



Mestrado de Biologia da Conservação

Dissertação

**MODELAÇÃO E PARAMETRIZAÇÃO DE ÍNDICES DE IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA (IIE):
UM CONTRIBUTO PARA GESTÃO E CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**

Lúcia Maria Oliveira Monteiro

Orientador:

Prof. Aux. Doutor António Pedro Avelar Santos

Évora 2013



Mestrado de Biologia da Conservação

Dissertação

**MODELAÇÃO E PARAMETRIZAÇÃO DE ÍNDICES DE IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA (IIE):
UM CONTRIBUTO PARA GESTÃO E CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**

Lúcia Maria Oliveira Monteiro

Orientador:

Prof. Aux. Doutor António Pedro Avelar Santos

Évora 2013

**DEDICO ESTA TESE AOS MEUS PAIS
NÍMIA DÁLIA E JOÃO BOSCO**

“Outro dia, entrei no mato para piar um inhambu e o que saiu de trás da moita foi um Volkswagen.”

Tom Jobim

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, por tudo, em especial pela realização de mais um sonho;

Aos meus pais, Nímia Dália e João Bosco pelo amor e apoio incondicional sempre e pela dedicação, incentivo e investimento em toda minha vida acadêmica;

Ao Ricardo Trippe, pelo amor, companheirismo, incentivo, apoio e ajuda sempre;

Ao Meu orientador, prof. Dr. Pedro Santos, pelos ensinamentos, críticas e sugestões imprescindíveis para o desenvolvimento deste trabalho;

Ao Rui Machado – “Ninja do SIG” – por todo apoio e disponibilidade, em especial na parte de SIG, e também pelas ricas discussões e ensinamentos;

Ao Sérgio Godinho, por todo incentivo, dedicação, pelas ricas discussões, ensinamentos e apoio, em especial nas correções e na parte das análises estatísticas,

A Elsa Fonseca, pelo auxílio na elaboração do banco de dados deste trabalho, mesmo trabalhando no campo, embaixo de um sobreiro enquanto aguardávamos os resultados das análises de fotossíntese do seu trabalho!;

A Inês Fernandes, pelos incentivos e em especial pela revisão gramatical;

A Aline Balta pelos apoios e incentivos, e em especial pelo Abstract!

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito obrigada!

RESUMO

Modelação e parametrização de Índices de Importância Ecológica (IE): um contributo para gestão e conservação da natureza

Uma das principais estratégias necessárias para reduzir a perda de biodiversidade é a criação e gestão adequada de áreas protegidas bem como a definição de prioridades de conservação através da valorização das espécies. O objetivo deste trabalho foi cartografar a importância ecológica avifaunística no território continental, avaliando o grau de correspondência entre as áreas de maior importância ecológica e as áreas classificadas como Zona de Proteção Especial (ZPE). Para o efeito, calculou-se a importância ecológica das espécies de aves nidificantes em Portugal Continental através de quatro índices diferentes. Verificou-se que os quatro índices calculados responderam de formas diferentes na hierarquização das espécies. Qualquer priorização de espécies depende muito da disponibilidade e qualidade dos dados. As três ZPE estudadas apresentaram delimitações congruentes com as áreas de valores elevados de cada índice e pode-se afirmar que há uma tendência global para que estes valores se tornem progressivamente mais baixos para locais mais distantes das ZPE.

Palavras-chave: índice de importância ecológica, priorização de espécies, aves, ZPE, conservação da natureza.

ABSTRACT

Modelling and parameterization of Ecological Importance Index (EII): a contribution to management and nature conservation

One of the most important strategies needful to reduce the loss of biodiversity is the creation and proper management of protected environmental areas and the definition of conservation priorities through the appreciation of the species. The objective of this work was mapping the ecological importance of avifauna in the mainland, evaluating the degree of equivalence between the areas of greatest ecological importance and areas classified as ZPE. For both, we evaluated the ecological importance of the species of breeding birds in mainland of Portugal through four different indexes. We verified that the four indexes evaluated showed different relevances in the hierarchy of species. Any prioritization of species depends much of the way that qualifies and systematizes of data. The three ZPE studied had boundaries congruent with areas of high values of each index and showed that there is a global trend for these values become progressively lower as moving away from ZPE.

Key words: index of ecological importance, priority species, birds, ZPE, nature conservation.

ÍNDICE

Agradecimentos	1
Resumo	2
Abstract	3
1. Introdução.....	5
2. Metodologia.....	8
2.1. Área de Estudo.....	8
2.2. Descrição das ZPE.....	9
2.3. Índices de Importância Ecológica (IIE)	11
2.3.1. <i>Descrição dos Índices abordados nesse estudo</i>	13
2.4. Sistema de Informação Geográfica (SIG) e Espacialização dos IIE	19
2.4.1. <i>Os Sistemas de Informação Geográfica e a Conservação da biodiversidade</i>	19
2.4.2. <i>Espacialização dos IIE</i>	20
2.5. Extração dos valores de IIE para as ZPE de estudo e áreas envolventes.....	23
2.6. Análises Estatísticas.....	23
3. Resultados	24
3.1. Índices de Importância Ecológica por espécie	24
3.2. Índice de Importância Ecológica por unidade de planejamento.....	28
3.3. Interpolação dos Índices de Importância Ecológica	30
3.4. Índices de Importância Ecológica <i>versus</i> ZPE	31
3.5. Análises estatísticas	36
4. Discussão.....	41
5. Considerações finais	45
6. Referências Bibliográficas	47
Anexo I – Critérios e valores para cálculo das variáveis utilizadas no estabelecimento de prioridades de conservação de acordo com os Índices utilizados	50
Apêndice I – Índice de Importância Ecológica de todas as espécies abordadas neste estudo.	56
Apêndice II – Índice de Hiraldo e Alonso (1985) considerando os critérios estabelecidos pelos autores.	64
Apêndice III – Índice de Carvalho (2010) comparado com a região de ocorrência da água imperial	67

1. INTRODUÇÃO

Embora sejamos apenas uma entre as 1,9 milhões de espécies vivas descritas até hoje, somos a que tem maior impacto no planeta. Apesar de a extinção, assim como o surgimento de novas espécies, ser um fenômeno normal no processo evolutivo, há muitos anos o ser humano começou a ser o responsável pela extinção de vertebrados (Rowe, 1996; Frances et al, 2007; Pough, et al, 2008 e Samper, 2010).

O que caracteriza a crise atual de biodiversidade é que ela não decorre de catástrofes naturais, mas de eventos gerados pelos humanos. Embora haja evidências do declínio do número de espécies devido às atividades humanas em épocas mais remotas, como a extinção de 74% a 86% da megafauna da Austrália e das Américas (Primack & Rodrigues, 2001), no presente, o declínio do número de espécies e o desaparecimento de habitats alcançam níveis dramáticos, em extensão e rapidez, o que compromete a capacidade de recuperação dos ecossistemas (Ganem & Drummond, 2010). Contudo, o relatório da WWF, Planeta vivo (2010), mostra que, em algumas áreas temperadas, houve uma recuperação promissora de populações de espécies graças, em parte, ao aumento dos esforços de conservação da natureza.

A ameaça de desaparecimento de um número cada vez maior de espécies desembocou no momento crítico que o planeta atravessa no que diz respeito à conservação da natureza e da biodiversidade. Tal situação é resultado da ação de diversos fatores, entre eles a degradação de habitats únicos, a urbanização crescente, a industrialização, a intensificação do turismo e o aumento das diferentes formas de poluição que degradam a paisagem e conduzem, por conseguinte, à perda da biodiversidade (Landovsky & Mendes, 2010). No caso das aves, especificamente, desde há um século, os meios de transporte têm cada vez mais impacto, aumentando a poluição sonora e o risco de colisão. Também os cabos de eletricidade, os geradores eólicos e as alterações nos métodos de pesca são considerados ameaças (Frances et al, 2007). De acordo com os mesmos autores, também a introdução, acidental ou deliberada, de espécies em meios que não são os delas provocou o desaparecimento de metade das 150 espécies de aves extintas desde este século, por predação ou doença. Este processo é mais acentuado quando se trata de ambientes isolados, como em ilhas.

Uma das principais estratégias sugeridas para reduzir a perda de biodiversidade é a criação e gestão adequada de *áreas protegidas* bem como a definição de prioridades

de conservação através da valoração das espécies (Palmeirim et al, 1992; Carvalho, 2010).

As *áreas protegidas* são internacionalmente reconhecidas como as “unidades” mais importantes e fundamentais para a conservação *in situ*. Segundo informações do Banco de Dados Mundial de Áreas Protegidas (WDPA) há registros dos atributos numéricos e espaciais de mais de 100.000 sítios sob alguma forma de proteção, o que equivale a mais de 12% da área terrestre do planeta (Chape et al, 2005).

Segundo o Decreto-Lei n.º 19/93, de 23 de Janeiro de 1993, devem ser classificadas como *áreas protegidas*, as áreas terrestres e as águas interiores e marítimas em que a fauna, a flora, a paisagem, os ecossistemas ou outras ocorrências naturais apresentem, pela sua raridade, valor ecológico ou paisagístico, importância científica, cultural e social, uma relevância especial que exija medidas específicas de conservação e gestão, em ordem a promover a gestão racional dos recursos naturais, a valorização do património natural e construído, regulamentando as intervenções artificiais susceptíveis de degradá-las. As áreas protegidas podem abranger o domínio público e o privado.

Portugal tem uma *Rede Nacional de Áreas Protegidas* (RNAP) que cobre cerca de 7,8% do território nacional (ICNF, 2013). Para além desta rede, designada a nível nacional, existem também áreas designadas de acordo com diretivas europeias: a Directiva Aves (Directiva do Conselho 79/409/CEE) e a Directiva Habitats (Directiva do Conselho 92/43/CEE), relativas à proteção das aves e à conservação dos habitats naturais, respectivamente. A transposição destas diretivas para o regime jurídico nacional resultou na definição de um conjunto de áreas com estatuto de proteção especial, designada Rede Natura 2000. Até junho de 2012 a área total classificada no âmbito da RNAP e da Rede Natura 2000 correspondia a cerca de 22% do território terrestre continental (Vilão et al, 2012).

A Rede Natura 2000 tem como finalidade assegurar a conservação a longo prazo das espécies e dos habitats mais ameaçados da Europa, contribuindo para deter a perda de biodiversidade. Constitui o principal instrumento para a conservação da natureza na União Europeia, e é composta pelas Zonas Especiais de Conservação (ZEC), criadas ao abrigo da Directiva Habitats, com o objetivo expresso de “contribuir para assegurar a biodiversidade, através da conservação dos habitats naturais e dos habitats de espécies da flora” (PSRN2000, 2008), e pelas Zonas de Proteção Especial (ZPE), estabelecidas

ao abrigo da Directiva Aves, que se destinam essencialmente a garantir a conservação das espécies de aves, incluindo as migratórias e seus habitats. Até o momento, Portugal conta com 40 ZPE, o que corresponde a uma área de 998.521,27 ha (ICNF, 2013).

A seleção de áreas protegidas tem sido *ad hoc* (Araújo et al, 2007), fazendo-se frequentemente empregando critérios que radicam no senso comum. Têm sido selecionadas maioritariamente áreas de maior altitude, declive mais acentuado, fraca aptidão agrícola e maior distância das estradas e cidades, nem sempre levando em conta a riqueza ecológica e funcionalidade biológica (Joppa & Pfaff, 2009). A justificativa para a escolha de uma área muitas vezes é mais política do que científica, e a falta de tempo, de recursos e de dados de qualidade são típicos nesse processo, além disso, a eficácia de tais escolhas raramente é avaliada (Villa et al, 2002; Araújo et al, 2007). A comunidade científica tem vindo a definir critérios úteis para a seleção de áreas protegidas, embora grande parte dos decisores ainda sigam abordagens mais simplistas (Araújo et al, 2007).

Estamos numa fase crucial do desenvolvimento de teorias e estratégias conservacionistas. Estratégias aplicadas de conservação têm progredido desde esforços direcionados a espécies particulares até à avaliação de grupos taxonômicos inteiros em grande escala geográfica. Tais avaliações, por sua vez, ajudam a direccionar ações e investimentos financeiros em conservação. Atualmente há diferentes abordagens para a seleção de *áreas prioritárias* que vão desde o uso de grupos indicadores até o uso de diferentes algoritmos que buscam conjuntos ótimos de áreas que compõem uma rede de reservas em escala regional, continental ou global. Muitas delas assentam sobre a estrutura conceitual e teórica proposta pela Biogeografia da Conservação e pelo Planeamento Sistemático de Conservação (Whittaker et al, 2005; Loyola & Lewinsohn, 2009).

A obtenção de um índice que reflita o valor relativo das diferentes espécies que habitam um local, considerando o seu interesse econômico, recreativo e conservacionista, tem sido objetivo de muitos investigadores nas últimas décadas. Segundo Hiraldo & Alonso (1985), os aspectos que são levados em consideração ao avaliar uma espécie dependem do objetivo particular a ser alcançado em cada caso. Em ecossistemas mediterrânicos, quando o objetivo é obter o valor relativo de uma espécie numa perspectiva conservacionista, deve atentar-se primordialmente ao grau de especificidade ao habitat e às características bio-ecológicas determinantes do potencial

biótico. Espécies raras e com baixo potencial biótico tendem a ser mais vulneráveis e, portanto a possuírem maior importância conservacionista.

É objetivo do presente trabalho cartografar a importância ecológica avifaunística no território continental, avaliando o grau de correspondência entre as áreas de maior importância ecológica e as áreas classificadas como ZPE. Posteriormente, efetuou-se uma análise mais detalhada à escala das quadrículas UTM 10x10km. Para o efeito selecionaram-se três ZPE como casos de estudo, avaliando-se com um maior enfoque se os valores mais elevados de importância ecológica avifaunística tendem a surgir dentro daquelas áreas classificadas.

Segundo Whittaker et al (2005), a biologia da conservação é um campo de investigação aplicada que pretende apoiar decisões no âmbito da conservação da natureza. Espera-se que este trabalho venha a contribuir efetivamente para a política de ordenamento do território e para a gestão das áreas classificadas em Portugal Continental.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de Estudo

O presente trabalho foi desenvolvido a duas escalas de análise de modo a permitir um melhor enquadramento e concretização do objetivo deste estudo. Para tal, numa primeira fase, a área de estudo abrangeu toda a área de Portugal Continental, tendo-se especializado os valores dos índices de importância ecológica para estes limites. Seguidamente, foram selecionadas três ZPE como casos de estudos, nomeadamente, Castro Verde, Mourão/Moura/Barrancos e Caldeirão (Figura 1).

Os critérios de seleção dos casos de estudos basearam-se no tamanho das áreas, o qual deveria ser condizente com a resolução espacial dos dados de base disponíveis (quadrículas 10x10km), e na localização das ZPE, nomeadamente que estas se situassem no sul de Portugal.

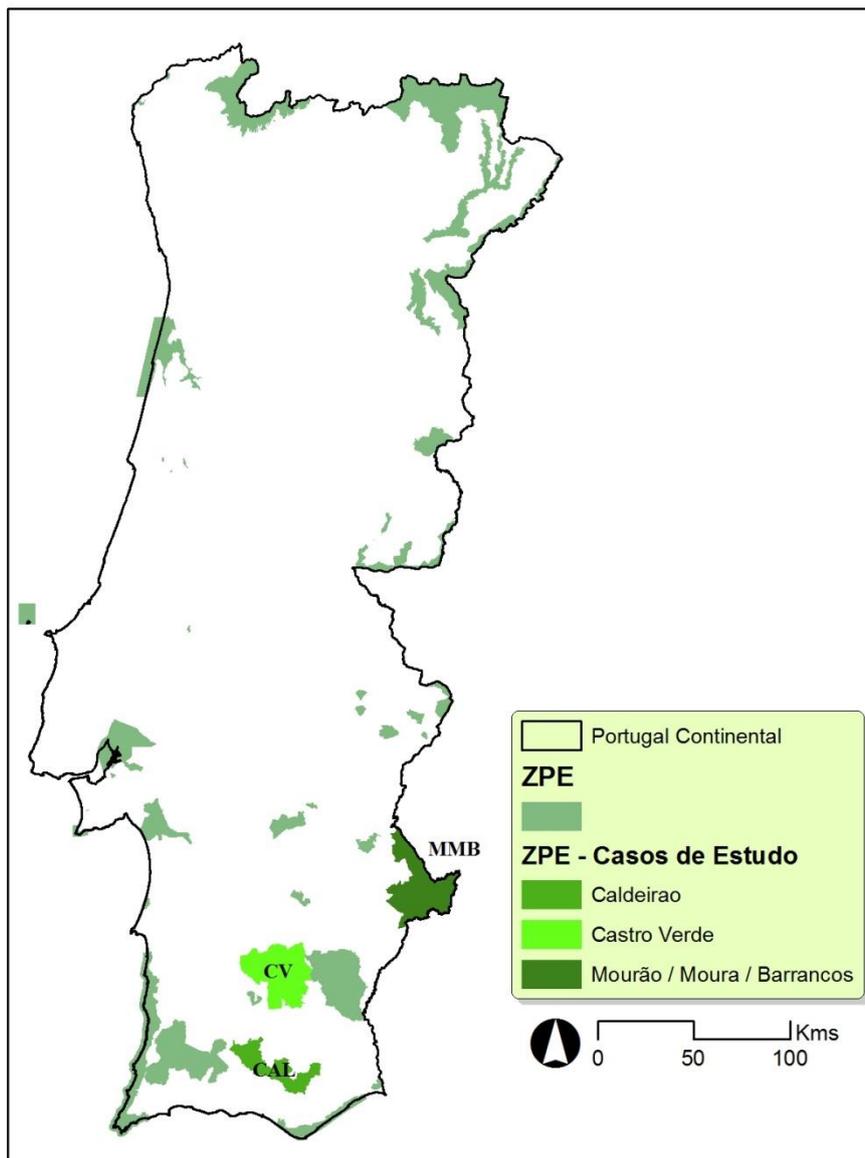


Figura 1 - Distribuição das ZPE no território continental

2.2. Descrição das ZPE

Castro Verde

Criada sob o Decreto de Lei nº 384-B/99 de 23 de setembro de 1999, e posteriormente alargada em 2008, a ZPE de Castro verde situa-se na região do Baixo Alentejo e possui 85.345 ha. Abrange 6 concelhos: Aljustrel, Almodôvar, Beja, Castro Verde, Mértola e Ourique. Nesta ZPE predominam as práticas agrícolas extensivas, sendo o sistema agrícola tradicional baseado no cultivo extensivo de cereais de sequeiro em um esquema de rotação com pousios, resultando num mosaico anual de searas, alqueives, restolhos e pousios. Os pousios são geralmente utilizados como pastagens

para o gado ovino e bovino. Nesta ZPE existem também montados de azinho, matos e pequenos olivais (PSRN2000, 2008; Alcazar et al, S/D).

Há uma presença regular de aves de presa invernantes como o milhafre-real (*Milvus milvus*) e o tartaranhão-azulado (*Circus cyaneus*). Os pousios e pastagens são zonas importantes de alimentação para a águia-imperial (*Aquila adalberti*) e águia-real (*Aquila chrysaetus*) (PSRN2000, 2008).

A diversidade e abundância de aves estepárias são responsáveis pelo estatuto de proteção desta ZPE. É a área mais importante de Portugal para a conservação de aves estepárias, em particular da abetarda (*Otis tarda*) e do peneireiro-das-torres (*Falco naumanni*). Esta área alberga também importantes populações de cortiçol-de-barriga-negra (*Pterocles orientalis*), calhandra-real (*Melanocorypha calandra*), alcaravão (*Burhinus oediconemus*) e tartaranhão-caçador (*Circus pygargus*) e é ainda uma área de reprodução da águia de bonelli (*Aquila fasciata*) e a principal área de reprodução do rolieiro (*Coracias garrulus*) em Portugal. Nesta ZPE, ocorrem ainda as espécies peneireiro-cinzento (*Elanus caeruleus*), grou (*Grus grus*), sisão (*Tetrax tetrax*), perdiz-do-mar (*Glareola pratincola*), calhandrinha-comum (*Calandrella brachydactyla*), que também são consideradas alvo de orientação de gestão (PSRN2000, 2008; Alcazar et al, S/D).

Mourão/Moura/Barrancos

Localizada no Alentejo Central e Baixo Alentejo possui 84.909 ha e abrange território dos municípios de Barrancos, Moura, Mourão e Serpa. Parte desta ZPE (47%) sobrepõe-se ao Sítio de Interesse Comunitário (SIC) de Moura/Barrancos (PSRN2000, 2008; Alcazar et al, S/D).

A paisagem é bastante heterogénea com extensas áreas agrícolas e florestais, vales dos afluentes do rio Guadiana, incluindo uma parte da albufeira do Alqueva. A agricultura inclui áreas com pastagens, culturas de cereal, olivais e vinhas. As áreas florestais estão bem representadas na ZPE e são dominadas por montados mais ou menos dispersos de azinho e de sobro (PSRN2000, 2008; Alcazar et al, S/D).

Relativamente à biodiversidade, a ZPE de Mourão/Moura/Barrancos é muito importante para a conservação das aves estepárias, pois é uma importante área de invernada para a abetarda, abriga a segunda maior população nacional reprodutora de sisão e é importante também para várias espécies de aves de presa, como o abutre-preto

(*Aegypius monachus*), a águia-real, a águia-imperial e a águia de bonelli. O peneireiro-das-torres desapareceu desta área recentemente, essencialmente devido à perda de locais de nidificação naturais, mas também devido a alterações nos biótopos de alimentação. No entanto a existência de abundantes recursos tróficos para a espécie justifica o investimento na criação de condições para o regresso da mesma, principalmente através da disponibilização de locais de nidificação (PSRN2000, 2008; Alcazar et al, S/D).

Caldeirão

Situada na região do Algarve e Baixo Alentejo, a ZPE possui 47.286 ha distribuindo-se pelos concelhos de Almodôvar, Loulé, São Brás de Alportel, Silves e Tavira. É marcada pela presença da serra do caldeirão, por sua vez entrecortada por pequenos rios e ribeiras em vales moderadamente encaixados (PSRN2000, 2008).

A vegetação atual caracteriza-se por extensas áreas de matos e montados de sobro, praticando-se ainda em algumas áreas o cultivo extensivo de cereais. Trata-se de uma importante área para conservação de aves de presa, destacando-se a ocorrência de um importante núcleo populacional de águia de bonelli, e de núcleos de águia-cobreira (*Circaetus gallicus*) e de bufo-real (*Bubo bubo*) (PSRN2000, 2008).

2.3. Índices de Importância Ecológica (IIE)

Para o cálculo dos Índices de Importância Ecológica (IIE) foi de grande utilidade o Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (2008), coligindo-se informação referenciada à rede UTM 10x10 km, num total de 1005 quadrículas. Foram calculados os IIE para 196 espécies de aves, de acordo com os autores Hiraldo & Alonso (1985), Millsap et al (1990), Palmeirim et al (1994) e Carvalho (2010) com os ajustes e adaptações tidos por necessários ao desenvolvimento deste trabalho (Figura 2). De grande relevância para o cálculo dos IIE revelou-se a obra referencial de Catry et al (2010), bem como bancos de dados como o *Bird Life International* e o *Human ageing Genomics resource*. Demais dados utilizados para o cálculo dos IIE foram obtidos em bibliografia demasiada extensa para ser citada individualmente, entretanto os principais trabalhos utilizados estão devidamente citados e constantes das referências bibliográficas.

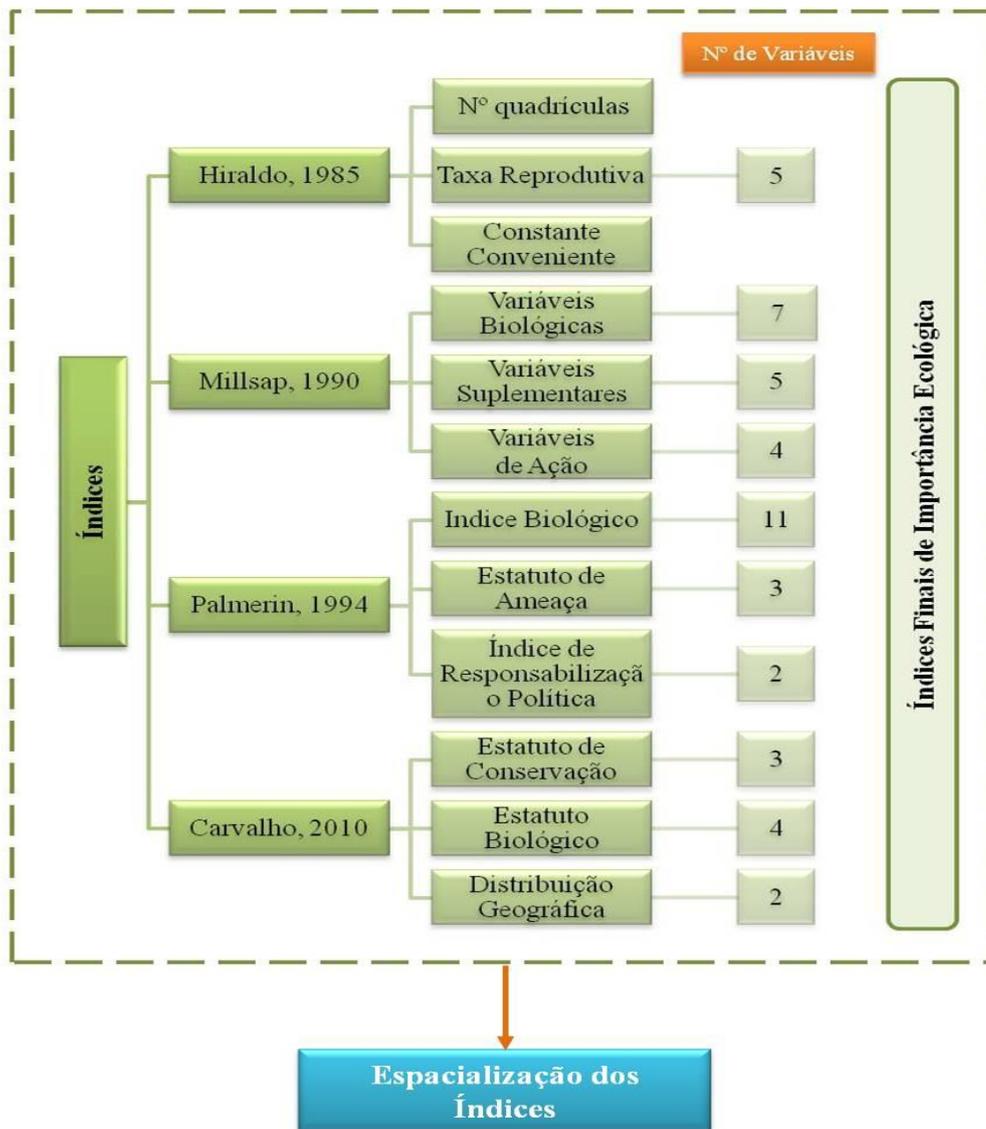


Figura 2 – Índices e Parâmetros utilizados para construção da base de dados e especialização dos índices.

Apesar do Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (2008) apresentar 235 espécies nidificantes, neste trabalho foram consideradas apenas 196, pois desconsiderou-se as espécies autóctones nidificantes nas ilhas (N= 16), espécies não autóctones com nidificação regular ou irregular (N = 14) e espécies autóctones sobre as quais faltam informações de base para cálculo dos índices, sendo elas cuco-rabilongo (*Clamator glandarius*), rolieiro (*Coracias garrulus*), calhandrinha-comum (*Calandrella brachydactyla*), calhandrinha-das-marismas (*Calandrella rufescens*), chasco-ruivo (*Oenanthe hispânica*), chasco-preto (*Oenanthe leucura*), pardal-francês (*Petronia petronia*), petinha-dos-campos (*Anthus campestris*) e grifo-pedrês (*Gyps rueppellii*).

2.3.1. Descrição dos Índices abordados nesse estudo

Sabe-se que não existe uma aproximação metodológica generalizada para definição de prioridades de conservação seja devido às características específicas de cada área, seja pelo tipo de informação biológica existente para as diferentes espécies (Palmeirim et al, 1994). É sabido também, que os diferentes índices são direcionados para determinados grupos e áreas. No caso de Hiraldo & Alonso (1985), o sistema foi desenvolvido para espécies de vertebrados terrestres, no caso de Carvalho (2010) o sistema foi concebido para répteis e anfíbios na Península Ibérica, já Palmeirim et al (1994) e Millsap et al (1990) foram dirigidos para um grupo maior, englobando mamíferos, répteis, anfíbios, aves e peixes.

Neste trabalho optou-se por comparar os diferentes índices de forma a avaliar o desempenho e a adequabilidade de cada um deles para o grupo taxonômico definido: aves nidificantes de Portugal Continental. Tendo por base as diferentes estratégias, critérios e formulações matemáticas que levaram à origem destes índices, o ensaio da sua aplicação, numa primeira fase à escala de Portugal Continental e posteriormente à escala local (ZPE), permitirá avaliar até que ponto índices elaborados para diferentes contextos de valoração faunística (ex. Hiraldo & Alonso, 1985) podem ser utilizados de forma direta ou com adaptações na prioritização de aves. Por outro lado, a comparação de diferentes índices, obriga a um maior espírito crítico sobre os critérios e ponderações utilizados na formulação dos mesmos, permitindo desta forma avaliar as vantagens e desvantagens em utilizar este ou aquele índice num contexto de hierarquização de espécies de aves sob o ponto de vista da sua importância ecológica.

Índice de Hiraldo e Alonso (1985)

Para obter o valor relativo de uma espécie do ponto de vista conservacionista, Hiraldo & Alonso (1985) consideram informações referentes à raridade da espécie, à sua tendência para aumentar ou diminuir, bem como características ecológicas, que tendem a torná-las mais vulneráveis do que outras espécies. Os autores assumem que as características reprodutoras (TR) de uma espécie estão relacionadas com o valor de conservação que se pretende estimar, essa relação é dada por $1/TR^{0,64}$. Por outro lado, consideram que o valor de uma espécie (risco de extinção) está inversamente relacionado com a área que ocupa neste caso o número de quadrículas. Essa relação é dada por $1/PR^{0,36}$.

O índice proposto tem a seguinte equação (Equação 1):

Equação 1

$$V = \left[\frac{1}{(TR^{0,64})(PR^{0,36})} \right] C$$

Onde: C = 100, tendo-se escolhido este valor de modo que 100 seja também o valor máximo de vulnerabilidade; PR = N° de Províncias (Quadrículas) onde a espécie ocorre segundo o Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (2008); TR= Taxa reprodutiva, que compreende valores entre 1 e 5, de acordo com os critérios da Tabela 1.

Tabela 1 - Critérios utilizados para determinação da taxa reprodutiva segundo Hiraldo e Alonso (1985).

Critérios	Descrição dos critérios
1 <i>Taxa de reprodução muito baixa</i>	A maturidade sexual é alcançada ao redor do 4 ^a /5 ^a ano de vida. A reprodução ocorre com uma periodicidade anual ou bianual. O número de nascidos em cada época reprodutiva não supera dois exemplares, excepcionalmente pode chegar a quatro. Neste grupo incluem-se, entre outros, os abutres e grandes águias.
2 <i>Taxa de reprodução baixa</i>	A maturidade sexual é alcançada no 2 ^a ou 3 ^a ano, verificando-se apenas uma reprodução ao ano. O número de crias não supera quatro, excepcionalmente quando a maturidade é alcançada mais tardiamente, pode chegar a seis crias. Neste grupo incluem-se, por exemplo, os falconiformes de tamanho médio, as cegonhas branca e negra.
3 <i>Taxa de reprodução média</i>	A maturidade é alcançada no primeiro ano de vida, excepcionalmente no segundo, apresentam uma única reprodução anual, variando o número de nascidos entre 3 e 12. Neste grupo podem-se incluir as perdizes e os patos, entre outros.
4 <i>Taxa de reprodução alta</i>	A maturidade sexual é alcançada no primeiro ano de vida, apresentam varias reproduções por ano, o número de nascidos pode variar de 3 a 12. Muitos passeriformes pertencem a este grupo.
5 <i>Taxa de reprodução muito alta</i>	A maturidade sexual é alcançada em poucos meses, possuem várias reproduções ao ano e o número de nascidos pode ser muito alto (mais do que 12).

Uma vez que este índice foi desenvolvido para aplicação em vertebrados terrestres, para entender melhor seu desempenho, optou-se por realizar duas abordagens diferentes:

- 1) A primeira englobando todas as espécies desse estudo, não excluindo pois aquelas que não cumprem os critérios de seleção definidos pelos autores;
- 2) E a segunda, considerando os critérios indicados pelos autores para seleção das espécies. Para tanto foram excluídas: a) todas as espécies relacionadas diretamente ao mar e a massas de águas interiores, por estas comunidades se encontrarem valoradas a partir dos critérios da convenção de Ramsar; b) todas as espécies cujas populações estejam submetidas a um contínuo manejo por parte do homem, ou seja, todas as espécies cinegéticas; c) espécies de distribuição restrita ou muito reduzida em Portugal também não foram consideradas por não terem existido ou existirem na atualidade habitats adequados para elas, neste caso foram excluídas as espécies que nidificam em menos de 10 quadrículas de acordo com o Atlas das Aves Nidificantes em Portugal; d) espécies introduzidas artificialmente na Península Ibérica; e) invernantes ou migradoras de passagem considerando apenas espécies que se reproduzem em Portugal Continental; f) foram consideradas apenas espécies de fácil detecção.

Índice de Millsap et al (1990)

O sistema de hierarquização desenvolvido por Millsap et al (1990), utiliza variáveis que foram categorizadas e divididas em três grupos: (1) variáveis biológicas, que levam em conta as tendências populacionais das espécies bem como sua dimensão e distribuição, especializações ecológicas e potenciais reprodutivos; (2) variáveis de ação, que medem o estado atual do conhecimento e o grau de esforço de conservação; (3) variáveis suplementares, que refletem vários atributos biogeográficos, sistemáticos e políticos. Os mesmos autores estabeleceram categorias para descrever a gama de variação dentro de cada uma das variáveis. Para as variáveis biológicas e ação, os pontos foram atribuídos a cada categoria com cada variável no valor de um máximo de 10 pontos, a soma dessas variáveis rendeu uma pontuação biológica, onde maior a pontuação indica uma maior vulnerabilidade, e uma pontuação de ação, onde as pontuações altas demonstram que a espécie é pouco conhecida. (Tabela 2).

Tabela 2 - Sistema para elaboração da hierarquização das espécies segundo Millsap et al (1990)

Variáveis Biológicas	Variáveis de Ação	Variáveis suplementares
1. Dimensão populacional	1. Conhecimento da distribuição em Portugal	1. Significância sistemática dos <i>taxa</i> .
2. Tendência populacional global	2. Conhecimento da tendência populacional	2. Percentagem de ocorrência do <i>taxon</i> em Portugal
3. Área de distribuição em Portugal	3. Conhecimento das limitações populacionais	3. Tendência populacional em Portugal.
4. Tendência da área de distribuição	4. Ações de gestão	4. Período de ocorrência
5. Concentração populacional		5. Exploração do <i>taxon</i> em Portugal.
6. Potencial reprodutor		
a) Número médio de ovos ou crias produzidas por fêmea adulta por ano		
b) Idade aquando da primeira reprodução		
7. Especialização ecológica		
a) Especialização da dieta		
b) Especialização reprodutiva		
c) Outras especializações		

Índice de Palmeirim et al (1994)

Para o sistema de ordenação proposto por Palmeirim et al (1994), utilizou-se um conjunto de variáveis biológicas geralmente disponíveis, as quais foram separadas em dois conjuntos:

- a) Variáveis que exprimem a sensibilidade das espécies em função das suas características biológicas, ecológicas, demográficas, etc.
- b) Variáveis que exprimem a relevância das populações em função da representatividade relativa das populações existentes da região no contexto nacional e internacional, e o seu interesse biogeográfico, sistemático, etc.

Cada variável foi dividida em categorias correspondentes a uma pontuação entre 0 (zero) e 10 (dez). Para o cálculo dos índices de sensibilidade e relevância relativamente a cada espécie, adicionaram-se os pontos correspondentes às várias variáveis de cada grupo, e dividiu-se o total pelo número de variáveis utilizadas para o seu cálculo. Para a obtenção das prioridades de conservação, calculou-se um índice biológico, igual à média dos índices de sensibilidade e relevância. Este índice não considera o estatuto atual de ameaça, porém o mesmo foi calculado com vista ao apoio de futuras tomadas de decisão. Para além do índice biológico e o estatuto de ameaça, foi calculado um índice de responsabilização política, como base no estatuto das espécies em convenções internacionais. Todavia esse índice não foi considerado na hierarquização final, pois não reflete necessariamente realidades biológicas definidas. Contudo, optou-se por calculá-lo a fim de propiciar um elemento adicional em processos de tomada de decisão, e também como o intuito de verificar qual a relação entre o estatuto das espécies definido biológica e politicamente (Tabela 3).

Tabela 3 - Sistema para elaboração da hierarquização das espécies segundo Palmeirim et al (1994).

Índice Biológico		Estatuto de ameaça	Índice de Responsabilização Política
<i>Sensibilidade</i>	<i>Relevância</i>		
1. Tendência global da população	1. Distribuição global	1. Estatuto no Livro Vermelho Português (Livro vermelho dos vertebrados de Portugal)	1. Convenção de Bona
2. Tendência da população Portugal	2. Distribuição em Portugal	2. Estatuto no Livro Vermelho Espanhol (Libro rojo de las aves de España)	2. Convenção de Berna
3. Concentração da população	3. Período de ocorrência	3. Estatuto no Livro Vermelho da IUCN	
4. Potencial reprodutor a) Fecundidade b) Idade da primeira maturação	4. Singularidades		
5. Especialização do habitat			
6. Nível trófico			
7. Biomassa média individual			

Índice de Carvalho (2010)

No índice proposto por Carvalho (2010) as espécies foram classificadas de acordo com sua prioridade de conservação e vulnerabilidade. Três conjuntos de variáveis foram avaliadas para cada espécie: o estatuto de conservação (CS), o estatuto biológico (BS) e a distribuição geográfica (GR). Estas variáveis foram combinadas em um índice que varia de 0 (zero) a 100 (cem). Para tanto foi utilizada a Equação 2, onde *i* é a espécie.

Equação 2

$$Ranki = \frac{\left(\frac{CSi+BSi+GRi}{3}\right)^5}{max\left[\left(\frac{CS+BS+GR}{3}\right)^5\right]} \times 100$$

O Estatuto de conservação de cada espécie foi calculado com base em um modelo de três variáveis categóricas: estatuto no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (PTRB), estatuto no Livro Vermelho Espanhol (Libro rojo de las aves de España) (ESRB) e estatuto de conservação Europeu (EC) - Directiva Habitats (92/43/CEE), conforme Equação 3, onde *i* é a espécie.

Equação 3

$$CSi = \frac{\frac{PTRBi+ESRB i}{2} + ECi}{3}$$

O estatuto biológico (BS) de cada espécie foi calculado com base em um índice com quatro variáveis categóricas: fecundidade anual (AF), idade da maturidade sexual das fêmeas (AFSM), especialização trófica (TS) e biomassa média individual (MIB).

A fecundidade anual refere-se ao número médio de ovos ou jovens por ano produzido pelas fêmeas adultas; idade da maturidade sexual refere-se à idade mínima de reprodução das fêmeas; especialização trófica refere-se à posição na cadeia trófica de espécies e biomassa média individual refere-se ao peso corporal. O estatuto biológico (BS) de cada espécie foi calculado de acordo com Equação 4, onde *i* é a espécie.

Equação 4

$$BSi = \frac{AF + AFSM + TS + MIB}{4}$$

A distribuição geográfica de cada espécie foi calculada com base em um índice com duas variáveis: distribuição global (GD) e distribuição ibérica (ID). Essas variáveis refletem o grau de raridade das espécies em escalas global e ibérica.

O índice de distribuição geográfica (GR) de cada espécie foi calculado de acordo com a Equação 5, onde *i* é a espécie,

Equação 5

$$GR_i = \frac{GD_i + ID_i}{2}$$

Todas as pontuações e ponderações utilizadas em todos os índices estão demonstradas no anexo I.

2.4. Sistema de Informação Geográfica (SIG) e Espacialização dos IIE

2.4.1. Os Sistemas de Informação Geográfica e a Conservação da biodiversidade

Os sistemas de informações geográficas (SIG) são ferramentas cada vez mais utilizadas nos processos de planificação econômica, territorial e ambiental e têm-se revelado de grande utilidade no apoio às decisões que envolvem a conservação da biodiversidade (Miranda et al, 1996; ESRI, 2007)

A possibilidade de utilizar a tecnologia SIG como ferramenta para monitorar a qualidade do habitat, a dinâmica populacional de animais selvagens e o consumo de recursos é essencial para atingir objetivos de conservação. A tecnologia SIG é uma ferramenta eficaz para a visualização, análise e gestão de dados da vida selvagem em áreas onde é necessário implantar medidas de conservação. Os aspectos espaciais e temáticos de tecnologia SIG permitem aos usuários sobrepor vários dados para delinear e prever o futuro dos recursos naturais, e da vida selvagem. Este geoprocessamento permite melhor subsidiar tomadas de decisões no estabelecimento de programas que visem conservar o ambiente e os recursos naturais (ESRI, 2007). Atualmente os SIG são indispensáveis para o estudo de quaisquer variáveis ou fenômenos que se distribuam espacialmente. Sua aplicação é extremamente diversificada sendo utilizada em diversas áreas como ecologia, biologia, geografia, entre outras, variando em escalas que vão desde nível local até mundial. Constituem hoje uma das mais importantes tecnologias disponíveis para ordenamento territorial, planejamento e manejo de recursos naturais.

Sua contribuição é fundamental para inventários e monitoramentos, interpretação da paisagem, formulação de políticas de uso e ocupação do solo e tomadas de decisões (Mattos & Miranda, 1997).

Existem vários exemplos na literatura sobre o uso de SIG, seja a cerca da localização e eficiência das áreas protegidas (Lee et al, 2002; Araújo et al, 2007; Joppa & Pfaff, 2009), seja em estudos sobre a biodiversidade (Pedersen et al, 2004; Nelson et al, 2005; Li & Nigh, 2011; Albuquerque et al, 2012) entre muitos outros.

Os estudos mencionados, entre outros que não foram aqui citados, atestam a importância e a operacionalidade dos SIG como ferramentas metodológicas para a produção e integração de informações georreferenciadas sobre o meio ambiente. Eles comprovam sua eficiência e eficácia na estruturação de bases cartográficas digitais, na recuperação, visualização, edição, atualização, manipulação automática e expressão dos dados armazenados. Nas mais diversas aplicações, os SIG, principalmente quando integrados a tecnologia de sensoriamento remoto, permitem a caracterização, a representação e o monitoramento de fenômenos ambientais de forma: precisa, atual, operacional, detalhada e eficiente (Mattos & Miranda, 1997).

2.4.2. Espacialização dos IIE

A espacialização consistiu num processo de integração dos valores dos IIE calculados para cada espécie numa base de dados geográfica criada para o efeito. A espacialização destes valores permite avaliar a importância relativa de cada local com base nos valores de biodiversidade a ele associados. Assim, para cada quadrícula da rede UTM 10x10 km, doravante referida como uma unidade de planejamento, foi possível a atribuição de um valor de IIE para cada índice estudado. Para tal, os dados relativos à distribuição das espécies de aves foram inseridos no ArcGis 9.3. A soma dos IIE das diferentes espécies presentes em cada unidade de planejamento permitiu atribuir-lhe um valor para cada um dos índices utilizados (Figura 3)

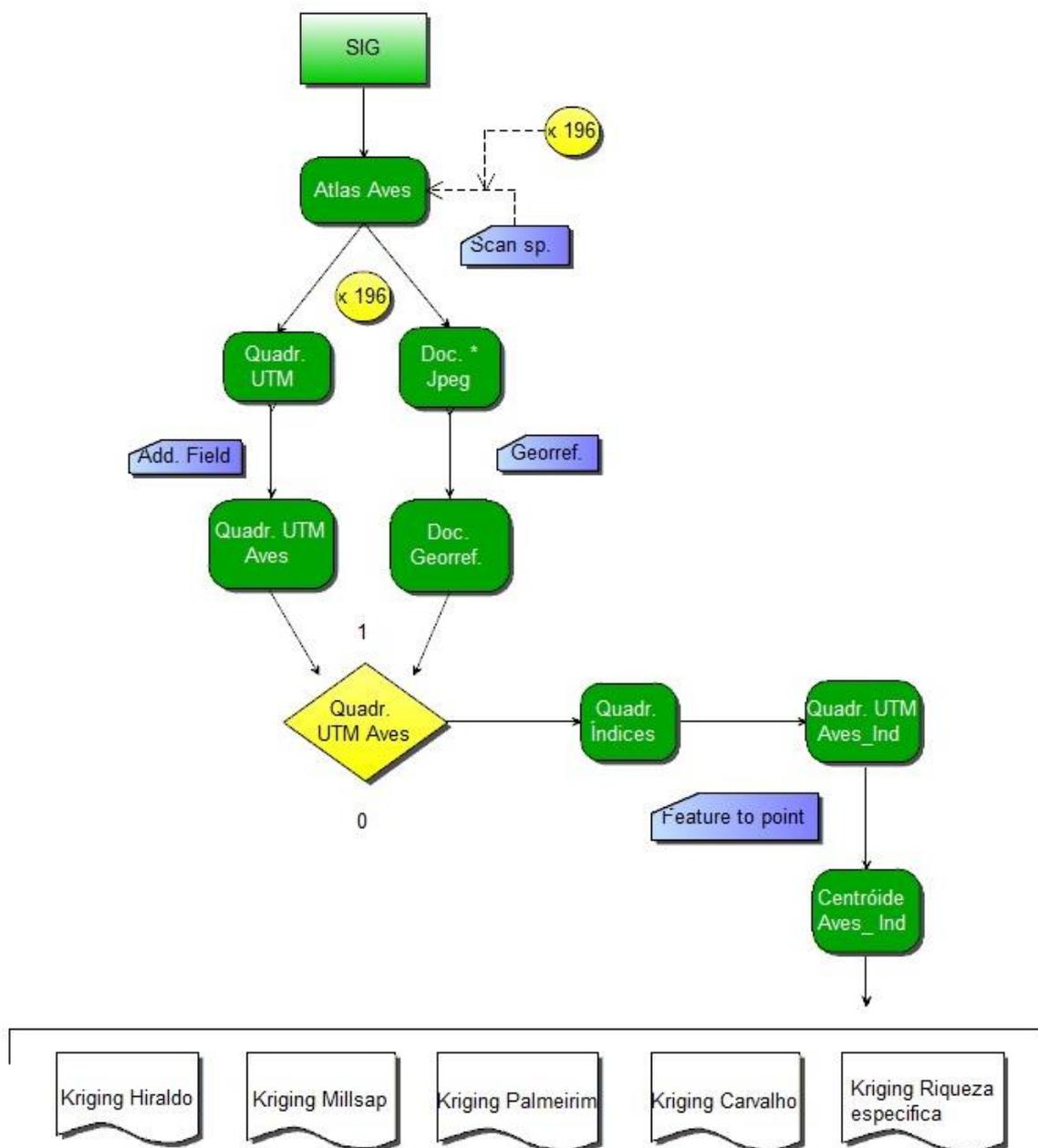


Figura 3 – Fluxograma resumindo os passos seguidos no ambiente SIG para elaboração dos mapas de dados.

Dado que um dos objetivos deste estudo é a comparação dos valores dos IIE em três ZPE e respectivas áreas envolventes, analisando se os contornos destas abrangem de fato os locais que apresentam os valores mais elevados, foi necessário obter mapas de distribuição espacial com uma resolução mais fina. Para tal foram criados mapas de valores a partir de métodos de interpolação espacial utilizando os centróides de cada unidade de planejamento (Figura 4).

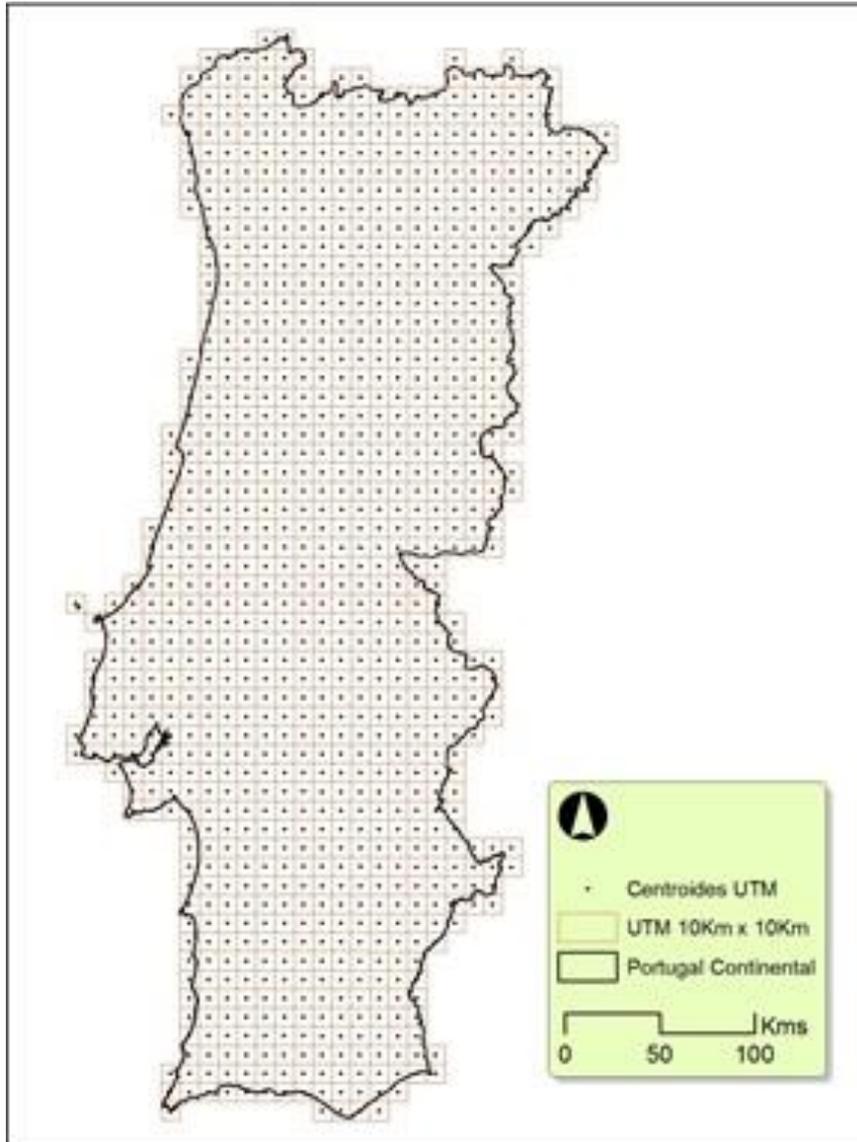


Figura 4 - Centróides e Quadrículas UTM 10x10 Km

A cada um destes pontos foram atribuídos os valores de IIE calculados para a respectiva unidade de planeamento.

A interpolação espacial consiste na utilização de pontos com valores conhecidos para estimar valores de outros pontos cujos valores se desconhecem. Existem diversos métodos de interpolação disponíveis atualmente, recorrendo-se neste estudo ao método Kriging por ser considerado um dos interpoladores mais poderosos (Soares, 2006). Este método pode empregar-se seguindo dois diferentes procedimentos: o *Universal* e o *Ordinary*. O primeiro utiliza-se em casos em que sabemos à partida que os dados seguem um determinado padrão. O segundo adequa-se mais aos casos em que não sabemos se os dados têm uma tendência. É o mais utilizado e foi o aplicado neste trabalho (Cabral, 2008).

2.5. Extração dos valores de IIE para as ZPE de estudo e áreas envolventes

Para avaliar se as unidades de planejamento que apresentaram maiores índices biológicos estão abrangidas pelas ZPE estudadas, foram criados mapas de interpolação apenas considerando as espécies alvo em cada ZPE, a fim de verificar se os IIE daquele grupo de espécies são efetivamente mais altos dentro das ZPE constituídas para proteção das mesmas. Foram consideradas apenas as espécies alvo de gestão em cada ZPE por constituírem um grupo determinante para a classificação da correspondente área, apesar de haver outras espécies que foram, de certa forma, consideradas na delimitação e localização da área classificada.

2.6. Análises Estatísticas

Após o cálculo dos índices e sua espacialização pelos métodos já mencionados, considerou-se pertinente avaliar em que medida estes índices poderiam ser utilizados para delimitar as ZPE estudadas. Para tanto, foram escolhidos pontos aleatórios dentro e fora de cada ZPE. O número de pontos foi determinado de acordo com o tamanho de cada área, sendo que para a maior delas, Mourão/Moura/Barrancos (80.608 ha), utilizaram-se 1000 pontos. Para avaliar se houve diferenças significativas entre os pontos dentro das ZPE, para os pontos fora da mesma, foram feitos *Buffers* de 1, 3 e 5 km. Nas bandas entre os *Buffers*, também foram definidos pontos aleatórios. A partir de então se pode construir a tabela de dados para as análises estatísticas (Figura 5).

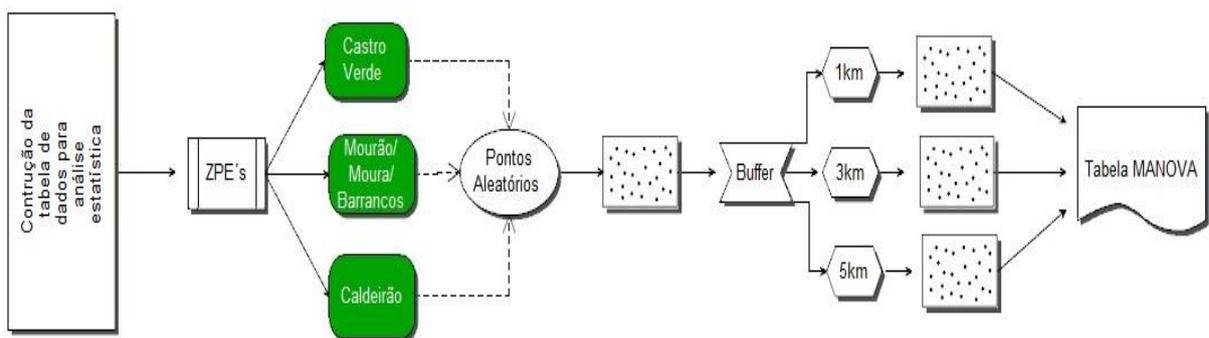


Figura 5 - Fluxograma dos passos seguidos para construção da tabela de dados para análises estatísticas.

Para avaliação das significâncias, os *buffers* foram divididos em quatro classes de distância a partir do limite exterior de cada ZPE, nomeadamente a classe 0 (valores dos índices dentro da ZPE), classe 1 (valores dos índices existentes numa faixa de 1km a partir do limite da ZPE), classe 3 (valores dos índices existentes numa faixa de 3km a

partir do limite da ZPE) e classe 5 (valores dos índices existentes numa faixa de 5km a partir do limite da ZPE) (Figura 6).

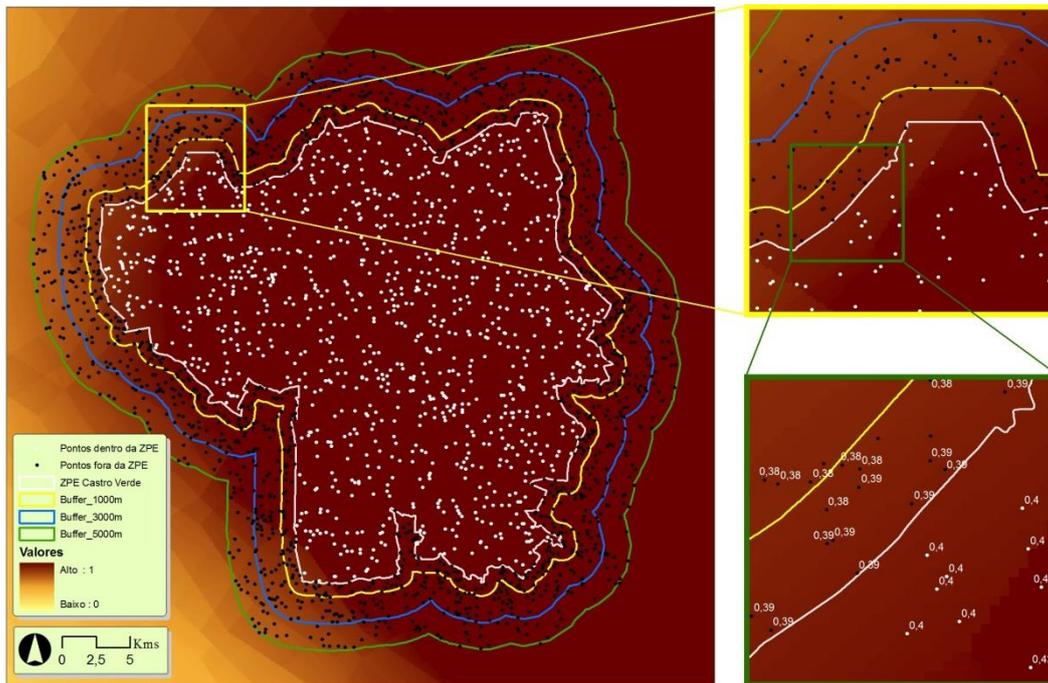


Figura 6 – Exemplificação do método utilizado para extração de pontos e valores para análises estatísticas.

Caso as diferenças de um determinado índice entre a classe 0 (zero) e as restantes fossem estatisticamente significativas, e sendo os valores do índice superior na classe 0 (zero) comparativamente com as restantes, poder-se-á concluir que o índice é um bom critério para a delimitação da ZPE.

Assim, para avaliar a significância do fator “distância” sobre os valores dos quatro índices estudados utilizou-se a Análise de Variância Multivariada (MANOVA) (Maroco, 2007). Após a verificação de que o fator “distância” possuía efeito estatisticamente significativo sobre os valores dos índices foi efetuado o teste *post-hoc* HSD de Tukey para avaliar qual ou quais das classes de distância são significativamente diferentes relativamente aos valores dos índices. Os testes estatísticos foram feitos com o software SPSS (v. 13.0, SPSS Inc. Chicago, IL).

3. RESULTADOS

3.1. Índices de Importância Ecológica por espécie

Os cálculos dos valores dos índices biológicos variaram de acordo com cada abordagem. Devido à extensão dos dados, são apresentadas apenas as dez primeiras

espécies consideradas prioritárias para cada índice. Os valores de todas as espécies são apresentados no Apêndice I.

O índice de Hiraldo & Alonso (1985) (máx = 100) , quando abordamos todas as espécies desse estudo, apresentou um valor máximo de 100 para três espécies, nomeadamente, a gaivota-de-asa-escura (*Larus fuscus*), o painho-da-madeira (*Oceanodroma castro*) e o arau-comum (*Uria aalge*), sendo estas, de acordo com aquele índice, consideradas prioritárias para conservação (Figura 7).

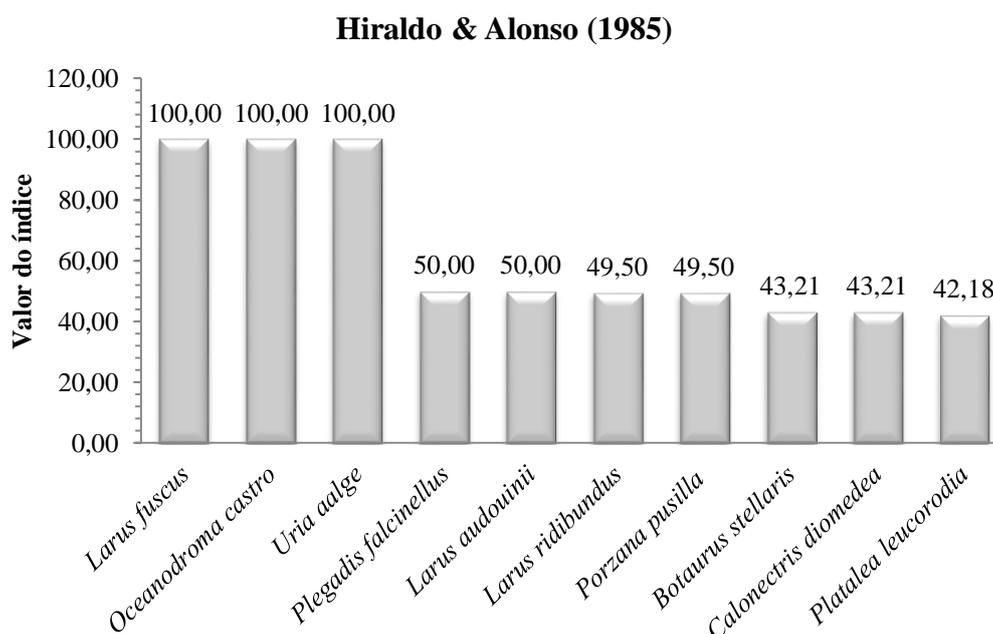


Figura 7 - Priorização de espécies de acordo com índice de Hiraldo & Alonso (1985)

O mesmo índice, após a aplicação dos critérios de seleção definidos pelos autores, apresenta um valor máximo de 36,06 e prioriza as seguintes espécies: águia-imperial (*Aquila adalberti*) (36,06), grifo-comum (*Gyps fulvus*) (29,75) e peneireiro-das-torres (*Falco naumanni*) (27,81) (Figura 8). O Ranking com os valores de todas as espécies é apresentado no Apêndice II.

Hiraldó & Alonso (1995) com critérios

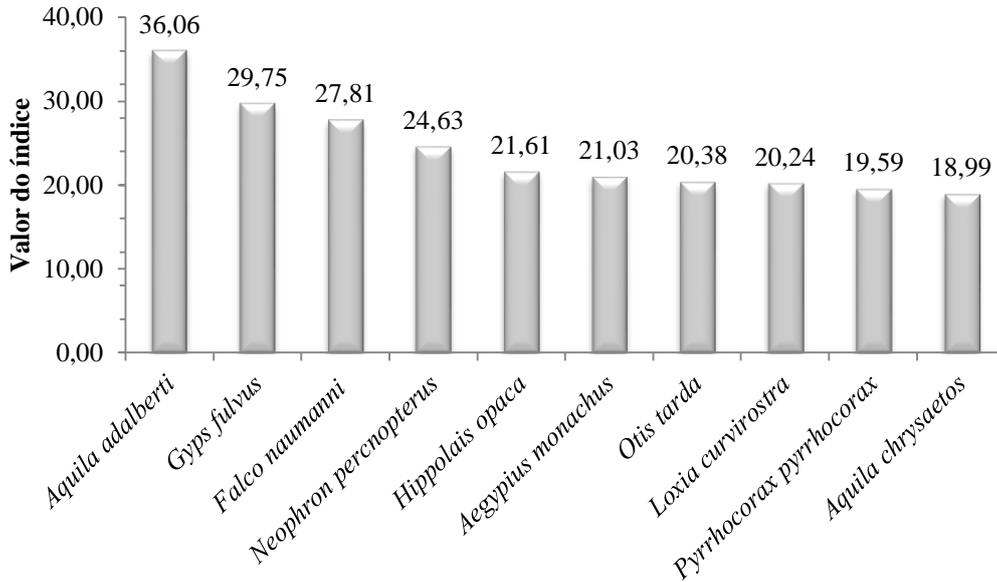


Figura 8 - Priorização de espécies de acordo com índice de Hiraldó & Alonso (1985) considerando critérios definidos pelos autores.

O índice de Millsap et al (1990) (máx = 70) apresentou um valor máximo de 51,30. As espécies com maiores valores foram a águia-imperial (IIE = 51,30), a narceja-comum (*Gallinago gallinago*) (IIE = 51,00), e o guincho-comum (*Larus ridibundus*) (IIE = 49,00) (Figura 9).

Millsap et al (1990)

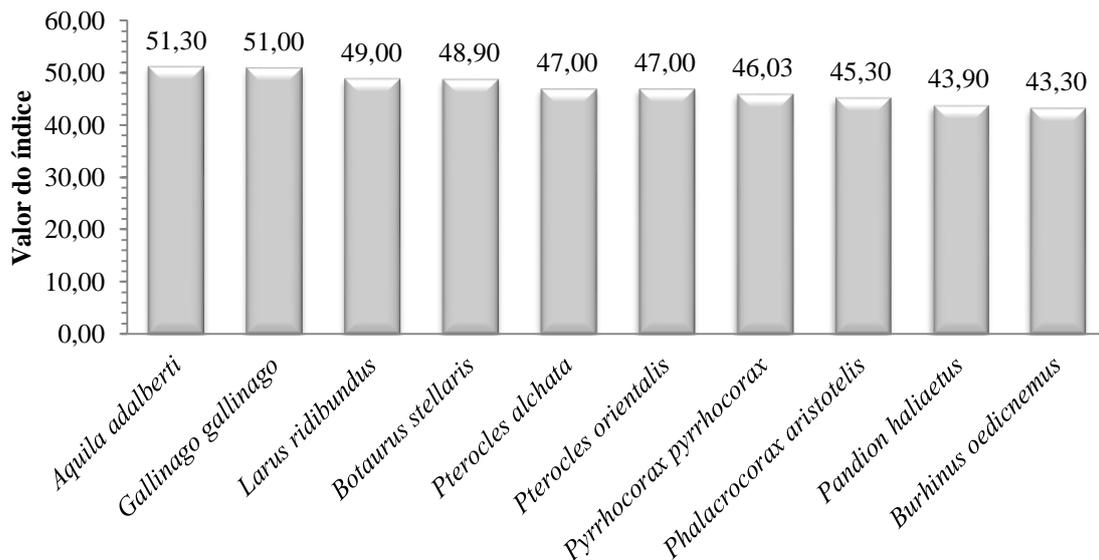


Figura 9 - Priorização de espécies de acordo com índice de Millsap

O índice de Palmeirim et al (1994) (máx = 10) apresentou um valor máximo de 8,04 pertencente à espécie águia de bonelli, seguida pela narceja-comum (*Gallinago gallinago*) (IIE= 7,32) e o abetouro-comum (*Botaurus stellaris*) (IIE= 7,29) (Figura 10).

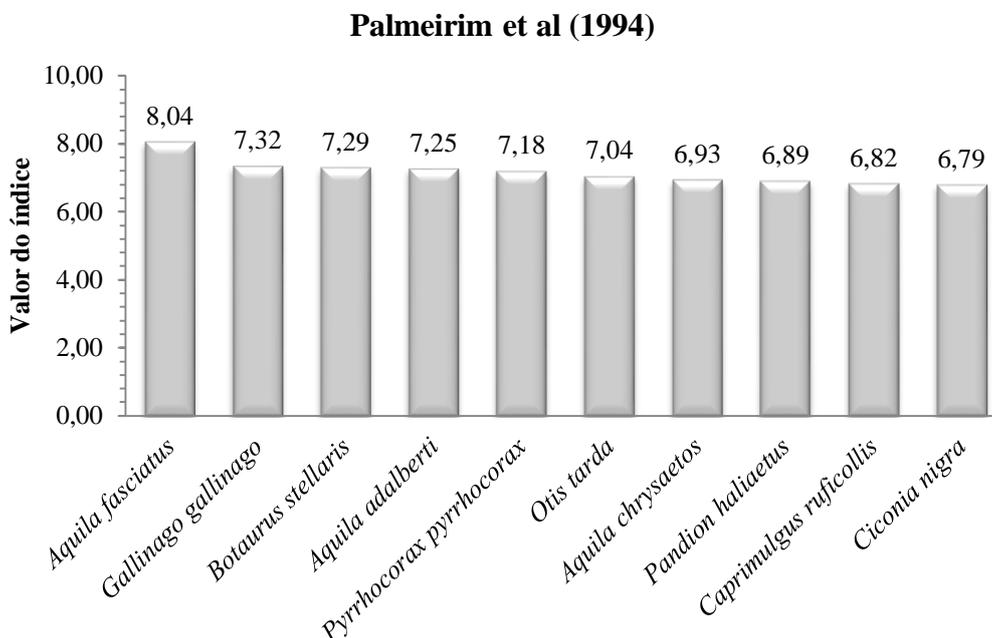


Figura 10 - Priorização de espécies de acordo com índice de Palmeirim

Já o índice de Carvalho (2010) (máx = 100) apresentou um valor máximo de 65,21 para a águia imperial ibérica, seguindo-se o abetouro-comum (IIE=63,76) e o arau-comum (IIE= 51,89) (Figura 11).

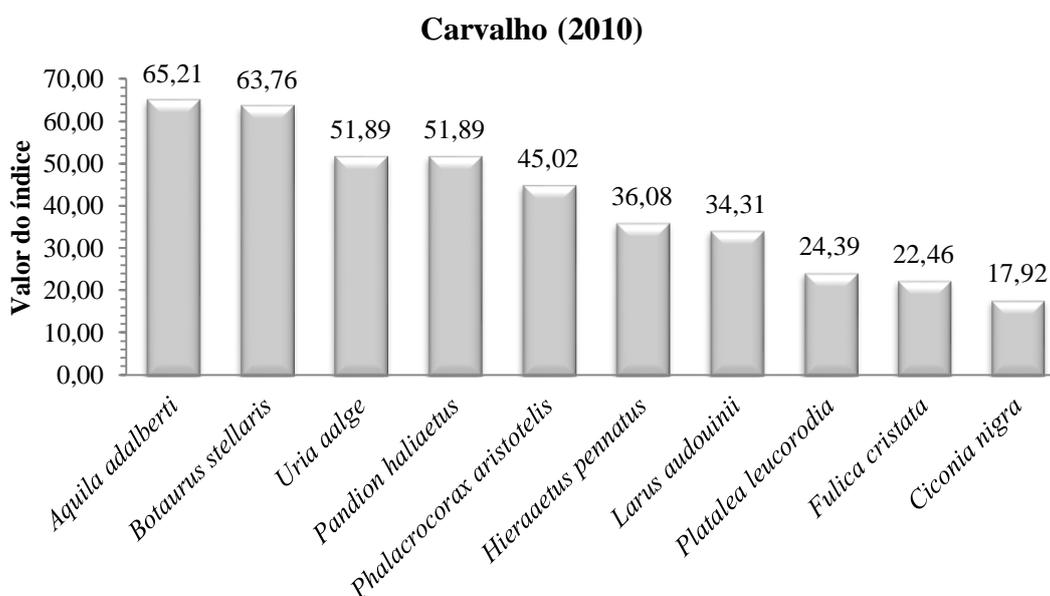


Figura 11 - Priorização de espécies de acordo com índice de Carvalho.

Quando analisamos as primeiras dez espécies em cada índice nota-se que há um grupo de espécie que aparece neste ranking nos quatro índices, ou pelo menos em três

deles, embora em posições distintas, nomeadamente: abetouro-comum, águia-imperial e águia-pesqueira (*Pandion haliaetus*) (Figura 12).

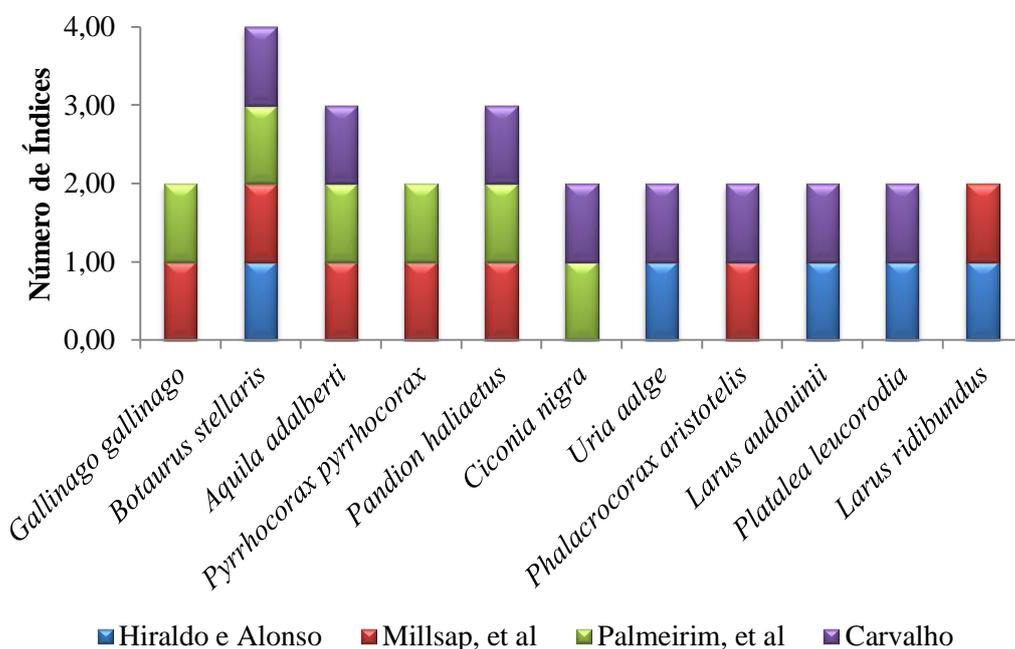


Figura 12 - Valoração das dez primeiras espécies pelos diferentes índices

3.2. Índice de Importância Ecológica por unidade de planeamento

Para cada unidade de planeamento o IIE foi calculado a partir da soma dos IIE de todas as espécies nela presentes. Para efetuar comparações entre diferentes unidades, os valores de IIE foram padronizados de modo a variar entre 0 (baixo) e 1 (alto). Ainda para efeito de comparação foi calculada a riqueza específica de cada unidade de planeamento, com vista a detectar eventuais diferenças entre o IIE e a riqueza específica nas diferentes unidades (Figura 13)

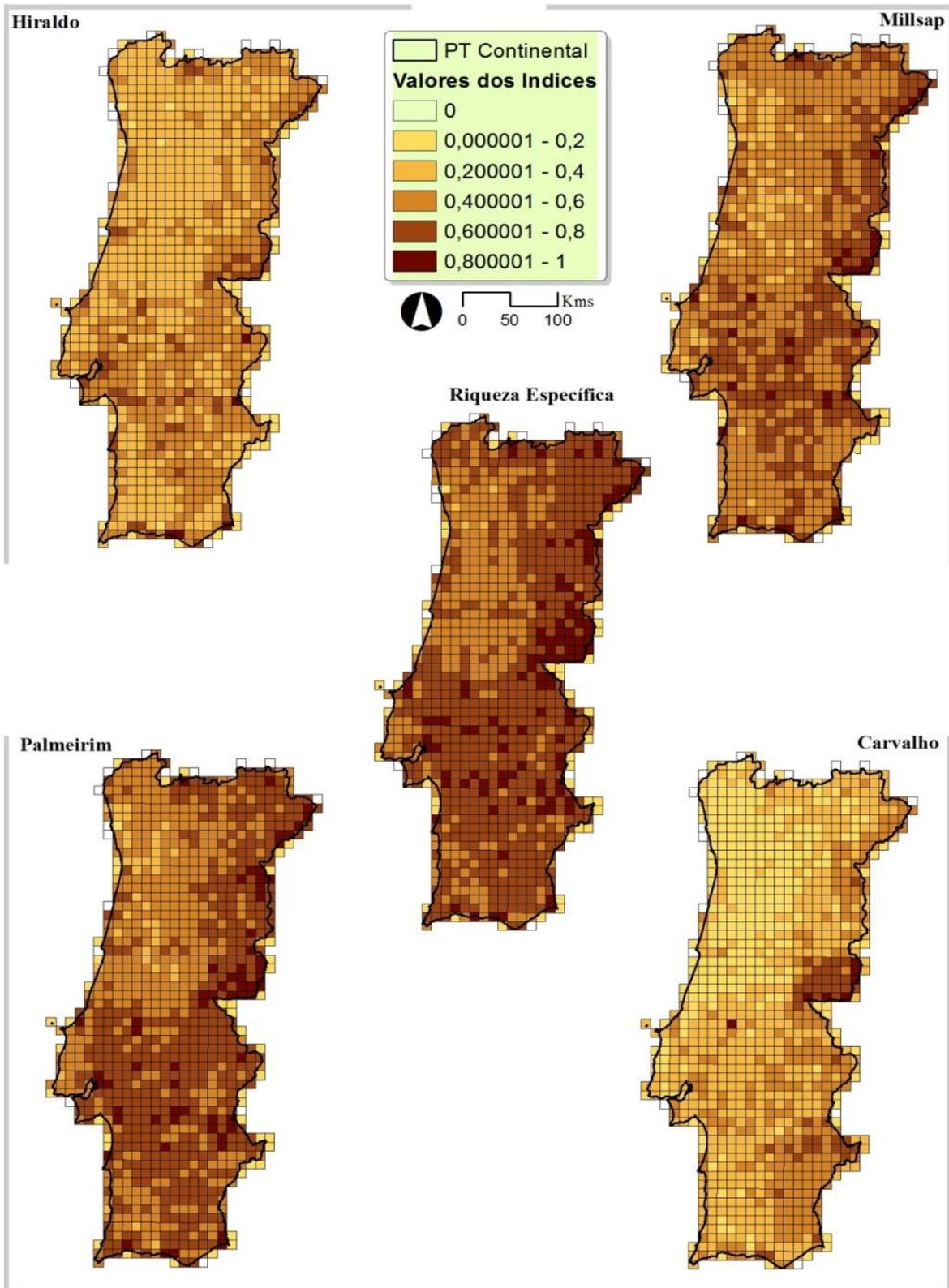


Figura 13 - Espacialização dos IIE de acordo com os quatro índices utilizado e a riqueza específica

3.3. Interpolação dos Índices de Importância Ecológica

Após a espacialização dos IIE, também para fins comparativos foram obtidos mapas de interpolação dos quatro índices utilizados considerando todas as espécies abordadas e a riqueza específica. Para o índice de Hiraldo & Alonso (1985), foram consideradas as duas abordagens já citadas anteriormente, para tanto foram elaborados dois mapas distintos (Figura 14). Nas figuras 15 e 16, os mapas de interpolação referentes ao índice de Hiraldo & Alonso (1985) consideram todas as espécies.

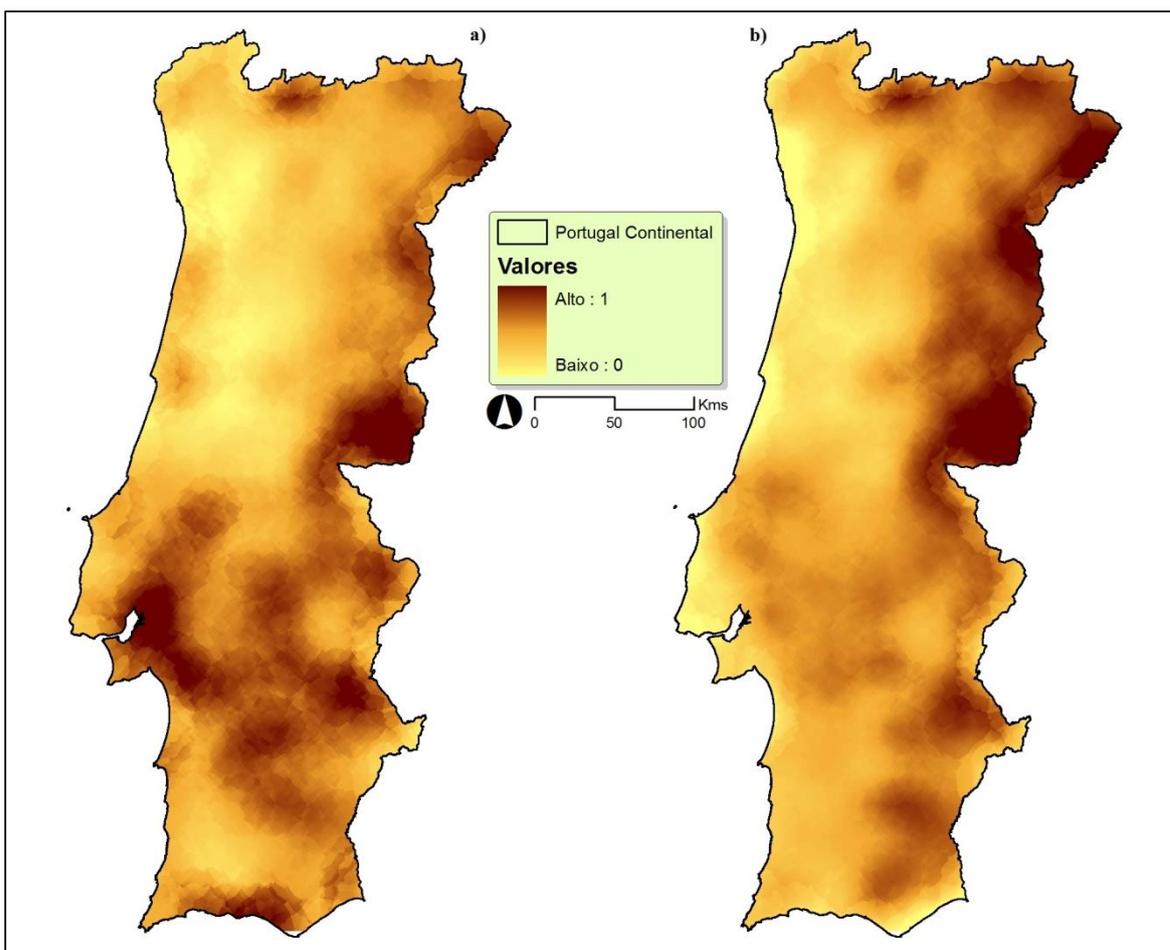


Figura 14 - Mapas de interpolação dos valores de IIE de acordo com Hiraldo & Alonso (1985) considerando duas abordagens distintas; a) considerando todas as espécies; b) considerando as espécies que cumprem os critérios determinados pelos autores.

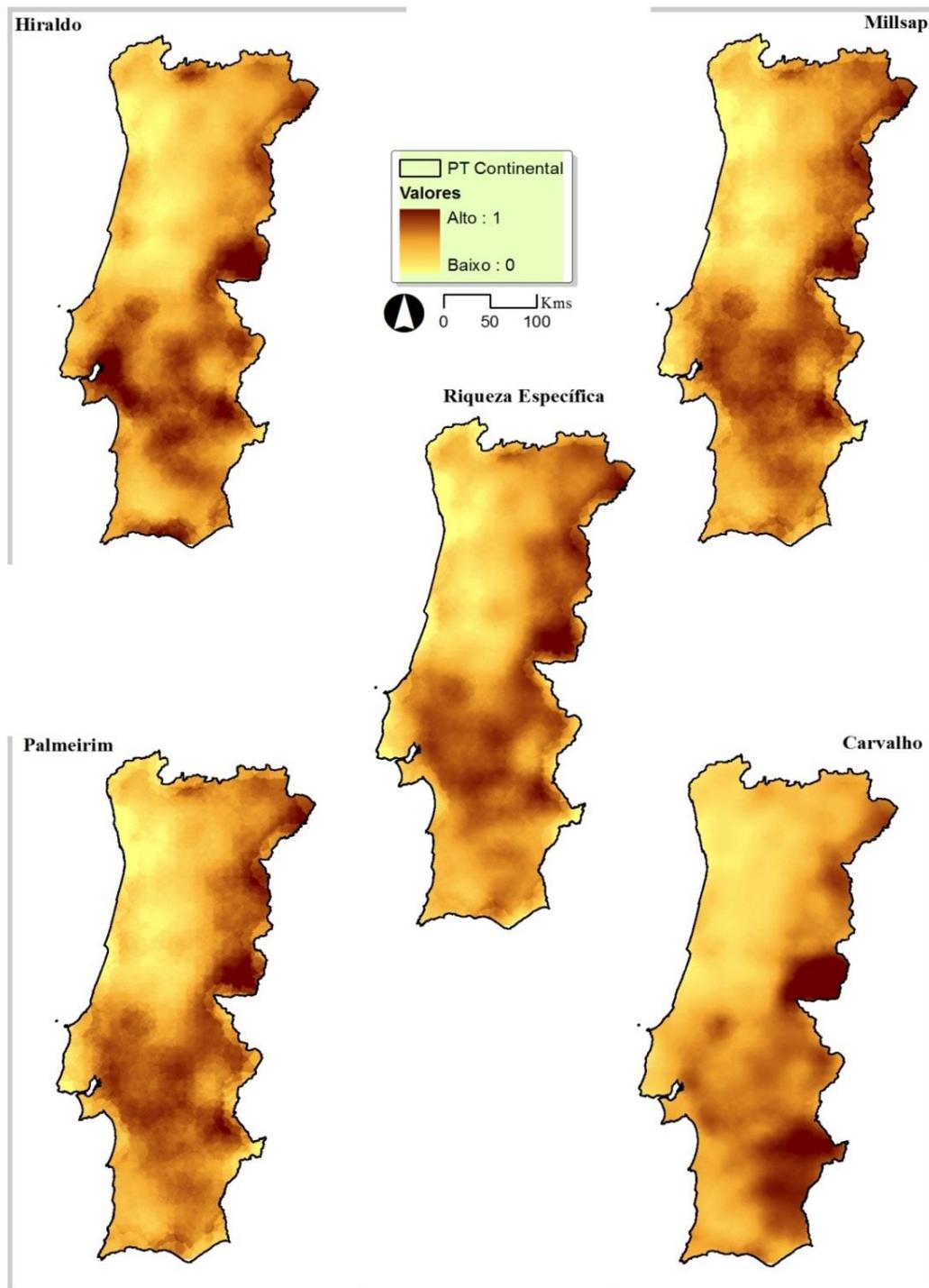


Figura 15 - Mapa de interpolação dos quatro índices utilizados considerando todas as espécies abordadas nesse estudo e mapa de interpolação da riqueza específica.

3.4. Índices de Importância Ecológica *versus* ZPE

Após a padronização dos dados e interpolação dos mesmos, foi possível obter mapas comparativos, entre as ZPE estudadas nesse trabalho, os diferentes índices utilizados e a riqueza específica (Figura 16).

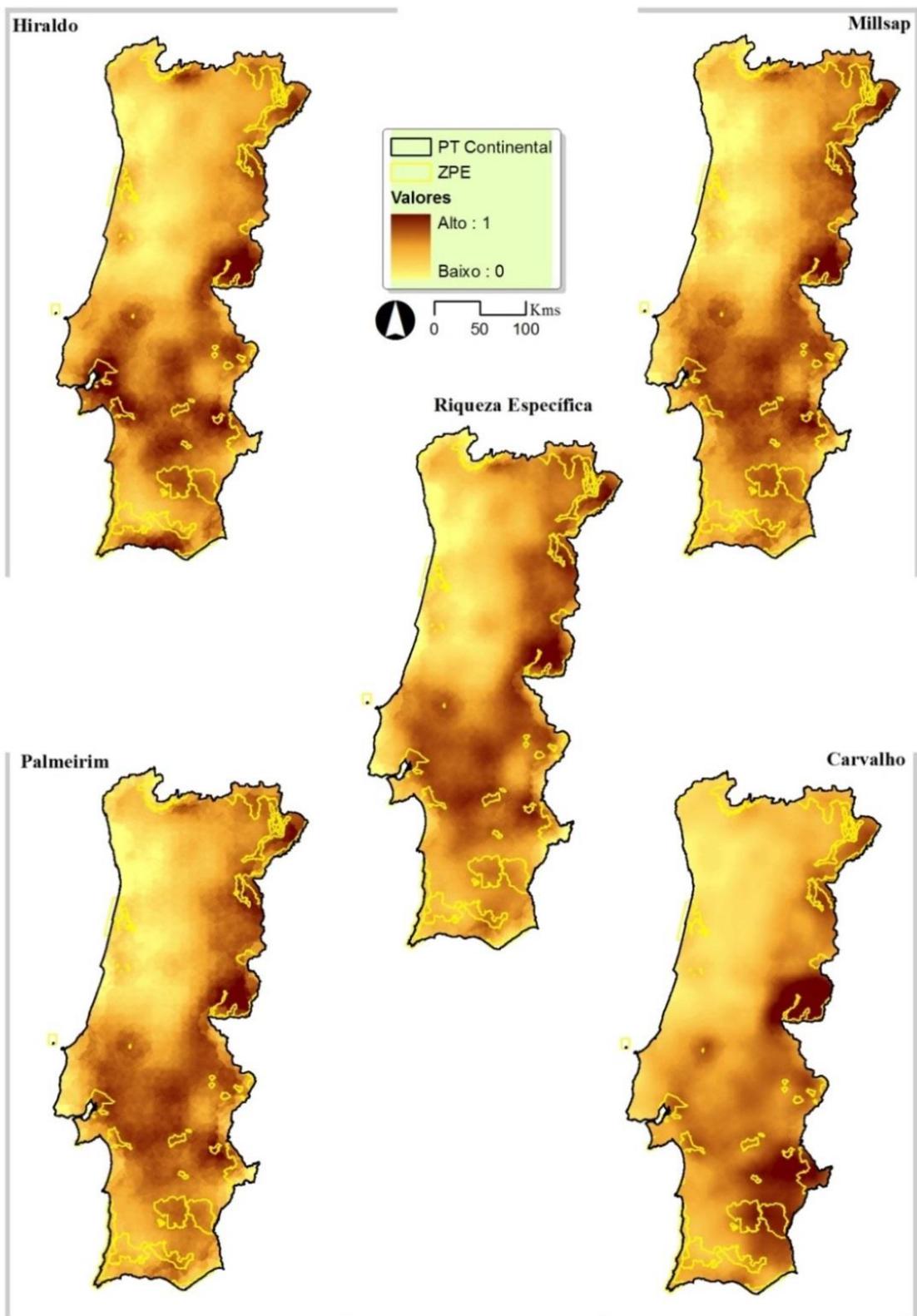


Figura 16 - Mapa de interpolação dos quatro índices utilizados considerando todas as espécies abordadas nesse estudo, mapa de interpolação da riqueza específica e delimitação das ZPE de Portugal Continental.

Após comparação visual dos dados obtidos, notaram-se as diferentes respostas quando comparamos os IIE e a riqueza específica, considerando todas as espécies de aves nesse estudo. Constatou-se que os valores IIE calculados para as diferentes unidades de planejamento não se encontram diretamente relacionados com a riqueza específica. Por outro lado, a localização das ZPE tende a coincidir com elevados valores de IIE quando consideradas apenas as espécies alvo de gestão. Por se entender que a criação e delimitação de uma ZPE tem por objetivo a conservação de uma espécie, ou de um grupo específico de espécies de aves, para a comparação dos IIE com as ZPE escolhidas foram consideradas apenas as espécies alvo de orientação de gestão de cada ZPE. Para tanto os mesmos passos para obtenção dos mapas de interpolação considerando todas as espécies foram replicados, agora somente para as espécies alvos de cada ZPE.

Na ZPE de Castro Verde foram consideradas as seguintes espécies: *Milvus milvus*, *Circus cyaneus*, *Circus Pygargus*, *Aquila Chrysaetos*, *Aquila adalberti*, *Aquila fasciatus*, *Falco Naumanni*, *Elanus caeruleus*, *Tetrax tetrax*, *Otis tarda*, *Burhinus oedicephalus*, *Glareola pratincola*, *Melanocorypha calandra*, *Pterocles orientalis* (Figura 17).

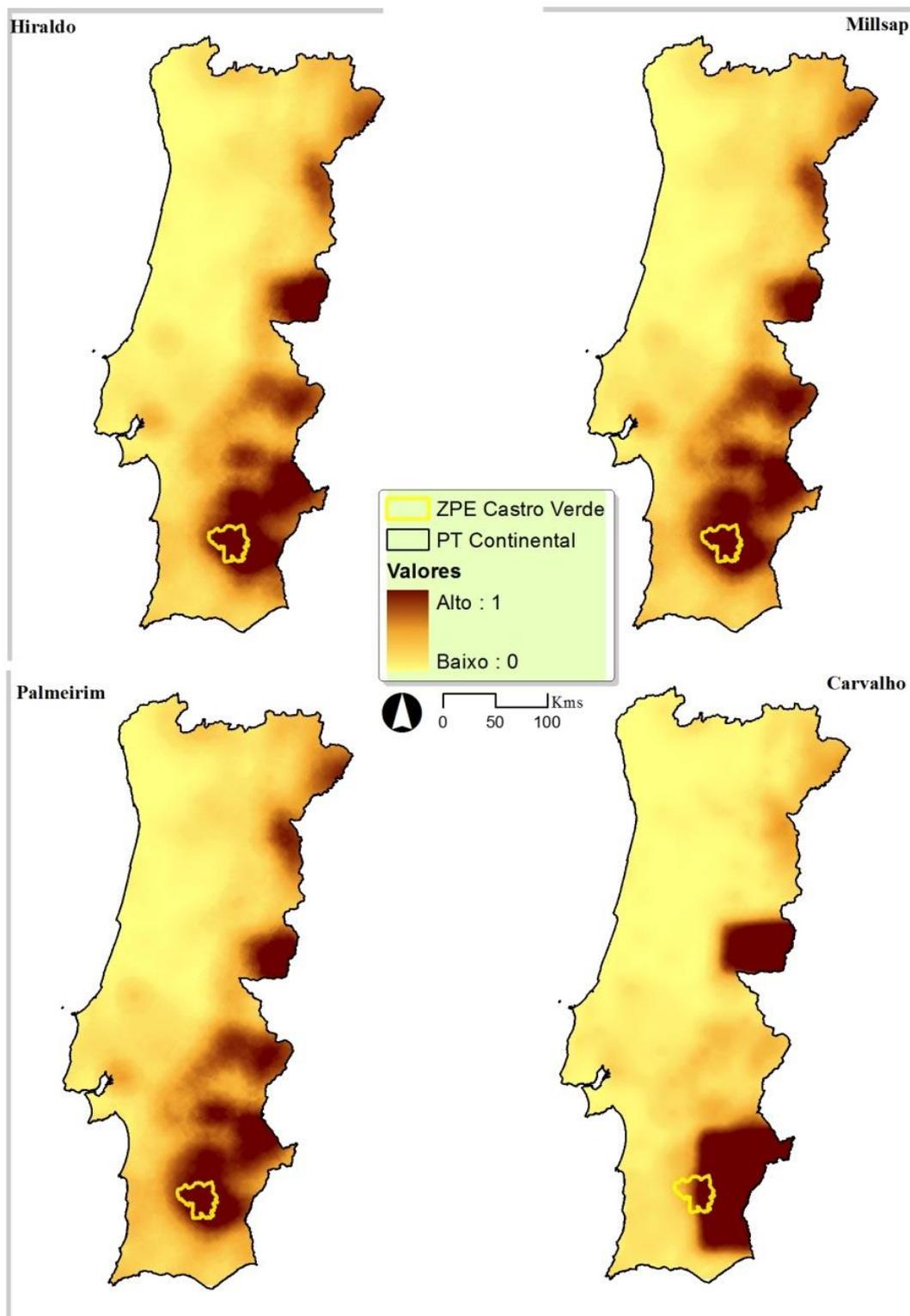


Figura 17 – Mapa com interpolação dos índices das espécies alvos na ZPE Castro Verde.

Na ZPE de Mourão/Moura/Barrancos as espécies consideradas foram: *Ciconia ciconia*, *Ciconia nigra*, *Milvus milvus*, *Aegypius monachus*, *Circaetus gallicus*, *Circus pygargus*, *Aquila chrysaetos*, *Aquila adalberti*, *Hieraetus pennatus*, *Aquila fasciatus*,

Elanus caeruleus, *Tetrax tetrax*, *Otis tarda*, *Burhinus oedicephalus*, *Glareola pratincola*, *Bubo bubo*, *Oenanthe leucura*, *Pterocles orientalis* (Figura 18).

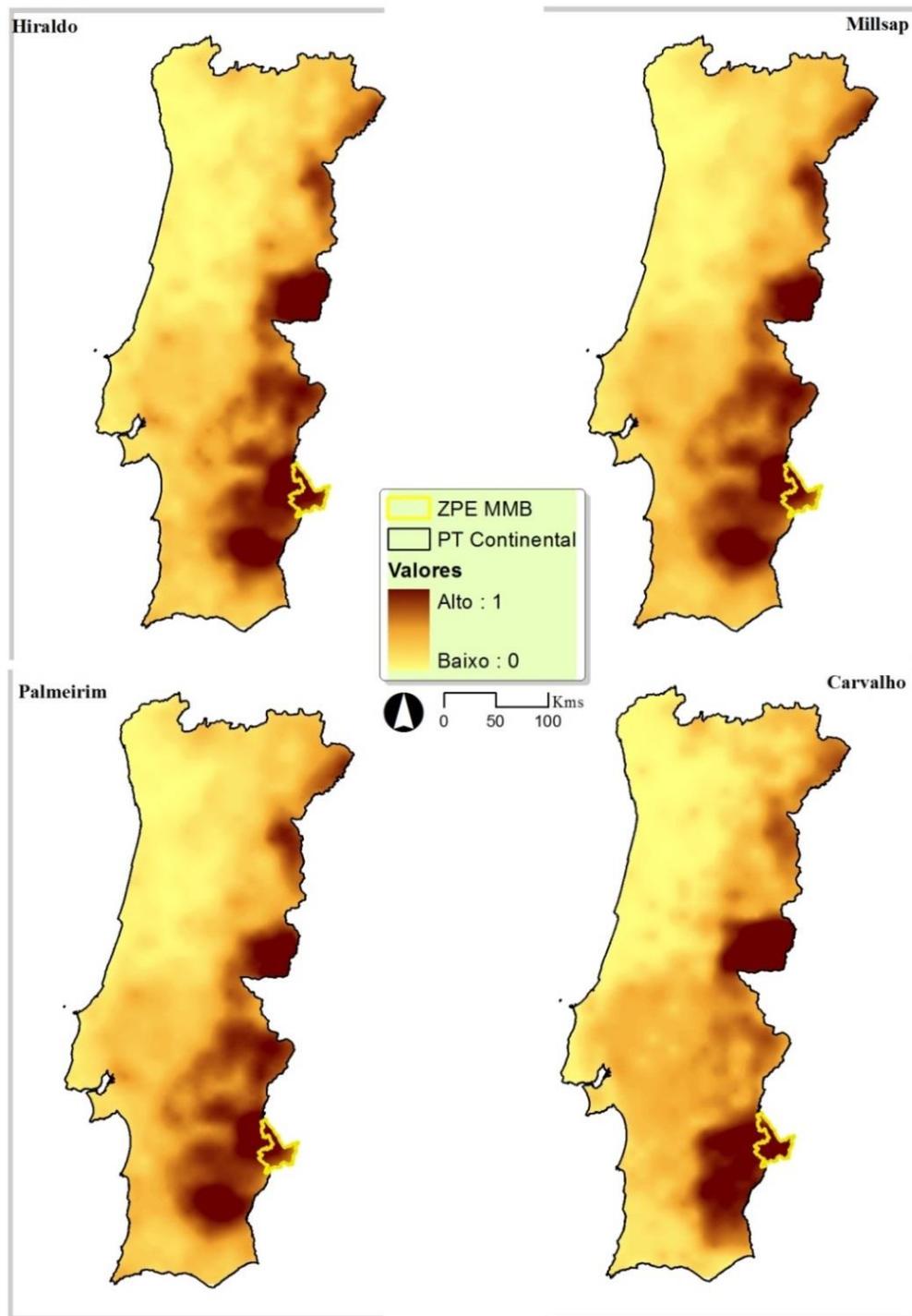


Figura 18 - Mapa com interpolação dos índices das espécies alvos na ZPE Mourão/Moura/Barrancos.

Por fim, as espécies consideradas na ZPE de Caldeirão foram: *Ciconia ciconia*, *Circaetus gallicus*, *Aquila fasciatus*, *Bubo bubo*, *Galerida theklae*, *Lullula arborea* (Figura 19).

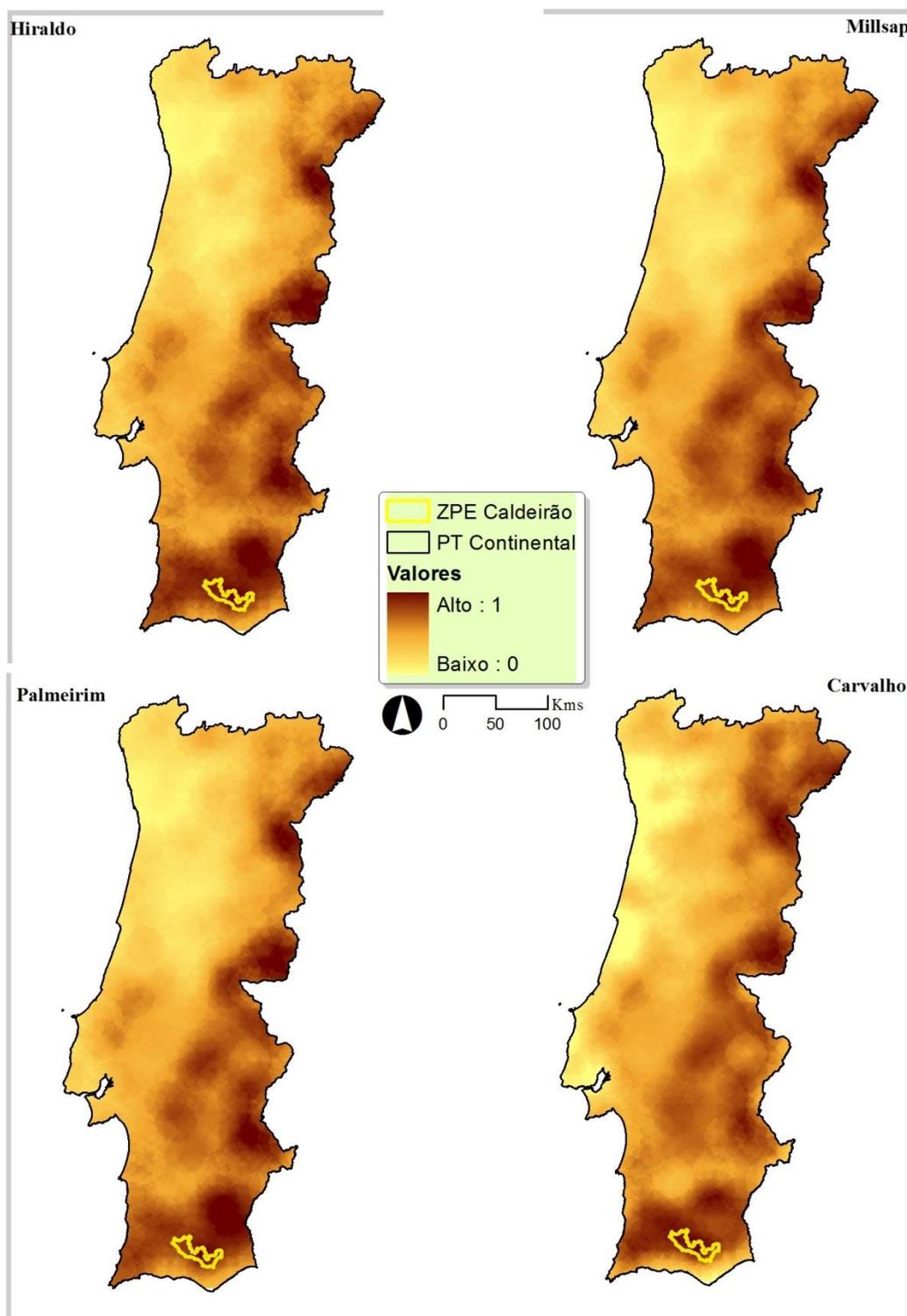


Figura 19 - Mapa com interpolação dos índices das espécies alvos na ZPE Caldeirão.

3.5. Análises estatísticas

Com base na análise dos gráficos, pode-se verificar que os quatro índices apresentam padrões distintos ao longo das quatro classes de distâncias estudadas. Os

gráficos a), b) e c) representam o comportamento dos índices em função do gradiente de distância para cada ZPE (Figura 20).

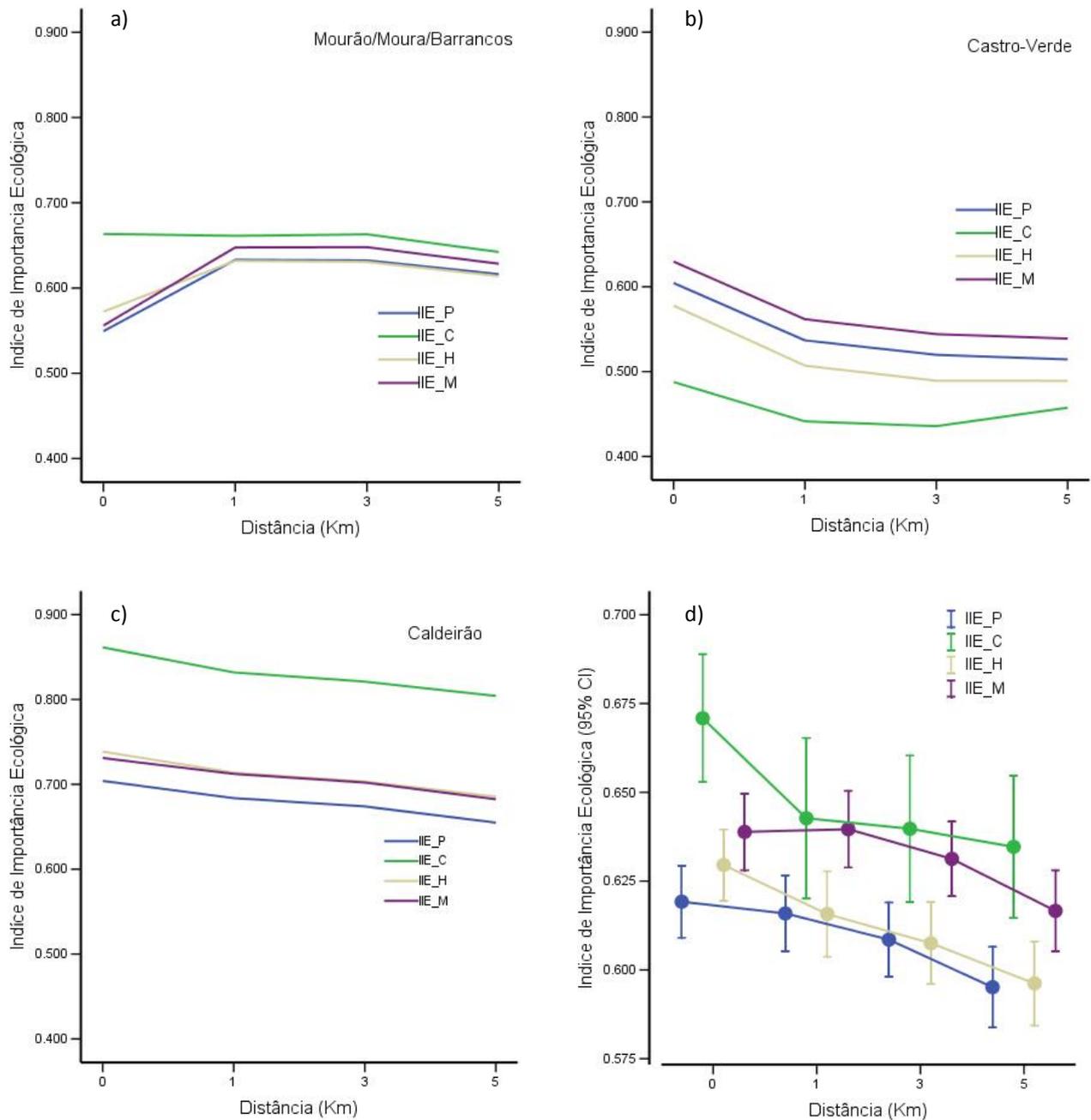


Figura 20 - Comportamento dos índices em função da distância para cada ZPE onde IIE_P= Palmeirim, IIE_H= Hiraldo, IIE_M=Millsap e IIE_C= Carvalho.

Destes gráficos destaca-se o comportamento dos índices IIE_P, IIE_H e IIE_M calculados para a ZPE de Mourão/Moura/Barrancos verificando-se que os seus valores são mais elevados nas imediações até a uma distância de 5km do que dentro da própria ZPE. O gráfico d) representa a média dos valores dos índices calculados para as três ZPE ao longo das classes de distância, podendo verificar-se que há uma tendência

global para que estes valores se tornem progressivamente mais baixos para locais mais distantes das ZPE.

A MANOVA revelou que o fator “distância” teve um forte efeito e estatisticamente muito significativo nos valores dos índices estudados (Wilks' Lambda = 0.930; $F= 10.633$; $p\text{-value} < 0.001$; Potência = 0.990) (Tabela 4).

Tabela 4 - Testes multivariados

Effect		Value	F	Hypothesis df	Error df	Sig.	Noncent. Parameter	Observed Power ^a
Intercept	Pillai's Trace	.972	14871.250	4.000	1739.000	.000	59485.001	1.000
	Wilks' Lambda	.028	14871.250	4.000	1739.000	.000	59485.001	1.000
	Hotelling's Trace	34.206	14871.250	4.000	1739.000	.000	59485.001	1.000
	Roy's Largest Root	34.206	14871.250	4.000	1739.000	.000	59485.001	1.000
distancia	Pillai's Trace	.071	10.493	12.000	5223.000	.000	125.916	1.000
	Wilks' Lambda	.930	10.633	12.000	4601.253	.000	112.346	1.000
	Hotelling's Trace	.074	10.742	12.000	5213.000	.000	128.906	1.000
	Roy's Largest Root	.060	25.989	4.000	1741.000	.000	103.956	1.000

a. Computed using alpha = .05

Após se ter observado o efeito significativo do fator distância sobre os valores das variáveis dependentes (índices) prosseguiu-se para as quatro ANOVAs. A Tabela 5 resume as quatro ANOVAs relativas às quatro variáveis IIE_P, IIE_C, IIE_H e IIE_M. A análise das probabilidades de significância (sig.) revela que o fator possui um efeito estatisticamente significativo sobre os valores de IIE_P ($p\text{-value} = 0.008$), IIE_H ($p\text{-value} < 0.001$) e IIE_M ($p\text{-value} = 0.011$), sendo apenas marginalmente significativo para o IIE_C ($p\text{-value} = 0.054$).

Tabela 5 - Resultados das ANOVAs para cada uma das variáveis dependentes

Source	Dependent Variable	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.	Noncent. Parameter	Observed Power ^a
Corrected Model	IIE_P	.152	3	.051	3.942	.008	11.826	.833
	IIE_C	.356	3	.119	2.557	.054	7.671	.633
	IIE_H	.265	3	.088	6.051	.000	18.154	.960
	IIE_M	.150	3	.050	3.719	.011	11.157	.809
Intercept	IIE_P	647.329	1	647.329	50385.4	.000	50385.416	1.000
	IIE_C	728.972	1	728.972	15717.5	.000	15717.478	1.000
	IIE_H	652.764	1	652.764	44675.6	.000	44675.626	1.000
	IIE_M	694.661	1	694.661	51598.0	.000	51598.006	1.000
distancia	IIE_P	.152	3	.051	3.942	.008	11.826	.833
	IIE_C	.356	3	.119	2.557	.054	7.671	.633
	IIE_H	.265	3	.088	6.051	.000	18.154	.960
	IIE_M	.150	3	.050	3.719	.011	11.157	.809
Error	IIE_P	22.380	1742	.013				
	IIE_C	80.793	1742	.046				
	IIE_H	25.453	1742	.015				
	IIE_M	23.452	1742	.013				
Total	IIE_P	671.177	1746					
	IIE_C	812.344	1746					
	IIE_H	679.994	1746					
	IIE_M	719.570	1746					
Corrected Total	IIE_P	22.532	1745					
	IIE_C	81.149	1745					
	IIE_H	25.718	1745					
	IIE_M	23.603	1745					

a. Computed using alpha = .05

De acordo com o teste *post-hoc HSD de Tukey* (Tabela 6), verificou-se que as diferenças estatisticamente significativas para o fator “distância” no caso de IIE_P ocorreram entre os valores deste índice verificados no interior das ZPE e os valores que se encontram a 5km de distância (I.C. a 95%]0.00463; 0.04349[; *p-value* = 0.008) e entre as classes de distância 1km e 5km (I.C. a 95%]0.00073; 0.04081[; *p-value* = 0.039). Relativamente à variável IIE_H as diferenças revelaram-se estatisticamente significativas entre os valores do índice dentro das ZPE e os valores situados a mais de 3 km (I.C. a 95%]0.00125; 0.04276[; *p-value* = 0.033) e a 5km de distância (I.C. a 95%]0.01262; 0.05407[; *p-value* < 0.001) (Tabela 6). Para a os valores do índice IIE_M foi verificada a existência de diferenças significativas entre os valores dentro das ZPE e os valores situados a 5km de distância destas (I.C. a 95%]0.00233; 0.04211[; *p-value* = 0.021). Verificou-se ainda para esta variável que os valores situados numa faixa a 1km de distância das ZPE e os situados a 5km apresentavam diferenças significativas, sendo mais elevados na zona correspondente ao *buffer* de 1km de distância das ZPE do que a 5km (I.C. a 95%]0.00249; 0.0432[; *p-value* = 0.021) (Tabela 6). Finalmente, o teste

post-hoc permitiu confirmar que os valores do IIE_C não foram significativamente distintos ao longo dos gradientes de distância estudados.

Tabela 6 - Comparações Múltiplas (testes *post-hoc*)

Tukey HSD

Dependent Variable	(I) distancia	(J) distancia	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
						Lower Bound	Upper Bound
IIE_P	0	1	.00329	.007794	.975	-.01675	.02333
		3	.01066	.007569	.494	-.00880	.03013
		5	.02406*	.007556	.008	.00463	.04349
	1	0	-.00329	.007794	.975	-.02333	.01675
		3	.00737	.007806	.781	-.01270	.02745
		5	.02077*	.007794	.039	.00073	.04081
	3	0	-.01066	.007569	.494	-.03013	.00880
		1	-.00737	.007806	.781	-.02745	.01270
		5	.01340	.007569	.288	-.00607	.03286
	5	0	-.02406*	.007556	.008	-.04349	-.00463
		1	-.02077*	.007794	.039	-.04081	-.00073
		3	-.01340	.007569	.288	-.03286	.00607
IIE_C	0	1	.02815	.014809	.228	-.00993	.06624
		3	.03112	.014381	.134	-.00586	.06810
		5	.03621	.014357	.057	-.00071	.07313
	1	0	-.02815	.014809	.228	-.06624	.00993
		3	.00297	.014832	.997	-.03517	.04111
		5	.00806	.014809	.948	-.03002	.04614
	3	0	-.03112	.014381	.134	-.06810	.00586
		1	-.00297	.014832	.997	-.04111	.03517
		5	.00509	.014381	.985	-.03189	.04207
	5	0	-.03621	.014357	.057	-.07313	.00071
		1	-.00806	.014809	.948	-.04614	.03002
		3	-.00509	.014381	.985	-.04207	.03189
IIE_H	0	1	.01380	.008312	.345	-.00757	.03518
		3	.02200*	.008072	.033	.00125	.04276
		5	.03334*	.008058	.000	.01262	.05407
	1	0	-.01380	.008312	.345	-.03518	.00757
		3	.00820	.008325	.758	-.01321	.02961
		5	.01954	.008312	.087	-.00183	.04092
	3	0	-.02200*	.008072	.033	-.04276	-.00125
		1	-.00820	.008325	.758	-.02961	.01321
		5	.01134	.008072	.496	-.00942	.03210
	5	0	-.03334*	.008058	.000	-.05407	-.01262
		1	-.01954	.008312	.087	-.04092	.00183
		3	-.01134	.008072	.496	-.03210	.00942
IIE_M	0	1	-.00078	.007979	1.00	-.02130	.01973
		3	.00759	.007748	.761	-.01234	.02751
		5	.02222*	.007735	.021	.00233	.04211
	1	0	.00078	.007979	1.00	-.01973	.02130
		3	.00837	.007991	.721	-.01218	.02892
		5	.02300*	.007979	.021	.00249	.04352
	3	0	-.00759	.007748	.761	-.02751	.01234
		1	-.00837	.007991	.721	-.02892	.01218
		5	.01463	.007748	.233	-.00529	.03456
	5	0	-.02222*	.007735	.021	-.04211	-.00233
		1	-.02300*	.007979	.021	-.04352	-.00249
		3	-.01463	.007748	.233	-.03456	.00529

*. The mean difference is significant at the .05 level.

4. DISCUSSÃO

Os quatro índices calculados responderam de formas distintas na hierarquização das espécies. Apesar disso, a espécie abetouro-comum surge destacada nos quatro índices utilizados, no caso de Hiraldo & Alonso (1985) somente na abordagem em que os critérios pré-definidos pelos autores não são considerados, porém em diferentes posições no ranking das dez primeiras, o que demonstra as diferentes valorizações consoante os índices, dificultando estabelecer se há algum deles que responda melhor. Palmeirim et al (1994) já haviam afirmado que os vários sistemas para definição de prioridades de conservação não são de aplicação generalizada devido às características específicas de cada área para qual o sistema foi desenvolvido e ao tipo de informação biológica existente para as diferentes espécies.

Curiosamente com o índice de Hiraldo & Alonso (1985), quando analisamos apenas as dez primeiras espécies na hierarquização de prioridades, nota-se a ausência das rapinas que geralmente são indicadas como grupo prioritário para conservação. Este desempenho deve-se ao fato dos autores considerarem duas variáveis: área de distribuição e taxa reprodutiva. Apesar dos falconiformes e accipitriformes geralmente apresentarem taxa reprodutiva muito baixa, a distribuição dessas espécies em Portugal Continental é consideravelmente alargada, quando comparada com as espécies que aparecem nas primeiras posições no ranking desses autores. As espécies priorizadas por esse ranking, a saber, gaivota de asa escura, painho da madeira e arau comum, apresentam taxa reprodutiva muito baixa e estão presentes em apenas uma quadricula de acordo com o Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (2008) o que de acordo com o índice, justifica a priorização dessas espécies. Porém, quando os critérios de seleção estabelecidos pelos autores são tidos em conta, nota-se a priorização de rapinas não contempladas anteriormente.

Apesar das diferenças substanciais entre os rankings, nota-se que aparentemente o índice de Hiraldo & Alonso (1985) tem um bom desempenho nas priorizações de espécies mesmo quando os critérios de seleção não são seguidos. Isso se deve ao fato de que os autores levam em conta a sensibilidade, neste caso dada pela avaliação da taxa reprodutiva da espécie, e a raridade dada pela extensão da área de nidificação da espécie. Obviamente as espécies marinhas e outras associadas a massas de água interiores serão priorizadas neste tipo de abordagem, principalmente pela extensão da área ocupada pela espécie, que quando comparada com espécies terrestres, são notavelmente menores. Uma das desvantagens desse índice é que em sua abordagem

original, exclui, entre outras, as espécies associadas à águas interiores e marinhas, bem como as espécies cinegéticas. Apesar das espécies aquáticas serem protegidas pela convenção de Ramsar, e as espécies cinegéticas serem amparadas por legislação específica, é importante a inclusão dessas espécies no estabelecimento de rankings para prioridades de conservação principalmente quando se aborda variáveis que refletem o conhecimento que se tem acerca das espécies bem como a gestão e política aplicadas a elas.

Os índices de Millsap et al (1990) e Palmeirim et al (1994) respondem de forma semelhante. Ambos adotam critérios múltiplos e muitas variáveis para a priorização de espécies e utilizam apenas as somas e médias para obtenção do ranking, o que, de certa forma, simplifica a valoração das espécies. As diferenças das priorizações de espécies entre esses autores estão relacionadas com as ponderações dadas a cada variável analisada. O uso de muitas variáveis permite que as espécies sejam classificadas e filtradas em uma infinidade de maneiras o que favorece na resposta das diferentes perguntas que se possa levantar. Esta flexibilidade é importante, pois a alocação de recursos para conservação de qualquer espécie depende não só do quão rara ou vulnerável elas são, mas também sobre se as ações específicas de conservação são economicamente, politicamente e biologicamente viáveis (Millsap et al, 1990). Como Burke e Humphrey (1987 *apud* Millsap et al, 1990) observaram um sistema de ranking para ser prático e bem sucedido, deve ser flexível o suficiente para incorporar outros critérios que não apenas vulnerabilidade biológica, e este é o caso desses dois índices.

Os cálculos dos índices por quadricula 10 x 10 km deu-nos uma perspectiva do interesse conservacionista do território à escala da unidade de planejamento/intervenção. Verificam-se diferentes padrões destacando-se IIE_C que apresenta padrões menos difusos que os demais índices. Isso se deve a metodologia utilizada pelo autor, entre outras razões, ao fato de Carvalho (2010) atribuir grande importância ao estatuto de ameaça, ao estatuto biológico e à distribuição das espécies naturalmente valorizando as espécies mais ameaçadas e que possuem uma distribuição mais restrita. Este método parte do pressuposto principal que valores próximo do máximo (100) se adequam apenas a espécies altamente ameaçadas de extinção, enquanto que, as espécies que tendem a persistir mesmo sem a implementação de qualquer esforço de conservação, devem ter valores próximos do mínimo (0). Sendo assim, o índice baseado no modelo exponencial desenvolvido por Carvalho (2010) prioriza áreas, neste caso unidades de planejamento, somente quando nelas ocorrem

espécies fortemente ameaçadas ou seja, aquelas que apresentam elevados valores de IIE, não sofrendo variações significativas com a presença de espécies com baixos valores de conservação.

Esses dados corroboram com Palmeirim et al (1994), que por sua vez afirmam que as prioridades de conservação devem estar relacionadas com o estatuto de ameaça das espécies, mas não deve ser por ele inteiramente determinado, pois deve-se levar em conta as especificidades regionais das populações consideradas.

Qualquer priorização de espécies para conservação depende muito da disponibilidade e qualidade dos dados. Dados insuficientes podem resultar em priorizações equívocas (Báldi et al, 2001). Neste trabalho a qualidade dos dados disponíveis influenciou diretamente o desempenho dos índices. O exemplo mais sensível foi o de Carvalho (2010), notando-se que a resposta do índice está diretamente relacionada com a distribuição da espécie elencada como prioridade de conservação pelo mesmo índice, a saber: águia imperial. No Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (2008) apesar de a espécie estar dada como nidificante de forma muito localizada no Leste da Beira Baixa e do Alentejo, não são identificadas as quadrículas exatas da nidificação, apresentando-se apenas a região de ocorrência da espécie (Apêndice III). Segundo Knapp et al (2003) esse efeito da incerteza, ou seja, o conhecimento incompleto de uma espécie ou de variabilidade biológica dentro de uma espécie, pode ser determinante na sua ordenação num ranking. Os mesmos autores confirmam este fato em um trabalho feito nos EUA, onde se incorporou o efeito da incerteza através de três métodos num sistema de ranking sobre mamíferos, e concluiu-se que algumas espécies de interesse de conservação receberam ordenações substancialmente diferentes entre os métodos.

O cálculo da riqueza específica foi primordial para entendermos se os índices calculados respondem qualitativamente ou quantitativamente, ou seja, se as regiões indicadas como detentoras dos índices mais elevados estariam relacionadas com a quantidade de espécies presente (muitas espécies com baixos ou médios valores de IIE), ou com a presença de espécies elencadas como prioritárias para conservação de acordo com cada índice (espécies com alto valor de IIE). Pode-se verificar então que a região abrangida pelo Tejo internacional apresenta maiores valores dos índices por possuir maior riqueza específica, ou seja, nessa região encontra-se um grande número de espécies que não obtêm necessariamente altos valores de IIE. Nota-se claramente que as demais regiões são influenciadas diretamente apenas pelos índices, o que demonstra que

há presença de espécies com alto valor conservacionista de acordo com os IIE calculados. Este fato confirma a importância da utilização de índices neste estudo especificamente. Estudos recentes feitos por Albuquerque et al (2012), também utilizam a riqueza de espécies para avaliação da distribuição das áreas protegidas. Nesse trabalho os autores buscaram identificar os padrões de riqueza das espécies de aves por toda a Europa para posteriormente avaliar a congruência entre as áreas de alto valor de riqueza e distribuição das áreas protegidas. Os resultados mostraram pouca associação entre os padrões de riqueza e a distribuição das áreas classificadas em todos os países da UE. Esses dados de certa forma corroboram com este trabalho, uma vez que quando avaliamos apenas a riqueza específica, com todas as espécies abordadas nesse estudo, verifica-se que regiões indicadas com maior valor não são abrangidas por nenhuma ZPE. Cabe ressaltar que este estudo não levou em conta as demais categorias de áreas classificadas, podendo as lacunas citadas estarem abrangidas por outro tipo de área protegida.

Os resultados de Albuquerque et al (2012) demonstram ainda que 16 (3,9%) espécies ameaçadas estavam presentes em lacunas de *áreas protegidas*. Os autores afirmam que a má relação entre as áreas classificadas e padrão de riqueza de aves podem fornecer provas de que a criação de ZPE em toda a Europa pode não ser totalmente estabelecida por padrões de riqueza.

Com base nos dados obtidos neste estudo pode-se afirmar que as localizações das ZPE não estão relacionadas diretamente nem com a importância ecológica, nem com a riqueza específica. A criação e a delimitação das ZPE baseiam-se em objetivos de conservação de uma espécie, ou de um grupo específico de espécies de aves, pelo que a sua localização não coincide necessariamente com áreas de elevados IIE (ponderado para todas as espécies) e/ou elevada riqueza específica. Em face do exposto, a avaliação da pertinência da localização das ZPE deve fazer-se tendo em conta as espécies com vista às quais a área foi destinada. Com base neste critério, verificámos que a localização das ZPE analisadas é congruente com os respectivos objetivos de conservação.

Quando analisamos a ZPE de Mourão/Moura/Barrancos, observa-se que a área classificada está localizada em uma das regiões com valores mais elevados de IIE, para os quatro índices. Porém, os valores dos índices, com exceção do proposto por Carvalho (2010), são mais elevados nas imediações, até a uma distância de 5km, do que dentro da própria ZPE. Era espectável que os valores dos quatro índices fossem decrescendo em

função do aumento da distância aos limites da ZPE. Este padrão poderá estar associado ao fato desta ZPE fazer fronteira com Espanha e por isso não ser possível extrair os valores dos índices para as classes de distância (*buffers*) que intersectam o território espanhol, podendo estar a enviesar os resultados. Contudo, não é de descartar outros factores importantes que ocorreram nesta região, e não mensuráveis neste estudo, nomeadamente, eventos recentes de alteração da paisagem por via da construção da Barragem de Alqueva. Por outro lado, e como a delimitação de áreas específicas para a conservação é um processo de gestão e ordenamento do território fortemente dependente de critérios político-administrativos, não se pode aqui descartar o efeito que cada gestor local, nomeadamente as autarquias, possam ter tido na delimitação das ZPE no geral, e na ZPE Mourão/Moura/Barrancos em particular.

A ZPE de Castro Verde também contempla uma das áreas de maiores valores dos índices, apesar de aparentemente o índice de Carvalho (2010) demonstrar um “deslocamento” da área em relação aos altos valores, os testes estatísticos demonstram que essa diferença não foi significativa.

A ZPE de Caldeirão apresenta altos valores dos índices em áreas mais difusas. Isso se deve possivelmente as espécies alvo de gestão possuírem uma vasta área de distribuição. Apesar da delimitação dessa ZPE estar coerente com áreas de elevado valor de IIE, outros núcleos aparecem sem proteção.

Quando analisamos de forma global, as três ZPE estudadas apresentam delimitações coincidentes com as áreas de elevados valores IIE e pode-se afirmar que há uma tendência geral para que estes valores se tornem progressivamente mais baixos em locais mais distantes das ZPE. Todavia, outros núcleos com elevados valores IIE não são contemplados por algum tipo de status conservacionista. Cabe ressaltar que este trabalho avaliou apenas as três áreas em questão, incidindo somente sobre as espécies alvo de gestão, e que conclusões mais assertivas serão apenas possíveis através de uma análise mais abrangente, incluindo diferentes regiões do território e abarcando outro tipo de áreas classificadas.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conclui-se assim que a escolha do índice mais adequado deverá ser ponderada caso a caso consoante o objetivo em vista, a natureza da área em questão e a informação existente.

O índice proposto por Carvalho (2010) para hierarquização da importância ecológica das espécies, alicerçado num modelo de crescimento exponencial, parece ser o que melhor reflete a importância conservacionista das espécies. De fato, o mesmo índice mostrou-se mais conservador na medida em que, dos quatro índices é o mais cauteloso, uma vez que somente prioriza áreas (unidades de planejamento) em que de fato ocorram espécies com elevado valor conservacionista. Deve-se ter em conta que este índice é aplicável apenas quando se tem informações acerca do estatuto de conservação das espécies, podendo o índice de Hiraldo & Alonso (1985) ser uma boa opção quando essa informação não está disponível.

Embora falíveis, esses sistemas de classificação de *taxa* podem oferecer orientações úteis para programas de priorização e conservação de espécies. No entanto, os sistemas atuais devem levar em conta o efeito da incerteza nos estabelecimento de rankings. A valoração de espécies por ferramentas que se complementem, sejam elas índices biológico, riqueza específica, efeito da incerteza, entre outros, são muitas vezes essenciais para uma abordagem mais assertiva na priorização de espécies.

Para observar se de fato existem lacunas na rede de *áreas classificadas* em função dos IIE, é necessário um maior esforço amostral. Sugere-se para trabalhos futuros a contemplação das demais ZPE e as demais espécies de aves abrigadas pelas áreas, bem como dados de outras áreas classificadas.

Dentre as missões do ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, estão a de assegurar a gestão da Rede Nacional de Áreas Protegidas e a implementação da Rede Natura 2000 além de propor a criação de áreas classificadas. A criação adequada de áreas classificadas deve considerar o planejamento sistemático de conservação, que por sua vez procura definir, de forma clara, quais objetos de conservação (espécies, ecossistemas, processos ecológicos, etc) são relevantes e quais são as metas, ou área mínima necessária para que estes objetos persistam ao longo do tempo (WWF, 2013). De encontro a isto, este trabalho demonstra diferentes formas e considerações que devem ser levadas em conta quando se trata da valoração de espécies e seleção de áreas prioritárias para conservação. Verifica-se que a utilização de mais de um índice e a comparação entre os mesmos podem ajudar efetivamente na elaboração de rankings para priorização de espécies. Cabe ressaltar que as indicações dadas neste trabalho acerca de priorização de espécies, é apenas um pequeno passo para o cumprimento das demais etapas de um planejamento sistemático de conservação.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albuquerque, F.S., Assunção-Albuquerque, M.J.T., Cayuela, L., Zamora, R., Benito, B.M., 2013. European Bird distribution is “well” represented by Special Protected Areas: Mission accomplished? *Biological Conservation* 159, 45-50.
- Alcazar, R., Marquês, C., Estanque, B., Sanches, A.R., Constantino, R., Barosa, L. Lousa, H. , Projecto LIFE Estepárias. .
- Araújo, M.B., Lobo, J.M., Moreno, J.C., 2007. The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conserv Biol* 21, 1423-1432.
- Báldi, A., Csorba, G., Korsós, Z., 2001. Setting priorities for the conservation of terrestrial vertebrates in Hungary. *Biodiversity & Conservation* 10, 1283-1296.
- Bird Life International. 2012. Bird Life International. Acessado em 06 de junho de 2012. Disponível em www.birdlife.org.
- Cabral, P., 2008. Apontamentos da Unidade Curricular Modelação em SIG - MÓDULO 2 – Álgebra de mapas. Interpolação de rasters. Funções de distância. , Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação. Universidade Nova de Lisboa.
- Carvalho, S.R.B., 2010. Biodiversity and conservation planning of the amphibians and reptiles in the Western Mediterranean Basin. , p. 253. Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal, Lisboa.
- Catry, P., Costa, H., Elias, G., Matias, R., 2010. Aves de Portugal: ornitologia do território continental. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M., Lysenko, I., 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360, 443-455.
- Decreto Lei n. ° 19/93, de 23 de Janeiro. 1993. Introduz na nossa ordem jurídica as noções de parque nacional e reserva, In *Diário da República*. Ministério do Meio Ambiente, Lisboa.
- Equipa Aves de Portugal. 2008. Atlas das aves nidificantes em Portugal: (1999 - 2005). Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim, Lisboa.
- ESRI, 2007. GIS for Wildlife Conservation, In *GIS Best Practices*.
- Frances, P., Burnie, D., Woodcock, J., National Audubon Society, BirdLife International. 2007. *Bird: The definitive visual guide* DK Publishing, New York.
- Ganem, R.S., Drummond, J.A., 2011. Biologia da conservação: as bases científicas da proteção da biodiversidade, In *Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas*. ed. R.S. Ganem. Câmara dos Deputados, Edições Câmara, Brasília.

Hirald, F., Alonso, J.C. 1985. Sistema de indicadores faunísticos (vertebrados) aplicable a la planificación y gestión del medio natural en la Península Ibérica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.

Human Ageinig Genomic Resources. 2012. Human Ageinig Genomic Resources. Acessado em 08 de junho de 2012. Disponível em <http://genomics.senescence.info/>.

ICNF. 2013. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. Acessado em 05 de fevereiro de 2013. Disponível em www.icnf.pt.

Joppa, L.N., Pfaff, A., 2009. High and far: biases in the location of protected areas. PLoS One 4, e8273.

Knapp, S.M., Russell, R.E., Swihart, R.K., 2003. Setting priorities for conservation: the influence of uncertainty on species rankings of Indiana mammals. Biological Conservation 111, 223-234.

Landovsky, G.S., Mendes, J.F.G., 2010. As áreas protegidas em Portugal, In Anais 4º Congresso Luso – Brasileiro para planeamento urbano, regional integrado, sustentado. Universidade do Algarve, Algarve.

Lee, J.T., Bailey, N., Thompson, S., 2002. Using Geographical Information Systems to identify and target sites for creation and restoration of native woodlands: a case study of the Chiltern Hills, UK. Journal of Environmental Management 64, 25–34.

Li, Y., Nigh, T., 2011. GIS-based prioritization of private land parcels for biodiversity conservation: A case study from the Current and Eleven Point Conservation Opportunity Areas, Missouri. Applied Geography 31, 98–107.

Loyola, R.D., Lewinsohn, T.M., 2009. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macrogeográfico. Megadiversidade 27-42.

Maroco, J., 2007. Análise estatística com utilização do SPSS. Lisboa, Edições Sílabo.

Mattos, C., Miranda, E.E., 1997. GIS para meio ambiente: Aplicações no Nordeste do Brasil In GIS Nordeste 97, In I Encontro de usuários de geoprocessamento. Recife.

Millsap, B.A., Gore, J.A., Runde, D.E., 1990. Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. Wildlife Society, [Bethesda].

Miranda, E.E., Dorado, A.J., Guimarães, M., Mangabeira, J.A.C., Miranda, J.R., 1996. Sistemas de informações geográficas na avaliação da sustentabilidade agrícola. , In Anais Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto, 8 (SBSR). Salvador.

Nelson, J.C., Fox, M.G., Knutson, M.G., Sauer, J.R., Thogmartin, W., 2005. USGS bird and land-cover data: Regional bird conservation internet mapping tool takes flight with GIS. United States Geological Survey.

Palmeirim, J.M., Moreira, F., Beja, P., 1994. Estabelecimento de prioridades de conservação de vertebrados terrestres a nível regional: o caso da costa sudoeste portuguesa., In Professor Germano da Fonseca Sacarrão (1914-1992). ed. G.F. Sacarrão,

pp. 167-199 p. Museu Nacional de História Natural, Museu e Laboratório Zoológico e Antropológico (Museu Bocage), Lisboa.

Pedersen, Å. Ø., Nyhuus, S., Blindheim, T., Krog, O.M.W., 2004. Implementation of a GIS-based management tool for conservation of biodiversity within the municipality of Oslo, Norway. *Landscape and Urban Planning* 68,429–438.

Pough, F.H., Heiser, J.B., Janis, C., 2008. *A vida dos vertebrados*. Atheneu.

Primack, R.B., Rodrigues, E., 2001. *Biologia da conservação*. Midiograf.

PSRN2000, 2008. Plano Sectorial da Rede Natura 2000 - Resolução do Conselho de Ministros nº 115-A/2008 de 21-07-2008, Lisboa.

Rowe, N., 1996. *The pictorial guide to the living primates*. Pogonias Press, East Hampton, N.Y.

Samper, C., 2010. Foreword, In *Natural History: The Ultimate Visual Guide to Everything on Earth*. eds B. Alexander, A. Baggaley, K. Dennis-Bryan. Dk Pub.

Soares, A. 2006 *Geoestatística para as Ciências da Terra e do Ambiente*. Instituto Superior Técnico, Lisboa, ISBN: 9789728469467.

Vilão, R., Venâncio, C., Gervásio, I., Silva, J., Liberal, P., Ribeiro, R., 2012. *Relatório do Estado do Ambiente 2012*. Agência Portuguesa do Ambiente, I. P.

Villa, F., Tunesi, L., Agardy, T., 2002. Zoning Marine Protected Areas through Spatial Multiple-Criteria Analysis: the Case of the Asinara Island National Marine Reserve of Italy. *Conservation Biology* 16, 515-526.

Whittaker, R., Araújo, M., Jepson, P., Ladle, R., Watson, J., Willis, K., 2005. *Conservation Biogeography: assessment and prospect*. *Diversity & Distributions* 11, 3.

WWF, 2010. *Planeta vivo relatório 2010*. WWF, Switzerland.

WWF, 2013. *Planejamento sistemático de conservação*. Acessado em: 10 de julho de 2012. Disponível em: http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/reducao_de_impactos2/lep/textos/psc/

ANEXO I – CRITÉRIOS E VALORES PARA CÁLCULO DAS VARIÁVEIS UTILIZADAS NO ESTABELECIMENTO DE PRIORIDADES DE CONSERVAÇÃO DE ACORDO COM OS ÍNDICES UTILIZADOS

MILLSAP et al (1990)¹

VARIÁVEIS BIOLÓGICAS

3.1 Dimensão Populacional (Portugal)

a) 0-500 indivíduos	10
b) 501-1000 indivíduos ou dimensão desconhecida, mas supostamente pequena	8
c) 1001-3000 indivíduos	6
d) 3001-10000 indivíduos	4
e) 10001-50000 indivíduos ou dimensão desconhecida, mas supostamente grande	2
f) > 50001	0

3.2 Tendência Populacional (Global)

a) Tendência populacional conhecida e em decréscimo	10
b) Tendência desconhecida, mas suspeita-se que em decréscimo	8
c) A população sofreu anteriormente um declínio sério, mas atualmente é estável ou em aumento	6
d) População estável ou suspeita-se que estável ou em acréscimo	2
e) Tendência populacional conhecida e em acréscimo	0

3.3 Área de Distribuição (Portugal)

a) < 100 km ²	10
b) 100-1000 km ²	9
c) 1001-40.000 km ²	7
d) 40.001-100.000 km ²	4
e) 100.001-200.000 km ²	1
f) >2.000.000 km ²	0

3.4 Tendência da área de Distribuição (Portugal)

a) Declínio de 90 a 100%	10
b) Declínio de 75 a 80%	8
c) Declínio de 25 a 74%	5
d) Declínio de 1 a 24%	2
e) Área de distribuição estável ou em expansão	0

3.5 Concentração Populacional (Portugal)

a) A maioria concentra-se em um único local	10
b) Concentração em 1-25 locais	6
c) Concentração em mais de 25 locais	2
d) Não há concentração	0

3.6 Potencial Reprodutor de Recuperação

3.6.1 Número médio de ovos ou crias produzidos por fêmea adulta por ano

a) <1	5
b) 1 a 9	3
c) 10-100	1
d) > 100	0

3.6.2 Idade média de Maturação sexual das fêmeas

a) > 8	5
--------	---

¹ Para informações referentes aos locais de nidificação das espécies, em todos os índices foram consideradas todas as quadrículas em que as espécies estão presentes, considerando tanto a nidificação possível quanto a confirmada de acordo com o Atlas das aves nidificantes de Portugal.

- d) População disjunta abaixo do nível de espécie 2
- e) Subespécies integradas 1
- 3.13 % de ocorrência do taxon em Portugal*
- a) 90-100% do total da ocorrência 5
- b) 75-89% do total da ocorrência 4
- c) 50-74% do total da ocorrência 3
- d) 25-49% do total da ocorrência 2
- e) <25% do total da ocorrência 1
- 3.14 Tendência populacional em Portugal*
- a) Tendência populacional conhecida e em decréscimo 6
- b) Tendência desconhecida ou suspeita-se que em decréscimo 5
- c) População estável ou aumentando globalmente, mas declinando em algumas áreas 4
- d) A população sofreu anteriormente um declínio sério, mas atualmente é estável ou em aumento 3
- e) População estável ou suspeita de estável ou em aumento 2
- f) Tendência populacional conhecida e em acréscimo 1
- 3.15 Período da ocorrência*
- a) Residente permanente 4
- b) Residente durante período de reprodução 3
- c) Residente durante o inverno ou estação fora da reprodução 2
- d) Transitório 1
- 3.16 Exploração do táxon em Portugal*
- a) Explorada, mas sem proteção legal 4
- b) Nenhuma exploração substancial, somente acidental ou de animais incomodo; sem proteção legal 3
- c) Explorado, mas regulamentada 2
- d) Exploração proibida por regulamento 1

PALMERIM et al (1992)

VARIÁVEIS BIOLÓGICAS

Sensibilidade

1.1 Tendência da população Global

- a) População em decréscimo 10
- b) Tendência desconhecida, mas população possivelmente em decréscimo 8
- c) Esteve em decréscimo, mas atualmente esta estável ou em aumento 6
- d) Tendência desconhecida 3
- e) População estável ou presumivelmente estável 2
- f) População em aumento 0

1.2 Tendência da população em Portugal

- a) População em decréscimo 10
- b) Tendência desconhecida, mas população possivelmente em decréscimo 8
- c) Esteve em decréscimo, mas atualmente esta estável ou em aumento 6
- d) Tendência desconhecida 3
- e) População estável ou presumivelmente estável 2
- f) População em aumento 0

1.3 Concentração da População

- a) Concentra-se em poucos sítios 10
- b) Concentra-se em pequenos números em muitos sítios 5

- c) Não se concentra 0
- 1.4 Potencial reprodutor**
- 1.4.1 Fecundidade**
- a) <2 5
- b) 02-10 3
- c) 10-100 1
- d) >100 0
- 1.4.2 Idade da primeira maturação**
- a) >3 anos 5
- b) 2-3 anos 3
- c) 1 ano 1
- d) <1 ano 0
- 1.5 Especialização em relação ao Habitat**
- a) Espécie muito especializada e/ou dependente de biótopos pouco abundantes 10
- b) Nem a) nem c) 5
- c) Espécie plástica e/ou dependente de biótopos abundantes 0
- 1.6 Nível Trófico**
- a) Carnívoros 10
- b) Carnívoros - Insetívoros 8
- c) Insetívoros 5
- d) Insetívoros-Herbívoros e Omnívoros 3
- e) Herbívoros 0
- 1.7 Biomassa Média Individual**
- a) >10 kg 10
- b) 6-10 kg 9
- c) 3-6 kg 8
- d) 1.5-3 kg 7
- e) 0.8-1.5 kg 6
- f) 0.4-0.8 kg 5
- g) 0.2-0.4 kg 4
- h) 0.1-0.2 kg 3
- i) 0.05-0.1 kg 2
- j) 0.025-0.05 kg 1
- k) <0.025 kg 0
- Relevância**
- 1.8 Distribuição da espécie Global**
- a) Península Ibérica 10
- b) Península Ibérica + Sul da França 8
- c) < 30% da Europa 4
- d) Distribuição alargada 0
- 1.9 Distribuição da espécie em Portugal**
- a) Localizada 10
- b) Menos de 1/3 do País 6
- c) 1/3 a 2/3 do País 3
- d) Mais de 2/3 do País 0
- 1.10 Período de ocorrência**
- a) Residente 10
- b) Estival 8
- c) Invernante 4
- d) Migrador 2

e) Acidental	0
1.11 Singularidade	
a) Existência de singularidade	10
b) Inexistência de singularidade	0
ESTATUTO ATUAL DE AMEAÇA	
1.12 Estatuto no Livro Vermelho Português	
a) Espécie em perigo	10
b) Espécie Vulnerável ou Indeterminada	8
c) Espécie Rara	6
d) Espécie Insuficientemente conhecida	3
e) Espécie não ameaçada	0
1.13 Estatuto no Livro Vermelho Espanhol	
a) Espécie em perigo	10
b) Espécie Vulnerável ou Indeterminada	8
c) Espécie Rara	6
d) Espécie Insuficientemente conhecida	3
e) Espécie não ameaçada	0
1.14 Estatuto no Livro Vermelho da IUCN	
a) Espécie em perigo	10
b) Espécie Vulnerável ou Indeterminada	8
c) Espécie Rara	6
d) Espécie Insuficientemente conhecida	3
e) Espécie não ameaçada	0

CONVENÇÕES INTERNACIONAIS

1.15 Convenção de Bona	
a) Incluída na convenção	10
b) Não Incluída na convenção	0
1.16 Convenção de Berna	
a) Incluída no anexo II da convenção	10
b) Incluída no anexo III da convenção	5
c) Não Incluída na convenção	0

CARVALHO (2010)

ESTATUTO DE CONSERVAÇÃO

2.1 Estatuto no Livro Vermelho Português	
a) Criticamente em perigo	100
b) Em perigo	75
c) Vulnerável	50
d) Quase Ameaçada	25
e) Menor preocupação	0
f) Dados Insuficientes	0
g) Não avaliado	0
2.2 Estatuto no Livro Vermelho Espanhol	
a) Criticamente em perigo	100
b) Em perigo	75
c) Vulnerável	50
d) Quase Ameaçada	25
e) Menor preocupação	0

f) Dados Insuficientes	0
g) Não avaliado	0
2.3 Estatuto Europeu de Conservação	
a) Espécie prioritária	100
b) Espécies incluída no Anexo II e IV	75
c) Espécies incluída no Anexo II	50
d) Espécie incluída no Anexo IV	25
e) Espécie não incluída em nenhum Anexo	0

ESTATUTO BIOLÓGICO

2.4 Fecundidade Anual

a) < 5 ovos ou juvenis	100
b) ≤ 5 a ≤ 10 ovos ou juvenis	80
c) < 10 a ≤ 15 ovos ou juvenis	60
d) < 15 a ≤ 100 ovos ou juvenis	40
e) < 100 a ≤ 1000 ovos ou juvenis	20
f) > 1000 ovos ou juvenis	0

2.5 Idade da maturidade sexual das fêmeas

a) > 5.0 anos	100
b) 3.5 - 5.0 anos	80
c) 1.5 - 3.5 anos	60
d) 1.0 - 1.5 anos	40
e) 0.2 - 1.0 anos	20
f) < 0.2 anos	0

2.6 Especialização trófica

a) Omnívoros	0
b) Consumidores secundários	100

2.7 Biomassa Média Individua

a) > 500g	100
b) 100-500g	80
c) 30-100g	60
d) 15-30g	40
e) 10-15g	20
f) < 10g	0

ÁREA GEOGRÁFICA

2.8 Distribuição Global

a) Endemismo Ibérico e/ou dos Pirineus	100
b) Espécies com 2/3 de sua distribuição na Península Ibérica	75
c) Espécies do oeste paleártico (incluindo norte da África e Oriente Médio)	25
d) Espécies comuns	0

2.9 Distribuição Ibérica

a) Área de distribuição < 1.5% da Península Ibérica	100
b) Área de distribuição entre 1.5 e 5.5 % da Península Ibérica	75
c) Área de distribuição entre 5.5 e 10.0 % da Península Ibérica	50
d) Área de distribuição entre 10.0 e 25.0 % da Península Ibérica	25
e) Área de distribuição > 25.0 % da Península Ibérica	0

APÊNDICE I – ÍNDICE DE IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DE TODAS AS ESPÉCIES ABORDADAS NESTE ESTUDO.

Família	Nome comum	Nome Científico	Hiraldo	Millsap	Palmeirim	Carvalho
Podicipedidae	Mergulhão-pequeno	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	5,02	30,00	3,41	0,09
Podicipedidae	Mergulhão-de-crista	<i>Podiceps cristatus</i>	11,16	32,00	4,89	0,33
Procellariidae	Cagarra	<i>Calonectris diomedea</i>	43,21	31,00	4,11	3,97
Hydrobatidae	Painho-da-madeira	<i>Oceanodroma castro</i>	100,00	35,00	3,96	6,68
Phalacrocoracidae	Corvo-marinho-de-crista	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	24,82	45,30	6,43	45,02
Ardeidae	Abetouro-comum	<i>Botaurus stellaris</i>	43,21	48,90	7,29	63,76
Ardeidae	Garça-pequena	<i>Ixobrychus minutus</i>	12,86	34,00	4,89	0,29
Ardeidae	Socó-taquari	<i>Nycticorax nycticorax</i>	13,49	30,00	4,61	3,67
Ardeidae	Papa-ratos	<i>Ardeola ralloides</i>	38,96	33,00	6,71	14,57
Ardeidae	Garça-vaqueira	<i>Bubulcus ibis</i>	16,30	11,00	2,93	0,58
Ardeidae	Garcinha-branca	<i>Egretta garzetta</i>	14,70	16,00	4,07	1,28
Ardeidae	Garça-real-européia	<i>Ardea cinerea</i>	6,79	22,00	3,70	1,70
Ardeidae	Garça-vermelha	<i>Ardea purpurea</i>	12,14	37,00	4,82	6,44
Ciconiidae	Cegonha-preta	<i>Ciconia nigra</i>	9,76	36,03	6,79	17,92
Ciconiidae	Cegonha-branca	<i>Ciconia ciconia</i>	6,47	22,00	4,63	0,33
Threskiornithidae	Íbis-preta	<i>Plegadis falcinellus</i>	50,00	38,00	6,46	12,90
Threskiornithidae	Colhereiro	<i>Platalea leucorodia</i>	42,18	41,30	5,46	24,39
Pandionidae	Águia-pesqueira	<i>Pandion haliaetus</i>	38,67	43,90	6,89	51,89
Accipitridae	Bútio-vespeiro	<i>Pernis apivorus</i>	16,84	31,30	4,79	8,21
Accipitridae	Peneireiro-cinzento	<i>Elanus caeruleus</i>	6,45	24,00	4,79	5,58
Accipitridae	Milhafre-preto	<i>Milvus migrans</i>	5,00	11,00	2,80	1,62
Accipitridae	Milhafre-real	<i>Milvus milvus</i>	17,20	39,30	6,61	13,30
Accipitridae	Abutre-do-egipto	<i>Neophron percnopterus</i>	24,63	43,00	5,32	11,75
Accipitridae	Grifo-comum	<i>Gyps fulvus</i>	29,75	28,00	6,18	1,86
Accipitridae	Abutre-preto	<i>Aegypius monachus</i>	21,03	31,60	5,00	11,75
Accipitridae	Águia-cobreira	<i>Circaetus gallicus</i>	10,28	27,70	3,45	5,00

Accipitridae	Tartaranhão-ruivo-dos-pauis	<i>Circus aeruginosus</i>	9,61	27,30	5,32	0,99
Accipitridae	Tartaranhão-azulado	<i>Circus cyaneus</i>	17,84	37,00	5,36	2,43
Accipitridae	Tartaranhão-caçador	<i>Circus pygargus</i>	6,54	26,00	3,36	0,99
Accipitridae	Açor	<i>Accipiter gentilis</i>	10,39	28,00	4,07	2,65
Accipitridae	Gavião-da-europa	<i>Accipiter nisus</i>	6,00	26,30	3,84	0,94
Accipitridae	Águia-de-asa-redonda	<i>Buteo buteo</i>	4,26	8,00	3,18	1,70
Accipitridae	Águia-imperial-ibérica	<i>Aquila adalberti</i>	36,06	51,30	7,25	65,21
Accipitridae	Águia-real	<i>Aquila chrysaetos</i>	18,99	38,00	6,93	7,16
Accipitridae	Águia-de-bonelli	<i>Aquila fasciatus</i>	16,27	38,03	8,04	9,69
Accipitridae	Águia-calçada	<i>Hieraaetus pennatus</i>	10,71	33,00	5,55	36,08
Falconidae	Peneireiro-das-torres	<i>Falco naumanni</i>	27,81	39,60	4,11	1,62
Falconidae	Peneireiro-vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	3,93	22,70	5,36	0,94
Falconidae	Ógea	<i>Falco subbuteo</i>	7,65	28,00	4,18	1,95
Falconidae	Falcão-peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	10,86	28,03	4,21	2,65
Recurvirostridae	Pernilongo	<i>Himantopus himantopus</i>	9,43	16,30	3,57	1,28
Recurvirostridae	Alfaiate	<i>Recurvirostra avosetta</i>	21,09	32,00	5,39	4,63
Burhinidae	Alcaravão	<i>Burhinus oedicephalus</i>	13,64	43,30	4,79	0,58
Glareolidae	Perdiz-do-mar-comum	<i>Glareola pratincola</i>	11,55	32,60	5,43	10,34
Charadriidae	Borrelho-pequeno-de-coleira	<i>Charadrius dubius</i>	6,18	21,00	3,68	0,40
Charadriidae	Borrelho-de-coleira-interrompida	<i>Charadrius alexandrinus</i>	8,22	32,30	4,29	1,78
Charadriidae	Abibe-comum	<i>Vanellus vanellus</i>	18,64	23,00	4,14	0,22
Scolopacidae	Narceja-comum	<i>Gallinago gallinago</i>	33,33	51,00	7,32	12,51
Scolopacidae	Perna-vermelha-comum	<i>Tringa totanus</i>	12,29	33,00	4,68	1,95
Scolopacidae	Maçarico-das-rochas	<i>Actitis hypoleucos</i>	6,73	37,00	4,00	0,19
Laridae	Guincho-comum	<i>Larus ridibundus</i>	49,50	49,00	5,43	0,22

Laridae	Gaivota-de-audouin	<i>Larus audouinii</i>	50,00	32,70	5,46	34,31
Laridae	Gaivota-de-asa-escuro	<i>Larus fuscus</i>	100,00	36,00	4,71	3,39
Laridae	Gaivota-de-patas-amarelas	<i>Larus michahellis</i>	29,75	22,00	3,93	0,48
Sternidae	Gaivina-de-bico-preto	<i>Sterna nilotica</i>	27,53	33,00	5,11	13,30
Sternidae	Andorinha-do-mar-comum	<i>Sterna hirundo</i>	21,09	37,00	5,32	9,38
Sternidae	Andorinha-do-mar-anã	<i>Sterna albifrons</i>	15,81	26,00	4,75	6,44
Sternidae	Gaivina-de-faces-brancas	<i>Chlidonias hybridus</i>	31,85	27,00	3,39	10,68
Alcidae	Arau-comum	<i>Uria aalge</i>	100,00	28,70	5,29	51,89
Pteroclididae	Cortiçol-de-barriga-branca	<i>Pterocles alchata</i>	38,57	47,00	5,50	10,68
Pteroclididae	Cortiçol-de-barriga-preta	<i>Pterocles orientalis</i>	13,63	47,00	6,29	3,00
Anatidae	Pato-branco	<i>Tadorna tadorna</i>	30,05	27,00	3,89	5,58
Anatidae	Frisada	<i>Anas strepera</i>	7,82	28,00	3,00	2,33
Anatidae	Marrequinha-comum	<i>Anas crecca</i>	19,48	20,30	4,14	0,19
Anatidae	Pato-real	<i>Anas platyrhynchos</i>	5,03	23,00	3,63	0,14
Anatidae	Marreco	<i>Anas querquedula</i>	21,61	38,00	4,29	4,29
Anatidae	Pato-trombeteiro	<i>Anas clypeata</i>	15,18	30,00	4,43	5,18
Anatidae	Pato-de-bico-vermelho	<i>Netta rufina</i>	13,91	33,00	3,29	9,08
Anatidae	Zarro-comum	<i>Aythya ferina</i>	15,18	30,00	4,00	0,40
Anatidae	Zarro-castanho	<i>Aythya nyroca</i>	33,33	38,00	5,36	3,00
Phasianidae	Perdiz-comum	<i>Alectoris rufa</i>	3,75	19,00	3,68	0,11
Phasianidae	Codorniz	<i>Coturnix coturnix</i>	4,76	26,00	3,20	0,05
Rallidae	Frango-d'água	<i>Rallus aquaticus</i>	8,74	28,00	4,21	0,40
Rallidae	Franga-d'água-pequena	<i>Porzana pusilla</i>	49,50	42,00	4,32	0,18
Rallidae	Caimão-comum	<i>Porphyrio porphyrio</i>	16,84	33,00	3,71	6,68
Rallidae	Galinha-d'água	<i>Gallinula chloropus</i>	5,09	17,00	2,84	0,09
Rallidae	Galeirão-de-crista	<i>Fulica cristata</i>	33,33	32,00	4,46	22,46
Rallidae	Galeirão-comum	<i>Fulica atra</i>	7,15	33,00	3,57	0,40
Otididae	Abetarda-comum	<i>Otis tarda</i>	20,38	42,60	7,04	3,39

Otididae	Sisão	<i>Tetrax tetrax</i>	7,40	37,03	4,71	3,13
Columbidae	Pombo-doméstico	<i>Columba livia</i>	3,71	9,00	2,32	0,05
Columbidae	Pombo-bravo	<i>Columba oenas</i>	13,91	20,00	3,50	0,40
Columbidae	Pombo-torcaz	<i>Columba palumbus</i>	4,44	12,00	2,68	0,40
Columbidae	Rola-comum	<i>Streptopelia turtur</i>	4,33	25,00	3,50	0,72
Columbidae	Rola-turca	<i>Streptopelia decaocto</i>	4,03	9,00	2,71	1,95
Cuculidae	Cuco-canoro	<i>Cuculus canorus</i>	3,58	19,00	3,50	0,68
Tytonidae	Coruja-das-torres	<i>Tyto alba</i>	5,08	20,70	4,13	0,68
Strigidae	Mocho-d'orelhas	<i>Otus scops</i>	6,25	30,00	4,54	1,48
Strigidae	Bufo-real	<i>Bubo bubo</i>	7,30	34,30	6,39	1,62
Strigidae	Mocho-galego	<i>Athene noctua</i>	4,69	11,00	3,39	1,95
Strigidae	Coruja-domato	<i>Strix aluco</i>	5,01	17,00	3,55	2,54
Strigidae	Bufo-pequeno	<i>Asio otus</i>	9,88	28,00	4,79	1,95
Caprimulgidae	Noitibó-da-europa	<i>Caprimulgus europaeus</i>	7,17	25,30	4,32	0,19
Caprimulgidae	Noitibó-de-nuca-vermelha	<i>Caprimulgus ruficollis</i>	7,03	27,30	6,82	2,33
Apodidae	Andorinhão-preto	<i>Apus apus</i>	4,30	20,00	3,14	0,94
Apodidae	Andorinhão-pálido	<i>Apus pallidus</i>	6,48	15,00	3,82	6,44
Apodidae	Andorinhão-real	<i>Apus melba</i>	14,92	23,00	4,32	5,58
Apodidae	Andorinhão-cafre	<i>Apus caffer</i>	24,57	27,00	4,61	14,14
Alcedinidae	Guarda-rios-comum	<i>Alcedo atthis</i>	4,21	27,30	2,89	0,65
Meropidae	Abelharuco-comum	<i>Merops apiaster</i>	4,84	25,00	3,45	1,10
Upupidae	Poupa	<i>Upupa epops</i>	4,33	25,00	3,68	1,10
Picidae	Torcicolo	<i>Jynx torquilla</i>	6,64	33,00	4,11	1,10
Picidae	Pica-pau-verde	<i>Picus viridis</i>	4,65	17,00	2,61	0,33
Picidae	Pica-pau-malhado-grande	<i>Dendrocopos major</i>	4,37	25,00	3,32	1,10
Picidae	Pica-pau-malhado-pequeno	<i>Dendrocopos minor</i>	6,61	33,00	5,18	1,70
Alaudidae	Calhandra-real	<i>Melanocorypha calandra</i>	9,18	31,00	4,43	0,26
Alaudidae	Cotovia-de-poupa	<i>Galerida cristata</i>	4,37	30,00	3,98	0,18
Alaudidae	Cotovia-montesina	<i>Galerida theklae</i>	5,56	27,30	4,05	5,18

Alaudidae	Cotovia-pequena	<i>Lullula arborea</i>	3,65	17,00	2,75	15,47
Alaudidae	Laverca	<i>Alauda arvensis</i>	5,44	30,00	3,86	0,27
Hirundinidae	Andorinha-das-barreiras	<i>Riparia riparia</i>	5,76	28,00	3,09	0,33
Hirundinidae	Andorinha-das-rochas	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	5,60	15,00	2,84	1,10
Hirundinidae	Andorinha-das-chaminés	<i>Hirundo rustica</i>	3,50	25,00	2,93	0,48
Hirundinidae	Andorinha-dáurica	<i>Hirundo daurica</i>	3,80	15,00	1,64	2,23
Hirundinidae	Andorinha-dos-beirais	<i>Delichon urbicum</i>	3,58	25,00	2,57	0,33
Regulidae	Estrelinha-de-poupa	<i>Regulus regulus</i>	38,57	34,00	4,39	0,94
Regulidae	Estrelinha-de-cabeça-listada	<i>Regulus ignicapillus</i>	5,77	20,00	2,98	0,40
Cinclidae	Melro-d'água	<i>Cinclus cinclus</i>	8,68	20,00	4,21	0,68
Cisticolidae	Fuinha-dos-juncos	<i>Cisticola juncidis</i>	3,74	17,00	3,11	0,58
Sylviidae	Rouxinol-bravo	<i>Cettia cetti</i>	4,41	15,00	2,46	0,18
Sylviidae	Felosa-unicolor	<i>Locustella luscinoides</i>	14,73	24,00	3,29	15,47
Sylviidae	Rouxinol-pequeno-dos-caniços	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	8,29	31,00	5,29	2,13
Sylviidae	Rouxinol-grande-dos-caniços	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	7,09	37,00	4,11	2,23
Sylviidae	Felosa-pálida	<i>Hippolais opaca</i>	21,61	30,00	4,82	9,38
Sylviidae	Felosa-poliglota	<i>Hippolais polyglotta</i>	4,33	9,00	2,57	0,11
Sylviidae	Felosa-comum	<i>Phylloscopus collybita</i>	13,12	18,00	2,32	0,07
Sylviidae	Felosa-ibérica	<i>Phylloscopus ibericus</i>	5,17	17,00	4,11	2,54
Sylviidae	Felosa-de-bonelli	<i>Phylloscopus bonelli</i>	4,78	11,00	3,61	0,58
Sylviidae	Toutinegra-de-barrete-preto	<i>Sylvia atricapilla</i>	4,33	15,00	2,32	1,10
Sylviidae	Felosa-das-figueiras	<i>Sylvia borin</i>	13,63	28,00	4,11	1,10
Sylviidae	Papa-amoras-comum	<i>Sylvia communis</i>	6,77	28,00	3,54	1,10
Sylviidae	Toutinegra-real	<i>Sylvia hortensis</i>	8,83	33,00	3,54	0,05
Sylviidae	Toutinegra-carrasqueira	<i>Sylvia cantillans</i>	5,91	19,70	2,45	0,02
Sylviidae	Toutinegra-de-cabeça-preta	<i>Sylvia melanocephala</i>	4,27	9,00	2,11	0,11

Sylviidae	Toutinegratomilheira	<i>Sylvia conspicillata</i>	9,72	28,00	4,04	0,31
Sylviidae	Felosa-domato	<i>Sylvia undata</i>	4,73	27,00	3,54	0,80
Muscicapidae	Papa-moscascinzento	<i>Muscicapa striata</i>	8,54	28,00	4,18	0,65
Muscicapidae	Pisco-de-peito-ruivo	<i>Erithacus rubecula</i>	4,78	17,00	2,84	0,18
Muscicapidae	Pisco-de-peito-azul	<i>Luscinia svecica</i>	38,57	28,00	3,43	0,05
Muscicapidae	Rouxinol-comum	<i>Luscinia megarhynchos</i>	4,35	9,00	2,07	0,18
Muscicapidae	Rouxinol-domato	<i>Cercotrichas galactotes</i>	10,27	20,00	3,96	2,76
Muscicapidae	Rabirruivo-preto	<i>Phoenicurus ochruros</i>	4,91	17,00	2,84	0,05
Muscicapidae	Rabirruivo-de-testa-branca	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	8,00	18,00	2,61	0,43
Muscicapidae	Cartaxo-nortenho	<i>Saxicola rubetra</i>	18,25	29,70	5,50	1,34
Muscicapidae	Cartaxo-comum	<i>Saxicola torquatus</i>	3,51	17,00	2,46	0,02
Muscicapidae	Chasco-cinzento	<i>Oenanthe oenanthe</i>	8,19	28,00	3,75	0,33
Muscicapidae	Melro-das-rochas	<i>Monticola saxatilis</i>	13,24	20,00	3,54	2,23
Muscicapidae	Melro-azul	<i>Monticola solitarius</i>	6,87	21,70	3,29	0,09
Muscicapidae	Melro-preto	<i>Turdus merula</i>	4,20	11,00	2,68	0,14
Muscicapidae	Tordo-comum	<i>Turdus philomelos</i>	8,17	28,00	3,71	0,13
Muscicapidae	Tordeia	<i>Turdus viscivorus</i>	4,88	28,70	3,63	0,40
Aegithalidae	Chapim-rabilongo	<i>Aegithalos caudatus</i>	4,39	18,70	2,46	0,01
Paridae	Chapim-carvoeiro	<i>Parus ater</i>	4,36	11,00	2,63	0,01
Paridae	Chapim-de-poupa	<i>Parus cristatus</i>	4,47	19,00	2,82	0,02
Paridae	Chapim-real	<i>Parus major</i>	4,21	9,00	2,32	0,03
Paridae	Chapim-azul	<i>Parus caeruleus</i>	4,31	9,00	2,18	0,02
Sittidae	Trepadeira-azul	<i>Sitta europaea</i>	4,79	20,70	4,09	0,03
Certhiidae	Trepadeira-comum	<i>Certhia brachydactyla</i>	4,26	20,70	3,18	0,40
Certhiidae	Cariça	<i>Troglodytes troglodytes</i>	4,27	17,00	2,68	0,14
Remizidae	Chapim-de-faces-pretas	<i>Remiz pendulinus</i>	30,05	20,00	2,25	0,06
Laniidae	Picanço-real	<i>Lanius meridionalis</i>	3,92	17,00	2,68	0,46

Laniidae	Picanço-de-dorso-ruivo	<i>Lanius collurio</i>	12,19	31,30	5,75	11,39
Laniidae	Picanço-barreteiro	<i>Lanius senator</i>	4,84	22,70	3,88	0,85
Corvidae	Papa-figos	<i>Oriolus oriolus</i>	4,73	17,00	2,86	0,05
Corvidae	Gralha-preta	<i>Corvus corone</i>	5,79	12,00	2,75	0,14
Corvidae	Corvo-comum	<i>Corvus corax</i>	4,33	16,00	4,13	1,62
Corvidae	Gralha-de-nuca-cinzenta	<i>Corvus monedula</i>	11,85	24,00	4,36	0,94
Corvidae	Gaio-comum	<i>Garrulus glandarius</i>	4,25	11,00	2,68	0,68
Corvidae	Gralha-de-bico-vermelho	<i>Pyrrhonorax pyrrhonorax</i>	19,59	46,03	7,18	3,13
Corvidae	Pega-rabuda	<i>Pica pica</i>	6,60	12,00	3,20	0,14
Corvidae	Pega-azul	<i>Cyanopica cyanus</i>	7,39	10,00	4,02	5,18
Sturnidae	Estorninho-preto	<i>Sturnus unicolor</i>	4,25	9,00	3,50	2,88
Fringillidae	Tentilhão-comum	<i>Fringilla coelebs</i>	4,27	19,00	3,04	0,05
Fringillidae	Cruza-bico	<i>Loxia curvirostra</i>	20,24	23,70	4,46	0,51
Fringillidae	Verdilhão	<i>Carduelis chloris</i>	4,21	19,00	3,11	0,05
Fringillidae	Lugre	<i>Carduelis spinus</i>	20,88	22,00	3,04	0,03
Fringillidae	Pintassilgo	<i>Carduelis carduelis</i>	4,28	11,00	2,46	0,03
Fringillidae	Pintarroxo-comum	<i>Carduelis cannabina</i>	3,51	19,00	3,04	0,03
Fringillidae	Chamariz-comum	<i>Serinus serinus</i>	4,21	19,00	3,04	0,11
Fringillidae	Dom-fafe	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	10,22	28,00	3,79	0,05
Fringillidae	Bico-grossudo	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	6,67	20,00	3,36	0,09
Fringillidae	Escrevedeira-amarela	<i>Emberiza citrinella</i>	20,24	28,00	2,86	0,18
Fringillidae	Escrevedeira-de-garganta-preta	<i>Emberiza cirrus</i>	3,94	12,00	3,54	0,18
Fringillidae	Cia	<i>Emberiza cia</i>	4,34	9,00	2,70	0,05
Fringillidae	Sombria	<i>Emberiza hortulana</i>	9,57	23,00	3,54	0,18
Fringillidae	Escrevedeira-dos-caniços	<i>Emberiza schoeniclus</i>	17,49	30,00	4,14	0,05
Fringillidae	Trigueirão	<i>Emberiza calandra</i>	4,55	19,00	3,34	2,23
Passeridae	Pardal-doméstico	<i>Passer domesticus</i>	3,50	17,00	2,96	0,03
Passeridae	Pardal-espanhol	<i>Passer hispaniolensis</i>	5,71	12,00	3,86	1,10
Passeridae	Pardal-montês	<i>Passer montanus</i>	4,10	9,00	2,55	0,02

Passeridae	Alvéola-branca	<i>Motacilla alba</i>	4,39	17,00	2,96	0,03
Passeridae	Alvéola-cinzenta	<i>Motacilla cinerea</i>	4,92	9,00	2,91	0,33
Passeridae	Alvéola-amarela	<i>Motacilla flava</i>	8,56	20,00	3,68	0,33
Passeridae	Petinha-das-árvores	<i>Anthus trivialis</i>	12,48	25,00	3,61	2,13
Passeridae	Petinha-ribeirinha	<i>Anthus spinoletta</i>	25,97	24,00	3,75	9,69
Passeridae	Ferreirinha-comum	<i>Prunella modularis</i>	6,63	12,00	3,21	0,11

APÊNDICE II – ÍNDICE DE HIRALDO E ALONSO (1985) CONSIDERANDO OS CRITÉRIOS ESTABELECIDOS PELOS AUTORES.

Familia	Nome comum	Nome Científico	Hiraldo & Alonso
Accipitridae	Águia-imperial-ibérica	<i>Aquila adalberti</i>	36,06
Accipitridae	Grifo-comum	<i>Gyps fulvus</i>	29,75
Falconidae	Peneireiro-das-torres	<i>Falco naumanni</i>	27,81
Accipitridae	Abutre-do-egipto	<i>Neophron percnopterus</i>	24,63
Sylviidae	Felosa-pálida	<i>Hippolais opaca</i>	21,61
Accipitridae	Abutre-preto	<i>Aegyptius monachus</i>	21,03
Otididae	Abetarda-comum	<i>Otis tarda</i>	20,38
Fringillidae	Cruza-bico	<i>Loxia curvirostra</i>	20,24
Corvidae	Gralha-de-bico-vermelho	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	19,59
Accipitridae	Águia-real	<i>Aquila chrysaetos</i>	18,99
Muscicapidae	Cartaxo-nortenho	<i>Saxicola rubetra</i>	18,25
Accipitridae	Tartaranhão-azulado	<i>Circus cyaneus</i>	17,84
Fringillidae	Escrevedeira-dos-caniços	<i>Emberiza schoeniclus</i>	17,49
Accipitridae	Milhafre-real	<i>Milvus milvus</i>	17,20
Accipitridae	Bútio-vespeiro	<i>Pernis apivorus</i>	16,84
Accipitridae	Águia-de-bonelli	<i>Aquila fasciatus</i>	16,27
Apodidae	Andorinhão-real	<i>Apus melba</i>	14,92
Pteroclididae	Cortiçol-de-barriga-preta	<i>Pterocles orientalis</i>	13,63
Sylviidae	Felosa-das-figueiras	<i>Sylvia borin</i>	13,63
Muscicapidae	Melro-das-rochas	<i>Monticola saxatilis</i>	13,24
Sylviidae	Felosa-comum	<i>Phylloscopus collybita</i>	13,12
Passeridae	Petinha-das-árvores	<i>Anthus trivialis</i>	12,48
Laniidae	Picanço-de-dorso-ruivo	<i>Lanius collurio</i>	12,19
Corvidae	Gralha-de-nuca-cinzenta	<i>Corvus monedula</i>	11,85
Falconidae	Falcão-peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	10,86
Accipitridae	Águia-calçada	<i>Hieraaetus pennatus</i>	10,71
Accipitridae	Açor	<i>Accipiter gentilis</i>	10,39
Accipitridae	Águia-cobreira	<i>Circaetus gallicus</i>	10,28
Muscicapidae	Rouxinol-do-mato	<i>Cercotrichas galactotes</i>	10,27
Fringillidae	Dom-fafe	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	10,22
Strigidae	Bufo-pequeno	<i>Asio otus</i>	9,88
Sylviidae	Toutinegra-tomilheira	<i>Sylvia conspicillata</i>	9,72
Accipitridae	Tartaranhão-ruivo-dos-pauis	<i>Circus aeruginosus</i>	9,61
Fringillidae	Sombria	<i>Emberiza hortulana</i>	9,57
Alaudidae	Calhandra-real	<i>Melanocorypha calandra</i>	9,18
Sylviidae	Toutinegra-real	<i>Sylvia hortensis</i>	8,83
Cinclidae	Melro-d'água	<i>Cinclus cinclus</i>	8,68
Passeridae	Alvéola-amarela	<i>Motacilla flava</i>	8,56
Muscicapidae	Papa-moscas-cinzento	<i>Muscicapa striata</i>	8,54
Sylviidae	Rouxinol-pequeno-dos-caniços	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	8,29
Muscicapidae	Chasco-cinzento	<i>Oenanthe oenanthe</i>	8,19

Muscicapidae	Rabirruivo-de-testa-branca	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	8,00
Falconidae	Ógea	<i>Falco subbuteo</i>	7,65
Otididae	Sisão	<i>Tetrax tetrax</i>	7,40
Corvidae	Pega-azul	<i>Cyanopica cyanus</i>	7,39
Strigidae	Bufo-real	<i>Bubo bubo</i>	7,30
Caprimulgidae	Noitibó-da-europa	<i>Caprimulgus europaeus</i>	7,17
Sylviidae	Rouxinol-grande-dos-caniços	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	7,09
Caprimulgidae	Noitibó-de-nuca-vermelha	<i>Caprimulgus ruficollis</i>	7,03
Muscicapidae	Melro-azul	<i>Monticola solitarius</i>	6,87
Sylviidae	Papa-amoras-comum	<i>Sylvia communis</i>	6,77
Fringillidae	Bico-grossudo	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	6,67
Picidae	Torcicolo	<i>Jynx torquilla</i>	6,64
Passeridae	Ferreirinha-comum	<i>Prunella modularis</i>	6,63
Picidae	Pica-pau-malhado-pequeno	<i>Dendrocopos minor</i>	6,61
Accipitridae	Tartaranhão-caçador	<i>Circus pygargus</i>	6,54
Apodidae	Andorinhão-pálido	<i>Apus pallidus</i>	6,48
Accipitridae	Peneireiro-cinzento	<i>Elanus caeruleus</i>	6,45
Strigidae	Mocho-d'orelhas	<i>Otus scops</i>	6,25
Accipitridae	Gavião-da-europa	<i>Accipiter nisus</i>	6,00
Sylviidae	Toutinegra-carrasqueira	<i>Sylvia cantillans</i>	5,91
Regulidae	Estrelinha-de-cabeça-listada	<i>Regulus ignicapillus</i>	5,77
Hirundinidae	Andorinha-das-barreiras	<i>Riparia riparia</i>	5,76
Passeridae	Pardal-espanhol	<i>Passer hispaniolensis</i>	5,71
Hirundinidae	Andorinha-das-rochas	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	5,60
Alaudidae	Cotovia-montesina	<i>Galerida theklae</i>	5,56
Alaudidae	Laverca	<i>Alauda arvensis</i>	5,44
Sylviidae	Felosa-ibérica	<i>Phylloscopus ibericus</i>	5,17
Tytonidae	Coruja-das-torres	<i>Tyto alba</i>	5,08
Strigidae	Coruja-do-mato	<i>Strix aluco</i>	5,01
Accipitridae	Milhafre-preto	<i>Milvus migrans</i>	5,00
Passeridae	Alvéola-cinzenta	<i>Motacilla cinerea</i>	4,92
Muscicapidae	Rabirruivo-preto	<i>Phoenicurus ochruros</i>	4,91
Laniidae	Picanço-barreteiro	<i>Lanius senator</i>	4,84
Meropidae	Abelharuco-comum	<i>Merops apiaster</i>	4,84
Sittidae	Trepadeira-azul	<i>Sitta europaea</i>	4,79
Sylviidae	Felosa-de-bonelli	<i>Phylloscopus bonelli</i>	4,78
Muscicapidae	Pisco-de-peito-ruivo	<i>Erithacus rubecula</i>	4,78
Sylviidae	Felosa-do-mato	<i>Sylvia undata</i>	4,73
Corvidae	Papa-figos	<i>Oriolus oriolus</i>	4,73
Strigidae	Mocho-galego	<i>Athene noctua</i>	4,69
Picidae	Pica-pau-verde	<i>Picus viridis</i>	4,65
Fringillidae	Trigueirão	<i>Emberiza calandra</i>	4,55
Paridae	Chapim-de-poupa	<i>Parus cristatus</i>	4,47
Sylviidae	Rouxinol-bravo	<i>Cettia cetti</i>	4,41

Aegithalidae	Chapim-rabilongo	<i>Aegithalos caudatus</i>	4,39
Passeridae	Alvéola-branca	<i>Motacilla alba</i>	4,39
Picidae	Pica-pau-malhado-grande	<i>Dendrocopos major</i>	4,37
Alaudidae	Cotovia-de-poupa	<i>Galerida cristata</i>	4,37
Paridae	Chapim-carvoeiro	<i>Parus ater</i>	4,36
Muscicapidae	Rouxinol-comum	<i>Luscinia megarhynchos</i>	4,35
Fringillidae	Cia	<i>Emberiza cia</i>	4,34
Upupidae	Poupa	<i>Upupa epops</i>	4,33
Sylviidae	Felosa-poliglota	<i>Hippolais polyglotta</i>	4,33
Sylviidae	Toutinegra-de-barrete-preto	<i>Sylvia atricapilla</i>	4,33
Corvidae	Corvo-comum	<i>Corvus corax</i>	4,33
Paridae	Chapim-azul	<i>Parus caeruleus</i>	4,31
Apodidae	Andorinhão-preto	<i>Apus apus</i>	4,30
Fringillidae	Pintassilgo	<i>Carduelis carduelis</i>	4,28
Certhiidae	Carriça	<i>Troglodytes troglodytes</i>	4,27
Fringillidae	Tentilhão-comum	<i>Fringilla coelebs</i>	4,27
Sylviidae	Toutinegra-de-cabeça-preta	<i>Sylvia melanocephala</i>	4,27
Certhiidae	Trepadeira-comum	<i>Certhia brachydactyla</i>	4,26
Accipitridae	Águia-de-asa-redonda	<i>Buteo buteo</i>	4,26
Corvidae	Gaio-comum	<i>Garrulus glandarius</i>	4,25
Sturnidae	Estorninho-preto	<i>Sturnus unicolor</i>	4,25
Fringillidae	Chamariz-comum	<i>Serinus serinus</i>	4,21
Paridae	Chapim-real	<i>Parus major</i>	4,21
Fringillidae	Verdilhão	<i>Carduelis chloris</i>	4,21
Muscicapidae	Melro-preto	<i>Turdus merula</i>	4,20
Passeridae	Pardal-montês	<i>Passer montanus</i>	4,10
Columbidae	Rola-turca	<i>Streptopelia decaocto</i>	4,03
Fringillidae	Escrevedeira-de-garganta-preta	<i>Emberiza cirrus</i>	3,94
Falconidae	Peneireiro-vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	3,93
Hirundinidae	Andorinha-dáurica	<i>Hirundo daurica</i>	3,80
Cisticolidae	Fuinha-dos-juncos	<i>Cisticola juncidis</i>	3,74
Alaudidae	Cotovia-pequena	<i>Lullula arborea</i>	3,65
Hirundinidae	Andorinha-dos-beirais	<i>Delichon urbicum</i>	3,58
Cuculidae	Cuco-canoro	<i>Cuculus canorus</i>	3,58
Muscicapidae	Cartaxo-comum	<i>Saxicola torquatus</i>	3,51
Fringillidae	Pintarroxo-comum	<i>Carduelis cannabina</i>	3,51
Hirundinidae	Andorinha-das-chaminés	<i>Hirundo rustica</i>	3,50
Passeridae	Pardal-doméstico	<i>Passer domesticus</i>	3,50

APÊNDICE III – ÍNDICE DE CARVALHO (2010) COMPARADO COM A REGIÃO DE OCORRÊNCIA DA ÁGUA IMPERIAL

