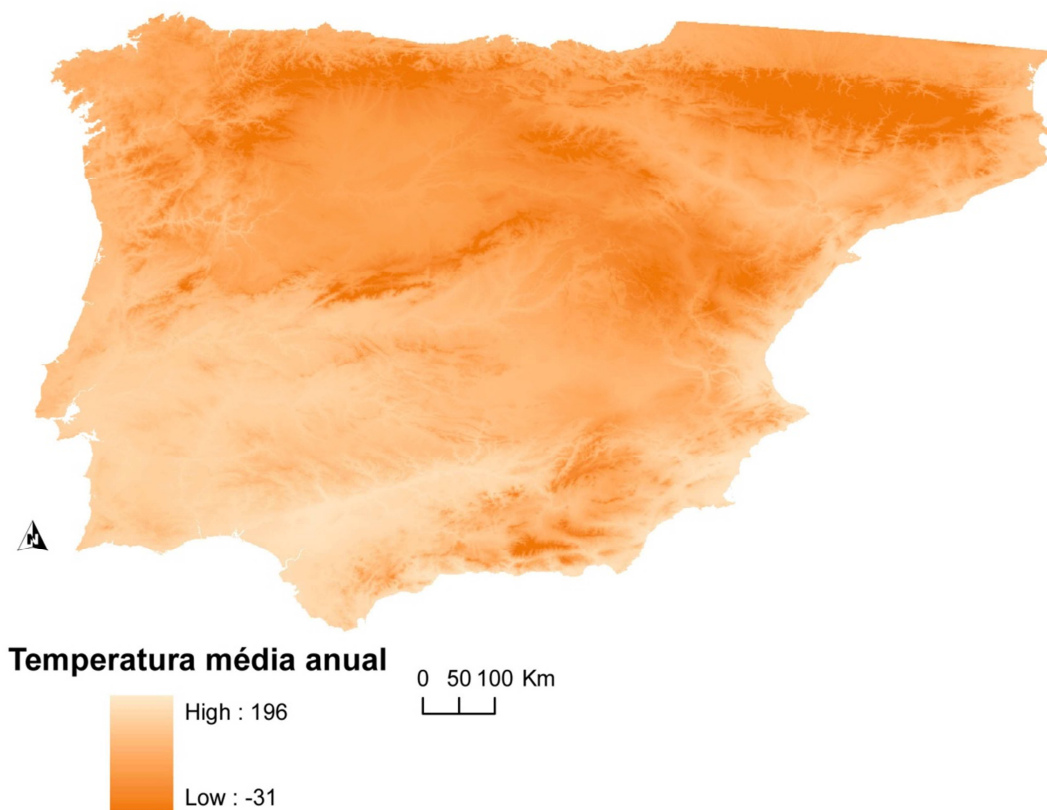


Figura II-7- Mapa da temperatura média anual (°C) na Península Ibérica.

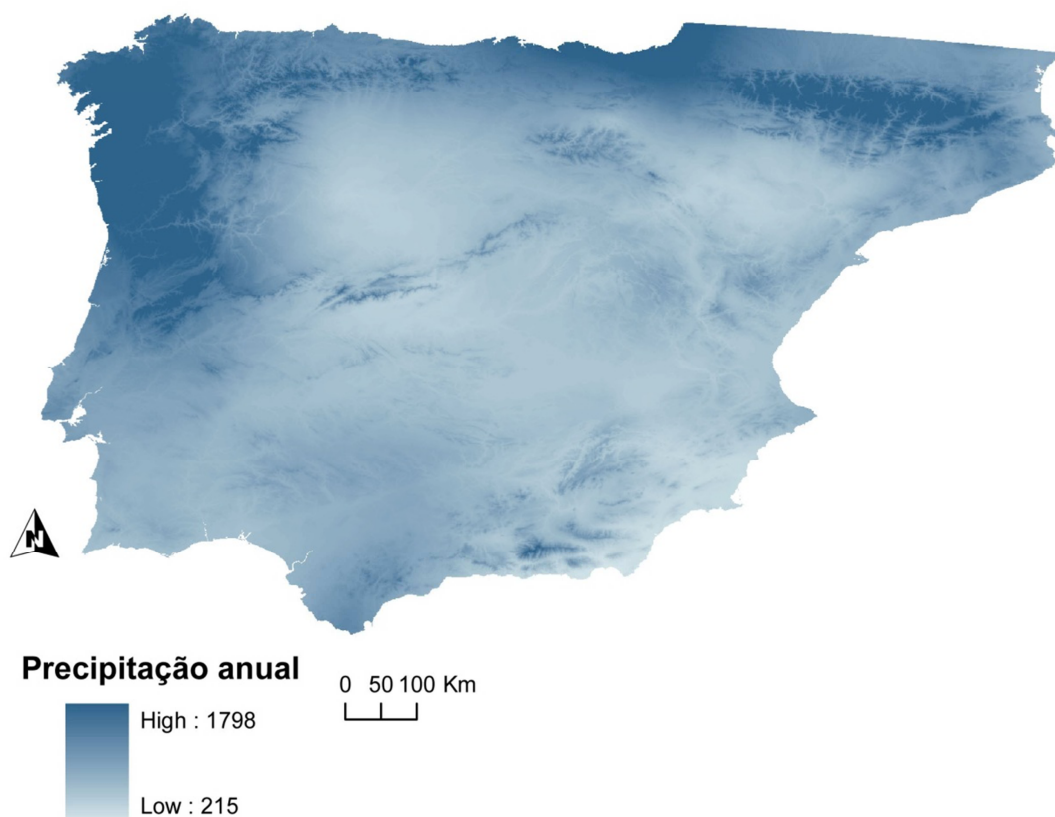


Figura II-8- Mapa da precipitação anual (mm) na Península Ibérica.

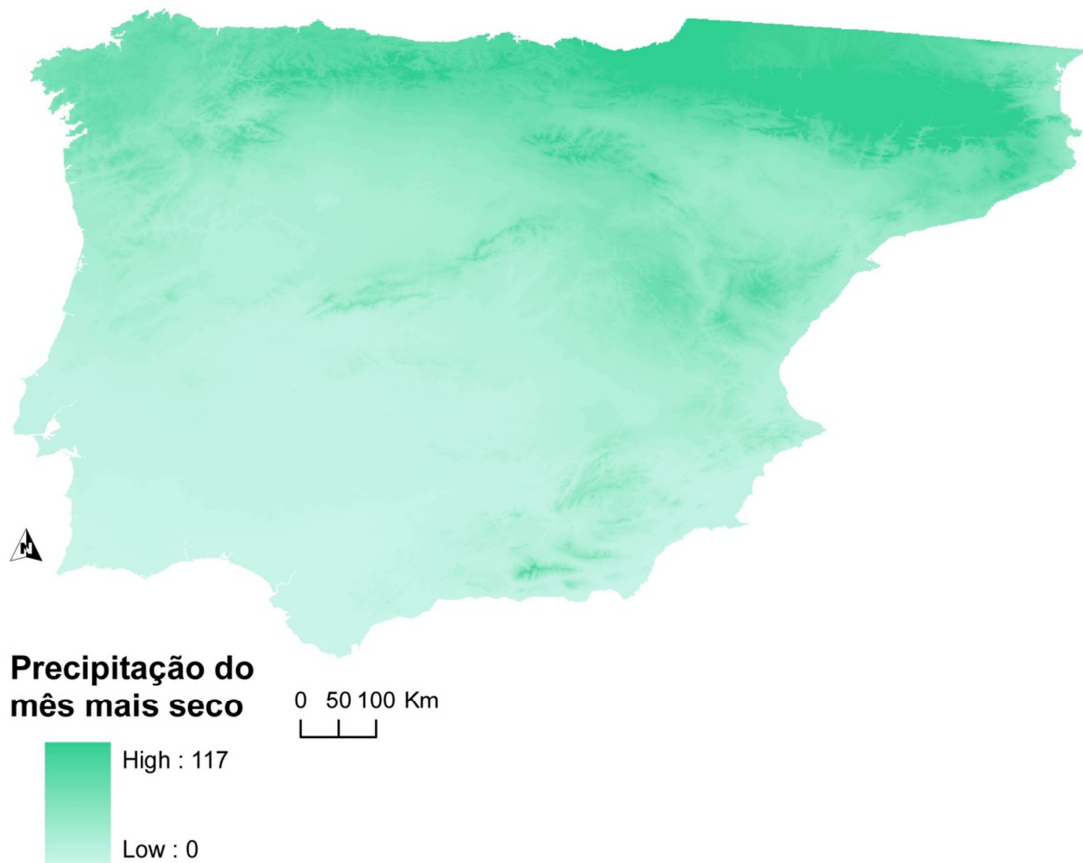


Figura II-9- Mapa da precipitação máxima média do mês mais seco (mm) na Península Ibérica.

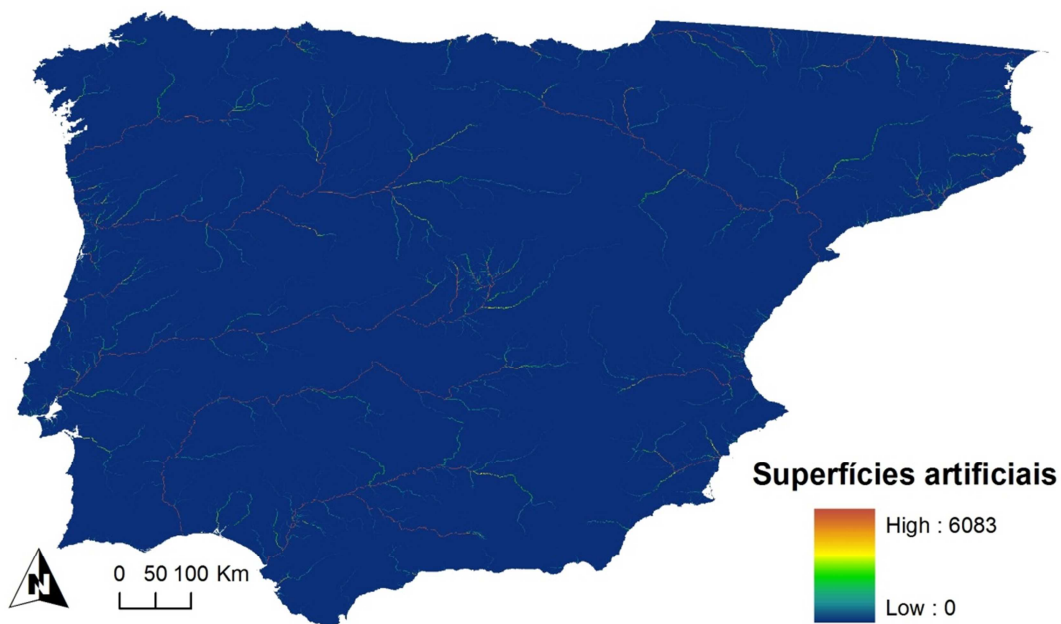


Figura II-10- Mapa dos usos do solo, incluídos no grupo das superfícies artificiais, projectados na rede hídrica na Península Ibérica.

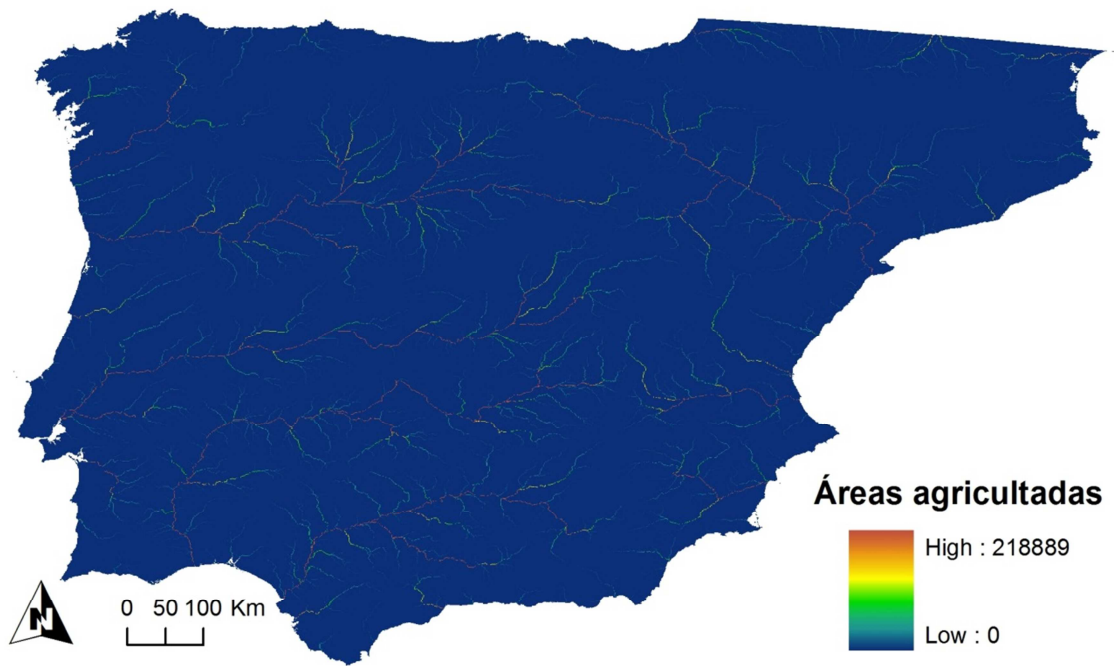


Figura II-11- Mapa dos usos do solo, incluídos no grupo das áreas agricultadas, projectados na rede hídrica na Península Ibérica.

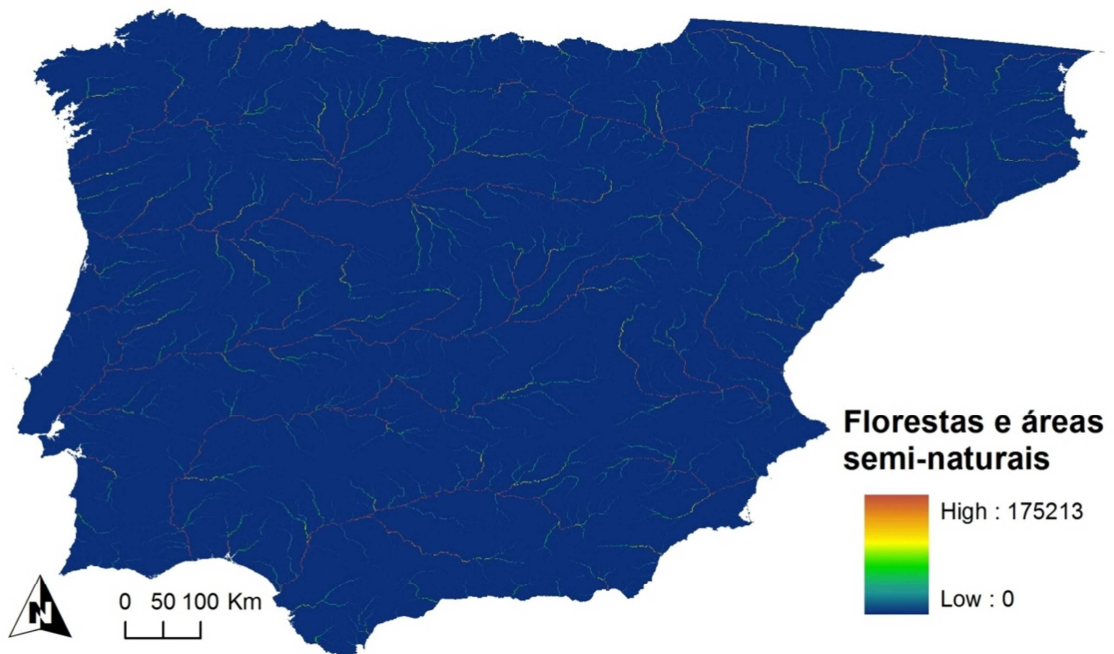


Figura II-12- Mapa dos usos do solo, incluídos no grupo das florestas e áreas seminaturais, projectados na rede hídrica na Península Ibérica.

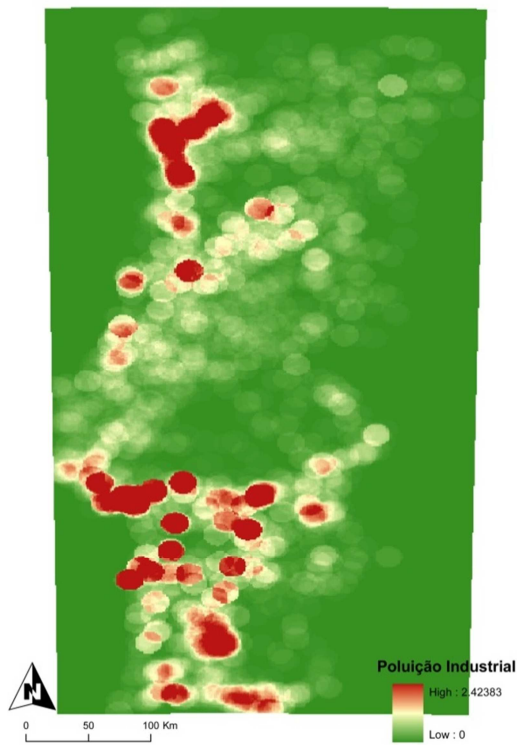


Figura II-13- Mapa da densidade de indústrias em Portugal Continental.

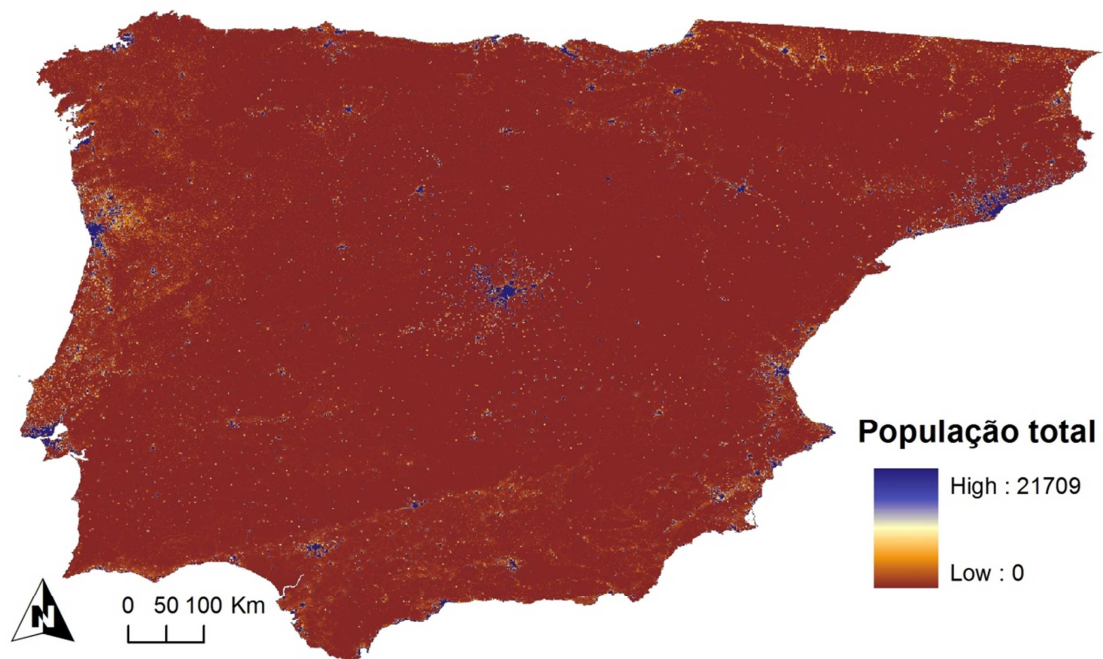


Figura II-14- Mapa da população total na Península Ibérica.

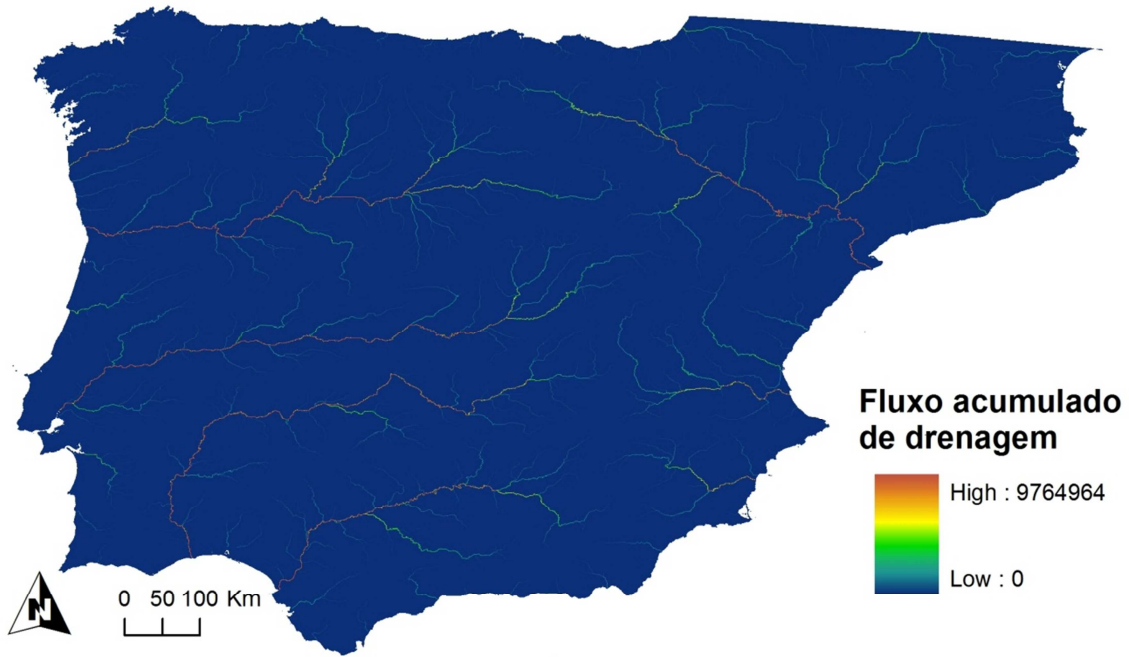


Figura II-15- Mapa do fluxo acumulado de drenagem na Península Ibérica.

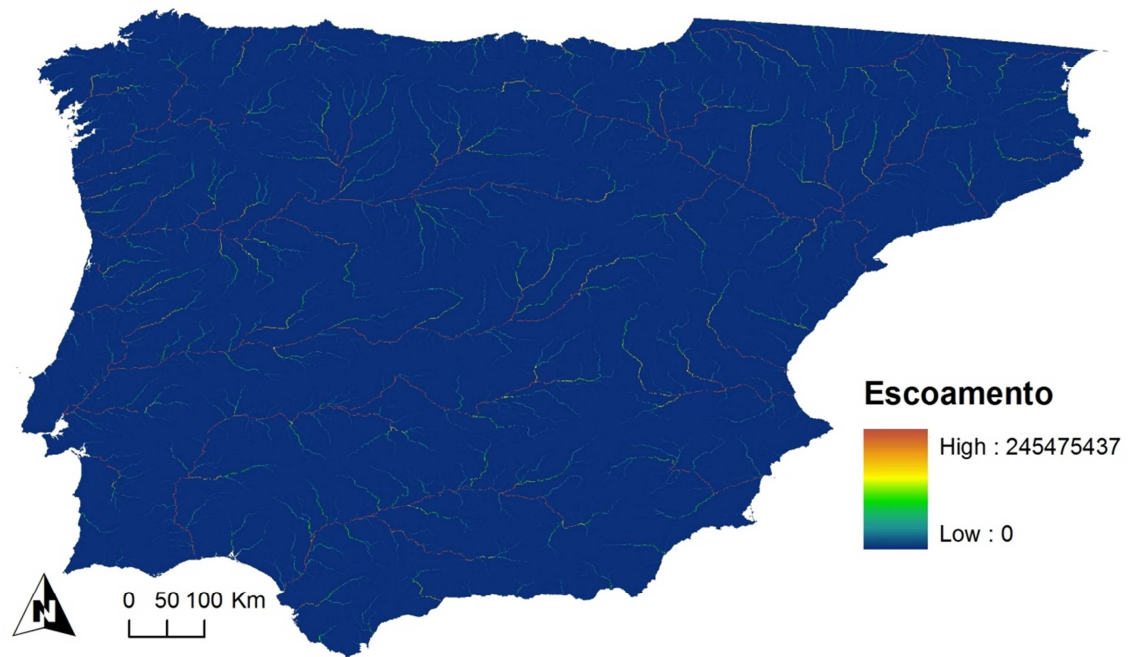


Figura II-16- Mapa do escoamento na Península Ibérica.

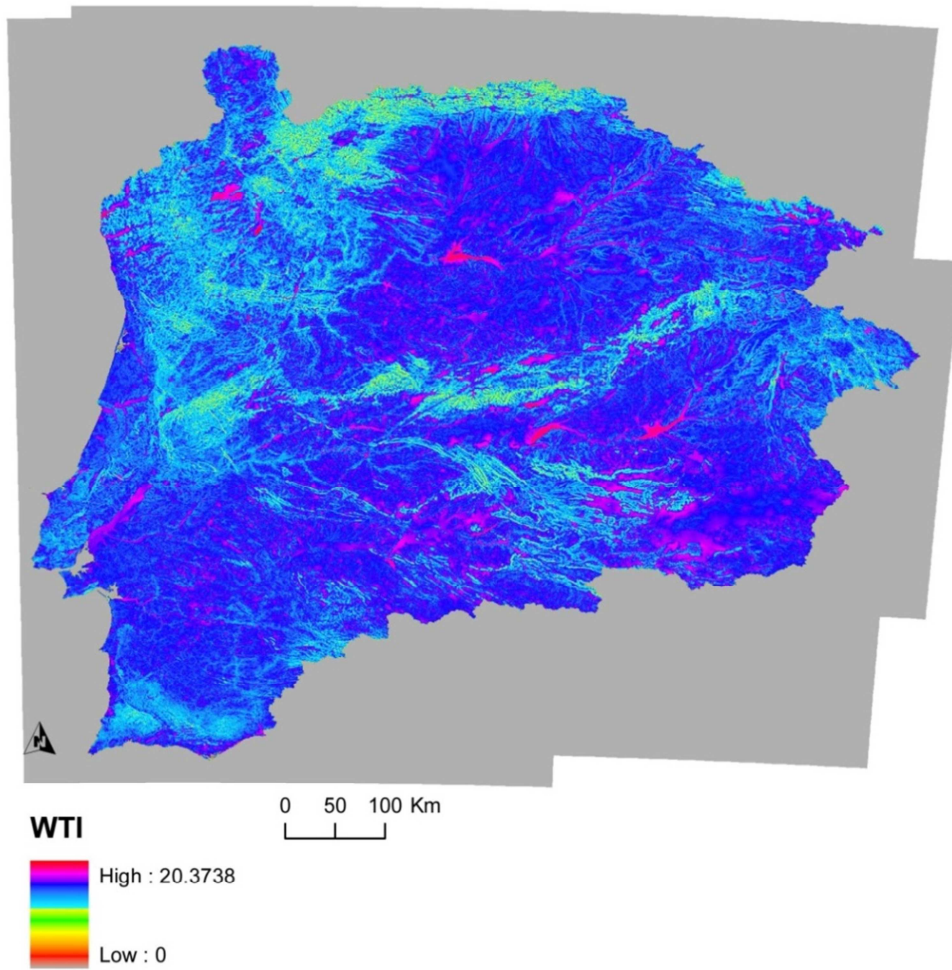


Figura II-17- Mapa do Índice de Encharcamento (WTI) na Península Ibérica.

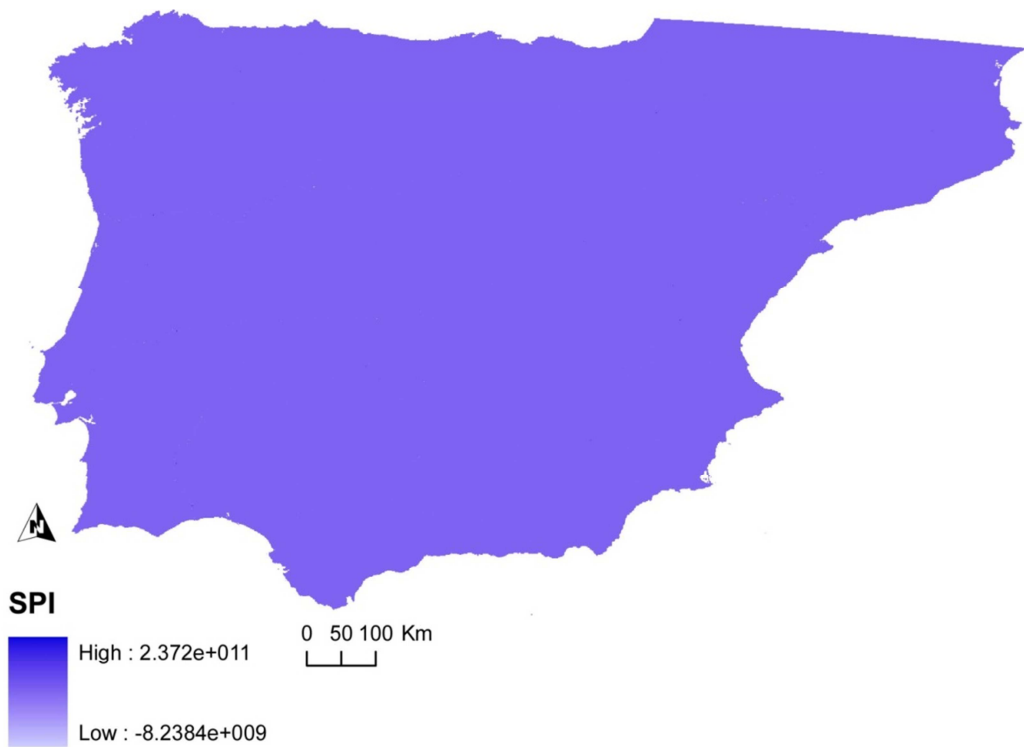


Figura II-18- Mapa do Índice da Força do Rio (SPI) na Península Ibérica.

ANEXO III- Usos do Solo do *Corine Land Cover*. Adaptado de: EEA (2010).

Grupo	Código da Grid	Código Corine Land Cover	Subgrupo	Tipo
Superfícies artificiais	1	111	Tecido urbano	Tecido urbano contínuo
	2	112	Tecido urbano	Tecido urbano descontínuo
	3	121	Indústria, comércio e transportes	Indústria, comércio e equipamentos gerais
	4	122	Indústria, comércio e transportes	Redes viárias e ferroviárias e espaços associados
	5	123	Indústria, comércio e transportes	Zonas portuárias
	6	124	Indústria, comércio e transportes	Aeroportos
	7	131	Áreas em construção, de extracção e de depósitos de resíduos	Áreas de extracção mineira
	8	132	Áreas em construção, de extracção e de depósitos de resíduos	Áreas de deposição de resíduos
	9	133	Áreas em construção, de extracção e de depósitos de resíduos	Áreas em construção
	10	141	Zonas verdes ordenadas	Espaços verdes urbanos
	11	142	Zonas verdes ordenadas	Equipamentos desportivos e de lazer
Áreas agricultadas	12	211	Culturas anuais	Culturas anuais de sequeiro
	13	212	Culturas anuais	Culturas anuais de regadio
	14	213	Culturas anuais	Arrozais
	15	221	Culturas permanentes	Vinhas
	16	222	Culturas permanentes	Pomares
	17	223	Culturas permanentes	Olivais
	18	231	Pastagens	Pastagens
	19	241	Áreas agrícolas heterogéneas	Culturas anuais associadas às culturas permanentes
	20	242	Áreas agrícolas heterogéneas	Sistemas culturais e parcelares complexos
	21	243	Áreas agrícolas heterogéneas	Agricultura com espaços naturais
	22	244	Áreas agrícolas heterogéneas	Sistemas agro-florestais
Florestas e áreas seminaturais	23	311	Florestas	Florestas de folhosas
	24	312	Florestas	Florestas de resinosas
	25	313	Florestas	Florestas mistas
	26	321	Vegetação arbustiva e herbácea	Pastagens naturais
	27	322	Vegetação arbustiva e herbácea	Matos
	28	323	Vegetação arbustiva e herbácea	Vegetação esclerófitica
	29	324	Vegetação arbustiva e herbácea	Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações
	30	331	Zonas descobertas e com pouca vegetação	Praias, dunas e areiais
	31	332	Zonas descobertas e com pouca vegetação	Rocha nua
	32	333	Zonas descobertas e com pouca vegetação	Vegetação esparsa
	33	334	Zonas descobertas e com pouca vegetação	Áreas ardidas
	34	335	Zonas descobertas e com pouca vegetação	Neves eternas e glaciares
Zonas húmidas	35	411	Zonas húmidas interiores	Pauís
	36	412	Zonas húmidas interiores	Turfeiras
	37	421	Zonas húmidas costeiras	Sapais
	38	422	Zonas húmidas costeiras	Salinas
	39	423	Zonas húmidas costeiras	Zonas intertidais
Massas de água	40	511	Águas interiores	Linhas de água
	41	512	Águas interiores	Planos de água
	42	521	Águas marinhas	Lagunas litorais
	43	522	Águas marinhas	Estuários
	44	523	Águas marinhas	Mar e oceano
Sem dados	48	999	Sem dados	Sem dados
Não classificados	49	990	Superfície terrestre não classificada	Superfície terrestre não classificada
	50	995	Massa de água não classificada	Massa de água não classificada
	255	990	Não classificado	Não classificado

ANEXO IV- Denominação das linhas de água com prioridade de conservação para o género *Lampetra*

Tabela 10- Linhas de água com prioridade de conservação para o género *Lampetra*.

Bacia	Prioridade 1	Prioridade 2	Prioridade 3
Douro			Rio Inha
Ribeiras do Norte			Ribeira de Mangas
Vouga	Rio Caima	Rio Caster	Rio Negro e Ribeira de São Miguel
	Rio Filvida	Ribeira de São João	Rio Antua
	Esteiro Canelas	Senhora da Graça	Rio Vouga
	Ribeira Beco	Ribeira Negra	Rio Alfusqueiro
	Rio Marnel	Rio Águeda	Rio Àgueda
	Vala Mestra	Rio Pano	Rio Certima
	Rio Vouga	Ribeira Belazaima	Ribeira Cadaval
	Ribeira Vala do Monte	Ribeira Linda	Rio Levira
	Ribeira Tabuaço	Ribeira Boialvo	
	Ribeira Palhal	Rio Serra	
	Vala Corujeira	Ribeira Amieiras	
	Ribeira Varziela	Rio Ponte	
	Vala Corgo	Ribeira Vacariça	
	Rio Serra	Ribeira Lendiosa	
Mondego	Ribeiro Fraga	Rio Fornos	Rio Cris e Mau
	Rio Foja	Rio Resmungão	Ribeira Mortágua
	Ribeira Arco Grande	Ribeira Eiras	Rio Ançã
	Vala Tromelgo	Ribeira Covões	Vala Vale Travesso
	Ribeira Gesteira	Ribeira de Frades	Ribeira Corvo
	Rio Arunca	Ribeira Cernache	Rio Anços
	Ribeira Milhariça	Ribeira Malga	
	Ribeira Venda Nova	Ribeira Caraglio Seco	
	Rio Ceira	Ribeira Condeixa	
		Rio Pranto	
		Rio Arunca	

Bacia	Prioridade 1	Prioridade 2	Prioridade 3
Lis	Rio Lis	Ribeira Carreira	Ribeira Leca
	Ribeira Escoura	Ribeiro Mãe de Água	Ribeira de Santo Aleixo
	Ribeira Milagres Sete Rios	Ribeiro Tábua	Ribeira Bajouca
Ribeiras do Oeste			Ribeira de São Pedro
Tejo (<i>L.fluviatilis</i>)	Rio Tejo	Ribeira Alcolobra	Rio Torto
	Ribeira Arrão	Ribeira Foz	Ribeira Ulme
	Ribeira Vale de Coelheiro	Ribeira Carvalhos	Ribeira Chouto
	Ribeira Vale das Águas Belas	Ribeira Calha do Grou	Ribeira Muge
	Ribeira Carregais	Ribeira Ovelhas	Ribeira de Erra
		Ribeira Vale dos Poços	Rio Sor
		Ribeira Vale de Sesmaria Vala Real	Rio Sorraia
		Ribeira Trejoito	Rio Divor
		Ribeira Vale Cobrão	Ribeira Fanica
			Ribeira Barrosas
Tejo (<i>L.planeri</i>)	Ribeira de Muge	Ribeira Alcolobra	Rio Almansor
	Ribeira Vale de Coelheiro	Ribeira Foz	Ribeira de Fárrio ou Ancião Carvalhal
	Ribeira Arrão	Ribeira Carvalhos	Ribeira de Olival
	Rio Sorraia	Ribeira Carvalhos	Ribeira de Seiça
	Ribeira Vale das Águas Belas	Ribeira Calha do Grou	Rio Nabão
	Ribeira Carregais	Ribeira Ovelhas	Rio Torto
	Rio Almansor	Ribeira Lamarosa	Ribeira Ulme
		Ribeira de Magos	Ribeira Chouto
		Ribeira Vale dos Poços	Ribeira Muge
		Ribeira Vale de Sesmaria Vala Real	Ribeira de Longomel
		Ribeira Trejoito	Rio Sôr
		Ribeira Vale Cobrão	Ribeira de Erra
			Rio Divor
		Ribeira Fanica	
		Ribeira Barrosas	
		Rio Almansor	

Bacia	Prioridade 1	Prioridade 2	Prioridade 3
Sado	Rio Sado	Ribeira Califórnia	Ribeira da Marateca
	Rio Arcão	Ribeira Landeira	Ribeira de São Martinho
		Ribeira do Vale Cão	Barranco Brejo Largo
		Ribeira Pernada do Marco	Ribeira de São Domingos e Ribeira de Campilhas
		Barranco Brejo das Bicas Barranco Coelheiros	