



Instituto Politécnico
de Castelo Branco
Escola Superior
Agrária

Seleção e segregação de macro-habitat em aves de rapina diurnas numa área do Norte Alentejano

Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica em Recursos
Agro-florestais e Ambientais

Antonio Manuel Sillero Moreno

Orientadores

Maria Margarida Chagas de Ataíde Ribeiro
Maria Teresa Durães Albuquerque
Nuno Xavier Roncon Soares Onofre

Novembro 2014



Instituto Politécnico
de Castelo Branco
Escola Superior
Agrária



Instituto Nacional de
Investigação Agrária e Veterinária, I.P.

Seleção e segregação de macro-habitat em aves de rapina diurnas numa área do Norte Alentejano

Antonio Manuel Sillero Moreno

Orientadores

Maria Margarida Chagas de Ataíde Ribeiro

Maria Teresa Durães Albuquerque

Nuno Xavier Roncon Soares Onofre

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Sistemas de Informação Geográfica em Recursos Agro-florestais e Ambientais, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Maria Margarida Chagas de Ataíde Ribeiro, do Instituto Politécnico de Castelo Branco.

Novembro 2014

Composição do júri

Presidente do júri

Grau académico, nome do presidente do júri”

Vogais

Grau académico, nome do presidente do júri”

Categoria profissional e o nome da Instituição

Grau académico, nome do presidente do júri”

Categoria profissional e o nome da Instituição

Grau académico, nome do presidente do júri”

Categoria profissional e o nome da Instituição

À memória das minhas avós

Agradecimentos

Foi um privilégio para mim ter a oportunidade de conhecer e colaborar com pessoas que me ajudaram e se interessaram pelo decorrer do trabalho, auxiliando-me de uma maneira ou de outra. Assim, pretendo expressar a minha gratidão a todos os que tornaram possível que esta obra chegasse a bom termo.

Em primeiro lugar agradeço à minha orientadora Professora Doutora Maria Margarida Chagas de Ataíde Ribeiro pela disponibilidade e atenção que sempre dedicou a este trabalho. A sua iniciativa e disposição foram fulcrais na consecução dos objetivos.

Igualmente agradeço aos meus coorientadores Professora Doutora Maria Teresa Durães Albuquerque e Engenheiro Nuno Xavier Roncon Soares Onofre pela ajuda e boa disposição mostrada em todos estes meses de trabalho, tendo aguentado reuniões a horas inoportunas e em fins-de-semana. Um obrigado especial para o engenheiro Nuno Onofre pela atenção e hospitalidade prestada nas minhas visitas a Lisboa e pelos ensinamentos relativos à avifauna portuguesa e aos ditados populares.

Obrigado, também, ao INIAV pela disponibilização da informação geográfica de suporte para a realização do presente estudo.

À Engenheira Alexandra Ricardo, bolseira de investigação no INIAV, pela sua impagável ajuda na hora de trabalhar os dados estatísticos no “R” e pelos conselhos dados.

Ao Engenheiro Paulo Rocha Monteiro pelos conselhos dados e disponibilização de bibliografia e pela recetividade.

À Engenheira Natália Roque, do Laboratório SIG da Escola Superior Agrária, pela disponibilidade mostrada durante a realização da tese..

Aos meus colegas de turma e professores do mestrado, especialmente à Sandra Vieira e à Sofia Proença pela ajuda oferecida durante todo o tempo que frequentamos as aulas e pela sua amizade.

A todos os funcionários, estagiários e bolseiros com os quais tive o prazer de trabalhar no Núcleo de Castelo Branco da Quercus A.N.C.N., pelas facilidades oferecidas para poder cursar o mestrado e sobre tudo por me terem ‘contaminado’ com o prazer de trabalhar em conservação.

Aos meus pais e o meu irmão, embora longe, por estarem sempre atentos, apoiarem e educarem durante tantos anos.

Finalmente, à Bea, que sofreu mais que ninguém e que teve de me aturar durante todos estes meses, um grande obrigado.

Resumo

Nas aves, a área vital de uma espécie compreende, entre outras, as zonas de nidificação e de alimentação, as quais, em muitos casos, são constituídas por biótopos distintos, em particular durante o período reprodutor. O estudo da área vital pode dar indicações sobre as zonas importantes a proteger, tendo em conta que as áreas ocupadas por estas espécies são normalmente muito abrangentes. O Alto-Alentejo apresenta paisagens e habitats que têm grande impacto e importância para a conservação das aves de rapina ibéricas, apesar de estarem largamente transformados pela atividade humana. Os montados são áreas onde estas aves nidificam e, inclusive, procuram alimento, enquanto as zonas abertas de pastagens e de culturas tradicionais de cereal de sequeiro são zonas essencialmente de caça, na maioria dos casos. A zona de estudo localiza-se nos concelhos de Mora e Avis e tem grande interesse para a conservação da biodiversidade, estando, nomeadamente, compreendida no sítio da Rede Natura 2000 "Cabeção" - PTCON0029. O objetivo deste trabalho é conhecer os usos de solo que parecem influenciar a seleção e a separação ao nível do macro-habitat de várias espécies de aves de rapina simpátricas no norte alentejano: águia-de-asa-redonda (*Buteo buteo* (Linnaeus, 1758)), águia-calçada (*Hieraetus pennatus* (Gmelin, 1788)), águia-cobreira (*Circaetus gallicus* (Gmelin, 1788)), bútio-vespeiro (*Pernis apivorus* (Linnaeus, 1758)), milhafre-preto (*Milvus migrans* (Boddaert, 1783)), peneireiro-comum (*Falco tinnunculus* (Linnaeus, 1758)) e peneireiro-cinzento (*Elanus caeruleus* (Desfontaines, 1789)). Para o efeito, analisou-se a influência dos diferentes tipos de uso do solo e da densidade de cobertura do solo dos usos florestais. Para a caracterização das ocupações de solo intervenientes na seleção ao nível do macro-habitat de aves de rapinas no norte alentejano, foram realizadas duas aproximações diferentes: efetuou-se primeiro uma análise exploratória recorrendo à Análise em Componentes Principais (ACP) e à Regressão Logística. Ulteriormente, para a modelação da continuidade espacial dos atributos utilizaram-se metodologias geostatísticas e de estatística espacial, nomeadamente a Krigagem da Indicatriz, que possibilitou a construção de mapas de iso-probabilidade para a distribuição espacial, dos atributos em análise.

Os resultados obtidos permitem concluir que uma seleção ativa das áreas de montado de sobre, densamente arborizadas, é essencialmente feita pelas águia-cobreira e águia-calçada, que tendem a excluir as áreas mais abertas, até distâncias consideráveis em torno da área de nidificação. No caso da águia-d'asa-redonda e do peneireiro cinzento, observou-se uma seleção ativa de áreas abertas, no entanto a águia-d'asa-redonda apresenta maior afinidade com áreas abertas. O peneireiro-cinzento, por sua vez, mostra uma preferência por áreas abertas, com azinheira (*Quercus rotundifolia* Lam.) dispersa ou montados de azinho pouco arborizados.

Palavras chave

Aves de rapina; mapas de iso-probabilidade; SIG; macro-habitat; seleção de habitat.

Abstract

The home range of a species, such as birds, comprises the nesting and feeding areas, among others, which, in many cases, are made up of different biotopes, particularly during the breeding season. The study of the home range features can provide information about the territory conditions that ought to be protected, considering that these species occupy, usually, very large areas.

The Alto-Alentejo region holds landscapes and habitats that have great impact and significance in the Iberian Raptors conservation, despite widely transformed by human activity. The Montados are areas where these birds nest and even forage, while the open grassland areas and traditional rain-fed cereal crops are mostly hunting areas.

The study area, located in the Mora and the Avis counties, is of major interest for biodiversity conservation; thus included partly in the Natura 2000 Network “Cabeção” - PTCO0029 site. The aim of the study is to determine the landscape characteristics influencing the selection and separation, at the macro-habitat level, of several sympatric raptors species in northern Alentejo (Alto-Alentejo): common buzzard (*Buteo buteo* (Linnaeus, 1758)), booted eagle (*Hieraetus pennatus* (Gmelin, 1788)), short-toed eagle (*Circaetus gallicus* (Gmelin, 1788)), honey buzzard (*Pernis apivorus* (Linnaeus, 1758)), black kite (*Milvus migrans* (Boddaert, 1783)), common kestrel (*Falco tinnunculus* (Linnaeus, 1758)), black-winged (*Elanus caeruleus* (Desfontaines, 1789)). Therefore, we analyze the influence of different land use types and land cover density of wooded areas. In order to study the spatial characteristics of landscape attributes and land uses involved in habitat selection at the level of macro-habitat (home range level), a first exploratory approach one was performed using Principal Components Analysis (PCA) and, afterwards, the Logistic Regression was applied. Subsequently, spatial modeling and geostatistical methodologies were used, such as Indicator kriging, for iso-probability mapping.

The achieved results allowed to conclude that the short-toed eagle and the booted eagle prefer to settle down their eyries in more densely and continuous forested areas of oak, avoiding, at the same time, extensive open areas far away from the nesting area. Regarding the common buzzard and the black-winged kite, it was unfold an active or a more clear open areas selection, with buzzards having affinity to open areas and the kites preferring open areas with scattered oak, or sparse holm oak stands.

Keywords

Raptors; iso-probability maps; GIS; macro-habitat; habitat selection.

Índice geral

1. Introdução	1
1.1 Seleção de habitat e escala espacial do habitat	1
1.2 Seleção de habitat em aves de rapina	2
1.3 Segregação de habitat	3
1.4 Os SIG no estudo da seleção do habitat.....	3
1.5 A gestão do habitat na conservação.....	4
1.6 A análise exploratória - seleção de habitat.....	4
1.7 Objetivos do estudo	5
2. Caracterização das espécies-alvo	6
2.1 Águia-cobreira	6
2.2 Águia-calçada	6
2.3 Águia-d'asa-redonda	7
2.4 Milhafre-preto.....	7
2.5 Bútio-vespeiro	7
2.6 Peneireiro-comum.....	8
2.7 Peneireiro-cinzento	8
3. Caracterização da área de estudo	10
3.1 Localização.....	10
3.2 Clima	10
3.3 Habitats, flora, fauna e vegetação	11
3.4 População e uso do solo.....	11
4. Material e Métodos	13
4.1 Material	13
4.2 Recolha de dados	13
4.3 Variáveis estudadas	15
4.3.1 Reclassificação das variáveis originais de ocupação do solo.....	15
4.3.2 Níveis de estudo	18
4.4 Análise de dados	19
4.4.1 Análise Factorial das Componentes Principais.....	20
4.4.2 Regressão Logística	21
4.4.2.1 Análise Univariada	21
4.4.2.2 Análise Multivariada.....	21
4.4.3 Análise espacial – aplicação de uma metodologia geoestatística.....	23
4.4.3.1. Geoestatística da Indicatriz	23
5.Resultados	26

5.1 Estatísticas descritivas	26
5.2 Análise das componentes principais	28
5.2.1 Modelos ensaiados	28
5.2.1.1 Variáveis de uso do solo reclassificadas e não reclassificadas	28
5.2.1.2 Modelos com e sem as espécies como variáveis explicativas.....	28
5.2.2 Correlações entre as variáveis	28
5.2.3 Modelo Reclassificado	29
5.2.3.1 Modelo reclassificado – raio de análise de 100 m	29
5.2.3.1.1 Variância explicada.....	29
5.2.3.1.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos	29
5.2.3.2 Modelo Reclassificado – raio de análise de 500 m	30
5.2.3.2.1 Variância explicada.....	30
5.2.3.2.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos	31
5.2.3.3 Modelo Reclassificado – raio de análise de 1000 m	33
5.2.3.3.1 Variância explicada.....	33
5.2.3.3.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos	33
5.2.3.4 Modelo Reclassificado – raio de análise de 2000 m	34
5.2.3.4.1 Variância explicada.....	34
5.2.3.4.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos	34
5.2.4 Modelo Não Reclassificado.....	36
5.2.4.1 Modelo Não Reclassificado – raio de análise de 100 m.....	36
5.2.4.1.1 Variância explicada.....	36
5.2.4.1.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos	37
5.2.4.2 Modelo Não Reclassificado – raio de análise de 500 m.....	38
5.2.4.2.1 Variância explicada.....	38
5.2.4.2.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos	38
5.2.4.3 Modelo Não Reclassificado – raio de análise de 1000 m.....	40
5.2.4.3.1 Variância explicada.....	40
5.2.4.3.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos	40
5.2.4.4 Modelo Não Reclassificado – raio de análise de 2000 m.....	42
5.2.4.4.1 Variância explicada.....	42
5.2.4.4.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos	42
5.3. Modelo de Regressão univariado	43
5.3.1 Comparação ao nível de análise r=500 m	43
5.3.2 Comparação ao nível de análise r=1000 m.....	44
5.3.3 Comparação ao nível de análise r=2000 m.....	45
5.4 Regressão multivariada	46
5.4.1 Comparação ao nível de análise r=500 m	46
5.4.2 Comparação ao nível de análise r=1000 m.....	47
5.4.3 Comparação ao nível de análise r=2000 m.....	49
5.5 Análise geostatística	52
5.5.1 <i>Circaetus gallicus</i>	52
5.5.2 <i>Buteo buteo</i>	54
5.5.3 <i>Elanus careruleus</i>	57
5.5.4 <i>Pernis apivorus</i>	59
5.5.5 <i>Hieraetus pennatus</i>	62
6. Discussão	64

6.1 Estatística multivariada	64
6.2 Análise geostatística	66
7. Conclusões	68
Bibliografia	69
ANEXO A - Uso do solo	74
Anexo A-1)Variáveis originais de usos de solo	74
Anexo A-2)Área ocupada pelos diferentes usos de solo	77
ANEXO B - Estatísticas descritivas.....	78
Anexo B-1)Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para <i>Buteo buteo</i>	78
Anexo B-2)Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para <i>Hieraaetus pennatus</i> .	80
Anexo B-3)Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para <i>Circaetus gallicus</i>	82
Anexo B-4)Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para <i>Pernis apivorus</i>	84
Anexo B-5)Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para <i>Elanus caeruleus</i>	86
Anexo B-6)Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para <i>Falco tinnunculus</i>	88
Anexo B-7)Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para <i>Milvus migrans</i>	90
Anexo C - Análise em componentes principais.....	92
Anexo C-1.a)Modelo reclassificado r=100 m	92
Anexo C-1.b)Modelo reclassificado r=500 m	93
Anexo C-1.c)Modelo reclassificado r=1000 m.....	94
Anexo C-1.d)Modelo reclassificado r=2000 m	96
Anexo C-1.e)Modelo reclassificado. Contribuições das principais variáveis, nas quatro escalas estudadas, para as quatro espécies de rapina com maior representação	98
Anexo C-2.a)Modelo não reclassificado r=100 m	101
Anexo C-2.b)Modelo não reclassificado r=500 m	103
Anexo C-2.c)Modelo não reclassificado r=1000 m.....	105
Anexo C-2.d)Modelo não reclassificado r=2000 m	107
ANEXO D - Regressão univariada	113
Anexo D-1)R. univariada r=500 m	113
Anexo D-2)R. univariada r=1000 m	114
Anexo D-3)R. univariada r=2000 m	115

Índice de figuras

Figura 1 — Localização da área de estudo.	10
Figura 3 —Tipos de usos de solo resultantes da reclassificação do uso de solo, em dezanove classes... 17	17
Figura 4 — Tipos de usos de solo resultantes da reclassificação em doze variáveis de ocupação.	18
Figura 5 - Classes de distância adotadas.	19
Figura 6 — Representação gráfica das duas componentes principais nos eixos, para o raio de estudo r= 500 m e posição das variáveis estudadas.	32
Figura 7 — Representação gráfica das duas componentes principais nos eixos, para o raio de estudo r= 500 m e posição das variáveis estudadas.	40
Figura 8 — Variograma criado para <i>C. gallicus</i>	52
Figura 10 — Mapa de erro de <i>C. gallicus</i>	53
Figura 11 —Mapa de alta probabilidade de ocorrência de <i>C. gallicus</i>	54
Figura 12 —Variograma criado para <i>B. buteo</i>	55
Figura 13 — Mapa de iso-probabilidade de ocorrência de <i>B. buteo</i>	55
Figura 14 —Mapa de erro de <i>B. buteo</i>	56
Figura 15 —Mapa de alta probabilidade de ocorrência de <i>B. buteo</i>	56
Figura 16 —Variograma criado para <i>E. caeruleus</i>	57
Figura 17 —Mapa de iso-probabilidade de ocorrência de <i>E. caeruleus</i>	58
Figura 18 —Mapa de erro de <i>E. caeruleus</i>	58
Figura 19 — Mapa de alta probabilidade de ocorrência de <i>E. caeruleus</i>	59
Figura 20 —Variograma criado para <i>P. apivorus</i>	59
Figura 21 — Mapa de iso-probabilidade de ocorrência de <i>P. apivorus</i>	60
Figura 22 —Mapa de erro de <i>P. apivorus</i>	61
Figura 23 —Mapa de alta probabilidade de ocorrência de <i>P. apivorus</i>	61
Figura 24 — Mapa de iso-probabilidade de ocorrência de <i>H. pennatus</i>	62
Figura 25 —Mapa de alta probabilidade de ocorrência de <i>H. pennatus</i>	63

Lista de Tabelas

Tabela 1 — Número de ninhos por cada uma das espécies em estudo.	14
Tabela 2 — Número de variáveis estudadas nas análises em componentes principais e para as quatro diferentes escalas de estudo (VUS=variáveis de uso do solo).....	21
Tabela 3 — Capacidade discriminante do modelo em função da área abaixo da curva ROC.	23
Tabela 4 — Estimativas de número de casais/territórios para aves de rapina diurnas na zona de Cabeção, numa área de 100 km ² , segundo Onofre <i>et al.</i> 1999.	26
Tabela 5 — Percentagem da variância explicada pelas duas principais componentes no Modelo Reclassificado e no Modelo Não Reclassificado, na análise de todas as variáveis no seu conjunto (variáveis de uso de solo e variáveis de espécies).	29
Tabela 6 — Percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais e percentagem total acumulada para r=100 m, no modelo Reclassificado.	29
Tabela 7 — Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para o raio de estudo r= 100 m As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.....	30
Tabela 8 — Percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais e percentagem total acumulada para r=500 m, no modelo Reclassificado.	30
Tabela 9 — Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as quatro espécies principais para o raio de estudo r= 500 m As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.	32
Tabela 10 — Percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais e percentagem total acumulada para r=1000 m, no Modelo Reclassificado.	33
Tabela 11 — Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as quatro espécies principais para o raio de estudo r= 1000 m As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.	34
Tabela 12 — Percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais e percentagem total acumulada para r=2000 m, no modelo Reclassificado.	34
Tabela 13 — Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as quatro espécies principais para o raio de estudo r= 2000 m As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.	36
Tabela 14 — Valores próprios e percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais para o r=100 m, no Modelo Não Reclassificado.	37
Tabela 15 — Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para r= 100 m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.	38

Tabela 16 — Valores próprios e percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais para o raio de estudo 500 m, no modelo não reclassificado.	38
Tabela 17 — Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para $r= 500$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.	39
Tabela 18 — Valores próprios e percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais para o raio de estudo 1000 m, no Modelo Não Reclassificado.	40
Tabela 19 — Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para $r= 1000$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.	41
Tabela 20 — Valores próprios e percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais para o raio de estudo 2000 m, no modelo Não Reclassificado.	42
Tabela 21 — Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para o raio de estudo $r= 2000$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.	43
Tabela 22 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para $r=500$ m em <i>B. buteo</i>	46
Tabela 23 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para $r=500$ m em <i>H. pennatus</i>	46
Tabela 24 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para $r=500$ m em <i>C. gallicus</i>	47
Tabela 25 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (Área abaixo da curva ROC) mais elevado para o raio de estudo $r=500$ m em <i>E. caeruleus</i>	47
Tabela 26 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para $r=500$ m em <i>P. apivorus</i>	47
Tabela 27 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para $r=1000$ m em <i>B. buteo</i>	48
Tabela 28 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para $r=1000$ m em <i>H. pennatus</i>	48
Tabela 29 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para $r=1000$ m em <i>C. gallicus</i>	48
Tabela 30 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para $r=1000$ m em <i>E. caeruleus</i>	48
Tabela 31 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para $r=1000$ m em <i>P. apivorus</i>	49

Tabela 32 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em <i>B. buteo</i>	49
Tabela 33 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em <i>H. pennatus</i>	50
Tabela 34 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em <i>C. gallicus</i>	50
Tabela 35 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em <i>E. caeruleus</i>	50
Tabela 36 — Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em <i>P. apivorus</i>	50
Tabela 37 — Modelos com valor da área abaixo da curva ROC mais elevado para as diferentes espécies e raios de estudo.	51
Tabela 38 — Valores de ajustamento do variograma para <i>C. gallicus</i>	52
Tabela 39 — Valores de ajustamento do variograma para <i>B. búteo</i>	54
Tabela 40 — Valores de ajustamento do variograma para <i>E. caeruleus</i>	57
Tabela 41 — Valores de ajustamento do variograma para <i>P. apivorus</i>	59
Tabela 42 — Número máximo e mínimo de pontos vizinhos com os que foi criado o mapa de probabilidade de <i>H. pennatus</i>	62

Lista de abreviaturas, siglas e acrónimos

AIC	<i>Akaike Information Criterion</i> (Critério de Informação de Akaike)
IDW	<i>Inverse Distance Weighting</i> (Inverso da Potência das Distâncias)
PAP	Perímetro à Altura do Peito
ACP	<i>Principal Components Analysis</i> (Análise em Componentes Principais)
ROC	<i>Receiver Operating Characteristic</i>
SIC	Sítio de Importância Comunitária
SIG	Sistema de Informação Geográfica
UICN	União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais
VR	Variável Regionalizada

1. Introdução

A aplicação do termo “habitat” tem sido utilizada tradicionalmente em ornitologia como um conceito teórico unificador para conseguir explicar a diversidade de padrões evolutivos existentes, (Rotenberry 1981), mas as definições específicas do conceito ainda são difusas, podendo variar desde, por exemplo, a forma como as espécies se associam a diferentes tipos de vegetação, à escala da paisagem, até outras que incluem descrições muito pormenorizadas do ambiente físico usado pelas aves (Block e Brennan 1993).

A definição de habitat varia substancialmente de uns autores para outros. Em ornitologia, a expressão tem vindo a aplicar-se à relação das aves com os diferentes aspetos do ambiente onde ocorrem (Block e Brennan 1993). Algumas variações da definição são dadas pela diferente escala de observação, tendo em conta que uma aproximação hierárquica aos habitats se baseia numa seleção visual a diferentes escalas espaciais (Johnson 1980).

A distribuição das espécies é condicionada pelas limitações físicas destas (Block e Brennan 1993). Contudo, dentro destes limites, o habitat ou o espaço realmente usado pelas espécies é também influenciado pela sua densidade e pela interação com outras espécies, pela abundância e distribuição dos recursos, entre outros fatores, sejam bióticos ou abióticos. Raramente um indivíduo usa toda a gama de ambientes que está à sua disposição, por isso, o uso do habitat e a sua utilização e a seleção efetiva do habitat, são processos complexos influenciados pela morfologia e pelas adaptações fisiológicas das espécies, para além dos aspetos intrínsecos ao seu comportamento inato. Em síntese, embora um indivíduo se estabeleça num habitat determinado, em primeiro lugar, pela sua história evolutiva, este espaço é definido por fatores abióticos (p. ex., áreas produtoras de alimento ou locais de reprodução adequados), fatores bióticos interespecíficos (a presença de predadores, competidores ou a disponibilidade de presas) e fatores bióticos intraespecíficos (p. ex., densidade populacional, comportamento social).

Devido ao crescente interesse da manutenção da biodiversidade e à escassa informação que existe sobre as espécie de aves raptoras estudadas, quisemos neste trabalho contribuir para conhecer os usos do solo que parecem influenciar a seleção e a separação ao nível do macro-habitat de várias espécies de aves de rapina simpátricas no norte alentejano.

1.1 Seleção de habitat e escala espacial do habitat

Define-se seleção de habitat como uma resposta comportamental inata que permite às aves (e aos outros animais), diferenciar entre várias componentes do ambiente, resultando no uso diferenciado das condições ambientais com o fim de influenciar a sobrevivência e a eficácia reprodutiva dos indivíduos (Block e Brennan 1993).

As escalas espaciais do habitat, para uma espécie, podem variar desde o uso de um poiso específico ou de um substrato de alimentação particular até a um determinado conjunto de biótopos disponíveis. Neste aspeto, também se pode ter em conta a componente temporal, incluindo usos sazonais dos habitats (reprodução, migração, invernada), anuais ou históricos.

As interpretações dos estudos de habitat são dadas pela escala à qual é conduzida a investigação (Block e Morrison 1991). Importa também não esquecer o papel que os eventos históricos tiveram nas distribuições atuais das espécies e, portanto, a utilização do habitat deve ser entendida no contexto de eventos geológicos modeladores da morfologia de uma determinada área. Portanto, são especialmente importantes as considerações sobre os padrões biogeográficos e evolutivos para explicar as distribuições existentes, as rotas e padrões migratórios e os habitats associados às aves (Gutierrez *et al.* 1983).

O macro-habitat pode ser definido como as características do habitat à escala da paisagem que estão relacionadas com a distribuição e abundância da população (Block e Brennan 1993).

Pelo fato da escala de observação influenciar, fortemente, o conhecimento do uso do habitat, num estudo completo deve de ser considerada uma avaliação em várias escalas. A escolha das classes de distância mais significativas depende dos objetivos específicos previamente definidos, embora, a inclusão do estudo de uso do habitat, do ponto de vista tanto o macro como o micro, seja mais enriquecedor (Johnson 1980).

1.2 Seleção de habitat em aves de rapina

A morfologia interna e externa das aves permite-lhes explorar um determinado grupo de recursos e habitats concretos (Block e Morrison 1991, Block e Brennan 1993). As adaptações próprias de cada espécie estão também relacionadas com o uso do habitat (Savile 1957). Por exemplo, no grupo das aves de rapina, as espécies com caudas compridas e asas curtas, como os açores (*Accipiter* spp.), estão bem adaptadas a voar em zonas florestais, enquanto outras espécies com asas longas e amplas e caudas curtas, como os representantes do género *Buteo*, estão melhor adaptados para planar. São vários os estudos que relacionam diferentes características físicas das espécies com o habitat ocupado (Block e Brennan 1993).

Existem muitos outros fatores físicos responsáveis na utilização do habitat por parte das aves e na estruturação das comunidades, nomeadamente a estrutura do coberto vegetal, a densidade populacional ou as interações entre espécies.

Frequentemente as espécies precisam de recursos concretos para diferentes aspetos da sua biologia. Por exemplo, os materiais que algumas espécies precisam para a construção do ninho podem não ser os que se encontram no local onde o ninho vai ser construído (Block e Brennan 1993). Por sua vez, os recursos alimentares podem ocorrer em locais diferentes da localização do ninho e, portanto, deverá ter-se em consideração a localização relativa dos diferentes recursos, de modo a que os indivíduos os possam usar de modo mais eficaz.

A escolha de um habitat adequado para nidificação nas aves de rapina é determinado por diferentes variáveis, algumas relacionadas com um local concreto e adequado para a construção do ninho, enquanto outras podem incluir a estrutura e a fisionomia da vegetação e a disponibilidade de alimento (Newton *et al.* 1981), assim como a presença de outros casais da mesma ou de diferente espécie (Rothfels e Lein, 1983).

A abundância de presas e a sua disponibilidade são conhecidas como limitantes das populações de aves de rapina (Tapia *et al.* 2007). É normal que a distribuição das aves de rapina esteja ligada à distribuição das suas presas. Devido à dificuldade em observar diretamente a captura das suas presas pelas aves de rapina, a influência das presas no habitat é frequentemente inferida por comparação, usando-se medidas de abundância de presas e o uso do espaço pelas aves de rapina em diferentes tipos de vegetação ou de ocupação do solo (Selas 1997, Ontiveros *et al.* 2005, Tapia *et al.* 2007). Estas relações podem nem sempre ser exatas. A predação é por vezes maior em áreas com pouca vegetação, não pelo facto de existirem mais presas neste tipo de usos de solo, mas sim pela sua maior detetabilidade. Esta é a razão, porque as aves de rapina usam este tipo de paisagem para sua alimentação (Ontiveros *et al.* 2005, Tapia *et al.* 2007).

O habitat é, também, selecionado pelas relações existentes entre indivíduos de diferentes espécies; nomeadamente pelas relações de predação ou parasitismo, que podem provocar respostas funcionais nas populações afetadas (Conell 1975).

A pressão predatória pode ainda afetar os movimentos e a utilização de habitat dos diferentes indivíduos, convertendo um habitat adequado em indisponível. Outros estudos (Block e Brennan

1993) têm sugerido que os parasitas e as doenças regulam os efetivos populacionais e influenciam a distribuição das espécies e o uso do habitat.

1.3 Segregação de habitat

A segregação de espécies por habitat não é absoluta, havendo muitas situações onde se verifica a coexistência no mesmo espaço de espécies distintas. Esta sobreposição pode dar-se por influência da pressão antrópica (Nijman 2004). É clássico o trabalho de MacArthur (1958) sobre segregação de habitat entre cinco espécies de pica-paus na América do Norte, aparentemente com as mesmas aptidões para a exploração dos recursos disponíveis.

A estrutura da vegetação é assumida como o fator mais determinante para determinar “como” e “quando” as espécies usam os recursos presentes (Block e Brennan 1993). Esta estrutura pode referir-se à estratificação da copa ou à dispersão horizontal das manchas de vegetação. Rotenberry (1985) avaliou a influência da estrutura da vegetação e a composição florística como determinantes do uso de habitat por aves, tendo verificado que a composição da vegetação influenciou fortemente na distribuição de aves nas estepes arbustivas. As aves e a composição vegetal do habitat são também influenciadas pela escala de observação, sendo importante considerar diferentes escalas de observação para determinar a importância relativa do coberto vegetal no habitat (Block e Brennan 1993).

A segregação por habitat também pode ser intraespecífica, sendo que nas aves de rapina, machos e fêmeas podem apresentar um uso diferenciado do território (Newton *et al.* 1981), assim como pode ocorrer uma diferenciação na utilização do habitat entre imaturos e reprodutores (Newton *et al.* 1981, Rutz *et al.* 2006), sendo estes fatores que devem estar cientes nos estudos de habitat em aves.

São vários os trabalhos que verificaram existirem diferenças na utilização do habitat ao nível dos sexos dentro da mesma espécie (Newton 1981, Jarvinen 1986, Grubb e Woodrey 1990, Morton 1990, Aulen e Lunberg 1991, *cit. in* Block e Brennan 1993). A idade é conhecida por ter, também, um papel importante no sucesso reprodutor e na sobrevivência das aves. Os adultos são tipicamente mais eficientes a obter alimento (Block e Brennan 1993). Há exemplos que mostram esta diferença entre adultos e imaturos (Morrison *et al.* 1978).

Sempre que possível, em estudos sobre a utilização do habitat, é preciso testar a heterogeneidade da comunidade, estudando as diferenças entre espécies e, se possível, na população de uma espécie, analisando diferenças entre idades e sexos. No presente trabalho, por ausência de informação ao nível intraespecífico, apenas se faz uma abordagem à seleção de habitat interespecífica, sendo que a variável temporal usada é apenas a época de reprodução.

1.4 Os SIG no estudo da seleção do habitat

O desenvolvimento dos sistemas de informação geográfica (SIG) tem vindo a facilitar grandemente a gestão de dados em trabalhos com dados espaciais e a permitir incrementar a escala espacial do trabalho (Tapia *et al.* 2007).

Os SIG são atualmente uma ferramenta muito valiosa nos estudos relativos à distribuição espacial de diferentes atributos, georreferenciados e de utilização na caracterização do habitat em animais.

Os SIG permitem construir padrões espaciais, para a distribuição de uma determinada variável ou aspetos associados e relacioná-los com outros parâmetros auxiliares. No caso em estudo temos, por exemplo, a ocupação do solo ou as comunidades vegetais associadas, dados estes importantes para revelar o comportamento e escolhas de uma determinada espécie.

A estatística espacial, desenvolvida em ambiente SIG é também usada para a avaliação da estrutura espacial de uma variável permitindo avaliar as relações que a variável em análise tem com uma determinada característica do habitat.

Durante a década de 90 do séc. XX, o estudo da ecologia da paisagem e o desenvolvimento associado dos SIG, forneceu aos ecólogos novas ferramentas para estudar, tendo em conta as estruturas espaciais encontradas e aspetos da ecologia das espécies animais ao nível do macro-habitat. Esta área de investigação e os respetivos instrumentos passaram a ser utilizados como uma peça chave para, por exemplo, explicar a distribuição das aves (Block e Brennan 1993).

1.5 A gestão do habitat na conservação

Os estudos de seleção de habitat em aves de rapina têm importantes repercussões nos planos de conservação das diferentes espécies a nível nacional e global. O enfoque ao nível de ecossistema é considerado fundamental para a conservação da diversidade biológica pela *Convention on Biological Diversity* (Secretaría CBD 2004). São muitos os trabalhos orientados para a definição das áreas favoráveis a determinadas espécies ameaçadas de modo a conseguir indicar, de uma forma mais eficiente, as ações de conservação, podendo, por exemplo, basear-se em dados de ocorrência das espécies (Balbontín 2005), ou na produção de dados preditivos de ocorrência (García-Ripollés *et al.* 2005, López-López *et al.* 2007, Mathieu *et al.* 2006, Isaac *et al.* 2008).

A área de estudo é uma paisagem típica alentejana, na qual encontramos maioritariamente áreas de montado de sobre e azinho, com diferentes densidades de povoamento. A acompanhar, temos áreas dedicadas ao uso agrícola, desde pastagens, zonas de cereal, olivais a pomares. Este tipo de paisagem, obviamente muito antropizada, é a dominante em muitas áreas do interior do País. Surgiu em resultado de uma relação muito antiga e íntima do homem com o meio rural, sendo que esta relação de exploração do solo já vem desde há vários milénios. No entanto, a existência do montado como entidade para o aproveitamento da bolota para a produção de porco e dos produtos do arvoredo (azinheira e sobreiro) parece datar de meados do século XVIII (Onofre 2007). Os montados podem então definir-se como estruturas de origem antrópica, em parte com baixa densidade de árvores, co-dominada por pastagens e usos agrícolas arvenses e cuja persistência como sistema depende de um tipo de agricultura extensivo específico (Capelo e Catry 2007).

Ao nível da escala da paisagem, a complexidade estrutural dos montados é potencialmente rica, uma vez que estas estruturas podem aparecer associadas com outras, como culturas agrícolas de diferentes tipos, pastagens, solos lavrados, pousios ou áreas de matos, que em regra são baixos. Igualmente a densidade do arvoredo poderá variar entre povoamentos muito esparsos até outros muito densos (Onofre 2007, Pinto-Correia *et al.* 2013). Por isso, estas áreas antropizadas que são os “montados”, com mais de um século de formação no Alentejo, apresentam uma grande variedade de fácies à escala da paisagem, a nível regional (Alentejo), ou sub-regional (Alto e Baixo-Alentejo). Este conjunto de características biofísicas, estruturais e de práticas agrícolas concorre para fazer dos montados estruturas florestais bastante ricas e importantes do ponto de vista da biodiversidade, nomeadamente ao nível da diversidade faunística (Onofre 2007, Pinto-Correia *et al.* 2013).

1.6 A análise exploratória - seleção de habitat

O estudo das relações entre variáveis inclui modelos lineares generalizados, aproximações baesianas, árvores de classificação, métodos de regressão e métodos de estatística multivariada, entre outros (Donázar *et al.* 1989, Tapia *et al.* 2007). No presente estudo optou-se por duas abordagens diferentes para a análise exploratória dos dados, a Análise em Componentes Principais (ACP) e a Regressão Logística (RL).

As descrições gerais do macro-habitat são dadas, normalmente, pela relação entre a presença de determinadas espécies de aves e de tipos ou séries de vegetação, presentes num determinado local ou área. Por outro lado, é ainda possível obter informação mais precisa sobre determinadas características do habitat, como, por exemplo, o tamanho e a densidade das árvores, ou mesmo sobre as características estruturais ou a composição florística das formações vegetais. Estas análises podem ser abordadas de diferentes formas.

Na primeira abordagem, ACP, pretende-se descrever as características evidenciadas pelos atributos escolhidos para a caracterização do habitat onde as espécies são encontradas; na segunda abordagem, RL, pretende-se estimar os valores das variáveis em estudo no habitat e em locais onde a mesma não ocorre (pontos gerados aleatoriamente), comparando posteriormente os valores estimados com os valores observados. É, assim, possível identificar as principais características diferenciadoras do habitat da espécie com as áreas envolventes e similares *a priori*.

Documentar a forma como o habitat de uma ave varia nas diferentes áreas adjacentes, pode fornecer muitos pormenores sobre as características do habitat das espécies. Sendo um dos objetivos a identificação do conjunto de características que, potencialmente, mais influenciam a presença ou abundância das diferentes espécies, a aplicação das técnicas de análise multivariada tornam-se práticas. A análise multivariada incorpora aspetos multidimensionais do habitat das espécies. A análise das componentes do habitat, usando métodos estatísticos univariados torna-se parcial e, desta forma, menos realista, do que a análise simultânea numa gama ampla de variáveis (Block e Brennan 1993). Por isso, a estatística multivariada tem sido amplamente aplicada nos estudos de descrição de habitat em aves, já que permite aos ecólogos e ornitólogos descrever os habitats com um amplo conjunto de variáveis que se podem estudar simultaneamente, resolvendo o problema do enviesamento e colinearidade.

1.7 Objetivos do estudo

Os objetivos deste estudo foram os seguintes: i) verificar se cada espécie de ave de rapina (*de per si*) seleciona ativamente ao nível da ocupação de solo (macro-habitat) o local onde instala o ninho, e ii) observar se existe segregação na escolha do local do ninho, ao nível da ocupação de solo, entre as diferentes espécies de aves de rapina, ou seja, se a seleção dos locais de ninho interespecífica é distinta ou não.

2. Caracterização das espécies-alvo

2.1 Águia-cobreira

A águia-cobreira, *Circaetus gallicus* (Gmelin, 1788), é uma ave pertencente à ordem dos *Accipitriformes*, família das *Accipitridae*. Ao nível global, apresenta um estatuto de conservação Pouco Preocupante (LC, *Least Concern*) segundo *The IUCN Red List of Threatened Species (BirdLife International 2014)*. Em Portugal a sua população apresenta um estatuto desfavorável, segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados (Almeida *et al.* 2005), sendo catalogada como Quase Ameaçada (NT, *Near Threatened*). As estimativas mais recentes para esta espécie em Portugal falam de um número compreendido entre os 800 e 1000 casais (Birds Directive 2014). Encontra-se ainda, como o resto das espécies do presente estudo, no apêndice II da convenção CITES, pelo qual a sua comercialização aparece sujeita a controlo para evitar um uso insustentável da espécie. Igualmente aparece incluída no Anexo I da Diretiva Aves (2009/147/CE), o que faz que deva ser objeto de medidas de conservação especiais respeitantes ao seu habitat.

É uma espécie nidificante estival que ocorre em grande parte do território continental de Portugal, embora seja pouco tolerante à fragmentação do habitat e evite zonas pouco arborizadas e espaços urbanos. No Norte e Centro ocupa, em especial, as áreas florestais de grande dimensão que fornecem habitat de nidificação, mas necessita igualmente da presença de áreas abertas como locais de alimentação. Ocorre de modo mais contínuo no Algarve (nas serras), Alentejo, Ribatejo e Beira Interior. Observa-se uma expansão da sua área um pouco por todo o país, sendo este fenómeno particularmente evidente a norte do rio Douro (Almeida *et al.* 2005, Equipa Atlas, 2008).

Em Portugal, as populações mais importantes desta espécie estão localizadas no Alto-Alentejo e nas serras algarvias e alentejanas, em montados de sobro e sobreirais (*Quercus suber* L.) (Almeida *et al.* 2005).

No Sul, o habitat da águia-cobreira é constituído principalmente por montados e bosques de sobro e de azinho (*Quercus rotundifolia* Lam.) e matagais arborizados (Almeida *et al.* 2005, Onofre com. pes.). No Centro e Norte, ocorre predominantemente em áreas onde o coberto florestal forma manchas de maior dimensão, dando preferência ao pinhal bravo (*Pinus pinaster* Ait.) para nidificar, tanto nas zonas planas das extensas matas nacionais litorais, como nas zonas serranas (Onofre *et al.* 1999). Nas zonas escassamente arborizadas a espécie não ocorre ou tem baixas densidade – 0,5 casais/100 km² (Onofre 1996, Onofre *et al.* 1999). É pouco tolerante a espaços demasiado fragmentados e com grande presença humana.

Mesmo nas zonas bastante arborizadas, a águia-cobreira necessita de áreas abertas para caçar as suas presas preferidas e quase exclusivas, as serpentes, áreas estas que poderão distar vários quilómetros do local do ninho (Onofre com. pes.).

2.2 Águia-calçada

A águia-calçada, *Hieraetus pennatus* (Gmelin, 1788), é uma ave pertencente à ordem dos *Accipitriformes*, família *Accipitridae*. Apresenta, a nível global, um estatuto de conservação Pouco Preocupante (LC, *Least Concern*) segundo *The IUCN Red List of Threatened Species (BirdLife International 2014)*. Em Portugal a sua população apresenta um estatuto desfavorável segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados, sendo catalogada como Quase Ameaçada (NT, *Near Threatened*) (Almeida *et al.* 2005), estimando-se a população nacional em 1600-4000 casais (Birds Directive 2014). Encontra-se no Anexo I da Diretiva Aves.

Em Portugal, a espécie é nidificante estival, ocorrendo no território continental principalmente em áreas com montados de sobro e azinho. Assim, surge essencialmente associada a meios arborizados de

penneplanície, sendo beneficiada pela presença de pinheiros, isolados ou em pequenas manchas, nos quais os seus ninhos são preferencialmente instalados (Onofre e Palma 1986). Ausente em grande parte das áreas costeiras, prefere as regiões do Alentejo, do Ribatejo, da Estremadura, das Beiras e de Trás-os-Montes e Alto-Douro. Nos concelhos de Mora e Arraiolos foram encontradas as maiores densidades do território nacional, na ordem dos 20-25 casais/100 km² (Onofre *et al.* 1999, Equipa Atlas, 2008)

Se bem que seja uma espécie de floresta e prefira grandes massas florestais, quando disponíveis, também consegue nidificar em pequenas manchas de arvoredo, mesmo inferiores a cinco hectares (Suárez *et al.* 2000). Na Península Ibérica ocupa uma infinidade de habitats florestais com áreas em mosaico e evita áreas desarborizadas (García-Dios 2009), tendo afinidade igualmente por extensas áreas dominadas por montados (Almeida *et al.* 2005). Em Portugal, esta espécie é comum em áreas de montado de sobre denso ou relativamente denso (Onofre e Palma, 1986), assim como de montado de azinho relativamente denso, de preferência com pinheiros ou sobreiros à mistura.

2.3 Águia-d'asa-redonda

A águia-d'asa-redonda, *Buteo buteo* (Linnaeus, 1758), é uma ave pertencente à ordem dos *Accipitriformes*, família *Accipitridae*. Ao nível global apresenta um estatuto de conservação Pouco Preocupante (LC, *Least Concern*) segundo *The IUCN Red List of Threatened Species (BirdLife International 2014)*. Em Portugal a população apresenta um estatuto pouco preocupante (LC) (Almeida *et al.* 2005), sendo as últimas estimativas de 5000-10000 casais (Birds Directive 2014).

A águia-d'asa-redonda é uma espécie residente em Portugal. Ocorre numa grande variedade de terrenos arborizados e em mosaico, assim como em galerias e pequenas manchas de floresta, terrenos agrícolas, zonas de matos e em áreas arborizadas perto de zonas húmidas (Tapia 2010). É mais frequente em zonas de baixa altitude, embora possa encontrar-se em áreas montanhosas sempre que possuam áreas arborizadas.

2.4 Milhafre-preto

O milhafre-preto, *Milvus migrans* (Boddaert, 1783), é uma ave pertencente à ordem dos *Accipitriformes*, família *Accipitridae*. Ao nível global apresenta um estatuto de conservação Pouco Preocupante (LC, *Least Concern*) segundo *The IUCN Red List of Threatened Species (BirdLife International 2014)*. A população portuguesa aparece como Pouco Preocupante (LC) no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Almeida *et al.* 2005). Aparece no Anexo I da Diretiva Aves. A população nacional estima-se nos 1000-2000 casais (Birds Directive, 2014).

Ocorre em Portugal na maior parte do território continental, onde é nidificante estival. A sua distribuição é relativamente contínua no Alentejo, Ribatejo, Beiras e Trás-os-Montes e Alto Douro, enquanto a sua distribuição na Estremadura e no Algarve é bastante fragmentada. No Alentejo e na Beira Baixa, utiliza como habitat de nidificação áreas arborizadas pouco densas, nomeadamente montados de sobre e azinho. No Norte e Centro prefere essencialmente os pinhais (Equipa Atlas 2008).

2.5 Bútio-vespeiro

O bútio-vespeiro, *Pernis apivorus* (Linnaeus, 1758), também chamado falcão-abelheiro, é uma ave da ordem *Accipitriformes*, família *Accipitridae*. Ao nível global apresenta um estatuto de conservação Pouco Preocupante (LC, *Least Concern*) segundo *The IUCN Red List of Threatened Species (BirdLife International 2014)*. Em Portugal, o estatuto da espécie é Vulnerável segundo o Livro Vermelho dos

Vertebrados (Almeida *et al.* 2005). Encontra-se, ainda, no Anexo I da Diretiva Aves. As últimas estimativas populacionais até a data falam de 200-300 casais para Portugal (Birds Directive 2014).

Distribui-se por grande parte do território continental, onde é nidificante estival. No interior Norte e Centro surge em paisagens em mosaico, com formações arbóreas e arbustivas e nos campos de cultivo, geralmente em zonas serranas. Aparece ligado a manchas de carvalho, alternadas com áreas abertas e terrenos com matos, pastagens e lameiros no Parque Nacional de Peneda-Gerês, onde é relativamente comum (Almeida *et al.* 2005). No interior de Trás-os-Montes e Alto Douro ocorre associado a matas de pinheiro-bravo ou pequenos bosquetes de carvalho-negral, alternados com matos e lameiros. A espécie ocorre, também, a sul do Tejo, quer em pinhal consociado com eucaliptal, quer em montado de sobro, como é o caso da bacia do rio Sado (C. Pacheco com. pes., Equipa Atlas 2008).

O habitat na época de reprodução está ligado a florestas de zonas baixas assim como a mosaicos de zonas agrícolas com algum coberto florestal, sendo que aparece quer em florestas caducifólias quer de coníferas, bem como ainda em zonas mais húmidas. No Sul de Portugal, está maioritariamente ligado a florestas mais ou menos densas de sobreiro onde nidifica, assim como a áreas mais abertas como montados aclarados, várzeas e culturas arvenses onde procura o alimento (Onofre e Palma 1986).

2.6 Peneireiro-comum

O peneireiro-comum, *Falco tinnunculus* (Linnaeus, 1758), é uma ave pertencente à ordem dos *Falconiformes*, família *Falconidae*. Ao nível global apresenta um estatuto de conservação pouco preocupante (LC, *Least Concern*) segundo *UICN Red List of Threatened Species (BirdLife Internacional 2013)*. Em Portugal o estatuto é Pouco Preocupante segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados (Almeida *et al.* 2005), por tratar-se duma ave relativamente abundante. Em Portugal, onde é residente, distribui-se por uma grande parte do território nacional. Ocorre de modo mais contínuo no Algarve (nas serras), Alentejo, Ribatejo, Beiras interiores e, mais irregularmente, em Trás-os-Montes, Minho, Beira Litoral e Estremadura (Equipa Atlas 2008). É possível que a sua área de distribuição esteja estável, ou em ligeira expansão, nomeadamente no Noroeste do país (Almeida *et al.* 2005).

Em Portugal, as populações mais importantes estarão localizadas no Alto-Alentejo e nas serras algarvias e alentejanas, em montados de sobro e sobreirais, onde se atingem densidades da ordem dos 2,6-5 casais/100 km² (Onofre *et al.* 1999). A população nacional, de acordo com as estimativas que têm sido feitas para a espécie, estará compreendida entre 1500 e 2500 casais (Birds Directive 2014).

2.7 Peneireiro-cinzento

O peneireiro-cinzento, *Elanus caeruleus* (Desfontaines, 1789), é uma ave pertencente à ordem dos *Accipitriformes*, família *Accipitridae*. Ao nível global apresenta um estatuto de conservação Pouco Preocupante (LC *Least Concern*) segundo *The UICN Red List of Threatened Species (BirdLife Internacional 2014)*. Em Portugal a sua população apresenta um estatuto desfavorável segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados (Almeida *et al.* 2005), sendo catalogada como Quase Ameaçada (NT, *Near Threatened*) e estimando-se em 500-1500 casais a população nacional. Encontra-se, ainda no Anexo I da Diretiva Aves.

Em Portugal está presente como espécie residente, principalmente no Alentejo e na Beira Baixa, mas também na Estremadura, no Vale do Tejo, na Beira Alta e em Trás-os-Montes, onde se tem expandido ultimamente (Equipa Atlas 2008).

Prefere habitats abertos, incluindo pastagens, zonas de matos baixos e áreas agrícolas. Não ocorre em zonas de florestas muito densas. Em Portugal utiliza principalmente montados aclarados de sobro

ou azinho, em terrenos mais ou menos planos, com sob coberto de culturas cerealíferas, pastagens ou pousios (Almeida *et al.* 2005, Equipa Atlas 2008). Ao norte do Tejo ocorre em habitat semelhantes, mas em zonas de carvalho negral ou de castanheiros (Equipa Atlas 2008).

3. Caracterização da área de estudo

3.1 Localização

Os dados aqui apresentados foram obtidos numa área do Alto-Alentejo, cuja superfície totaliza 28067 ha, principalmente compreendida nos concelhos de Mora e Avis, distritos de Évora e Portalegre, respetivamente (Fig. 1).

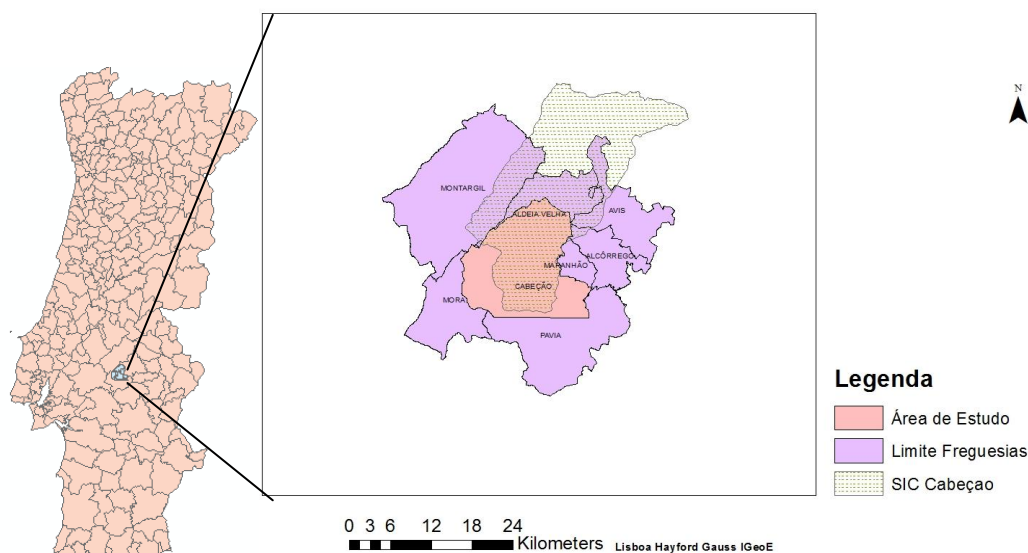


Figura 1 – Localização da área de estudo.

Aproximadamente 15657 ha da área de estudo aparecem incluídos dentro do Sítio de Importância Comunitária (SIC) de Cabeção (PTCON0029), integrado na rede Natura 2000, ao abrigo da Diretiva Habitats, fundamentalmente nas freguesias de Aldeia Velha, Maranhão e Cabeção. A quase totalidade da área de estudo está incluída numa área Importante para as Aves - IBA PT016 “Cabeção” -, que abrange 48606 ha e que é praticamente coincidente com a SIC PTCON0029 (BirdLife 2014, SPEA 2014).

3.2 Clima

Para a caracterização do clima recorreu-se aos dados registados na estação meteorológica de Portalegre do Instituto Português do Mar e da Atmosfera, para o período 1971-2000. Estes dados correspondem à estação mais próxima da área de estudo, situada sensivelmente a uns 40 km do local de estudo. A temperatura média máxima registada foi de 29,8° C e a média mínima de 5,7°C. A precipitação média anual foi de 852,4 mm, os meses de Julho e Agosto foram os mais secos, com menos de 10 mm, em média, cada um.

O clima da região é tipicamente mediterrânico, caracterizado pela precipitação no período menos quente do ano (outubro-maio), sendo os meses mais quentes os mais secos e o diagrama ombrotérmico de Gausson característico de clima mediterrânico (Osório 2011).

3.3 Habitats, flora, fauna e vegetação

Em termos biogeográficos, a área enquadra-se na Região mediterrânica, Província Mediterrânea-Ibérica-Occidental, Subprovíncia Luso-Extremadurensis, Sector Toledano-Tagano (Rivas-Martínez 1987).

A área correspondente ao SIC (Sítio de Importância Comunitária) “Cabeção” é uma zona caracterizada por uma planície levemente ondulada sobre solos arenosos. O coberto vegetal é constituído essencialmente por montados de sobre e azinho, matos esclerófitos, formações ripícolas e algumas áreas de culturas arvenses e de silvopastorícia. É um dos locais onde os montados sobre terrenos arenosos estão mais bem representados e conservados, em termos nacionais. Existe igualmente uma boa representação de bosques ripícolas, edafo-higrófilos, de diversidade significativa, onde domina o habitat prioritário *Charnecas húmidas atlânticas meridionais de Erica ciliaris* Loefl. ex L.. Salienta-se ainda a existência de outros habitats prioritários para a Diretiva habitats como *Sub-estepes de gramíneas e anuais da Thero-Brachypodietea* e as *Florestas anuais de Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. e *Fraxinus excelsior* Vahl (ICNF 2014).

Entre as espécies de fauna presentes, além das aves de rapina estudadas neste trabalho, é significativa a comunidade de aves associada ao montado de sobre, assim como outras relacionadas com habitats mais abertos, como o alcaravão (*Burhinus oedipnemos* (Linnaeus, 1758)) ou o tartaranhão-caçador (*Circus pygargus* (Linnaeus, 1758)). Na IBA PT016 “Cabeção” onde a área de estudo está incluída, são referidas a existência de 11 espécies de aves de rapina nidificantes que perfazem um efetivo reprodutor de 60-80 casais/Km², entre as quais se incluem as sete espécies que são objeto deste estudo e mais quatro de ocorrência invernante ou ocasional (BirdLife International 2014, SPEA 2014).

Entre os mamíferos aparecem populações de espécies com importância ao nível da conservação, como a lontra (*Lutra lutra* (Linnaeus, 1758)), o rato-de-cabrera (*Microtus cabrerai* (Thomas, 1906)) e o morcego-de-ferradura-pequeno (*Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800)) (ICNF 2014).

É igualmente um sítio importante para a conservação da lampreia-de-rio (*Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758)) e ainda aparecem outras espécies de répteis e anfíbios de interesse como o cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758)) e o sapo-parteiro-comum (*Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768)) (ICNF 2014).

3.4 População e uso do solo

A densidade populacional é muito baixa nesta área. Várias das freguesias onde se insere a maior parte da área de estudo, tem uma densidade aproximada de 3 habitantes/km², sendo que a densidade para Portugal é de 114 habitantes/km² (Fonte: Pordata-INE, dados 2011). As povoações mais importantes são Mora (2819 habitantes) e Avis (1950 hab.).

Os únicos núcleos urbanos com alguma dimensão dentro da área são Cabeção (1259 hab.) e Mora. Esta última povoação encontra-se a marcar o limite da área de estudo. A pequena povoação de Aldeia Velha (339 hab.) aparece no limite Norte. Existem algumas habitações espalhadas pela zona que, na grande maioria dos casos, se encontram abandonadas.

O uso do solo é principalmente agrícola e florestal. A extensão ocupada por povoamentos puros ou mistos de sobreiro, definidos como zonas onde a ocupação das árvores é mais da metade da superfície, é de 31%. Outros povoamentos de sobreiro menos densos são ainda dominantes em 15% do território

As culturas agrícolas de sequeiro e regadio também são importantes, ocupando 21% da área total. Também aparecem, embora em muita menor proporção (representando aproximadamente 10% da área), pequenas manchas de montado de azinho, com diferentes graus de cobertura. O pinhal, tanto

bravo como manso, apenas ocupa 4% do território. Por último, associadas as linhas de água, ocorrem pequenas manchas de vegetação ripícola e zonas de matos altos.

4. Material e Métodos

4.1 Material

Para a realização do trabalho contou-se com os dados observados em 196 locais de nidificação, para as sete espécies de aves de rapina dentro da área de estudo, assim como os valores estimados em 53 locais gerados aleatoriamente. Os pontos de observação, bem como os gerados aleatoriamente, foram importados e georreferenciados num sistema de informação geográfica, com recurso ao *software* Arcmap10, da ESRI. Foi criada uma tabela de dados associados à informação geográfica, com dados relativos aos locais em estudo, nomeadamente: espécie, ano de nidificação e espécie de árvore onde aparece o ninho. Note-se que nalgumas situações, um mesmo ninho foi utilizado por diferentes espécies em diferentes anos.

Na transposição do formato papel (onde inicialmente foram projetados os pontos de análise) para o formato digital, foram utilizados mapas topográficos digitais à escala 1:25.000 (Instituto Geográfico do Exército-IGE), bem como ortofotomapas com base na cobertura aerofotográfica de 1995 e disponibilizados pelo Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária (INIAV).

Para o estudo da ocupação de solo foi utilizada uma carta digital de uso de solo e coberto arbóreo, elaborados com base na cobertura aerofotográfica de 1995 e disponibilizada igualmente pelo INIAV.

4.2 Recolha de dados

A cartografia dos ninhos estudados deriva dum trabalho de ecologia e biologia, sobre a mesma comunidade de aves de rapina, realizado por Nuno Onofre do INIAV. Sobre a recolha de dados refere-se:

1. O trabalho de campo de localização de ninhos foi efetuado entre os anos de 1985 a 1994 e durante a época de reprodução, i.e., entre Fevereiro e Julho. Apenas nos anos de 1989 e 1990 o esforço foi mais intermitente;
2. As observações das aves foram feitas em pontos elevados, com binóculos 10x40 e, quando o terreno permitia, com telescópio binocular 20-40x 80/500;
3. A localização dos ninhos foi feita a partir de um conjunto de observações dos movimentos dos adultos de cada casal/território detetado, localizando-se o local concreto do ninho por prospeção intensiva a pé nos locais onde as observações indicavam serem os mais prováveis. O esforço em termos de tempo do processo de localização de um ninho poderia ir de poucas horas a 3-4 dias, mas a média situava-se nos 3 dias, combinadas as horas de esforço de observação e de esforço de prospeção a pé. Alguns ninhos (< 10%), foram conhecidos por informação de descortidores, pastores, operadores de máquinas e outros (especialmente entre 1985 e 1987), ou por mero acaso, por exemplo durante deslocações a pé ou de viatura com outros fins.
4. Todos os ninhos localizados eram revisitados nos anos subsequentes ao da sua descoberta, de 3 a 4 vezes por ano, para verificar se estavam abandonados ou reativados e por que espécie. Mesmo os ninhos que já estavam destruídos por completo ao fim de um ano, e assim continuaram nos anos seguintes, continuaram a ser controlados até ao fim de 1994.
5. Cada ninho localizado era posteriormente cartografado numa carta militar à escala 1:25.000, numerado e denominado, de acordo com a toponímia mais próxima, sendo-lhe ainda associado o nome da espécie de ave de rapina a que pertencia, bem como o da espécie da árvore em que estava construído, o ano em que foi descoberto e anos em que estava ou não ativo ou ocupado.

6. Como resultado da observação continuada em várias épocas de reprodução e, como já foi dito, nalgumas situações um ninho ocupado num ano por uma determinada espécie acabou por ser ocupado por outra diferente em anos posteriores. No caso de algumas espécies (*e.g.*, Águia-calçada e Águia-cobreira), o mesmo ninho poderia ser reocupado sucessivamente por dois, três ou mais anos.

Para a análise apresentada neste trabalho tomaram-se 180 ninhos das espécies em questão, localizados durante os diferentes anos relativos às amostragens. No caso de ninhos que em diferentes anos foram ocupados por 2 ou mais espécies, o ninho é contabilizado de igual modo para cada uma das espécies envolvidas, o que resultou no total dos 196 locais de nidificação. Na Tabela 1, indica-se o número de ninhos ocupados, por espécie.

Tabela 1 – Número de ninhos por cada uma das espécies em estudo.

Espécie	Nome Comum	Número de ninhos
<i>Hieraetus pennatus</i>	Águia-calçada	71
<i>Buteo buteo</i>	Águia-de'asa-redonda	66
<i>Circaetus gallicus</i>	Águia-cobreira	25
<i>Elanus caeruleus</i>	Peneireiro-cinzento	12
<i>Pernis apivorus</i>	Falcão-abelheiro	11
<i>Falco tinnunculus</i>	Peneireiro-comum	8
<i>Milvus migrans</i>	Milhafre-preto	3

A variação da amostra de ninhos, entre as diferentes espécies, reflete essencialmente a abundância das espécies, uma vez que o esforço para a deteção de ninhos, de cada casal ou território, foi similar para todos os ninhos, todos os casais e todas as espécies (N. Onofre com. pes.).

Adicionalmente, no estudo de Onofre (dados não publicados), foram gerados, aleatoriamente, 100 locais sem ninho, com o intuito de permitirem a estimativa de valores para efeitos de validação estatística ulterior. Estes locais, aqui chamados como **Pontos Aleatórios (PA)**, foram gerados em gabinete, pela sobreposição de uma grelha quadrada, de 25 m de lado, ajustada à Quadrícula UTM Fuso Elipsoide Internacional-Datum Europeu. Consideraram-se como válidos apenas os PA, que numa área circular de raio 25m, incluíssem uma árvore com perímetro à altura do peito, superior ou igual a 217 mm (passando a árvore mais próxima nestas condições a ser o centro do PA) e distasse, pelo menos, em 50 m de um ninho ou PA já validado. No campo, confirmou-se a existência de pelo menos uma árvore num raio de 25 m das coordenadas selecionadas aleatoriamente, escolhendo-se como “centro” do PA a árvore imediatamente mais próxima e com PAP (Perímetro à Altura do Peito) ≥ 217 mm.

Na Figura 2 representam-se as localizações dos ninhos e dos pontos aleatórios selecionados.

LOCALIZAÇÃO DE NINHOS E PONTOS ALEATÓRIOS

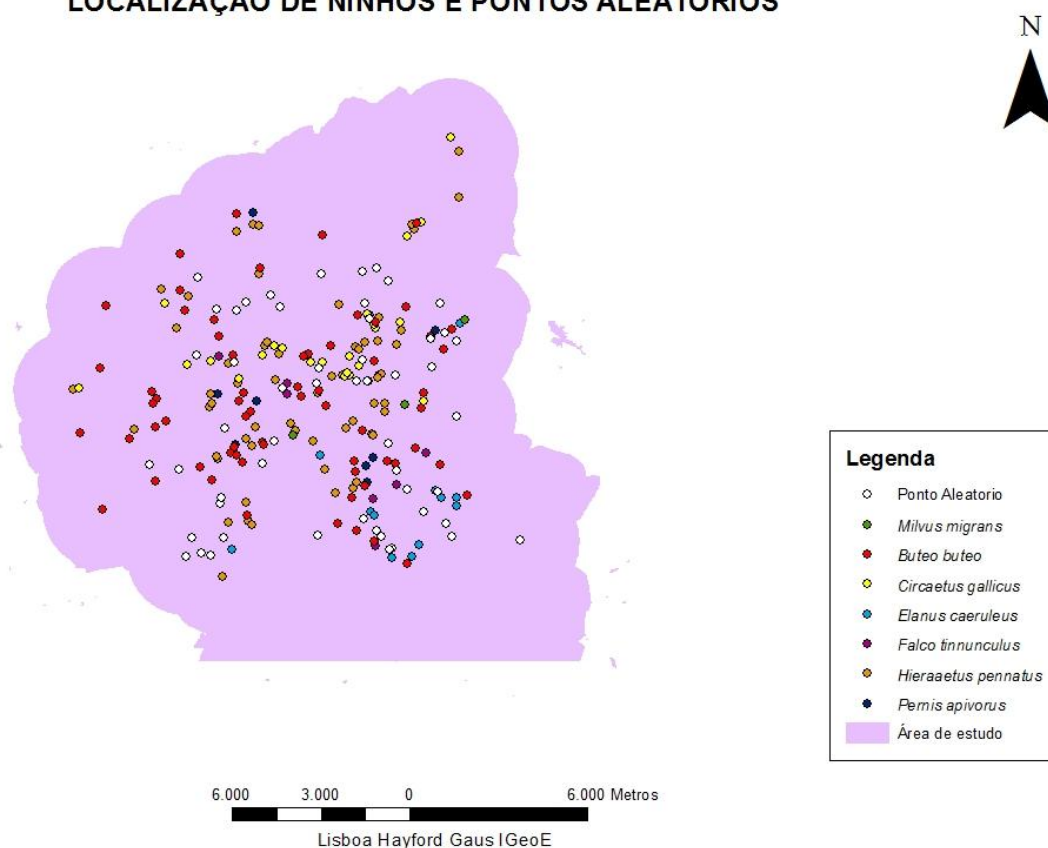


Figura 2 — Localização dos ninhos e os pontos aleatórios selecionados na área de estudo.

4.3 Variáveis estudadas

4.3.1 Reclassificação das variáveis originais de ocupação do solo

As variáveis auxiliares estudadas no presente estudo foram apenas relativas à ocupação de solo da área de estudo. Estas variáveis foram criadas a partir da cartografia original de uso de solos criada e disponibilizada pelo INIAV. Identifica oitenta e nove tipos diferentes de uso de solo, classificando a área consoante o uso principal do terreno, a composição do sob coberto e a densidade florestal (*cf.* Tabela 1 do Anexo A-1); número de variáveis claramente excessivo e intratável para o presente estudo.

Recorrendo à ferramenta *Dissolve*, disponível no conjunto de ferramentas *ArcToolBox* (*Arcmap10*, *ESRI*), estas classes de ocupação do solo foram reclassificadas até serem criadas dezanove classes diferenciadas, separadas fundamentalmente pela espécie dominante no coberto arbóreo, assim como pela densidade deste (*cf.* Tabela 1 do Anexo A-1). No caso dos montados ou povoamentos de sobro e azinho, esta densidade é uma medida relativa, usada tradicionalmente no inventário florestal de Portugal e que é traduzida pela percentagem do solo coberto pelo copado das árvores ou do povoamento.

Em resultado da reclassificação e aglutinação das variáveis originais relativas à ocupação do solo fornecidas pelo INIAV ignoraram-se portanto, a variação do sob coberto, a presença de espécies florestais não dominantes e o tipo de cultura em muitos casos.

As dezanove classes de uso de solo (Fig. 3), resultantes da reclassificação, foram então as seguintes:

- **Az0:** Povoamento puro ou misto de azinheira, com área de ocupação do solo pelas copas entre 10-30%.
- **Az1:** Povoamento puro ou misto de azinheira, com área de ocupação entre 30-50%.
- **Az2:** Povoamento puro ou misto de azinheira, com área de ocupação > 50%.
- **Azs:** Culturas agrícolas de sequeiro ou mato baixo com azinheira dispersa (ocupação < 10%).
- **AA:** Áreas abertas (Culturas de sequeiro, culturas de regadio, inculto, mato baixo e áreas improdutivas).
- **Ec:** Eucaliptal.
- **H1:** Rio ou ribeiro.
- **H2:** Albufeiras.
- **O:** Olival.
- **Pm1:** Povoamento de pinheiro manso, puro ou misto, com área de ocupação entre 30-50%.
- **Pm2:** Povoamento de pinheiro manso, puro ou misto, com área de ocupação > 50%.
- **Pb1:** Povoamento de pinheiro bravo, puro ou misto, com área de ocupação entre 30-50%.
- **Pb2:** Povoamento de pinheiro bravo, puro ou misto, com área de ocupação > 50%.
- **Sb0:** Povoamento puro ou misto de sobreiro, com área de ocupação entre 10-30%.
- **Sb1:** Povoamento puro ou misto de sobreiro, com área de ocupação entre 30-50%.
- **Sb2:** Povoamento puro ou misto de sobreiro, com área de ocupação maior > 50%.
- **Sbs:** Culturas agrícolas de sequeiro ou mato baixo com sobreiro disperso (ocupação <10%).
- **U:** Tecido urbano contínuo, descontínuo ou disperso.
- **Vr:** Vegetação ripícola e matos altos.

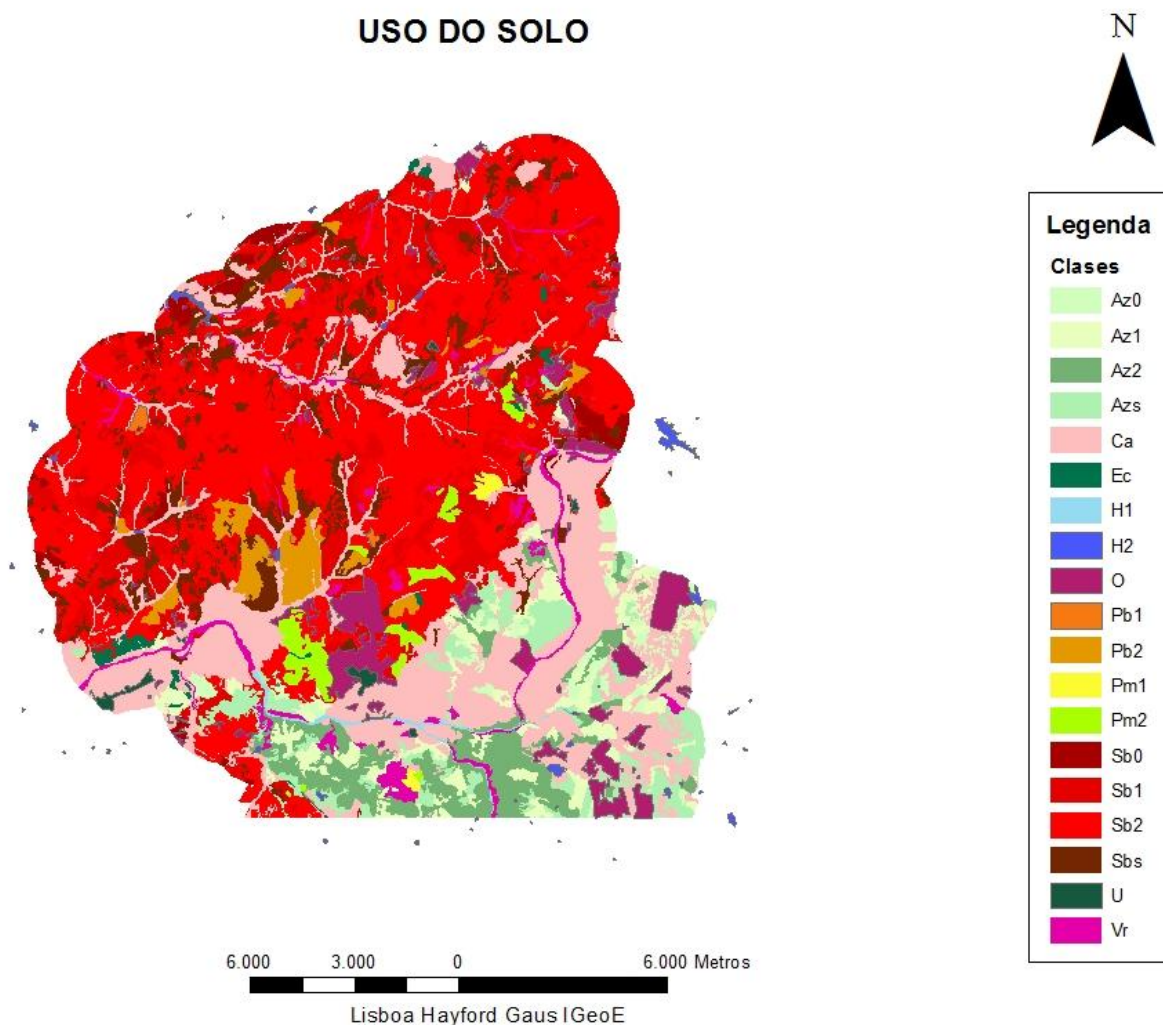


Figura 3 –Tipos de usos de solo resultantes da reclassificação do uso de solo, em dezanove classes.

Este grupo de dezanove variáveis foi posteriormente reclassificado, tendo por base o género e não a espécie florestal, dando origem a doze classes representativas das grandes unidades da ocupação de solo.

Foram igualmente agrupadas, numa mesma classe, as áreas totalmente abertas e as áreas que apresentavam uma arborização dispersa.

As doze classes resultantes são apresentadas a seguir e na Figura 4, juntamente com as classes originais que as compõem:

- **Q0:** Povoamento puro ou misto de quercíneas, com área de ocupação do solo pelas copas entre 10-30%, composta por Az0+Sb0.
- **Q1:** Povoamento puro ou misto de quercíneas, com área de ocupação entre 30-50%, composta por Az1+Sb1.
- **Q2:** Povoamento puro ou misto de quercíneas, com área de ocupação > 50%, composta por Sb2 + Az2.
- **AA_s:** Áreas Abertas (Culturas agrícolas de sequeiro, regadio ou matos baixos) ou culturas agrícolas de sequeiro ou mato baixo com folhosas dispersas (ocupação <10%) composta por Azs+Sbs+AA.
- **Ec:** Eucaliptal
- **H1:** Rio ou ribeiro.

- **H2:** Albufeiras.
- **O:** Olival.
- **P1:** Povoamento de pinheiro, puro ou misto, com área de ocupação entre 30-50% composta por Pb1+Pm1.
- **P2:** Povoamento de pinheiro, puro ou misto, com área de ocupação > 50% composta por Pb2+Pm2.
- **U:** Tecido urbano contínuo, descontínuo ou disperso.
- **Vr:** Vegetação ripícola e matos altos.

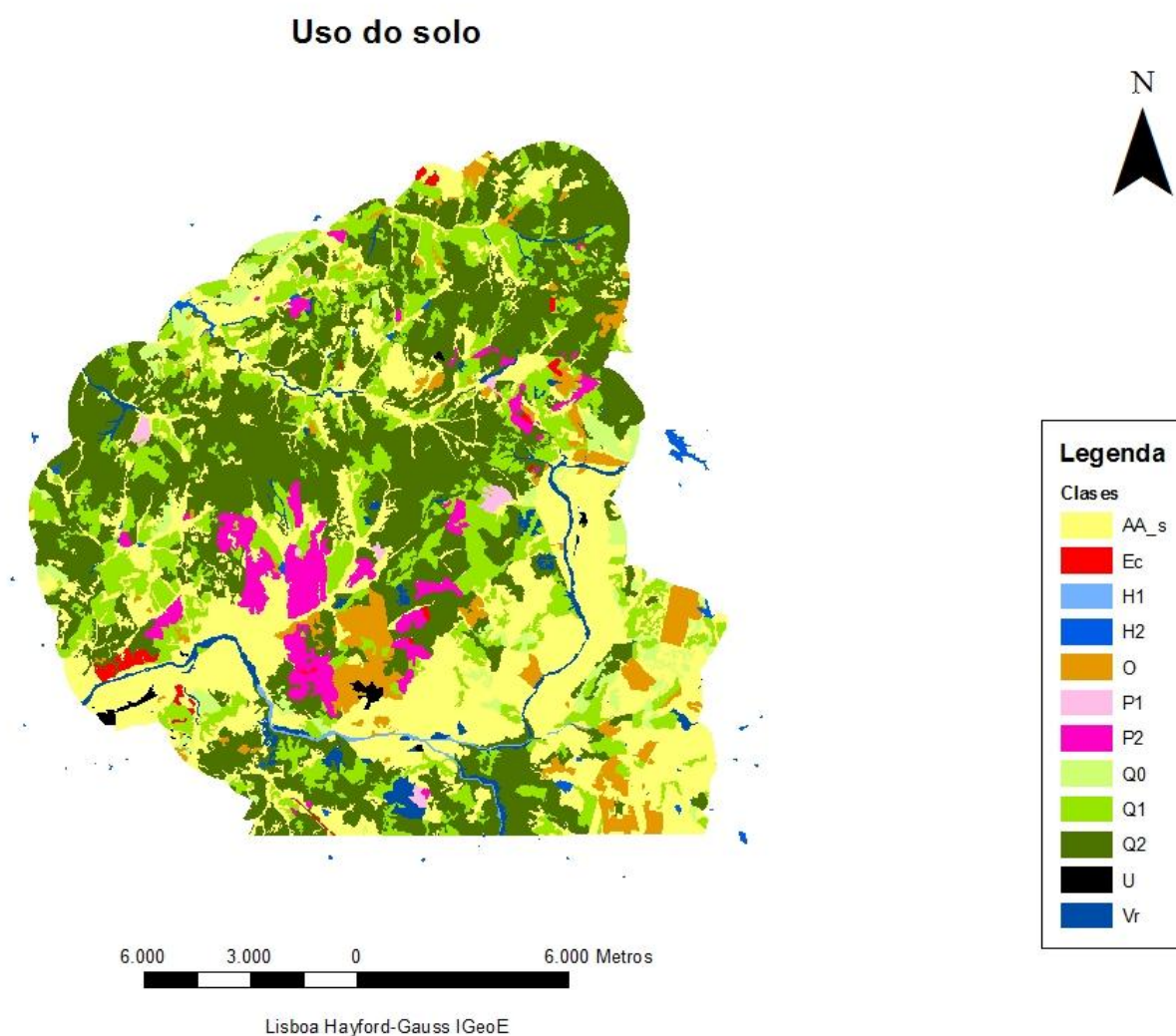


Figura 4 – Tipos de usos de solo resultantes da reclassificação em doze variáveis de ocupação.

4.3.2 Níveis de estudo

Em termos de estudo de seleção de habitat, ao nível do macro-habitat, há que analisar como variam os valores da ocupação de solo numa determinada área ou escala. Tais atributos da paisagem poderão ser expressos pelos atributos da ocupação do solo, que possam ser essenciais para as espécies. Ignora-se, no entanto, a que distância, a partir do ninho, tais atributos são ou permanecem importantes. Em termos práticos é quase impossível responder a esta questão de uma forma contínua. Por isso se empregam *buffers*, distâncias limite discretas, como alternativa prática à utilização de valores

identificar as variáveis que ajudam a explicar a seleção de habitat nas diferentes espécies em estudo e nos diferentes níveis estudados.

Por último, a Krigagem da Indicatriz permitiu a elaboração de mapas de iso-probabilidades, indicadores da maior ou menor probabilidade para a presença das diferentes espécies na área de estudo.

4.4.1 Análise Factorial das Componentes Principais

A Análise em Componentes Principais (ACP) forma parte do grupo de técnicas estatísticas multivariadas e é uma técnica principalmente descritiva (González *et al.* 1994). A ACP permite reduzir a dimensionalidade dos dados transformando um conjunto de p variáveis originais num outro conjunto de q variáveis intercorrelacionadas ($q \leq p$), chamadas de componentes principais. As p variáveis são medidas sobre cada um dos n indivíduos em estudo, gerando uma matriz de dados de ordem np ($p < n$) (González *et al.* 1994).

Na ACP existe a opção de usar, como matriz de inércia uma matriz de correlações ou a matriz das covariâncias. No caso de estudo, foi utilizada uma matriz de correlação de Spearman, mais adequado a variáveis ordinais como a ocupação de solo, permitindo, ainda, a redução do possível impacto de valores anómalos severos.

As q novas variáveis (Componentes Principais) são obtidas como combinações lineares das variáveis originais. As componentes ordenam-se em função da percentagem de variância explicada. Por isso, será a primeira componente a mais importante, por ser a que explica a maior percentagem da variância dos dados. Fica sempre ao critério do investigador a decisão de quantas componentes serão escolhidas no estudo (González *et al.* 1994).

É possível incorporar novos dados à matriz, sejam estes correspondentes a novas variáveis ou novos indivíduos. Estes dados adicionais são chamados de *suplementares* por não intervirem na formação das componentes. Nestes casos são calculadas as coordenadas dos novos indivíduos ou variáveis relativamente aos eixos resultantes das componentes principais já geradas. Isto permite analisar as relações da informação suplementar com as componentes principais e facilitar a interpretação dos resultados (González *et al.* 1994).

Foi efetuada uma ACP para a proporção do uso do solo nos quatro níveis de análise do território à volta dos ninhos, 100, 500, 1000 e 2000 metros. Para os níveis de raio mais baixo algumas variáveis não tinham representação alguma, pelo que foram eliminadas. Por exemplo, para o raio de 100 metros não aparecem representadas as variáveis de uso de solo **Pb1**, **Pm1**, **Sb0**, **Sb1**, **Sb2** e **U**. A variável **U** também não aparece representada no raio de 500 metros.

A análise das componentes principais foi efetuada de acordo com duas abordagens diferentes. Numa primeira fase foram consideradas como variáveis ativas as variáveis relativas ao uso do solo e as espécies. Cada espécie foi recodificada em modo binário, com *zero* para os ninhos onde a espécie em questão não ocorre e com *um* para os ninhos onde esta ocorre. Numa segunda análise consideraram-se as variáveis de uso do solo como variáveis ativas e as espécies como variáveis adicionais ou suplementares (Tabela 2). Este procedimento permitiu, na primeira abordagem, verificar o grau de associação entre as variáveis principais (espécies) e a sua proximidade com as diferentes classes de uso do solo (variáveis auxiliares). Na segunda abordagem pretendeu-se analisar o processo inverso. Desta forma evitou-se o possível enviesamento resultante de afetar contribuições ativas, na construção dos novos eixos, de variáveis de tipologias distintas, preservando simultaneamente a possibilidade de uma análise conjunta.

Posteriormente realizou-se outra análise nos mesmos termos, mas usando as variáveis resultantes da reclassificação (*cf.* seção 4.3.1). Portanto, para cada nível de análise, para cada raio, foram realizadas

quatro análises de ACP com o intuito de identificar as variáveis mais relevantes na seleção de macro-habitat e as relações com as diferentes espécies.

Tabela 2 – Número de variáveis estudadas nas análises em componentes principais e para as quatro diferentes escalas de estudo (VUS=variáveis de uso do solo).

R (m)	Modelo não reclassificado		Modelo reclassificado	
	Com var. espécie	Sem var. espécie	Com var. espécie	Sem var. espécie
100	13 VUS+ 7 var. sp.	13 VUS	11 VUS+ 7 var. sp.	11 VUS
500	18 VUS+ 7 var. Sp	18 VUS	11 VUS+ 7 var. sp.	11 VUS
1000	19 VUS+ 7 var. Sp	19 VUS	12 VUS+ 7 var. sp.	12 VUS
2000	19 VUS+ 7 var. Sp	19 VUS	12 VUS+ 7 var. sp.	12 VUS

4.4.2 Regressão Logística

A regressão logística é a técnica adequada quando a variável resposta é nominal e dicotómica (Moroco 2007). Neste caso a regressão logística ajuda a modelar a probabilidade de relacionamento entre os diferentes atributos da ocupação do solo e a presença de uma determinada espécie. A regressão logística tem sido usada amplamente em estudos de predição da ocupação de habitat em aves e noutras espécies animais (Manel *et al.* 2001, Sergio *et al.* 2004, Balbotín 2005, García-Ripolles *et al.* 2005, López-López *et al.* 2007, Capelo *et al.* 2008, Monteiro 2008, Evans *et al.* 2010, Caro *et al.* 2011 Buij *et al.* 2012,). Apresenta, entre outras, a vantagem de não necessitar que os dados tenham uma distribuição normal (Moroco 2007).

As variáveis de ocupação de solo foram analisadas numa primeira fase de forma independente. A partir da informação obtida foram selecionadas as variáveis que iriam entrar no modelo multivariado. Os cálculos relativos ao estudo da significância das variáveis independentes, assim como a construção dos modelos foram realizados com recurso ao *software* estatístico *R 3.1.0*. Foram estudadas as variáveis independentes e criados modelos multivariados para cinco das espécies em estudo (*H. pennatus*, *B. buteo*, *C. gallicus*, *E. caeruleus* e *P. apivorus*) para três das escalas de estudo ($r = 500$ m, $r = 1000$ m e $r = 2000$ m). Não foram criados modelos das restantes espécies representadas no estudo (*F. tinnunculus* e *M. migrans*) por se entender que o baixo número de amostras não ia permitir obter resultados fiáveis.

4.4.2.1 Análise Univariada.

Através desta análise pretendeu-se identificar as variáveis cuja distribuição apresentava diferenças significativas entre os pontos com ninhos e os pontos aleatórios, para cada uma das espécies e dos níveis de estudo que, em caso afirmativo, significa que as espécies-alvo selecionam o habitat de modo distinto daquele que está disponível. As variáveis que apresentaram diferenças significativas foram selecionadas para a análise multivariada, uma vez que, embora analisadas uma a uma ou independentemente das restantes, eram indicadoras de diferença na seleção de habitat. Na análise univariada realizada foi estudada a existência de diferenças, ou não, para cada uma das variáveis independentes (variáveis de ocupação de solo), entre os pontos com presença de ninho numa determinada espécie e os pontos aleatórios. Para cada nível de análise e para cada espécie foi criado um modelo de regressão logística com uma variável resposta dicotómica - 1=presença de ninho da espécie em estudo, 0= ausência de ninho -, e uma variável independente. Sempre que o resultado revelou uma probabilidade de Z igual ou inferior a 0,05, a variável em questão foi aceite para ser testada na análise multivariada.

4.4.2.2 Análise Multivariada

Esta técnica tem a vantagem de permitir a utilização de preditores qualitativos e quantitativos, ser menos suscetível a observações atípicas, não assumir relação linear entre a variável resposta e as covariáveis e possibilitar a avaliação da significância de cada uma das variáveis presentes no modelo (Moroco 2007).

Para compreender como os diferentes tipos de ocupação do solo afetam a seleção ao nível do macro-habitat, por parte das diferentes espécies de aves de rapina, criaram-se modelos logísticos nos quais a variável dependente é uma variável dicotômica, onde os dados podem tomar dois valores: valor um (1) se esse ponto é referente a um ninho ocupado pela espécie a modelar, ou valor zero (0) se o ponto se refere a um ponto aleatório, ou seja, a um local sem ninho.

A regressão logística foi utilizada para criar modelos que nos permitissem avaliar a significância das variáveis de ocupação do solo estudadas para as diferentes espécies de aves de rapina. Sendo a variável dependente do tipo nominal dicotômico (isto é, ou ninhos de uma determinada espécie ou pontos aleatórios, sem ninho), a regressão logística permite modelar a ocorrência, em termos probabilísticos (entre 0 a 1), de uma das duas realizações das classes da variável dependente. As variáveis independentes são, neste caso, quantitativas e o modelo logístico permite avaliar também a significância de cada uma das variáveis independentes no modelo.

Só foram criados modelos para cinco das sete espécies em estudo, eliminando *a priori* a *F. tinnunculus* e a *M. migrans* devido ao pequeno tamanho da amostra para estas espécies ($n = 3$ e 8 ; respetivamente, cf. Tabela 1) e, também, pelos fracos resultados obtidos na análise de componentes principais. Para cada uma das espécies foram criados modelos independentes em todos os *buffers* considerados (500, 1000 e 2000 m).

Foram criadas matrizes com as variáveis escolhidas previamente na análise univariada, e testadas todas as diferentes combinações entre elas para verificar quais resultavam em modelos em que todas as variáveis foram estatisticamente significativas. Foram selecionados os modelos em que todas as variáveis em estudo apresentavam valores significativos

Para medir a qualidade relativa dos modelos estatísticos estudados foi calculado o *Akaike Information Criterion* (AIC), o qual responde à seguinte expressão:

$$AIC = 2k - 2 \ln(L),$$

onde k é o número de parâmetros do modelo, e L é o valor máximo da função de verosimilhança para o modelo. Este critério foi igualmente utilizado em outros estudos similares (Vanak e Gompfer 2010).

Para a escolha do modelo mais ajustado foi estudada a área abaixo da curva ROC (*area under the Roc Curve*). Uma vez estudado o comportamento de uma variável dicotômica (e já que os resultados podem ser medidos como positivos ou negativos), é possível medir a sensibilidade, como a probabilidade de classificar corretamente um indivíduo cujo estado real seja definido como positivo relativamente à condição que se está a testar.

A área abaixo da curva ROC é uma representação da possibilidade de descobrir o sinal verdadeiro (sensibilidade ou positivos verdadeiros), e o sinal falso (1-especificidade ou falsos positivos) para uma gama completa de possíveis pontos de corte (Monteiro 2008).

O análise ROC proporciona ferramentas para selecionar os modelos possivelmente ótimos e descartar modelos sub-ótimos independentemente da distribuição das duas classes (ninhos e pontos aleatórios) em estudo. Trata-se, portanto de uma medida de adequação do modelo para discriminar entre os dois grupos da variável resposta cujos valores oscilam entre 0 e 1, onde o valor de 1 representa a discriminação máxima (Raimundo 2004). Foram, portanto, selecionados os modelos com um valor de ROC mais alto para cada uma das espécies e raios ou *buffers* de análise.

Uma classificação dos valores da área abaixo da curva ROC é dada por Hosmer e Lemeshow (2000), e aparece na Tabela 3.

Tabela 3 – Capacidade discriminante do modelo em função da área abaixo da curva ROC.

Área abaixo da Curva ROC	Capacidade discriminante do modelo
$\geq 0,9$	Discriminação excelente
$[0,8 ; 0,9 [$	Discriminação muito boa
$[0,7 ; 0,8 [$	Discriminação aceitável
$]0,5 ; 0,7[$	Discriminação fraca
$0,5$	Sem discriminação

4.4.3 Análise espacial - aplicação de uma metodologia geoestatística

As metodologias geoestatísticas têm como objetivo a caracterização da dispersão espacial e espaço-temporal de variáveis que definem a quantidade e a qualidade de recursos naturais e que apresentem uma estrutura no espaço e/ou no tempo.

Pretendem caracterizar a distribuição espacial dos atributos em estudo e avaliar as medidas de incerteza considerando a qualidade das amostras, o tipo de modelo geoestatístico escolhido e, claro, o conhecimento pericial que se tem do fenómeno.

Em geoestatística, o termo variável regionalizada (VR) designa uma variável aleatória georreferenciada com um qualquer grau de covariância espacial. As variáveis regionalizadas são contínuas no espaço, pelo que não podem ser completamente aleatórias, não podendo, no entanto, ser modeladas por nenhuma função determinística (ou processo espacial). Têm, portanto, características intermédias entre processos puramente determinísticos e aleatórios puros (Matheron 1970). A análise de uma variável regionalizada, de acordo com o formalismo geoestatístico, visa fundamentalmente estimar o valor de uma VR em todos os pontos de um determinado domínio contínuo, a partir do valor assumido pela mesma variável nalguns pontos discretos amostrados (Pereira 1979).

Nas últimas décadas têm sido desenvolvidas novas técnicas geoestatísticas, que são cada vez mais utilizadas em diferentes campos do conhecimento científico (Bombi 2010). Inicialmente, a geoestatística foi aplicada em estudos no âmbito do planeamento mineiro, da geologia e hidrologia e, mais tarde, nas ciências do ambiente e saúde pública (Jung 2006, Yang 2009, Hofmann 2010, Zamani 2013). Outras áreas que tem recorrido aos métodos geoestatísticos são os estudos da distribuição de recursos marinhos (Rufino *et al.* 2005, Rufino *et al.* 2006) ou de pragas (Baldacchino *et al.* 2012). Posteriormente, embora ainda não seja uma ferramenta muito adotada, a geoestatística tem vindo a converter-se também numa ferramenta metodológica no campo da biologia da conservação (Bombi 2010, Kerry *et al.* 2013), nomeadamente na produção de mapas representativos da distribuição da probabilidade associada à presença/ausência das espécies em estudo (Bombi 2010).

4.4.3.1. Geoestatística da Indicatriz

A incerteza associada ao valor de uma variável, e ao da sua distribuição espacial, é modelada através de uma abordagem não paramétrica designada por geoestatística da Indicatriz (Soares 1996). O resultado final permite elaborar mapas de risco ou de isso-probabilidades.

A codificação da indicatriz implicou que o espaço da variável se tenha dividido num conjunto de valores com o código 1 – existência da espécie no ninho observado - e código 0 – não existência da espécie no ninho observado. Considerando que $I_z(x)$ é a variável indicatriz de $Z(x)$, com base no corte z , tem-se (Soares 1996, Goovaerts 1997, Antunes e Albuquerque 2013):

$$I(u; z_k) = \begin{cases} 1 & \text{se } Z(u) \leq 1, 2, \dots, n \\ 0 & \text{noutros casos} \end{cases}$$

em que:

$I(u, Z_k)$ é a variável indicatriz

$Z(u)$ é a variável experimental

Na elaboração dos mapas de iso-probabilidades, para as espécies em análise, foi adotada uma metodologia geoestatística consistindo em 3 passos consecutivos:

1. Recodificação para cada espécie dos dados de partida (presença/ausência) numa nova variável binária (Indicatriz). A *krigagem* da indicatriz é um método geoestatístico, não-paramétrico, muito utilizado na estimação da probabilidade de exceder ou não um determinado valor de corte, z_k , num determinado local amostrado. A variável estocástica, $Z(x)$, é transformada numa variável indicatriz com distribuição binária (0, 1) (Antunes e Albuquerque 2013).

2. Estudo da estrutura espacial dos atributos, para o qual foram construídos os respetivos variogramas omnidirecionais:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^N [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

3. Estimação para toda a área em contínuo, dos valores esperados por *krigagem* não paramétrica das variáveis indicatrizes.

A interpolação consiste na utilização dos pontos amostrados para aproximar superfícies de ajustamento, as quais, a partir da representação contínua do fenómeno, possibilitam uma manipulação conveniente e eficiente dos modelos matemáticos ajustados. Nesse contexto, são necessárias funções que realizem a conversão das observações pontuais em superfícies contínuas, de maneira a que os pontos da superfície sejam estimados a partir de um conjunto amostrado de entrada. A *krigagem* desempenha um papel fundamental, pois, para além de possibilitar a elaboração de cartas a partir de dados irregularmente espaçados, parte do princípio de que um ponto localizado no espaço é mais semelhante aos pontos que lhe estão mais próximos, em comparação com os pontos mais afastados. Pressupõe, pois, a existência de correlação entre os elementos amostrados, sendo necessário identificar até onde espacialmente esta correlação é significativa (Isaaks e Srivastava, 1989). O semivariograma refere-se à representação quantitativa da variação do fenómeno regionalizado e evidencia a estrutura espacial desse fenómeno. Isaaks e Srivastava (1989) apontam o semivariograma como aferidor do grau de dependência espacial entre os elementos amostrais e define parâmetros para a estimativa de valores em locais não amostrados. Para $N(h)$ pares de observações separados pela distância h , o cálculo do semivariograma é dado pela Equação (1).

A estratégia empregada na *krigagem* é semelhante à utilizada pelos métodos de interpolação tradicionais, tais como média móvel, inverso da distância, triangulação e poligonação. Contudo, a principal diferença está na maneira como se determinam os pesos para o cálculo do valor a ser interpolado. Na *krigagem* os pesos são definidos com base na distância entre a observação e o ponto de interesse na continuidade espacial e no arranjo geométrico do conjunto amostral. Assim, estimam-se os ponderadores com base na estrutura espacial dos atributos.

O variograma tem sido utilizado tradicionalmente em substituição da covariância (Deutsch e Journel 1992). Na essência, o variograma substitui a distância euclidiana, h , pela distância $\gamma(h)$, que é específica do atributo e do local em estudo. A distância dada pelo variograma mede o grau médio de dissimilitude entre um valor não amostrado e um valor amostrado vizinho. A função variograma $\gamma(h)$ é

definida como sendo a esperança matemática do quadrado da diferença entre os valores de pontos no espaço, separados por uma distância h .

No caso em estudo, pretende-se construir a distribuição espacial dos ninhos habitados através da construção de mapas de iso-probabilidades. Foram considerados todos os ninhos dentro da área em estudo, tendo sido calculada a distribuição de probabilidade de ocorrência para cada uma das espécies em estudo.

Aos semivariogramas experimentais foram ajustados modelos teóricos esféricos, por ser o modelo que melhor se ajusta aos variogramas obtidos, apresentando um comportamento linear junto à origem.

A *krigagem* da indicatriz permite criar não só um mapa estimado do valor da probabilidade de existência de uma determinada espécie num determinado local, como juntar a incerteza local (mapa de erro) associada à *krigagem*. Os mapas do erro, para cada uma das espécies são apresentados (Anexo F) com o objetivo de mostrar as zonas onde a variabilidade local da estimação é maior.

Para a espécie onde não se obtiverem variogramas (efeito de pepita absoluto)-(*H. pennatus*), foi utilizado o método determinístico de interpolação com recurso ao algoritmo *Inverso da Distância Ponderada* (IDW, *Inverse Weighted Distance*).

5. Resultados

5.1 Estatísticas descritivas

Da análise das variáveis de ocupação do solo estudadas nos diferentes raios ou *buffers* selecionados (100, 500, 1000 e 2000 m), verifica-se que o número de variáveis amostradas aumenta à medida que a área em análise aumenta. Assim, para um raio de 100 m apenas entram treze das dezanove variáveis a estudar (**Pb1**, **Pm1**, **Sb0**, **Sb1**, **Sb2** e **U**¹ estão ausentes a este nível para todas as espécies). O mesmo acontece para r= 500 m, em que a variável **U** também não tem representação para nenhuma das espécies.

É bastante grande a diferença no tamanho das amostras (n) entre as distintas espécies, variando dos 71 ninhos correspondentes a *H. pennatus* até aos 3 ninhos relativos a *M. migrans*. Contudo, para as espécies mais abundantes, tal diferença esbate-se, correspondendo n = 66 e n = 25 respetivamente para *B. buteo* e *C. gallicus*. Estas diferenças são reflexo fundamentalmente, da abundância das espécie na área de estudo, como antes se disse, e em menor grau da conspicuidade das espécies e/ou dos seus ninhos (Tabela 4).

Tabela 4 – Estimativas de número de casais/territórios para aves de rapina diurnas na zona de Cabeção, numa área de 100 km², segundo Onofre *et al.* 1999.

Espécie	Densidade
<i>Circaetus gallicus</i>	5
<i>Hieraaetus pennatus</i>	21-25
<i>Buteo buteo</i>	19-20
<i>Elanus caeruleus</i>	3-5
<i>Pernis apivorus</i>	5
<i>Falco tinnunculus</i>	5-7
<i>Milvus migrans</i>	0-3

Observa-se uma importância diferenciada dos distintos usos de solo na composição dos territórios das diferentes espécies a todos os níveis. Os usos de solo com mais superfície total na área de estudo são, como era de esperar, os mais representados em todos os raios ou níveis de análise. É ainda de salientar que não houve diferenças entre espécies (exceção feita da *E. caeruleus*) relativamente à variável mais representativa em cada nível de estudo. **AA** foi sempre a variável com a média mais elevada para r = 100 m e **Sb2** no resto dos *buffers* (r=500 m, r=1000 m e r=2000 m). No caso da *E. caeruleus*, **Azs** exibiu a média mais alta para r=100 m, enquanto no resto dos raios de análise foi **AA**.

Breve descrição da ocupação do solo nos diferentes níveis (*buffers*) por espécie

B. buteo: o tamanho da amostra foi de 66 ninhos. As variáveis **Az0**, **Az2**, **H1**, **Pb1**, **Pm1**, **Sb0**, **Sb1**, **Sb2** e **U** não têm representação ao nível r = 100 m. A este nível **AA** é a variável com a média mais elevada (2,20 ha ou 70,11% da ocupação do solo na área do círculo de r = 100 m), havendo ninhos que em toda a área à sua volta, num raio de 100 m, estava apenas ocupada por **AA** - Áreas Abertas (*cf.* Tabela 1 do Anexo B - 1).

Para r = 500 m, **H1** e **U** não têm representação. O uso de solo com média mais alta corresponde neste caso a **Sb2**. Para os outros dois raios de análise já aparecem representadas todas as variáveis,

¹ Ver o significado dos códigos em Material e Métodos, subcapítulo 4.3.1

sendo que de entre elas **Sb2** é aquela que tem uma média mais elevada (115,093 ha e 436,656 ha para $r=1000$ m e $r=2000$ m, ou 36,63% e 34,74% da ocupação do solo, respetivamente) (cf. Tabela 2,3 e 4 do Anexo B - 1).

H. pennatus: o tamanho da amostra foi de 71 ninhos. As variáveis **Az1**, **Azs**, **H2**, **O**, **Pb1**, **Pm1** e **Sb0** não têm representação ao nível de $r = 100$ m. Neste raio, a variável **AA** é aquela que apresenta uma média mais alta (2,37 ha - 75,82%) (cf. Tabela 5 do Anexo B - 2).

Para $r=500$ m, **H2**, **Sb0** e **U** não têm representação dentro da área de estudo. Para os três raios de maior tamanho ($r = 500$ m, $r = 1000$ m e $r = 2000$ m), a variável com a média mais elevada é igualmente **Sb2** (39,82 ha ou 50,70%; 160,44 ha ou 51,06%; e 587,86 ha ou 46,78%, respetivamente para $r = 500$ m, 1000 m e 2000 m) (cf. Tabela 6, 7 e 8 do Anexo B - 2).

C. gallicus: O tamanho da amostra foi de 25 ninhos. Nesta espécie, o conjunto de variáveis representadas em cada raio é menor, sendo que **Az0** e **H1** não aparecem de todo.

Para $r = 100$ m só estão presentes os usos de solo **Pb2**, **Sbs**, **Vr** e **AA**, sendo que esta última ocupação do solo a que apresenta a média mais elevada (2,75 ha - 87,74%) (cf. Tabela 9 do Anexo B - 3).

Para $r = 500$ m, são oito as variáveis com representação - **AA**, **O**, **Pb2**, **Pm2**, **Sb2**, **Sb1**, **Sbs**, **Vr** e **Sb2**-, sendo que **Sb2** é a variável com a média mais destacada (56,66 ha - 70,86 %) (cf. Tabela 10 do Anexo B - 3).

Para $r = 1000$ m apenas não estão presentes **Az0**, **Azs**, **H1** e **U**. A variável **Sb2** é também a que tem uma média mais alta (221,18 ha - 70,40%) Para o raio de análise mais alargado (2000 m), **Sb2** continua a ser aquela que tem a média mais elevada (738,56 ha - 58,77%) (cf. Tabelas 11 e 12 do Anexo B - 3).

P. apivorus: O tamanho da amostra foi de 11 ninhos. Uma variável, **H1**, não teve qualquer representação nesta espécie a qualquer nível de análise.

Ao nível $r = 100$ m, só estão representados **Vr**, **Pb2**, **Pm2**, **Sbs** e **AA**., esta última com a maior média de todas (2,31 ha - 73,62%) (cf. Tabela 13 do Anexo B - 4).

Para $r = 500$ m, as ocupações de uso do solo **Az0**, **Azs**, **Ec**, **H1**, **Pb1**, **Pm1**, **Sb0** e **U** não estão representadas. A variável com a média mais alta foi **Sb2** (39,28 ha - 50,02%), da mesma forma que para $r = 1000$ m (Média de **Sb2**= 139,75 ha - 44,48%), e em $r = 2000$ m. (Média **Sb2**= 524,489 ha - 41,72%) (cf. Tabelas 14, 15 e 16 do Anexo B - 4).

E. caeruleus: Para esta espécie contou-se com uma amostra total de 12 ninhos. Nesta espécie, para $r = 100$ m só estiveram representadas as variáveis **Az0**, **Az1**, **AA**, **Sbs**, **Vr** e **Azs**, sendo que esta última foi a que teve a média mais elevada (1,18 ha - 37,86%) (cf. Tabela 17 do Anexo B - 5).

Para os restantes *buffers* (500, 1000 e 2000 m), **AA** foi a variável com a média mais alta em todos os casos. A variável **Pm1** nunca teve qualquer expressão em nenhum nível de análise no caso desta espécie (cf. Tabelas 18,19 e 20 do Anexo B- 5).

F. tinnunculus: O tamanho da amostra para esta espécie foi de 8 ninhos. Em $r = 100$ m apenas constaram quatro variáveis; **Az0**, **Az1**, **Az2** e **AA**. Esta última é a que têm a média mais elevada (2,43 ha - 77,38%) (cf. Tabela 21 do Anexo B - 6).

Para os outros três raios de análise, **Sb2** é a variável com a média mais alta (23,28 ha - 29,64%; para $r = 500$ m; 103,55 ha - 32,96%; para $r = 1000$ m; 406,97 ha - 32,38%; para $r = 2000$ m) (cf. Tabelas 22, 23 e 24 do Anexo B - 6).

M. migrans: Para esta espécie a amostra é muito pequena, só três ninhos, reflexo do escasso número de territórios ocorrentes na área de estudo e da sua instabilidade espacial e interanual (1 - 3

casais, segundo Onofre *et al.* (1999)). A variável com média mais alta em $r = 100$ m é **AA**. Nos outros três níveis de análise é **Sb2** (*cf.* Tabelas 25, 26, 27 e 28 do Anexo B – 7).

5.2 Análise das componentes principais

5.2.1 Modelos ensaiados

5.2.1.1 Variáveis de uso do solo reclassificadas e não reclassificadas

A análise das componentes principais foi realizada com dois conjuntos de dados: 1) uma primeira abordagem, o Modelo Reclassificado, foi feita com as variáveis reclassificadas, através de um reagrupamento das dezanove variáveis primeiramente selecionadas em apenas doze grandes unidades de ocupação de solo; 2) na segunda abordagem, o Modelo Não-Reclassificado, utilizou-se a totalidade das variáveis, ou seja as dezanove unidades de ocupação de solo iniciais. No primeiro caso, o reagrupamento das variáveis explicativas de ocupação do solo foi efetuado através da fusão das variáveis originais de espécies florestais afins, que possuíam áreas de ocupação similares. Por exemplo, a nova variável %Q2 (percentagem de ocorrência de povoamentos de quercíneas com grau de ocupação do solo superior a 50%), resultou do reagrupamento das variáveis %Sb2 e %Az2 (percentagem de ocorrência de povoamentos de sobreiro e de azinheira com grau de ocupação do solo superior a 50%, respetivamente).

Em ambos os exercícios, as espécies de aves de rapina entraram, também, como variáveis explicativas, com valor 1 e 0, consoante o ninho tenha sido, ou não, ocupado pela espécie.

5.2.1.2 Modelos com e sem as espécies como variáveis explicativas

Adicionalmente, a fim de observar o comportamento destas variáveis de ocupação de solo, sem a variabilidade produzida pela entrada no modelo das variáveis relativas às espécies em estudo, foram ainda produzidos dois submodelos diferentes. O primeiro com as doze variáveis de ocupação do solo e as sete espécies e outro unicamente com as doze variáveis de ocupação de solo (ver Tabela 2). Como o segundo modelo se mostrou incapaz de explicar a relação entre as espécies e a ocupação de solo, foi eliminado.

5.2.2 Correlações entre as variáveis

Para extrair os resultados, atendeu-se à matriz de correlação entre as variáveis, tomando como válidas as correlações que apresentavam um coeficiente de correlação de Spearman (ρ) significativo ($p \leq 0,05$).

Como se pode observar na Tabela 5, a variância explicada diminuiu à medida que se aumentou o raio de análise. Como vimos no subcapítulo 5.1, um aumento do raio de análise implica um aumento na heterogeneidade do habitat, no número de variáveis explicativas presentes, com um subsequente aumento da variabilidade.

Tabela 5 – Percentagem da variância explicada pelas duas principais componentes no Modelo Reclassificado e no Modelo Não Reclassificado, na análise de todas as variáveis no seu conjunto (variáveis de uso de solo e variáveis de espécies).

Percentagem de explicação	Modelo Reclassificado			
	r= 100	r= 500	r= 1000	r= 2000
% Var. F1	48,816	35,740	26,271	23,824
% Var. F2	9,682	11,769	12,175	10,729
% Var.F1+F2	58,498	47,508	38,446	34,553
Percentagem de explicação	Modelo Não Reclassificado			
	r= 100	r= 500	r= 1000	r= 2000
% Var. F1	56,680	42,880	35,056	28,413
% Var. F2	7,800	9,803	10,081	11,337
% Var.F1+F2	64,480	52,683	45,137	39,750

5.2.3 Modelo Reclassificado

No Anexo C (Tabelas 1, 4, 7 e 10) apresentam-se as correlações observadas entre as diferentes variáveis de ocupação de solo e as espécies de aves de rapina, nos quatro níveis espaciais analisados. Apresentam-se, também, tabelas com os vetores próprios de cada variável para os três eixos principais (Anexo C, Tabelas 3, 6, 9 e 12), e tabelas com a percentagem de contribuição de cada uma das variáveis aos cinco eixos principais (Anexo C, Tabelas 2, 5, 8 e 11).

5.2.3.1 Modelo reclassificado - raio de análise de 100 m

5.2.3.1.1 Variância explicada

Na Tabela 6, mostram-se as percentagens de variância explicada e acumulada de cada uma das primeiras cinco componentes.

Tabela 6 – Percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais e percentagem total acumulada para r=100 m, no modelo Reclassificado.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valor próprio	7,811	1,549	1,239	1,208	1,110
% variância	48,816	9,682	7,745	7,551	6,938
% acumulada	48,816	58,498	66,243	73,794	80,732

Os primeiros três eixos explicam mais de 66% da variabilidade, obtendo-se 80% com os cinco primeiros, resultado que se pode considerar como muito satisfatório.

5.2.3.1.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos

Na Tabela 1 do Anexo C-1.a) e nas Tabelas 9, 10, 11 e 12 do Anexo C-1.e) apresentam-se as contribuições de cada variável explicativa para cada um dos primeiros cinco eixos.

Neste raio de análise verifica-se existir uma diferenciação importante nas variáveis que formam as três componentes principais. A primeira componente é constituída quase na totalidade pelas variáveis de ocupação do solo. Por seu turno, as variáveis relativas às espécies-alvo contribuem de modo importante para o segundo eixo, particularmente *B. buteo* e *H. pennatus* (47,6 e 48,6%, respetivamente, cf. Figura 1 do Anexo C-1.a) e, no terceiro eixo, as restantes espécies (cf. Tabela 1 do anexo C-1.a)

Numa primeira observação, evidencia-se uma separação entre *B. buteo* e *H. pennatus*, manifestada no comportamento oposto no segundo eixo, tal como é traduzido pelos respectivos sinais contrários dos coeficientes de correlação de Spearman (cf. Tabela 7 e Tabela 2 do Anexo C-1.a). Neste raio de análise, *B. buteo* apresenta uma correlação negativa com a variável **AA_s** e positiva com **P2**, associação que não volta a ocorrer nos restantes níveis espaciais de estudo (cf. Tabela 7). Por sua vez, *E. caeruleus* mostra uma correlação positiva com **Q0** e **Q1** (cf. Tabela 7). De resto, não se observam outras tendências similares entre espécies e ocupações de solo (cf. Tabela 7 e Tabela 3 do anexo C-1.a).

Tabela 7 – Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para o raio de estudo $r=100$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.

r=100 m	<i>C. gallicus</i>	<i>H. pennatus</i>	<i>B. buteo</i>	<i>P. apivorus</i>	<i>F. tinunculus</i>	<i>E. caeruleus</i>	<i>M. migrans</i>
<i>C. gallicus</i>	1	-0,225	-0,263	-0,102	-0,086	-0,107	-0,052
<i>H. pennatus</i>	-0,225	1	-0,569	-0,173	-0,136	-0,213	-0,104
<i>B. buteo</i>	-0,263	-0,569	1	-0,129	-0,091	-0,201	-0,042
<i>P. apivorus</i>	-0,102	-0,173	-0,129	1	-0,055	-0,068	-0,033
<i>F. tinunculus</i>	-0,086	-0,136	-0,091	-0,055	1	-0,058	0,172
<i>E. caeruleus</i>	-0,107	-0,213	-0,201	-0,068	-0,058	1	-0,035
<i>M. migrans</i>	-0,052	-0,104	-0,042	-0,033	0,172	-0,035	1
%Q0	-0,093	-0,129	0,106	-0,013	0,042	0,172	0,059
%Q1	-0,104	-0,121	0,103	-0,022	0,079	0,161	0,090
%Q2	-0,091	-0,081	0,113	-0,011	0,043	0,064	0,061
%AA_s	0,108	0,080	-0,156	-0,023	-0,017	0,052	-0,073
%Ec	-0,093	-0,082	0,119	-0,013	0,038	0,062	0,059
%H1	-0,090	-0,081	0,113	-0,011	0,040	0,064	0,061
%O	-0,093	-0,093	0,130	-0,013	0,038	0,062	0,059
%P2	-0,113	-0,075	0,149	0,021	-0,021	-0,011	0,053
%Vr	-0,076	-0,115	0,137	-0,013	0,024	0,072	0,048

5.2.3.2 Modelo Reclassificado - raio de análise de 500 m

5.2.3.2.1 Variância explicada

Na Tabela 8, mostram-se as percentagens de variância explicada e acumulada de cada um dos primeiros cinco eixos. Como já referido, a variância explicada diminui em resultado do aumento do raio, uma vez que, desta forma, tenderá a ser cada vez maior a variabilidade das ocupações de solo que são incluídas.

Tabela 8 – Percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais e percentagem total acumulada para $r=500$ m, no modelo Reclassificado.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valor próprio	6,791	2,236	1,527	1,349	1,266
% variância	35,740	11,769	8,039	7,101	6,664
% acumulada	35,740	47,508	55,547	62,648	69,312

5.2.3.2.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos

Na Tabela 3 (do Anexo C-1.b), apresentam-se as contribuições de cada variável explicativa para cada um dos primeiros cinco eixos. Neste raio de análise, 500 m, são as variáveis de ocupação de solo as que contribuem quase na totalidade para a primeira componente ou eixo, exceção feita a duas delas, **Q2** e **AA_s**, que são as variáveis que explicam mais da metade da segunda componente (27,1 e 25,6 %, respetivamente, cf. Figura 6). Esta segunda componente é completada com as contribuições de *C. gallicus*, *H. pennatus* e *B. buteo*. A terceira componente é formada principalmente por contribuições das espécies-alvo (*H. pennatus* 39,7%; *C. gallicus* 18,7% e *B. buteo* 8,7%) e da variável **P2** (14,2%).

Considerando agora a matriz de correlações das variáveis com os três primeiros eixos (cf. Tabela 4 do Anexo C-1.b e Tabelas 9, 10, 11 e 12 do Anexo C-1.e), verifica-se, no segundo eixo (F2), que existe uma associação positiva entre as espécies *C. gallicus* e *H. pennatus* e o habitat “montados” de maior densidade (**Q2**), e negativa entre elas e o habitat “áreas abertas” (**AA_s**). Embora neste mesmo eixo (F2) pareça existir uma associação negativa entre aquelas duas espécies e os pinhais mais densos (**P2**), na terceira componente (F3) observa-se que esta associação negativa apenas se mantém com *C. gallicus*.

Com efeito, na terceira componente (F3), observa-se uma separação entre aquelas duas espécies que estavam associadas a **Q2** no eixo 2, revelando-se na *H. pennatus* afinidades relativamente à variável **P2** (Pinhais), facto que não acontece com a *C. gallicus*. Nesta terceira componente, a *B. buteo*, à semelhança da *C. gallicus*, está associado a **Q2**. Contudo, ao contrário do que acontece com a *C. gallicus*, a afinidade da *B. buteo* com **Q2** não deverá ser real, uma vez que na matriz de correlações de Spearman original, a *B. buteo* apresenta uma correlação negativa com **Q2** ($\rho = -0,183$; $\alpha \leq 0,05$; Tabela 9) para além da variância explicada pelo eixo da terceira componente ser apenas de 8%, num total acumulado do 55% (ver Tabela 9 do Anexo C-1.e). Naquela mesma matriz de correlações, a *E. caeruleus* apresenta uma correlação positiva com **Q0** ($\rho = 0,349$; $\alpha \leq 0,05$) e com **AA_s** ($\rho = 0,294$; $\alpha \leq 0,05$), e negativa com **Q2** ($\rho = -0,286$; $\alpha \leq 0,05$; cf. Tabela 9); o que também se pode concluir com base nas correlações desta espécie e destas variáveis de ocupação do solo nas três primeiras componentes (ver Tabela 4 do Anexo C-1.b). A *E. caeruleus* também está correlacionada, embora em menor medida, com outras variáveis de ocupação do solo (**U**, **H2** e **H1**), mas estas correlações podem ser circunstanciais, pois onde existem áreas abertas (**AA_s**) é frequente existirem outras ocupações do solo. Algumas variáveis (e.g., **H1**, **H2**, **Ec**, **U**, **O**, **P1**, **P2** e **Vr**) não só estão significativamente relacionadas entre si como têm coeficientes de correlação muito elevados.

Tabela 9 – Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as quatro espécies principais para o raio de estudo $r= 500$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.

r=500 m	<i>C. gallicus</i>	<i>H. pennatus</i>	<i>B. buteo</i>	<i>P. apivorus</i>	<i>F. tinunculus</i>	<i>E. caeruleus</i>	<i>M. migrans</i>
<i>C. gallicus</i>	1	-0,225	-0,263	-0,102	-0,086	-0,107	-0,052
<i>H. pennatus</i>	-0,225	1	-0,569	-0,173	-0,136	-0,213	-0,104
<i>B. buteo</i>	-0,263	-0,569	1	-0,129	-0,091	-0,201	-0,041
<i>P. apivorus</i>	-0,102	-0,173	-0,129	1	-0,055	-0,068	-0,033
<i>F. tinunculus</i>	-0,086	-0,136	-0,091	-0,055	1	-0,058	0,172
<i>E. caeruleus</i>	-0,107	-0,213	-0,201	-0,068	-0,058	1	-0,035
<i>M. migrans</i>	-0,052	-0,104	-0,041	-0,033	0,172	-0,035	1
%Q0	-0,068	-0,112	-0,100	0,158	0,030	0,349	-0,049
%Q1	-0,024	0,001	-0,017	0,038	0,061	-0,008	0,102
%Q2	0,344	0,145	-0,183	0,040	-0,077	-0,286	-0,073
%AA_s	-0,220	-0,270	0,222	-0,040	0,159	0,294	0,066
%Ec	-0,084	-0,030	-0,076	0,155	0,012	0,176	-0,050
%H1	-0,039	-0,047	-0,139	0,195	0,039	0,225	-0,040
%H2	-0,046	-0,067	-0,116	0,208	0,035	0,215	-0,042
%O	-0,100	-0,143	0,016	0,198	0,079	0,190	-0,064
%P1	-0,114	0,007	-0,134	0,138	0,079	0,164	0,149
%P2	-0,218	0,090	0,023	0,112	-0,068	-0,032	0,003
%U	-0,039	-0,049	-0,138	0,195	0,039	0,225	-0,040
%Vr	0,066	-0,079	-0,113	0,121	0,029	0,145	-0,079

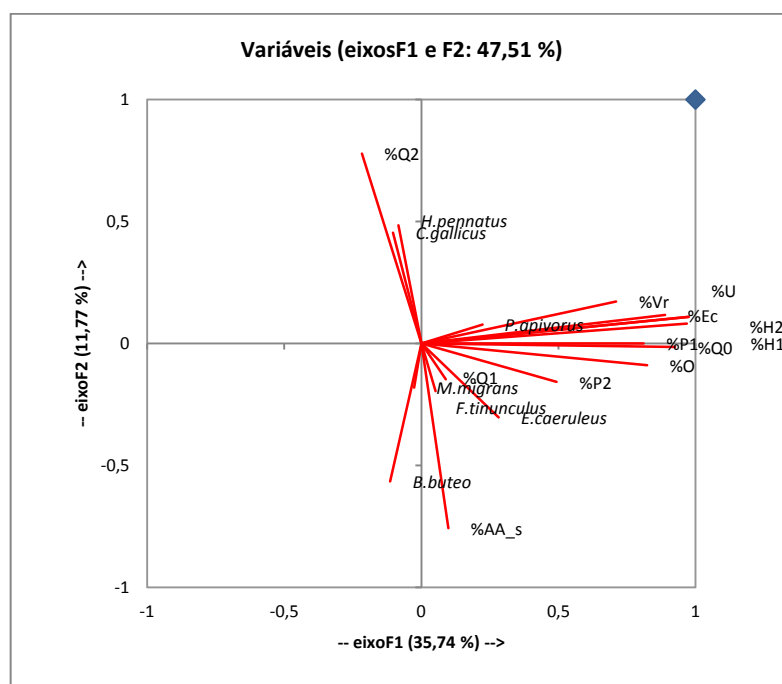


Figura 6 – Representação gráfica das duas componentes principais nos eixos, para o raio de estudo $r= 500$ m e posição das variáveis estudadas.

5.2.3.3 Modelo Reclassificado - raio de análise de 1000 m

5.2.3.3.1 Variância explicada

Na Tabela 10, verifica-se que as percentagens de variância explicada e acumulada ao cabo do terceiro e quintos eixos são de 47 e 62%, respetivamente, revelando mais uma vez a tendência já revelada na Tabela 8, que a variância explicada diminui com o aumento do raio de análise.

Tabela 10 – Percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais e percentagem total acumulada para $r=1000$ m, no Modelo Reclassificado.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valor próprio	4,992	2,313	1,683	1,509	1,331
% variância	26,271	12,175	8,856	7,942	7,005
% acumulada	26,271	38,446	47,302	55,243	62,249

5.2.3.3.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos

Na Tabela 5 do anexo C-1.c) apresentam-se as contribuições de cada variável explicativa para cada um dos primeiros cinco eixos. A primeira componente é formada essencialmente por variáveis de ocupação de solo, considerando que as espécies *C. gallicus*, *H. pennatus* e *B. buteo* e as ocupações de solo **AA_s** e **Q2** são as que fazem parte em grande parte da segunda componente (cf. Tabela 5 e Figura 2 do Anexo C-1.c).

Comportamento das variáveis

Ao nível de análise $r=1000$ m, a *C. gallicus* e a *H. pennatus* apresentam correlações negativas com a *B. buteo* e **AA_s**. (cf. Tabela 11). Apenas a *C. gallicus* tem uma correlação negativa com **P2** ($\rho = -0,173$; $\alpha \leq 0,05$). A espécie *B. buteo* têm uma correlação inversa com **Q2** ($\rho = -0,212$; $\alpha \leq 0,05$) e igualmente uma correlação positiva com **AA_s** ($\rho = 0,277$; $\alpha \leq 0,05$). Estas duas espécies têm correlações negativas entre si ($\rho = -0,263$; $\alpha \leq 0,05$; confirmar Tabela 11).

A *Pernis apivorus* apresenta uma correlação negativa com a *H. pennatus* ($\rho = -0,173$ $\alpha \leq 0,05$). Esta espécie parece estar mais relacionada com as variáveis que representam uma maior heterogeneidade do habitat (**H1**, **H2, Ec** e **U**); para as quais, as três espécies com mais representação não mostram afinidade (cf. Tabela 11).

Em relação a *F. tinnunculus* e *E. caeruleus*, existe uma correlação positiva com **AA_s** ($\rho = 0,160$, e $\rho = 0,316$; $\alpha \leq 0,05$, respetivamente) estando o *E. caeruleus* mais associado às áreas de mosaico (com correlações positivas com **Ec** ($\rho = 0,213$; $\alpha \leq 0,05$), **H1** ($\rho = 0,246$; $\alpha \leq 0,05$), **O** ($\rho = 0,217$; $\alpha \leq 0,05$) e **Vr** ($\rho = 0,193$; $\alpha \leq 0,05$) do que o *F. tinnunculus*, que tem correlações negativas relativamente a estes usos de solo, embora estas sejam fracas e não significativas. A *E. caeruleus* aparece adicionalmente correlacionada com a **Q0** ($\rho = 0,387$; $\alpha \leq 0,05$) (cf. Tabela 11).

Ao observar o comportamento das variáveis nas diferentes componentes, comprovamos que a *H. pennatus* e a *C. gallicus* têm uma associação no mesmo sentido na F2 e em sentido contrário na F3 (Tabelas 10 e 11 do Anexo C-1.e). Nesta última componente (F3), em parte é refletida a diferenciação na seleção do habitat por estas espécies. Isto é, na F3, a *H. pennatus* ($\rho = 0,408$; $\alpha \leq 0,05$) aparece associada às variáveis **Q1** ($\rho = 0,352$; $\alpha \leq 0,05$), **P1** ($\rho = 0,335$; $\alpha \leq 0,05$) e **P2** ($\rho = 0,453$; $\alpha \leq 0,05$). Embora a *H. pennatus* apresente uma correlação positiva com **Q2** na Tabela de correlações ($\rho = 0,189$; $\alpha \leq 0,05$), na F3 apresentam um comportamento oposto (**Q2**; $\rho = -0,242$; $\alpha \leq 0,05$); a F3 explica 8,8% da variância.

Entretanto a *C. gallicus* associa-se a **Q2**, apresentando uma correlação positiva na segunda e terceira componente (F2 e F3) e negativa a **AA_s**. (Tabela 11 do Anexo C-1.e).

Tabela 11 – Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as quatro espécies principais para o raio de estudo $r=1000$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.

$r=1000$ m	<i>C. gallicus</i>	<i>H. pennatus</i>	<i>B. buteo</i>	<i>P. apivorus</i>	<i>F. tinunculus</i>	<i>E. caeruleus</i>	<i>M. migrans</i>
<i>C. gallicus</i>	1	-0,225	-0,263	-0,102	-0,086	-0,107	-0,052
<i>H. pennatus</i>	-0,225	1	-0,569	-0,173	-0,136	-0,213	-0,104
<i>B. buteo</i>	-0,263	-0,569	1	-0,129	-0,091	-0,201	-0,041
<i>P. apivorus</i>	-0,102	-0,173	-0,129	1	-0,055	-0,068	-0,033
<i>F. tinunculus</i>	-0,086	-0,136	-0,091	-0,055	1	-0,058	0,172
<i>E. caeruleus</i>	-0,107	-0,213	-0,201	-0,068	-0,058	1	-0,035
<i>M. migrans</i>	-0,052	-0,104	-0,041	-0,033	0,172	-0,035	1
%Q0	-0,114	-0,197	0,021	0,119	-0,004	0,387	-0,022
%Q1	-0,052	0,043	-0,014	0,036	0,003	-0,090	0,140
%Q2	0,388	0,189	-0,212	0,004	-0,069	-0,314	-0,076
%AA_s	-0,263	-0,320	0,277	-0,011	0,160	0,316	0,042
%P1	-0,143	-0,015	-0,050	0,145	0,061	0,066	0,169
%P2	-0,173	0,075	0,028	0,095	-0,087	-0,069	0,021
%Ec	-0,050	-0,070	-0,091	0,200	0,025	0,213	-0,026
%H1	-0,020	-0,075	-0,132	0,237	-0,016	0,246	-0,004
%H2	-0,093	0,037	-0,100	0,198	-0,057	0,132	-0,032
%O	-0,179	-0,019	-0,017	0,134	-0,010	0,217	0,046
%U	-0,026	-0,093	-0,098	0,243	-0,015	0,219	-0,002
%Vr	-0,033	-0,176	0,018	-0,017	0,088	0,193	0,028

5.2.3.4 Modelo Reclassificado - raio de análise de 2000 m

5.2.3.4.1 Variância explicada

Na Tabela 12, verifica-se que as percentagens de variância explicada e acumulada no terceiro eixo é 43%, ligeiramente menor que no anterior nível de análise. A variância acumulada do quinto eixo diminui igualmente para 58%.

Tabela 12 – Percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais e percentagem total acumulada para $r=2000$ m, no modelo Reclassificado.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valor próprio	4,527	2,039	1,676	1,574	1,272
% variância	23,824	10,729	8,823	8,283	6,695
% acumulada	23,824	34,553	43,376	51,659	58,355

5.2.3.4.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos

Como tem acontecido as escalas espaciais anteriores, também aqui a contribuição das espécies alvo para a combinação linear de F1 é mais baixa do que a das variáveis de ocupação de solo em geral, embora ligeiramente superior ao que aconteceu as anteriores escalas espaciais. Para $r=2000$ m, as variáveis ambientais que mais contribuem para F1 são **Q2** e **AA_s** (16 e 15% respetivamente), tal como nos níveis de estudo anteriores (cf. Tabela 7 e Figura 3 do Anexo C-1.d). As variáveis **Q0**, **H1**, **O** e **U** têm contribuições aproximadamente entre 8 a 12%.

Na componente F2, as espécies que mais contribuem são a *H. pennatus* e a *B. buteo* (14,2 e 16,6%, respetivamente) e os usos do solo são **P1**, **Ec** e **U**. A contribuição da *C. gallicus* é praticamente nula

(0,03%). Na componente F3 a contribuição de *E. caeruleus* é a maior de entre as espécies-alvo (14%), enquanto **P2** é a ocupação de solo que mais contribui (40%) (cf. Tabela 7 do Anexo C-1.d).

As componentes F1 e F2, à semelhança dos níveis de estudo anteriores, são os eixos que separam a *C. gallicus* e a *H. pennatus* da *B. buteo*. Na escala r=2000 m a contribuição das espécies é maior para a F1 (nomeadamente *C. gallicus* ($\rho=0,200$; $\alpha \leq 0,05$), *E. caeruleus* ($\rho=-0,200$; $\alpha \leq 0,05$) e *H. pennatus* ($\rho=0,121$; $\alpha \leq 0,05$) (cf. Tabela 8 do Anexo C-1.d). A *E. caeruleus* é a espécie que mais contribui para a F1 nas escalas r=500 m, r=1000 m e r=2000 m (cf. Tabelas 3, 5 e 7 do Anexo C)

Nas componentes F2 e F3, a *H. pennatus* ($\rho=0,377$; $\alpha \leq 0,05$ na F2 e $\rho=0,257$; $\alpha \leq 0,05$ na F3) aparece associada a **P1** ($\rho=0,357$; $\alpha \leq 0,05$ em F2 e $\rho=0,212$; $\alpha \leq 0,05$ em F3) e também a **P2** na F3 ($\rho=0,639$; $\alpha \leq 0,05$); este eixo que separa a *H. pennatus* da *C. gallicus*. (cf. Tabelas 10 e 11 do Anexo C-1.e).

No eixo F3, a *E. caeruleus* ($\rho=-0,373$; $\alpha \leq 0,05$) aparece associado a **Q0** ($\rho=-0,280$; $\alpha \leq 0,05$, principalmente), tal como acontece com a *C. gallicus* ($\rho=-0,265$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabela 12 do Anexo C-1.e).

Contudo, na matriz de correlações, o coeficiente de correlação entre a *C. gallicus* e a variável **Q0** é negativo ($\rho=-0,255$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabela 13), o que contraria o que foi referido para o eixo F3. A *C. gallicus* mantém no entanto uma correlação positiva com **Q2** ($\rho=0,373$; $\alpha \leq 0,05$) e negativa com **AA_s** ($\rho=-0,306$; $\alpha \leq 0,05$) e com os habitats em mosaico (cf. Tabela 13), algumas das quais significativas.

Em F1, a *C. gallicus* ($\rho=0,200$; $\alpha \leq 0,05$) mostra maior afinidade com **Q2** ($\rho=0,400$; $\alpha \leq 0,05$), (cf. Tabela 15 do Anexo C-1.e). É igualmente a única variável de uso do solo com a qual apresenta uma correlação positiva significativa na matriz de correlações (cf. Tabela 13). Na F3 parece relacionada inversamente com **Q0** ($\rho=-0,280$; $\alpha \leq 0,05$), embora tenham uma correlação negativa ($\rho=-0,255$; $\alpha \leq 0,05$). Apresenta igualmente tendências opostas com as restantes variáveis de ocupação do solo (cf. Tabela 13).

Neste nível de análise, F3 volta a separar a *C. gallicus* ($\rho=-0,265$; $\alpha \leq 0,05$) da *H. pennatus* ($\rho=0,257$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabelas 10 e 11 do Anexo C-1.e) como foi observado nas anteriores escalas espaciais.

Na escala de r= 2000 m, existe igualmente correlação negativa entre a *B. buteo* e a *H. pennatus* ($\rho=-0,556$; $\alpha \leq 0,05$). A *C. gallicus* está correlacionada positivamente só com a **Q2** ($\rho=0,373$; $\alpha \leq 0,05$) e negativamente com **AA_s** ($\rho=-0,306$; $\alpha \leq 0,05$), **P2** ($\rho=-0,195$; $\alpha \leq 0,05$), **H1** ($\rho=-0,200$; $\alpha \leq 0,05$), **H2** ($\rho=-0,171$; $\alpha \leq 0,05$) e **O** ($\rho=-0,293$; $\alpha \leq 0,05$; cf. Tabela 13). A *H. pennatus* está positivamente correlacionada com **Q2** ($\rho=0,219$; $\alpha \leq 0,05$), mas também com **P1** ($\rho=0,171$; $\alpha \leq 0,05$) (note-se que **P1** não está correlacionada com *C. gallicus*) e negativamente com **AA_s** ($\rho=-0,312$; $\alpha \leq 0,05$; cf. Tabela 13).

A *H. pennatus* apresenta uma correlação fortemente negativa com a *B. buteo* ($\rho=-0,556$; $\alpha \leq 0,05$) e **AA_s** ($\rho=-0,312$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabela 13) e correlações significativas com **AA_s** ($\rho=-0,312$; $\alpha \leq 0,05$) e **P1** ($\rho=0,171$; $\alpha \leq 0,05$). A sua relação com a *C. gallicus* é negativa na F3 (cf. Tabela 13 e Tabela 8 do Anexo C-1.d e Tabelas 10 e 11 do Anexo C-1.e)

A *B. buteo* aparece representada principalmente na F2 ($\rho=-0,407$; $\alpha \leq 0,05$), apresentando uma tendência para se associar a **AA_s** ($\rho=-0,270$; $\alpha \leq 0,05$) e oposta na **P1** ($\rho=0,357$; $\alpha \leq 0,05$) e na **Ec** ($\rho=0,421$; $\alpha \leq 0,05$) (Tabelas 9 e 12 do Anexo C-1.e) embora a correlação positiva seja com **AA_s** (**0,274**) mas a negativa seja com a *H. pennatus* ($\rho=-0,556$; $\alpha \leq 0,05$), **Q2** ($\rho=-0,221$; $\alpha \leq 0,05$) e **P1** ($\rho=-0,154$; $\alpha \leq 0,05$) (Tabela 13), o que é consistente com o que se verifica ao nível das componentes.

Tabela 13 - Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as quatro espécies principais para o raio de estudo $r= 2000$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.

r=2000 m	<i>C. gallicus</i>	<i>H. pennatus</i>	<i>B. buteo</i>	<i>P. apivorus</i>	<i>F. tinunculus</i>	<i>E. caeruleus</i>	<i>M. migrans</i>
<i>C. gallicus</i>	1	-0,196	-0,247	-0,102	-0,086	-0,107	-0,052
<i>H. pennatus</i>	-0,196	1	-0,556	-0,175	-0,138	-0,213	-0,104
<i>B. buteo</i>	-0,247	-0,556	1	-0,130	-0,092	-0,201	-0,042
<i>P. apivorus</i>	-0,102	-0,175	-0,130	1	-0,055	-0,068	-0,033
<i>F. tinunculus</i>	-0,086	-0,138	-0,092	-0,055	1	-0,058	0,172
<i>E. caeruleus</i>	-0,107	-0,213	-0,201	-0,068	-0,058	1	-0,035
<i>M. migrans</i>	-0,052	-0,104	-0,042	-0,033	0,172	-0,035	1
%Q0	-0,255	-0,211	0,116	0,067	0,115	0,337	0,047
%Q1	0,076	0,054	0,010	0,041	-0,001	-0,278	0,009
%Q2	0,373	0,219	-0,221	-0,004	-0,064	-0,321	-0,070
AA_s	-0,306	-0,312	0,274	0,037	0,117	0,322	0,051
P1	0,075	0,171	-0,154	-0,009	-0,047	-0,192	0,091
P2	-0,195	0,068	0,053	0,040	0,027	-0,172	0,080
%Ec	-0,142	0,034	0,006	0,109	-0,020	0,070	0,052
%H1	-0,200	-0,039	-0,047	0,098	0,108	0,269	0,084
%H2	-0,171	-0,102	0,150	0,140	-0,041	0,048	-0,017
%O	-0,293	-0,034	0,072	0,038	-0,033	0,224	0,095
%U	-0,135	-0,042	-0,019	0,098	0,084	0,152	0,069
%Vr	-0,070	0,006	-0,049	-0,107	-0,022	0,220	0,048

5.2.4 Modelo Não Reclássificado

Uma vez estudadas as grandes unidades de ocupação de solo, foi estudado o modelo com as variáveis originais, isto é, antes da sua reclassificação. O intuito desta operação foi tentar perceber alguma afinidade das espécies-alvo relativamente a alguma das componentes que formam estas grandes unidades.

O comportamento das variáveis de ocupação de solo e das espécies foi, neste caso, muito similar ao ajustado pelo modelo reclassificado para os quatro raios de análise, quer ao nível da contribuição das variáveis de ocupação de solo, quer ao nível da contribuição das variáveis espécie para as diferentes componentes (cf. Tabelas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8 do Anexo C-1. e Tabelas 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 e 20 do Anexo C-2). No entanto, foi possível discernir de um modo mais preciso as ocupações de solo relacionadas com as diferentes espécies.

5.2.4.1 Modelo Não Reclássificado - raio de análise de 100 m

5.2.4.1.1 Variância explicada

Na Tabela 14, verifica-se que as percentagens de variância explicada e acumulada ao cabo dos diferentes eixos são sensivelmente mais elevadas do que no modelo reclassificado (Tabela 6), explicando 70% da variância ao final do terceiro eixo e 82% no quinto.

Tabela 14 – Valores próprios e percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais para o r=100 m, no Modelo Não Reclassificado.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valor próprio	11,337	1,559	1,220	1,210	1,165
% variância	56,685	7,796	6,099	6,051	5,826
% acumulada	56,685	64,481	70,580	76,631	82,457

5.2.4.1.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos

Neste nível de análise, verifica-se que a primeira componente é formada principalmente pelas variáveis de ocupação de solo, enquanto a segunda componente é formada quase exclusivamente pelas espécies *B. buteo* (46%) e *H. pennatus* (49%) (cf. Tabela 13 do Anexo C-2.a). Tal como para o Modelo Reclassificado, constata-se para r= 100 m a mesma tendência inversa na escolha de habitat por parte de *B. buteo* ($\rho=-0,681$; $\alpha \leq 0,05$) e *H. pennatus* ($\rho=0,707$; $\alpha \leq 0,05$), verificada no segundo eixo, F2 (cf. Tabela 14 e Figura 4 do Anexo C-2.a e Tabelas 21 e 22 do Anexo C-2.e). Na *C. gallicus* observa-se uma correlação positiva com a variável **AA** ($\rho=0,158$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabela 15), a qual não era significativa no modelo reclassificado (cf. Tabela 7). Na *B. buteo* não existem quaisquer correlações negativas com as variáveis de ocupação de solo, e mantêm-se a correlação positiva com **Pb2** ($\rho=0,172$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabela 15). A *H. pennatus* apresenta agora uma correlação negativa com **Azs** ($\rho=-0,150$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabela 15), considerando que anteriormente não apresentava correlações significativas a este nível de estudo (cf. Tabela 7).

As variáveis correlacionadas anteriormente com *E. caeruleus* positivamente, **Q0** e **Q1**, são substituídas aqui por **Az0** ($\rho=0,172$; $\alpha \leq 0,05$) e **Az1** ($\rho=0,161$; $\alpha \leq 0,05$), pelo que se pode inferir que são estes habitats relativamente abertos e dominados por azinheira os que guardam relação com a espécie, e não as áreas dominadas pelo sobreiro. A variável **AA_s**, que no modelo reclassificado não apresentava correlações significativas para esta espécie, é agora descomposta em **AA**, com a qual *E. caeruleus* apresenta correlação negativa ($\rho=-0,207$; $\alpha \leq 0,05$) e **Az_s** que tem uma positiva ($\rho=0,256$; $\alpha \leq 0,05$) para esta espécie (cf. Tabela 15).

Tabela 15 – Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para $r=100$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.

r=100 m	<i>C. gallicus</i>	<i>H. pennatus</i>	<i>B. buteo</i>	<i>P. apivorus</i>	<i>F. tinunculus</i>	<i>E. caeruleus</i>	<i>M. migrans</i>
<i>C. gallicus</i>	1	-0,225	-0,263	-0,102	-0,086	-0,107	-0,052
<i>H. pennatus</i>	-0,225	1	-0,569	-0,173	-0,136	-0,213	-0,104
<i>B. buteo</i>	-0,263	-0,569	1	-0,129	-0,091	-0,201	-0,042
<i>P. apivorus</i>	-0,102	-0,173	-0,129	1	-0,055	-0,068	-0,033
<i>F. tinunculus</i>	-0,086	-0,136	-0,091	-0,055	1	-0,058	0,172
<i>E. caeruleus</i>	-0,107	-0,213	-0,201	-0,068	-0,058	1	-0,035
<i>M. migrans</i>	-0,052	-0,104	-0,042	-0,033	0,172	-0,035	1
%Az0	-0,092	-0,130	0,107	-0,013	0,042	0,172	0,059
%Az1	-0,104	-0,121	0,103	-0,022	0,079	0,161	0,090
%Az2	-0,091	-0,081	0,113	-0,011	0,043	0,064	0,061
%Azs	-0,112	-0,150	0,106	-0,028	0,024	0,256	0,049
%AA	0,158	0,108	-0,106	0,016	0,026	-0,207	-0,053
%Ec	-0,093	-0,082	0,119	-0,013	0,038	0,062	0,059
%H1	-0,090	-0,081	0,113	-0,011	0,040	0,064	0,061
%H2	-0,090	-0,086	0,119	-0,010	0,040	0,064	0,061
%O	-0,093	-0,093	0,130	-0,013	0,038	0,062	0,059
%Pb2	-0,102	-0,106	0,172	0,009	-0,009	0,001	0,058
%Pm2	-0,104	-0,058	0,096	-0,001	0,028	0,051	0,076
%Sbs	-0,079	-0,051	0,106	-0,023	0,010	0,022	0,054
%Vr	-0,076	-0,115	0,137	-0,013	0,024	0,072	0,048

5.2.4.2 Modelo Não Reclassificado - raio de análise de 500 m

5.2.4.2.1 Variância explicada

No terceiro eixo a percentagem de variância explicada é de 59% e de 69% no quinto eixo (Tabela 16). Observa-se, se compararmos com o nível de análise anterior ($r=100$ m) que, à semelhança do que acontecia no modelo reclassificado, a percentagem de variância explicada diminui à medida que aumenta o raio de análise.

Tabela 16 – Valores próprios e percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais para o raio de estudo 500 m, no modelo não reclassificado.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valor próprio	10,720	2,451	1,601	1,414	1,258
% variância	42,880	9,803	6,403	5,656	5,030
% acumulada	42,880	52,683	59,085	64,742	69,772

5.2.4.2.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos

Neste raio de análise, da mesma maneira que acontecia no anterior, a primeira componente é constituída na sua maior parte pelas variáveis de ocupação de solo a exceção de duas que contribuem muito significativamente na segunda componente, **AA** (27%) e **Sb2** (18%), assim como pelas principais espécies-alvo, *B. buteo* (15%), *H. pennatus* (11%), e *C. gallicus* (7%) (cf. Tabela 15 do Anexo C 2.b e Figura 7).

A *C. gallicus* mostra as mesmas correlações que no modelo reclassificado, a diferença é a substituição do relacionamento positivo de **Q2** por **Sb2** (classe que juntamente com **Az2** integrava **Q2**) ($\rho=0,345$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabela 16 do Anexo C-2.b), mostrando por tanto afinidade pelas manchas densas e em continuidade de sobreiro e não pelas de azinheira (Tabela 23 do Anexo C-2.e).

A *H. pennatus* continua a mostrar uma correlação negativa com as variáveis relativas às áreas abertas e ocupadas por azinheira, neste caso **AA** ($\rho=-0,312$; $\alpha \leq 0,05$) e **Azs** ($\rho=-0,174$; $\alpha \leq 0,05$), assim como a **Az1** ($\rho=-0,184$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabela 17)

Em relação ao *B. búteo*, constatamos que esta espécie mantém uma correlação positiva com **AA** ($\rho=0,357$; $\alpha \leq 0,05$) e negativa com **Sb2** ($\rho=-0,177$; $\alpha \leq 0,05$) e **Pm2** ($\rho=-0,180$; $\alpha \leq 0,05$), onde antes era mantida com **Q2** (cf. Tabela 17).

A *E. caeruleus* apresenta correlações positivas com a maior parte das variáveis de ocupação de solo, exceção feita às áreas densamente arborizadas e as relativas ao sobreiro **Sb2** ($\rho=-0,285$; $\alpha \leq 0,05$) e **Sb1** ($\rho=-0,182$; $\alpha \leq 0,05$) em particular, considerando que nestas últimas a correlação é negativa (cf. Tabela 17).

Tabela 17 – Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para $r=500$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.

r=500 m	<i>C. gallicus</i>	<i>H. pennatus</i>	<i>B. buteo</i>	<i>P. apivorus</i>	<i>F. tinunculus</i>	<i>E. caeruleus</i>	<i>M. migrans</i>
C. gallicus	1	-0,225	-0,263	-0,102	-0,086	-0,107	-0,052
H. pennatus	-0,225	1	-0,569	-0,173	-0,136	-0,213	-0,104
B. buteo	-0,263	-0,569	1	-0,129	-0,091	-0,201	-0,041
P. apivorus	-0,102	-0,173	-0,129	1	-0,055	-0,068	-0,033
F. tinunculus	-0,086	-0,136	-0,091	-0,055	1	-0,058	0,172
E. caeruleus	-0,107	-0,213	-0,201	-0,068	-0,058	1	-0,035
M. migrans	-0,052	-0,104	-0,041	-0,033	0,172	-0,035	1
%Az0	-0,060	-0,096	-0,127	0,163	0,033	0,353	-0,046
%Az1	-0,104	-0,184	-0,051	0,141	0,169	0,347	-0,003
%Az2	-0,042	-0,054	-0,135	0,199	0,076	0,217	0,006
%Azs	-0,102	-0,174	-0,036	0,130	0,165	0,311	-0,012
%AA	-0,303	-0,312	0,357	0,007	0,134	0,169	0,072
%Ec	-0,084	-0,030	-0,076	0,155	0,012	0,176	-0,050
%H1	-0,039	-0,047	-0,139	0,195	0,039	0,225	-0,040
%H2	-0,046	-0,067	-0,116	0,208	0,035	0,215	-0,042
%O	-0,100	-0,143	0,016	0,198	0,079	0,190	-0,064
%Pb1	-0,093	-0,002	-0,135	0,156	0,094	0,183	0,060
%Pb2	-0,162	-0,040	0,072	0,124	-0,073	0,037	0,021
%Pm1	-0,059	-0,042	-0,136	0,176	0,026	0,206	0,052
%Pm2	-0,126	0,104	-0,180	0,147	0,040	0,114	0,038
%Sb0	-0,047	-0,066	-0,109	0,190	0,035	0,218	-0,043
%Sb1	0,045	0,107	-0,047	0,048	-0,055	-0,182	0,019
%Sb2	0,345	0,140	-0,177	0,040	-0,092	-0,285	-0,076
%Sbs	0,010	0,044	-0,022	0,003	0,034	-0,088	0,076
%Vr	0,066	-0,079	-0,113	0,121	0,029	0,145	-0,079

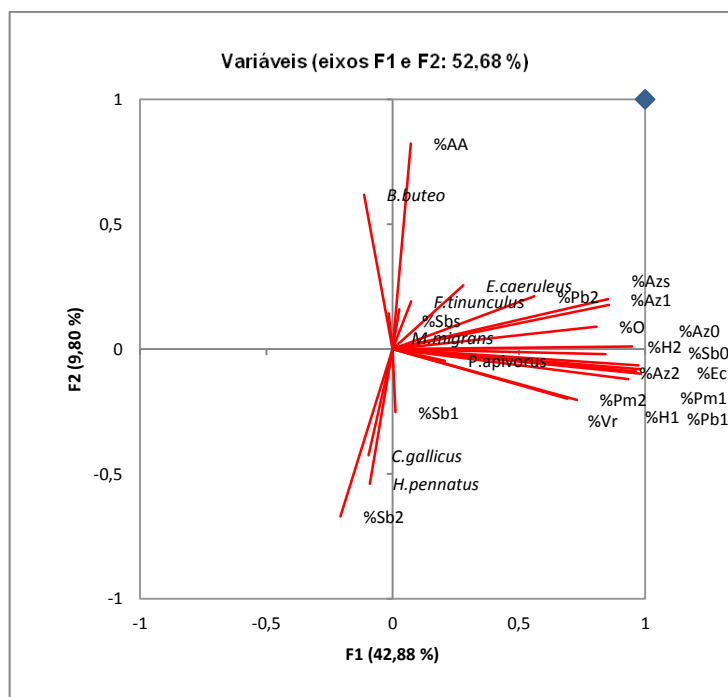


Figura 7 – Representação gráfica das duas componentes principais nos eixos, para o raio de estudo $r = 500$ m e posição das variáveis estudadas

5.2.4.3 Modelo Não Reclássificado - raio de análise de 1000 m

5.2.4.3.1 Variância explicada

Observa-se na Tabela 18 que a percentagem da variância explicada nas diferentes componentes diminui em relação ao nível análise anterior (*buffer* de $r=500$ m). No entanto, a variância explicada neste modelo é mais elevada se compararmos com o mesmo raio de análise no modelo reclássificado.

Tabela 18 – Valores próprios e percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais para o raio de estudo 1000 m, no Modelo Não Reclássificado.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valor próprio	9,115	2,621	2,106	1,500	1,329
% variância	35,056	10,081	8,101	5,768	5,113
% acumulada	35,056	45,137	53,238	59,006	64,119

5.2.4.3.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos

Para a primeira componente, é importante a contribuição de todas as variáveis relacionadas com habitats de azinho (**Az0**, **Az1**, **Az2** e **Azs**), todas com aproximadamente 8%. O resto é completado com outros usos de solo. Na segunda componente, similar à escala anterior, são os usos de solo **AA** (24%) e **Sb2** (19%) os que maior importância têm, assim como *B. buteo* (13%) e *H. pennatus* (9%). No terceiro eixo, é **Pb2** a variável mais significativa (20%) (*cf.* Tabela 17 e Figura 5 do Anexo C-2.c)

Para este nível de análise, o comportamento da *C. gallicus* é idêntico ao Modelo Não Reclássificado, vindo a substituir as agrupações de variáveis anteriores pelas unidades de classificação concretas; **Q2** por **Sb2** ($\rho=0,390$; $\alpha \leq 0,05$), **AA_s** por **AA** ($\rho=-0,282$; $\alpha \leq 0,05$) e **P2** por **Pb2** ($\rho=-0,123$; $\alpha \leq 0,05$, *cf.* Tabela 19 e Tabela 23 do Anexo C-2.e)

A *H. pennatus* mostra algumas diferenças neste caso, não entanto, é possível observar idênticas correlações negativas com diferentes tipos de áreas mais ou menos abertas e/ou relacionadas com azinheira; **Azs** ($\rho=-0,186$; $\alpha \leq 0,05$), **Az1** ($\rho=-0,236$; $\alpha \leq 0,05$) e **AA** ($\rho=-0,324$; $\alpha \leq 0,05$, cf; Tabela 19).

A *B. búteo*, para além das correlações equivalentes às observadas no anterior modelo, apresenta uma correlação negativa com **Pm1** ($\rho=-0,166$; $\alpha \leq 0,05$ cf. Tabela 19).

Para a *E. caeruleus*, e como nos níveis anteriores, continuam a observar-se correlações negativas com as variáveis representativas de áreas de sobreiro densamente povoadas; **Sb1** ($\rho=-0,296$; $\alpha \leq 0,05$) e **Sb2** ($\rho=-0,323$; $\alpha \leq 0,05$) e correlações positivas com o resto das variáveis de ocupação de solo, à exceção das áreas de pinhal densas **Pb2** e **Pm2**, embora estas últimas não sejam significativas (cf. Tabela 19).

Tabela 19 – Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para $r= 1000$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.

r=1000 m	<i>C. gallicus</i>	<i>H. pennatus</i>	<i>B. buteo</i>	<i>P. apivorus</i>	<i>F. tinunculus</i>	<i>E. caeruleus</i>	<i>M. migrans</i>
<i>C. gallicus</i>	1	-0,225	-0,263	-0,102	-0,086	-0,107	-0,052
<i>H. pennatus</i>	-0,225	1	-0,569	-0,173	-0,136	-0,213	-0,104
<i>B. buteo</i>	-0,263	-0,569	1	-0,129	-0,091	-0,201	-0,041
<i>P. apivorus</i>	-0,102	-0,173	-0,129	1	-0,055	-0,068	-0,033
<i>F. tinunculus</i>	-0,086	-0,136	-0,091	-0,055	1	-0,058	0,172
<i>E. caeruleus</i>	-0,107	-0,213	-0,201	-0,068	-0,058	1	-0,035
<i>M. migrans</i>	-0,052	-0,104	-0,041	-0,033	0,172	-0,035	1
%Az0	-0,083	-0,130	-0,067	0,169	0,019	0,336	-0,006
%Az1	-0,113	-0,236	0,019	0,149	0,082	0,371	-0,005
%Az2	-0,057	-0,158	-0,047	0,200	0,073	0,249	0,001
%Azs	-0,100	-0,186	-0,048	0,174	0,092	0,360	-0,011
%AA	-0,282	-0,324	0,293	0,001	0,138	0,273	0,057
%Ec	-0,050	-0,070	-0,091	0,200	0,025	0,213	-0,026
%H1	-0,020	-0,075	-0,132	0,237	-0,016	0,246	-0,004
%H2	-0,093	0,037	-0,100	0,198	-0,057	0,132	-0,032
%O	-0,179	-0,019	-0,017	0,134	-0,010	0,217	0,046
%Pb1	-0,115	-0,097	-0,020	0,202	0,103	0,124	0,071
%Pb2	-0,123	-0,084	0,096	0,121	-0,056	0,016	0,000
%Pm1	-0,045	0,009	-0,166	0,194	-0,041	0,171	0,094
%Pm2	-0,078	0,053	-0,125	0,101	-0,041	0,121	0,098
%Sb0	-0,041	-0,127	-0,048	0,199	-0,039	0,255	-0,016
%Sb1	0,024	0,136	-0,024	0,040	-0,095	-0,296	0,064
%Sb2	0,390	0,197	-0,211	0,000	-0,082	-0,323	-0,084
%Sbs	0,034	-0,044	0,114	0,037	-0,008	-0,159	-0,016
%U	-0,026	-0,093	-0,098	0,243	-0,015	0,219	-0,002
%Vr	-0,033	-0,176	0,018	-0,017	0,088	0,193	0,028

5.2.4.4 Modelo Não Reclássificado - raio de análise de 2000 m

5.2.4.4.1 Variância explicada

Na Tabela 20 observamos de novo para $r=2000$ m, que a variância acumulada é inferior à observada na escala anterior, embora seja mais alta que comparada com o mesmo nível de estudo no modelo reclassificado.

Tabela 20 – Valores próprios e percentagem da variância explicada pelas cinco componentes principais para o raio de estudo 2000 m, no modelo Não Reclássificado.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valor próprio	7,387	2,948	2,673	1,774	1,481
% variância	28,413	11,337	10,280	6,822	5,696
% acumulada	28,413	39,750	50,029	56,852	62,547

5.2.4.4.2 Contribuição e comportamento das variáveis explicativas nos eixos

Neste nível, verifica-se uma maior distribuição das variáveis pelas principais componentes. No primeiro eixo as variáveis relativas à azinheira, **Az1** (11%), **Azs** (11%), **Az0** (10%) e **Az2** (10%), são novamente aquelas que mais contribuem para esta componente, sendo pequena a contribuição das espécies. Na segunda componente, surgem variáveis de ocupação de solo, tais como **Pb2** (17%), **Sbs** (16%), **Pm1** (13%), **H2** (12%) e **Sb2** (10%) (cf. Tabela 19 e Figura 6 do Anexo C-2.e).

A *C. gallicus* apresenta uma correlação fraca com F1, a primeira componente ($\rho=-0,127$; $\alpha \leq 0,05$), associando-se inversamente com todas as variáveis relacionadas com a azinheira e também com **AA** ($\rho=0,251$; $\alpha \leq 0,05$), e mostrando um comportamento similar a **Sb2** ($\rho=-0,250$; $\alpha \leq 0,05$) (cf. Tabela 20 do Anexo C-2.d e Tabela 21 do Anexo C-2.e). Na F2 *C. gallicus* ($\rho=-0,148$; $\alpha \leq 0,05$) mostra um comportamento no mesmo sentido que *H. pennatus* ($\rho=-0,171$; $\alpha \leq 0,05$), **Sb2** ($\rho=-0,317$; $\alpha \leq 0,05$) e **Pm1** ($\rho=-0,367$; $\alpha \leq 0,05$) (cf. Tabela 20 do Anexo C-2.d e Tabela 23 do Anexo C-2.e).

Verifica-se portanto para este nível um grande número de variáveis correlacionadas negativamente com a *C. gallicus* (**Az0** ($\rho=-0,279$; $\alpha \leq 0,05$), **Az1** ($\rho=-0,280$; $\alpha \leq 0,05$), **Az2** ($\rho=-0,240$; $\alpha \leq 0,05$), **Azs** ($\rho=-0,268$; $\alpha \leq 0,05$), **AA** ($\rho=-0,276$; $\alpha \leq 0,05$), **H1** ($\rho=-0,200$; $\alpha \leq 0,05$), **H2** ($\rho=-0,171$; $\alpha \leq 0,05$), **O** ($\rho=-0,293$; $\alpha \leq 0,05$), **Pb2** ($\rho=-0,150$; $\alpha \leq 0,05$) e **Pm2** ($\rho=-0,166$; $\alpha \leq 0,05$) entanto que esta espécie só apresenta correlação positiva com **Sb2** ($\rho=0,373$; $\alpha \leq 0,05$) (cf. Tabela 21).

A *H. pennatus* igualmente só mostra correlação positiva com **Sb2** ($\rho=0,223$; $\alpha \leq 0,05$) e negativa com **AA** ($\rho=-0,277$; $\alpha \leq 0,05$), **Azs** ($\rho=-0,155$; $\alpha \leq 0,05$) e **Az1** ($\rho=-0,164$; $\alpha \leq 0,05$) (cf. Tabela 21). A *B. buteo* mostra correlação positiva com **AA** ($\rho=0,232$; $\alpha \leq 0,05$) e **H2** ($\rho=0,150$; $\alpha \leq 0,05$) e negativa com **Sb2** ($\rho=-0,212$; $\alpha \leq 0,05$) e **Pm1** ($\rho=-0,187$; $\alpha \leq 0,05$, cf. Tabela 21).

Tabela 21 – Correlações (ρ) entre as diferentes variáveis de uso de solo e as espécies para o raio de estudo $r=2000$ m. As correlações significativas à escala $\alpha=0,05$ aparecem em negrito. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo 4.3.1.

r=2000 m	<i>C. gallicus</i>	<i>H. pennatus</i>	<i>B. buteo</i>	<i>P. apivorus</i>	<i>F. tinunculus</i>	<i>E. caeruleus</i>	<i>M. migrans</i>
<i>C. gallicus</i>	1	-0,196	-0,247	-0,102	-0,086	-0,107	-0,052
<i>H. pennatus</i>	-0,196	1	-0,556	-0,175	-0,138	-0,213	-0,104
<i>B. buteo</i>	-0,247	-0,556	1	-0,130	-0,092	-0,201	-0,042
<i>P. apivorus</i>	-0,102	-0,175	-0,130	1	-0,055	-0,068	-0,033
<i>F. tinunculus</i>	-0,086	-0,138	-0,092	-0,055	1	-0,058	0,172
<i>E. caeruleus</i>	-0,107	-0,213	-0,201	-0,068	-0,058	1	-0,035
<i>M. migrans</i>	-0,052	-0,104	-0,042	-0,033	0,172	-0,035	1
%Az0	-0,279	-0,099	-0,017	0,084	0,187	0,369	0,089
%Az1	-0,280	-0,164	0,029	0,118	0,182	0,361	0,078
%Az2	-0,240	-0,130	-0,018	0,084	0,189	0,369	0,085
%Azs	-0,268	-0,155	0,012	0,129	0,173	0,356	0,077
%AA	-0,276	-0,277	0,232	-0,005	0,085	0,336	0,083
%Ec	-0,142	0,034	0,006	0,109	-0,020	0,070	0,052
%H1	-0,200	-0,039	-0,047	0,098	0,108	0,269	0,084
%H2	-0,171	-0,102	0,150	0,140	-0,041	0,048	-0,017
%O	-0,293	-0,034	0,072	0,038	-0,033	0,224	0,095
%Pb1	0,009	0,069	-0,091	0,088	-0,015	-0,103	0,069
%Pb2	-0,150	0,012	0,131	0,074	-0,021	-0,174	0,035
%Pm1	0,025	0,146	-0,187	0,075	-0,012	-0,036	0,067
%Pm2	-0,166	0,103	-0,041	0,008	0,042	-0,038	0,098
%Sb0	-0,091	-0,017	0,035	0,114	-0,016	-0,008	0,052
%Sb1	0,136	0,138	-0,026	-0,010	-0,076	-0,335	0,007
%Sb2	0,373	0,223	-0,212	0,000	-0,071	-0,347	-0,069
%Sbs	0,023	0,025	0,151	0,046	-0,073	-0,306	-0,083
%U	-0,135	-0,042	-0,019	0,098	0,084	0,152	0,069
%Vr	-0,070	0,006	-0,049	-0,107	-0,022	0,220	0,048

5.3. Modelo de Regressão univariado

Como referido no capítulo anterior (Capítulo 4.4.2.1), foi verificada, para cada uma das variáveis de ocupação de solo, a existência de correlações significativas ($\Pr(>[Z]) \leq 0,05$) entre os locais com ninho de cada uma das espécies e os pontos aleatórios.

5.3.1 Comparação ao nível de análise $r=500$ m

B. buteo

Verificou-se a existência de diferenças significativas entre os locais com ninho ocupados por *B. buteo* e os pontos aleatórios, num total de quatro variáveis das dezanove estudadas. Comprovou-se que estas quatro variáveis apresentavam diferenças significativas entre os pontos que incluíam ninhos de *B. buteo* e os pontos aleatórios. Para as variáveis **Pb2** ($\Pr(>[Z])=0,0381$; Estimado=0,04370) e **Sb2** ($\Pr(>[Z])=0,0466$; Estimado=0,015552), os estimados mostram uma correlação positiva, entanto para **Az0** ($\Pr(>[Z])=0,0227$; Estimado=-0,2294) e **AA** ($\Pr(>[Z])=0,0241$; Estimado=-0,02427) uma correlação negativa (cf. Tabela 1 do Anexo D-1).

H. pennatus

Verificam-se diferenças significativas em seis das dezanove variáveis estudadas entre os locais com ninhos ocupados por *H. pennatus* e os pontos aleatórios. Mostrou uma correlação positiva com *H. pennatus* a variável **Sb2** ((Pr(>[Z])=7,67e-05; Estimado=0,032630), entanto que **Az0**((Pr(>[Z])=0,0210; Estimado=-0,3250), **Az1**((Pr(>[Z])=0,0132; Estimado=-0,20113), **Azs**((Pr(>[Z])=0,00891; Estimado=-0,09726), **AA**((Pr(>[Z])=9,95e-05; Estimado=-0,11464), **O**((Pr(>[Z])=0,02484; Estimado=-0,18521) e **Sb2**((Pr(>[Z])=7,67e-05; Estimado=0,032630) apresentaram uma correlação negativa. (cf. Tabela 2 do Anexo D-1).

C. gallicus

Para *C. gallicus* a análise univariada só detetou diferenças significativas em duas das variáveis estudadas. Apresentando a espécie uma correlação direta com **Sb2**((Pr(>[Z])= 6,72e-06; Estimado=0,06615) e inversa com **AA**((Pr(>[Z])= 0,00151; Estimado=-0,20924). (cf. Tabela 3 do Anexo D-1).

E. caeruleus

Quanto a *E. caeruleus*, apenas para três das dezanove variáveis de ocupação do solo se verificou existirem diferenças significativas entre os locais com ninhos ocupados por esta espécie e os pontos aleatórios, sendo todas elas correlações positivas: **Az0**((Pr(>[Z])= 0,012; Estimado=0,14647), **Az1**((Pr(>[Z])= 0,00534; Estimado=0,13362) e **Azs**((Pr(>[Z])= 0,00366; Estimado=0,05708) apresentaram uma relação direta com a presença de ninhos desta espécie. (cf. Tabela 4 do Anexo D-1).

P. apivorus

No que se refere a *P. apivorus* foi só uma a variável significativa a este nível. **Sb2**((Pr(>[Z])= 0,0254; Estimado=0,03124), com uma correlação positiva. (cf. Tabela 5 do Anexo D-1).

5.3.2 Comparação ao nível de análise r=1000 m

B. buteo

Para este raio de análise, entre os locais de ninhos ocupados por *B. buteo* e os pontos aleatórios verifica-se a existência de diferenças significativas em seis das dezanove variáveis de ocupação de solo

Das variáveis resultantes, **Sbs** ((Pr(>[Z])= 0,0119; Estimado=0,022419) e **Pb2**((Pr(>[Z])= 0,0366; Estimado=0,012032) apresentaram correlações positivas com esta espécie, entanto que **Az0**((Pr(>[Z])= 0,0026; Estimado=-0,09535), **Azs**((Pr(>[Z])= 0,0396; Estimado=-0,014834), **AA**((Pr(>[Z])= 0,0255; Estimado=-0,007270) e **O**((Pr(>[Z])= 0,0397; Estimado=-0,02978) mostraram correlações negativas. (cf. Tabela 6 do Anexo D-2).

H. pennatus

Para *H. pennatus* oito das dezanove variáveis de ocupação de solo apresentaram diferenças entre os locais ocupados por esta espécie e os pontos aleatórios. Só as variáveis **H2** ((Pr(>[Z])= 0,046; Estimado=0,5496) e **Sb2**((Pr(>[Z])= 5,46e-05; Estimado=0,009911) mostraram uma correlação positiva, considerando que as outras seis variáveis restantes, **Az0**((Pr(>[Z])= 0,00163; Estimado=-0,1329) , **Az1**((Pr(>[Z])= 0,00978; Estimado=-0,05042) , **Azs**((Pr(>[Z])= 0,00241; Estimado=-0,03797) , **AA**((Pr(>[Z])= 5,41e-06; Estimado=-0,037696) , **O**((Pr(>[Z])= 0,02110; Estimado=-0,03407) e **Vr**((Pr(>[Z])= 0,001489; Estimado=-0,10950) mostraram uma correlação negativa (cf. Tabela 7 do Anexo D-2).

C. gallicus

Relativamente aos ninhos ocupados por *C. gallicus*, foram quatro as variáveis de ocupação do solo onde se verificaram diferenças significativas perante os pontos aleatórios. A variável **Sb2** ((Pr(>[Z])=

9,39e-06; Estimado=0,022312) mostrou uma correlação positiva com a presença de ninhos ocupados, ao passo que com **AA**(Pr(>[Z])= 0,000259; Estimado=-0,05294), **O**((Pr(>[Z])= 0,0234; Estimado=-0,35445) e **Vr**((Pr(>[Z])= 0,0294; Estimado=-0,10711) mostraram as correlações foram negativas (cf. Tabela 8 do Anexo D-2).

E. caeruleus

Quanto a esta espécie, as diferenças entre as variáveis de ocupação do solo entre ninhos ocupados e os pontos aleatórios verificaram-se em quatro das referidas variáveis: **Az1** (Pr(>[Z]) = 0,00248; Estimado = 0,05453) e **Azs** (Pr(>[Z]) = 0,00594; Estimado = 0,018926) mostraram uma correlação positiva com a presença de ninhos de *E. caeruleus*, enquanto **Sb1** (Pr(>[Z])= 0,0199; Estimado = -0,03821) e **Sb2** (Pr(>[Z]) = 0,0225; Estimado = -0,016224) mostraram correlação negativa (cf. Tabela 9 do Anexo D-2).

P. apivorus

Para *P. apivorus* somente em três das dezanove variáveis apresentaram-se detetaram diferenças significativas: **Ec** (Pr(>[Z]) = 0,0324; Estimado = 0,3400), a única que mostrou uma correlação direta com esta espécie, enquanto que com **AA** (Pr(>[Z]) = 0,029; Estimado = -0,02925) e **Vr** (Pr(>[Z]) = 0,0419; Estimado = -0,17661) as correlações foram negativas (cf. Tabela 10 do Anexo D-2).

5.3.3 Comparação ao nível de análise r=2000 m

B. buteo

Para este nível de análise em seis das dezanove variáveis verificaram-se diferenças entre os locais com ninhos ocupados por *B. buteo* e os pontos aleatórios: com **Pb2**((Pr(>[Z])= 0,0344; Estimado=0,004251) , **Sb1**((Pr(>[Z])= 0,00621; Estimado=0,005455) , **Sbs**((Pr(>[Z])= 0,00454; Estimado=0,008521) as correlações são positivas, sendo negativa com **Az0**((Pr(>[Z])= 0,00913; Estimado=-0,022015) , **AA**((Pr(>[Z])= 0,01760; Estimado=-0,0023709) e **H1**((Pr(>[Z])= 0,0286; Estimado=-0,06006) (cf. Tabela 11 do Anexo D-3).

H. pennatus

Foram encontradas nove variáveis com as quais *H. pennatus* tem diferenças significativas, que são positivas nos casos de **Sb1** (Pr(>[Z]) = 0,000197; Estimado = 0,007919), **Sb2** (Pr(>[Z]) = 0,000343; Estimativo = 0,0026543) e **Sbs** (Pr(>[Z]) = 0,0361; Estimativo = 0,006523), e negativas com **Az0** (Pr(>[Z]) = 0,00053; Estimativo = -0,03949), **Az1** (Pr(>[Z]) = 0,000603; Estimativo = -0,01870), **Az2**(Pr(>[Z]) = 0,00368; Estimado = -0,024010) , **Azs** (Pr(>[Z]) = 0,00233; Estimado = -0,011710), **AA** (Pr(>[Z]) = 2,21e-06; Estimado = -0,009084) e **Vr** (Pr(>[Z]) = 0,001326; Estimado = -0,04200) (cf. Tabela 12 do Anexo D-3).

C. gallicus

Nesta espécie verificaram-se existir diferenças significativas com seis variáveis de ocupação do solo, nomeadamente **Sb1** (Pr(>[Z]) = 0,000968; Estimado = 0,013671) e **Sb2** (Pr(>[Z]) = 0,000182; Estimado = 0,006048), correlações positivas e **Az2** (Pr(>[Z]) = 0,0418; Estimado = -0,05532), **AA** (Pr(>[Z]) = 0,000819; Estimado = -0,014709), **O** (Pr(>[Z]) = 0,0021; Estimado = -0,05463) e **Vr** (Pr(>[Z]) = 0,0226; Estimado = -0,04429) correlações negativas (cf. Tabela 13 do Anexo D-3).

E. caeruleus

Para esta espécie foram encontradas oito variáveis com diferenças significativas correlacionadas, das quais **Az0** (Pr(>[Z]) = 0,0394; Estimado = 0,018635), **Az1** (Pr(>[Z]) = 0,00487; Estimado = 0,016686), **Az2** (Pr(>[Z]) = 0,00151; Estimado = 0,022530), **Azs** (Pr(>[Z]) = 0,0052; Estimado = 0,010827) e **AA** (Pr(>[Z]) = 0,011389; Estimado = 0,00415) estavam positivamente, enquanto as ocupações de sobreiro, **Sb1** (Pr(>[Z]) = 0,00997; Estimado = -0,011547), **Sb2** (Pr(>[Z]) = 0,011;

Estimado = -0,005138) e **Sbs** ($\text{Pr}(> [Z]) = 0,0272$; Estimado = -0,02947), estavam negativamente (cf. Tabela 14 do Anexo D-3).

P. apivorus

Para esta espécie foram encontradas duas variáveis com diferenças significativas, sendo com **H2** ($\text{Pr}(> [Z]) = 0,046$; Estimado = 0,2631) a correlação se mostrou e com **AA** ($\text{Pr}(> [Z]) = 0,025$; Estimado = -0,007608) negativa (cf. Tabela 15 do Anexo D-3).

5.4 Regressão multivariada

Com base nas variáveis selecionadas para cada espécie e nível de estudo na análise univariada, foram criados modelos com todas as combinações possíveis das ditas variáveis. Foi observada a área abaixo da curva ROC (ver subcapítulo 4.4.2.2 de Material e Métodos) para escolher o modelo mais ótimo. Apresenta-se, na Tabela 37, o modelo mais ótimo para cada espécie e raio de análise e o correspondente valor da Área abaixo da curva ROC (AUC). Uma classificação da capacidade discriminante do modelo pode ser vista na Tabela 3.

5.4.1 Comparação ao nível de análise r=500 m

B. buteo

O modelo para esta espécie reconhece as variáveis **Pb2** ($\text{Pr}(> [Z]) = 0,00792$; Estimado=0,058408) e **Sb2** ($\text{Pr}(> [Z]) = 0,00488$; Estimado=0,023938) como relacionadas positivamente com a ocorrência desta espécie. No entanto o valor da área abaixo da curva ROC não é muito satisfatório, não atingindo o nível aceitável (cf. Tabela 22).

Tabela 22 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=500 m em *B. buteo*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-0,650196	0,314572	-2,067	0,03874	154,61	0,697
Pb2	0,058408	0,021995	2,656	0,00792		
Sb2	0,023938	0,008505	2,815	0,00488		

H. pennatus

Para *H. pennatus* o modelo mostra como variáveis relevantes **Azs** ($\text{Pr}(> [Z]) = 0,009847$; Estimado=-0,09042) e **AA** ($\text{Pr}(> [Z]) = 0,000218$; Estimado=-0,11692) sendo neste caso o valor da área abaixo da curva ROC considerada aceitável. A correlação entre estas duas variáveis e a presença da espécie é negativa em ambos os casos (cf. Tabela 23).

Tabela 23 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=500 m em *H. pennatus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC	AUC
Intercep	1,54931	0,31473	4,923	8,54e-07	126	0,7992
Azs	-0,09042	0,03503	-2,581	0,009847		
AA	-0,11692	0,03163	-3,697	0,000218		

C. gallicus

Para *C. gallicus* o modelo mais ajustado é o formado pelas variáveis **AA** (correlação negativa) ((Pr(>[Z])= 0,05496; Estimado=-0,12938) e **Sb2** (correlação positiva) ((Pr(>[Z])= 0,00365; Estimado=0,04734). A capacidade de discriminação do modelo predita pela área abaixo da curva ROC pode ser definida como *muito boa* (cf. Tabela 24).

Tabela 24 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=500 m em *C. gallicus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-1,82471	0,94409	-1,933	0,05326	64,42	0,8898
AA	-0,12938	0,06741	-1,919	0,05496		
Sb2	0,04734	0,01628	2,907	0,00365		

E. caeruleus

Para o *E. caeruleus* o modelo com maior capacidade discriminante foi o formado pelas variáveis **Az0** ((Pr(>[Z])= 0,0813; Estimado=0,10948) e **Azs** ((Pr(>[Z])= 0,0133; Estimado=0,04857), estando as duas variáveis correlacionadas positivamente com a presença da espécie. A capacidade discriminante do modelo pode ser considerada como *muito boa* (cf. Tabela 25).

Tabela 25 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (Área abaixo da curva ROC) mais elevado para o raio de estudo r=500 m em *E. caeruleus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-2,51124	0,52720	-4,763	1,9e-06	55,348	0,8035
Az0	0,10948	0,06280	1,743	0,0813		
Azs	0,04857	0,01962	2,476	0,0133		

P. apivorus

P. apivorus apresentou um modelo univariado como o modelo com maior capacidade discriminante, A variável resultante foi **Sb2** ((Pr(>[Z])= 0,0254; Estimado=0,03124), com uma correlação positiva com a presença da espécie. A capacidade discriminante do modelo é aceitável (cf. Tabela 26).

Tabela 26 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=500 m em *P. apivorus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-2,49751	0,60000	-4,162	3,15e-05	57,456	0,7376
Sb2	0,03124	0,01398	2,235	0,0254		

5.4.2 Comparação ao nível de análise r=1000 m

B. buteo

O modelo com maior capacidade discriminante resultou do composto pelas variáveis **Az0** (Pr(>[Z]) = 0,002201; Estimado = -0,09622), **O** (Pr(>[Z]) = 0,063395; Estimado = -0,02775) e **Vr** (Pr(>[Z]) =

0,021518; Estimado = -0,06280), todas com uma correlação negativa com a presença de *B. buteo*. A capacidade discriminante do modelo é *aceitável* (cf. Tabela 27).

Tabela 27 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=1000 m em *B. buteo*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC	AUC
Intercep	1,18127	0,31298	3,774	0,000161	147,79	0,7344
Az0	-0,09622	0,03143	-3,062	0,002201		
O	-0,02775	0,01495	-1,856	0,063395		
Vr	-0,06280	0,02732	-2,299	0,021518		

H. pennatus

Para *H. pennatus* o modelo selecionado foi o formado pelas variáveis **AA** (Pr(>[Z]) = 2,13e-05; Estimado = -0,036592) e **Vr** (Pr(>[Z]) = 0,0206; Estimado = -0,084867) com uma correlação negativa com a presença da espécie, e a variável **H2** (Pr(>[Z]) = 0,0910; Estimado = 0,548669) com correlação positiva. A capacidade de discriminação do modelo é *muito boa* (cf. Tabela 28).

Tabela 28 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=1000 m em *H. pennatus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC	AUC
Intercep	2,011151	0,405978	4,954	7,28e-07	120,6	0,8504
AA	-0,036592	0,008607	-4,251	2,13e-05		
H2	0,548669	0,324622	1,690	0,0910		
Vr	-0,084867	0,036649	-2,316	0,0206		

C. gallicus

Para *C. gallicus* foi selecionado um modelo univariado com **Sb2** (Pr(>[Z]) = 9,39e-06; Estimado = 0,022312) como única variável formadora do modelo mais ajustado. A capacidade discriminante foi *muito boa* (cf. Tabela 29).

Tabela 29 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=1000 m em *C. gallicus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-4,453707	1,008813	-4,415	1,01e-05	64,023	0,8891
Sb2	0,022312	0,005036	4,431	9,39e-06		

E. caeruleus

Também para *E. caeruleus* neste nível de análise o modelo mais ajustado foi univariado, A variável **Az1** (Pr(>[Z]) = 0,00248; Estimado = 0,05453) aparece correlacionada positivamente com a presença desta espécie. A capacidade discriminante deste modelo foi *muito boa* (cf. Tabela 30).

Tabela 30 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=1000 m em *E. caeruleus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-2,42642	0,51462	-4,715	2,42e-06	55,696	0,8137
Az1	0,05453	0,01802	3,026	0,00248		

P. apivorus

O modelo selecionado para o *P. apivorus* foi o formado por **Ec** ($\text{Pr}(>[Z]) = 0,0257$; Estimado = 0,5516) e **Vr** ($\text{Pr}(>[Z]) = 0,0260$; Estimado = -0,2478), com correlação positiva e negativa, respetivamente, com a presença da espécie. A capacidade discriminante deste modelo é *aceitável* (cf. Tabela 31).

Tabela 31 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=1000 m em *P. apivorus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-0,9979	0,4616	-2,162	0,0306	51,011	0,7873
Ec	0,5516	0,2473	2,230	0,0257		
Vr	-0,2478	0,1113	-2,226	0,0260		

5.4.3 Comparação ao nível de análise r=2000 m

B. buteo

Para *B. buteo*, a este nível de análise, o modelo mais ajustado foi o formado pelas variáveis **Pb2** ($\text{Pr}(>[Z]) = 0,04909$; Estimado=0,003973) e **Sb1** ($\text{Pr}(>[Z]) = 0,00931$; Estimado = 0,005223), as duas com uma correlação positiva com a presença da espécie. A capacidade discriminante do modelo foi classificada como *fraca* (cf. Tabela 32).

Tabela 32 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em *B. buteo*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-0,921598	0,408244	-2,257	0,02398	157,06	0,681
Pb2	0,003973	0,002019	1,968	0,04909		
Sb1	0,005223	0,002008	2,601	0,00931		

H. pennatus

Para esta espécie as variáveis usadas no modelo mais ajustado foram **Sb2** ($\text{Pr}(>[Z]) = 0,019704$; Estimado = -0,003457) e **AA** ($\text{Pr}(>[Z]) = 7,17e-06$; Estimado = -0,014549), ambas com uma correlação negativa com a presença da espécie. A capacidade discriminante do modelo foi *muito boa* (cf. Tabela 33)

Tabela 33 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em *H. pennatus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC	AUC
Intercep	5,020581	1,352670	3,712	0,000206	128,34	0,8023
Sb2	-0,003457	0,001483	-2,332	0,019704		
AA	-0,014549	0,003241	-4,489	7,17e-06		

C. gallicus

Para *C. gallicus*, as variáveis que compõem o modelo mais ajustado foram **Sb2** (Pr(>[Z]) = 0,00252; Estimado = 0,006371) e **Sb1** (Pr(>[Z]) = 0,03302; Estimado = 0,014296), as duas com uma correlação positiva com a presença da espécie. A capacidade discriminante do modelo foi *muito boa* (cf. Tabela 34).

Tabela 34 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em *C. gallicus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-7,787063	2,467974	-3,155	0,00160	71,178	0,8581
Sb2	0,006371	0,002109	3,020	0,00252		
Sb1	0,014296	0,006706	2,132	0,03302		

E. caeruleus

Para *E. caeruleus* neste nível de estudo o modelo mais ajustado foi o univariado da variável **Az2** (Pr(>[Z]) = 0,00151; Estimado = 0,022530), com correlação positiva com a presença da espécie. A capacidade de discriminação do modelo é *aceitável* (cf. Tabela 35).

Tabela 35 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em *E. caeruleus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC	AUC
Intercep	-2,656952	0,567213	-4,684	2,81e-06	52,732	0,7987
Az2	0,022530	0,007101	3,173	0,00151		

P. apivorus

Para *P. apivorus* neste nível de estudo o modelo mais ajustado foi de uma só variável - **AA** (Pr(>[Z]) = 0,025; Estimado = -0,007608), com correlação negativa com a presença da espécie. A capacidade de discriminação do modelo é *aceitável* (cf. Tabela 36).

Tabela 36 – Variáveis que compõem o modelo com valor de AUC (área abaixo da curva ROC) mais elevado para r=2000 m em *P. apivorus*.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC	AUC
Intercep	0,068668	0,663294	0,104	0,918	53,675	0,7496
AA	-0,007608	0,003394	-2,241	0,025		

Tabela 37 – Modelos com valor da área abaixo da curva ROC mais elevado para as diferentes espécies e raios de estudo.

Espécie	Raio de estudo	P(x)=	AUC
<i>B. buteo</i>	500 m	$\frac{e^{-0.650+0.058 Pb2+0.023 Sb2}}{1+e^{-0.650+0.058Pb2+0.023 Sb2}}$	0,697
	1000 m	$\frac{e^{0.933-0.097 Az0-0.027 O -0.060 Vr}}{1+e^{0.933-0.097 Az0 -0.02775 O -0,060 Vr}}$	0,7344
	2000 m	$\frac{e^{-0.921+0.003 Pb2+0.005 Sb1}}{1+e^{-0.921+0.0033 Pb2+0.005 Sb1}}$	0,681
<i>H. pennatus</i>	500 m	$\frac{e^{1.549-0.090Azs-0.116 AA}}{1+ e^{1.549-0.090Azs-0.116 AA}}$	0,799
	1000 m	$\frac{e^{2.011-0.036 AA+0.548 H2-0.084 Vr}}{1+ e^{2.011-0.036 AA+0.548 H2-0.084 Vr}}$	0,850
	2000 m	$\frac{e^{5,020-0.014 AA -0.003 Sb2}}{1+e^{5,020-0.014 AA-0.003 Sb2}}$	0,802
<i>C. gallicus</i>	500 m	$\frac{e^{5,020-0,129AA +0,047 Sb2}}{1+ e^{5,020-0,129 AA +0,047 Sb2}}$	0,889
	1000 m	$\frac{e^{-4,453+0,0223 Sb2}}{1+ e^{-4,453+0,022 Sb2}}$	0,889
	2000 m	$\frac{e^{-7,787+0,014 Sb1 +0,006 Sb2}}{1+ e^{-7,787+0,014 Sb1 +0,006 Sb2}}$	0,858
<i>E. caeruleus</i>	500 m	$\frac{e^{-2,511+0,109 Az0+0,048 Azs}}{1+ e^{-2,511+0,109 Az0+0,048 Azs}}$	0,803
	1000 m	$\frac{e^{-2,426+0,054 Az1}}{1+ e^{-2,426+0,054 Az1}}$	0,813
	2000 m	$\frac{e^{-2,656+0,022 Az2}}{1+ e^{-2,656+0,022 Az2}}$	0,798
<i>P. apivorus</i>	500 m	$\frac{e^{-2,497+0,0312 Sb2}}{1+ e^{-2,497+0,031 Sb2}}$	0,737
	1000 m	$\frac{e^{-0,997+0,551 Ec-0,247 Vr}}{1+ e^{-0,997+0,551 Ec-0,247 Vr}}$	0,787
	2000 m	$\frac{e^{0,068-0,007 AA}}{1+ e^{0,068-0,007 AA}}$	0,749

5.5 Análise geostatística

Foi possível criar mapas de iso-probabilidade para cinco das sete espécies em estudo. Foram descartados os variogramas da *Milvus migrans* e da *Falco tinnunculus* devido a baixa representatividade da amostra (três pontos com ninho no caso da *M. migrans* e oito na *F. tinnunculus*). Para o resto das espécies foram construídos os respectivos variogramas, produzindo-se, *a posteriori*, os correspondentes mapas de iso-probabilidade e o mapa de erro local associado. Da mesma forma foi projetado, no mapa de Uso do Solo (doze variáveis) as áreas correspondentes às maiores probabilidades de ocorrência, para cada uma das espécies, com o intuito de observar a possível relação entre o uso, predominante, do solo e a a maior probabilidade de encontrar uma determinada espécie (Figuras 11, 15, 19, 23 e 25).

5.5.1 *Circaetus gallicus*

O variograma (Fig. 8) foi ajustado com os valores que aparecem na Tabela 38.

Tabela 38 – Valores de ajustamento do variograma para *C. gallicus*.

	<i>C. gallicus</i>
Modelo ajustado	Esférico
Efeito de pepita	0,04
Patamar	0,06
Alcance	600

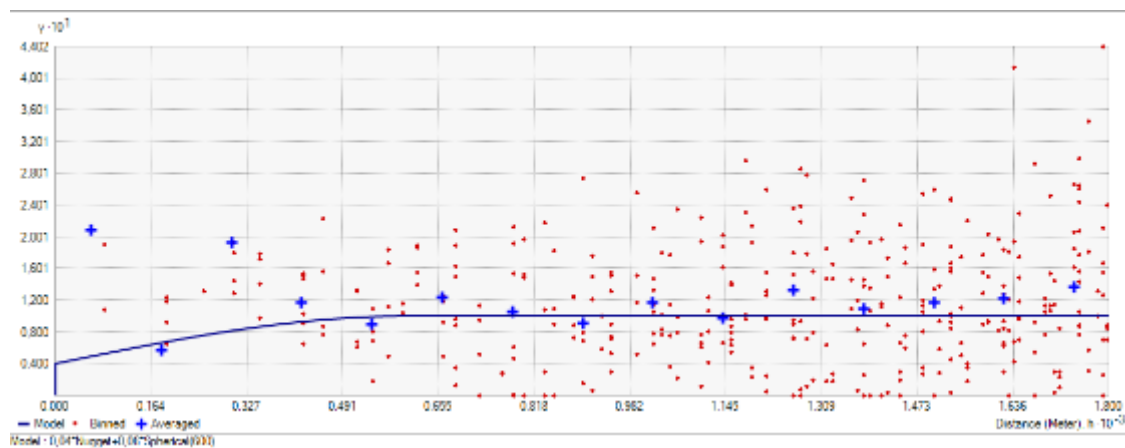


Figura 8 – Variograma criado para *C. gallicus*.

Foi produzido o mapa de iso-probabilidades onde a máxima probabilidade de ocorrência é do 70% (Fig. 9). O espaço ocupado pela área de maior probabilidade (intervalo de 53 a 70%) é apenas de 231 dos 28094 hectares, correspondentes ao total da área. Foram igualmente eliminadas algumas zonas das áreas mais periféricas da zona de estudo, uma vez que a falta de observações conduziu a padrões de distribuição tipicamente correspondentes a artefactos (*cf.* Figuras 9, 10 e 11).

Mapa de Probabilidade *C. gallicus*

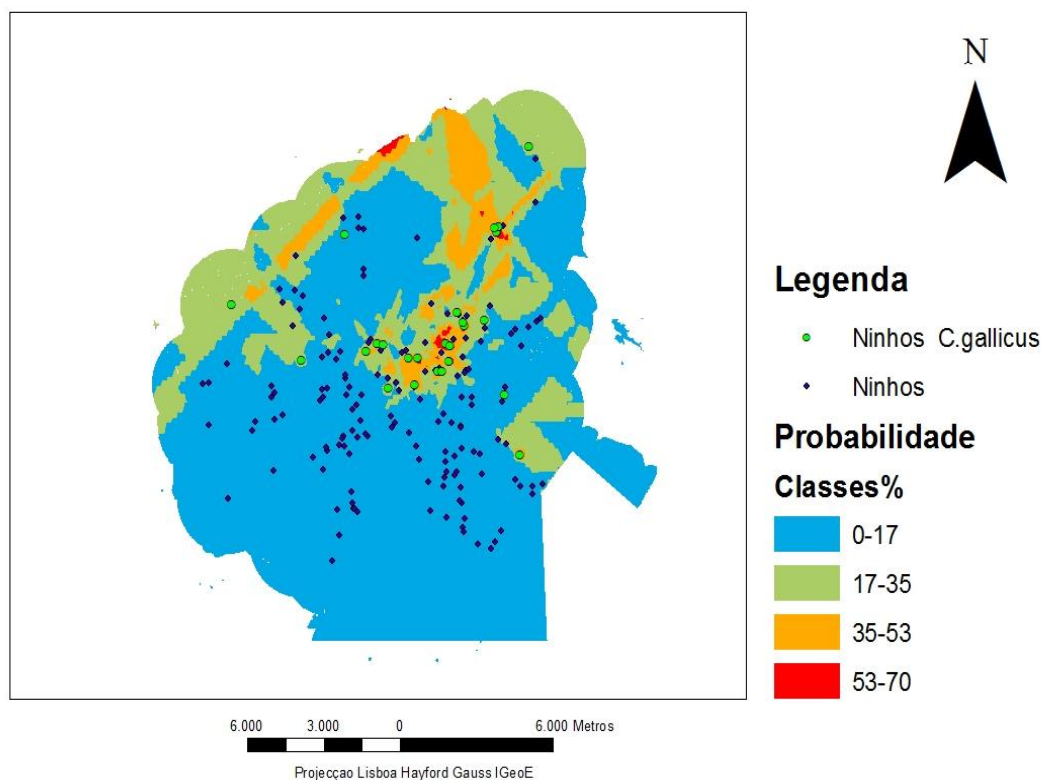


Figura 9 — Mapa de iso-probabilidade de ocorrência de *C. gallicus*

Mapa de Erro *C. gallicus*

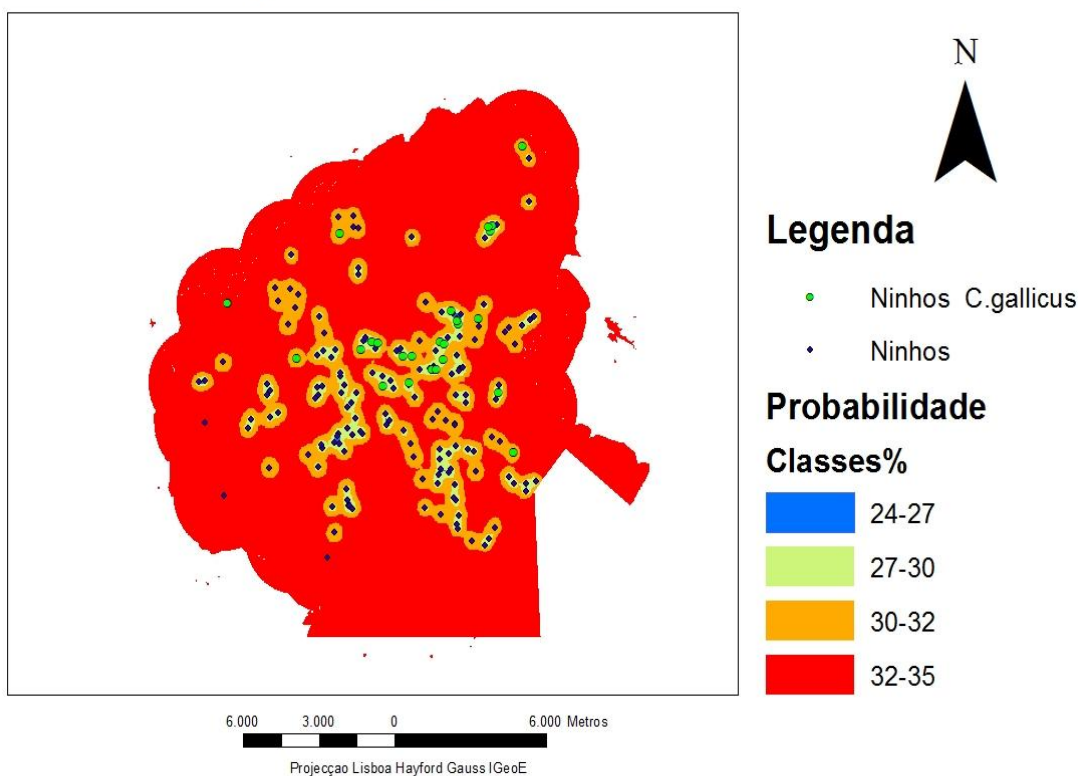


Figura 10 — Mapa de erro de *C. gallicus*.

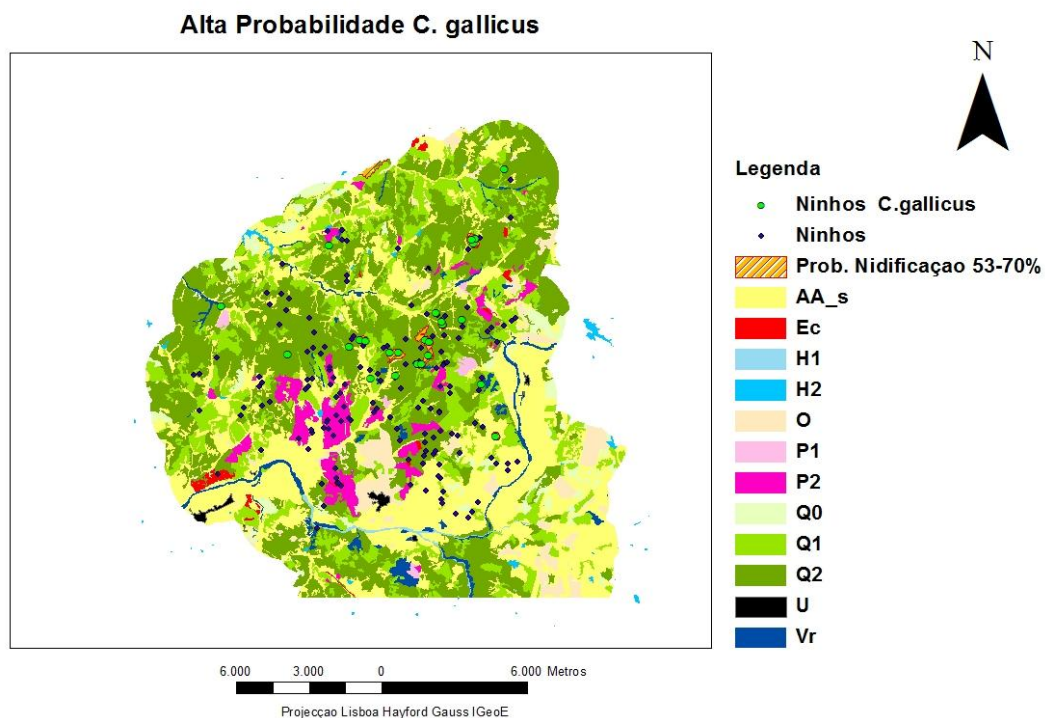


Figura 11 –Mapa de alta probabilidade de ocorrência de *C. gallicus*.

5.5.2 *Buteo buteo*

O variograma (fig. 12) foi ajustado com os valores que aparecem na Tabela 39.

Tabela 39 – Valores de ajustamento do variograma para *B. búteo*

	<i>B. buteo</i>
Modelo ajustado	Esférico
Efeito de pepita	0,05
Patamar	0,1669
Alcance	284,08

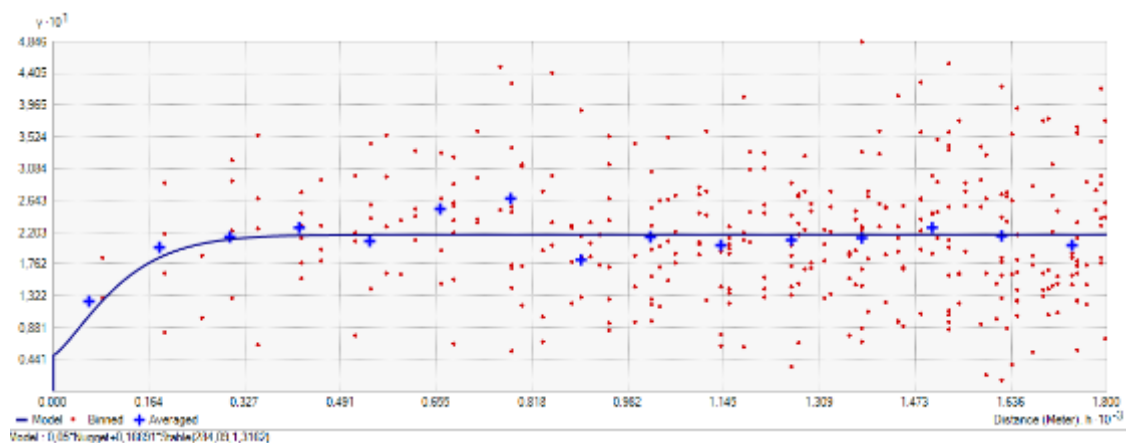


Figura 12 –Variograma criado para *B. buteo*.

No mapa de probabilidade gerado observamos áreas de alta probabilidade (75-100%) equivalentes a 3615 ha. Estas áreas são bem definidas na parte SO da área de estudo (cf. Figuras 13, 14 e 15).

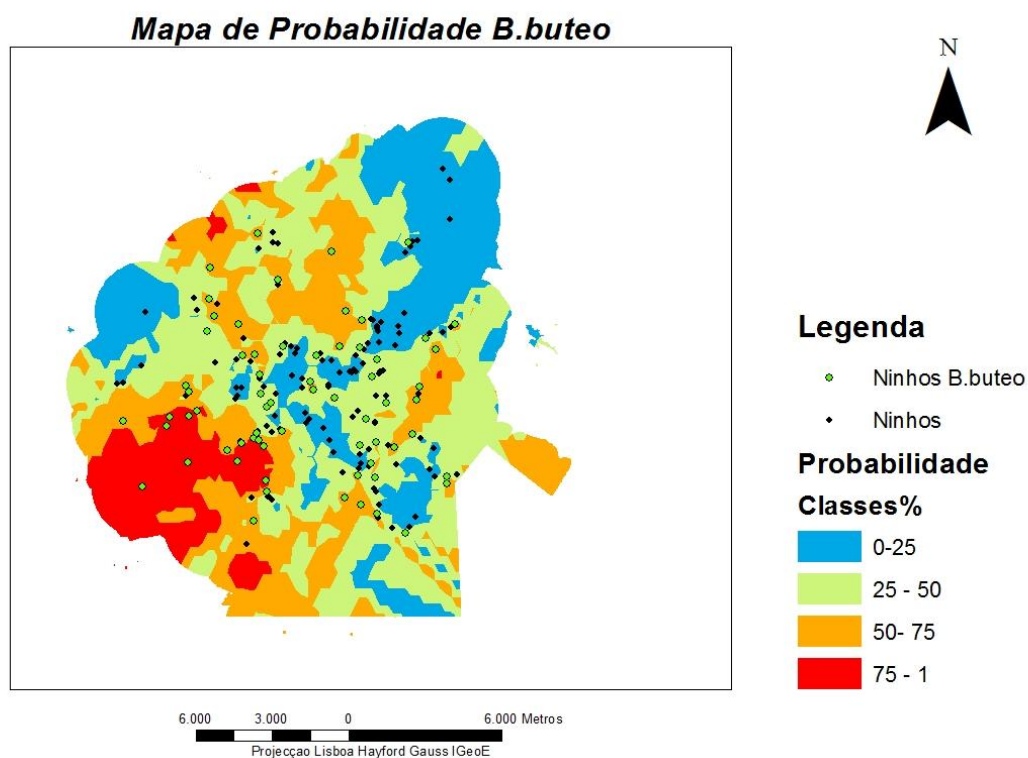


Figura 13 – Mapa de iso-probabilidade de ocorrência de *B. buteo*.

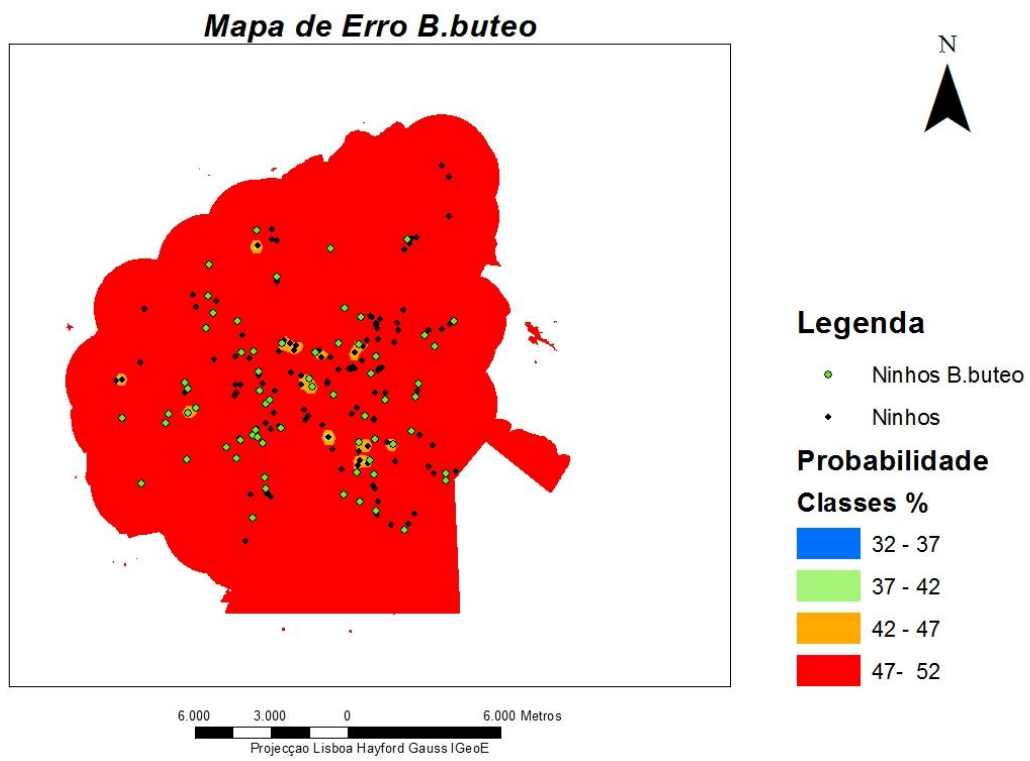


Figura 14 –Mapa de erro de *B. buteo*.

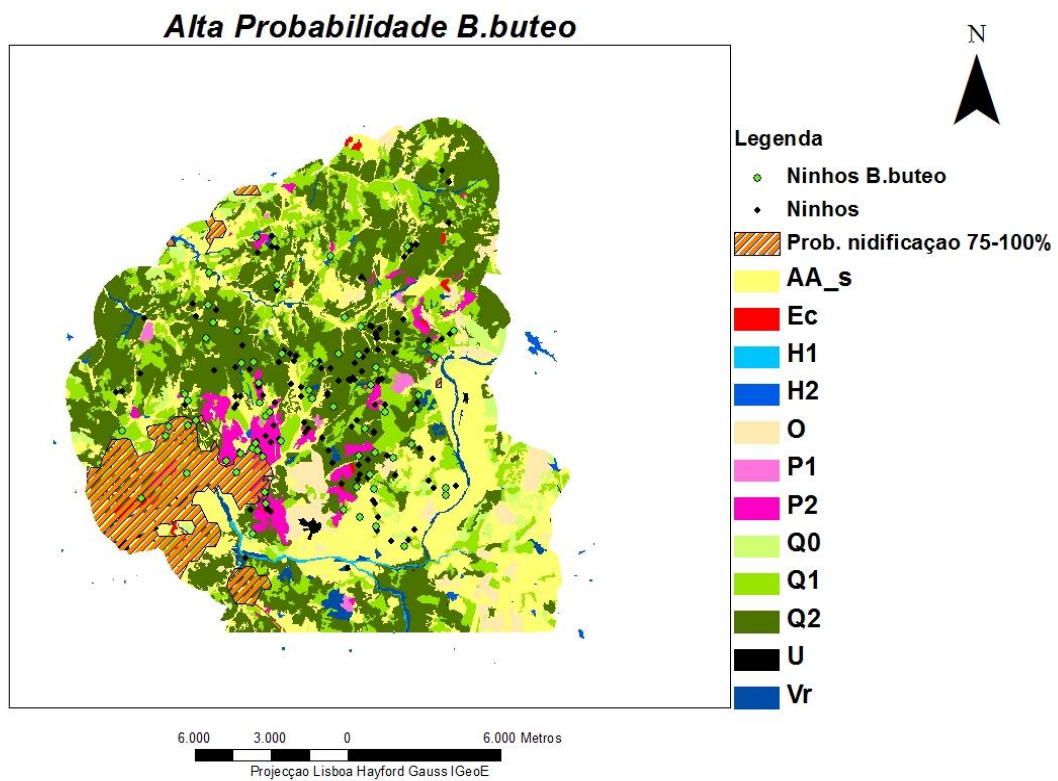


Figura 15 –Mapa de alta probabilidade de ocorrência de *B. buteo*.

5.5.3 *Elanus caeruleus*

O variograma (Fig. 16) foi ajustado com os valores que aparecem na Tabela 40.

Tabela 40 – Valores de ajustamento do variograma para *E. caeruleus*.

	<i>E. caeruleus</i>
Modelo ajustado	Esférico
Efeito de pepita	0,025
Patamar	0,0441
Alcance	7251,75

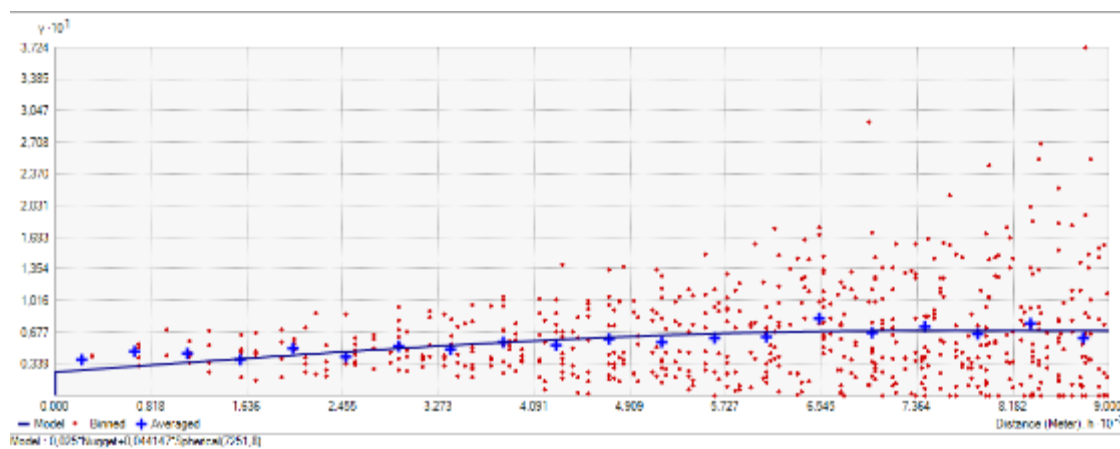


Figura 16 –Variograma criado para *E. caeruleus*.

Foi produzido o mapa de iso-probabilidades onde a máxima probabilidade de ocorrência é de 55%. O espaço ocupado pela área de maior probabilidade (intervalo de 41 a 55%) é de 1908 ha, dos 28094 ha correspondentes ao total da área (cf. Figuras 17 e 18). No caso de *E. caeruleus* o mapa gerado mostra que a probabilidade de ocorrência da espécie na área de estudo parece estar associada à zona onde o uso do solo corresponde, maioritariamente, a áreas abertas, o que é concordante com a biologia da espécie(cf. Figura 19).

Mapa probabilidade *E.caeruleus*

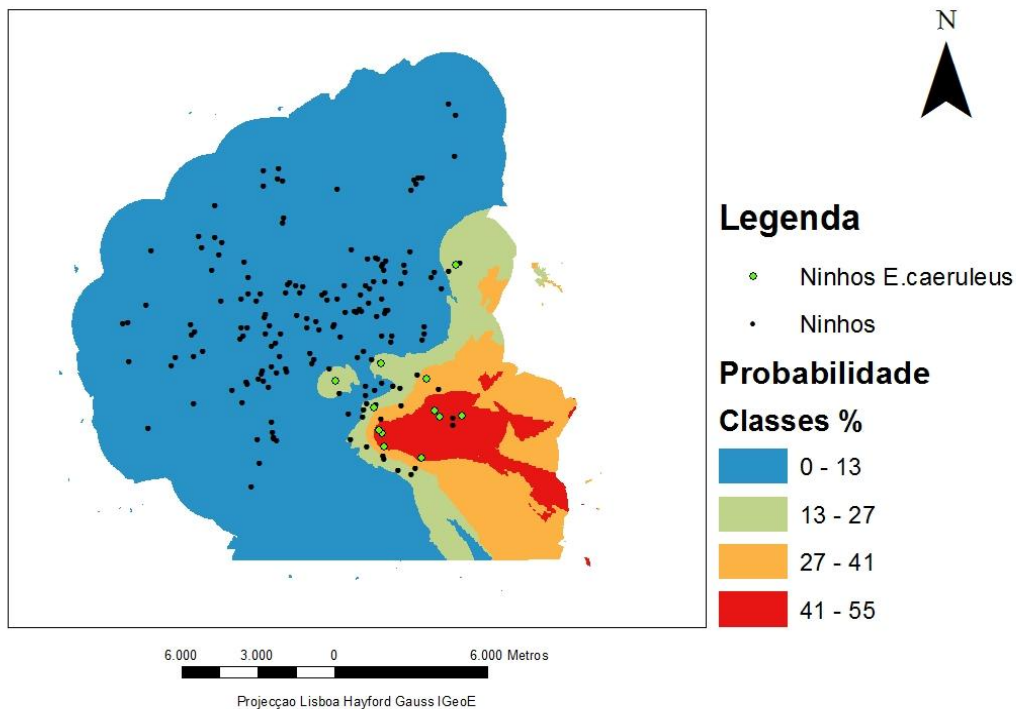


Figura 17 –Mapa de iso-probabilidade de ocorrência de *E. caeruleus*.

Mapa Erro *E.caeruleus*

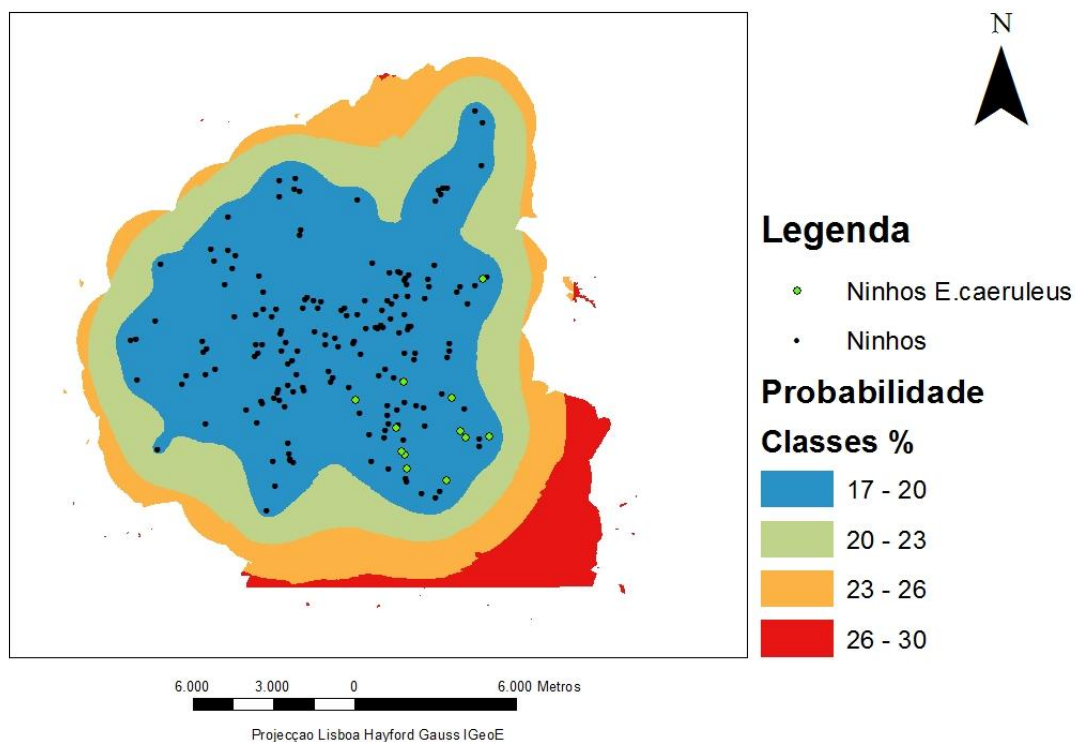


Figura 18 –Mapa de erro de *E. caeruleus*.

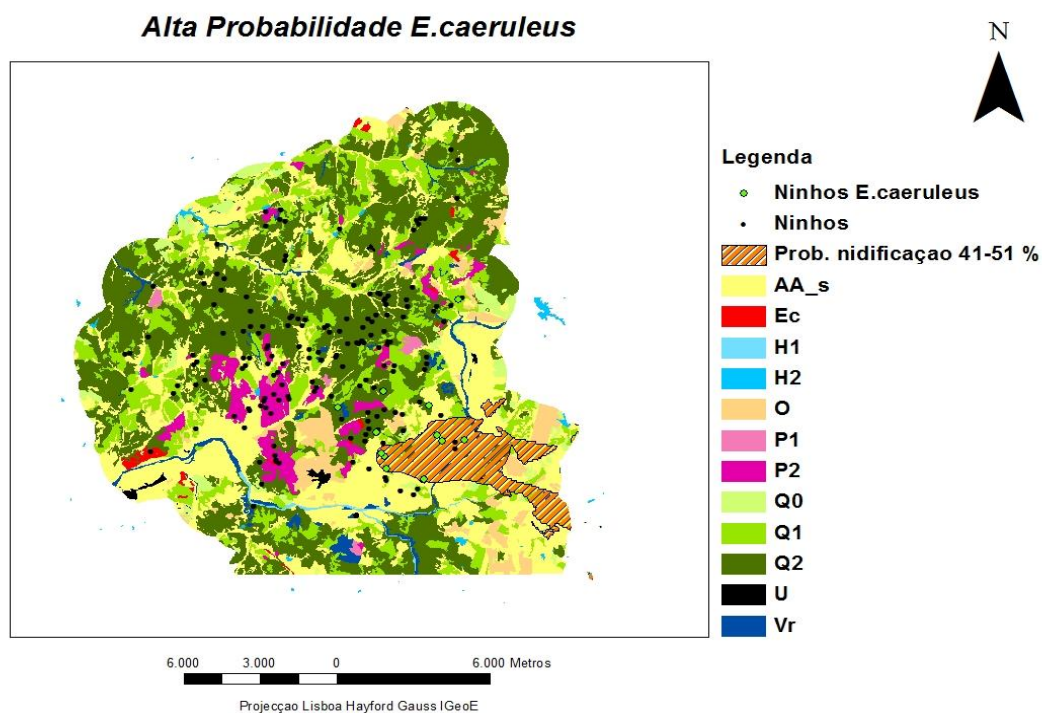


Figura 19 – Mapa de alta probabilidade de ocorrência de *E. caeruleus*.

5.5.4 *Pernis apivorus*

O variograma (Fig. 20) foi ajustado com os valores que aparecem na Tabela 41.

Tabela 41 – Valores de ajustamento do variograma para *P. apivorus*.

	<i>P. apivorus</i>
Modelo ajustado	Esférico
Efeito de pepita	0,02
Patamar	0,06
Alcance	415,90

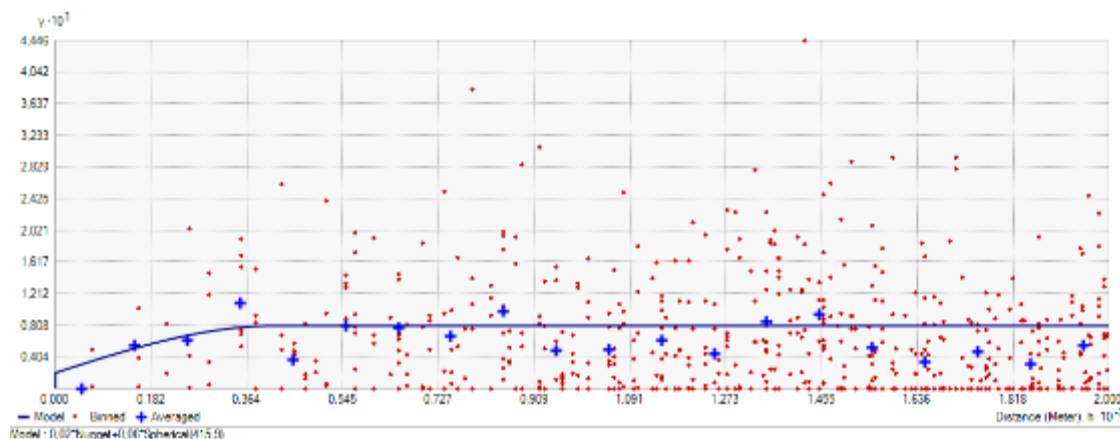


Figura 20 –Variograma criado para *P. apivorus*.

Foi produzido o mapa de iso-probabilidades onde a máxima probabilidade de ocorrência é do 63%. O espaço ocupado pela área de maior probabilidade (intervalo de 47 a 63%) é só de 55 ha, dos 28094 ha correspondentes ao total da área (cf. Figuras 21, 22 e 23).

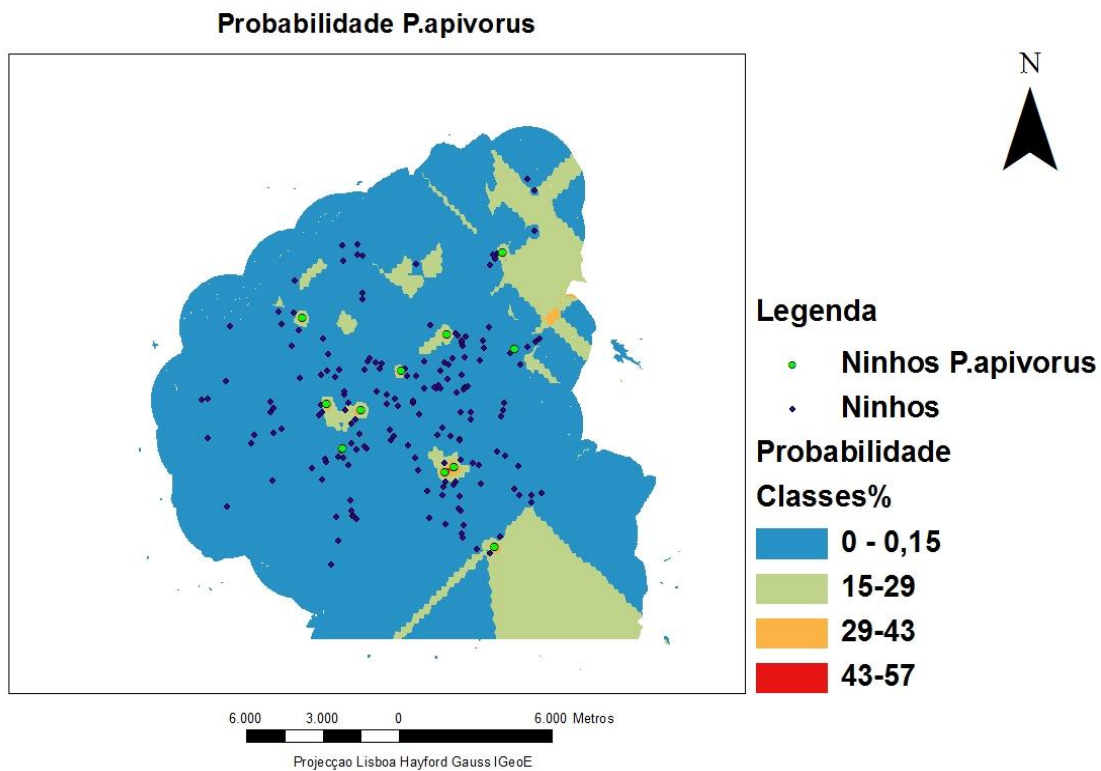


Figura 21 – Mapa de iso-probabilidade de ocorrência de *P. apivorus*.

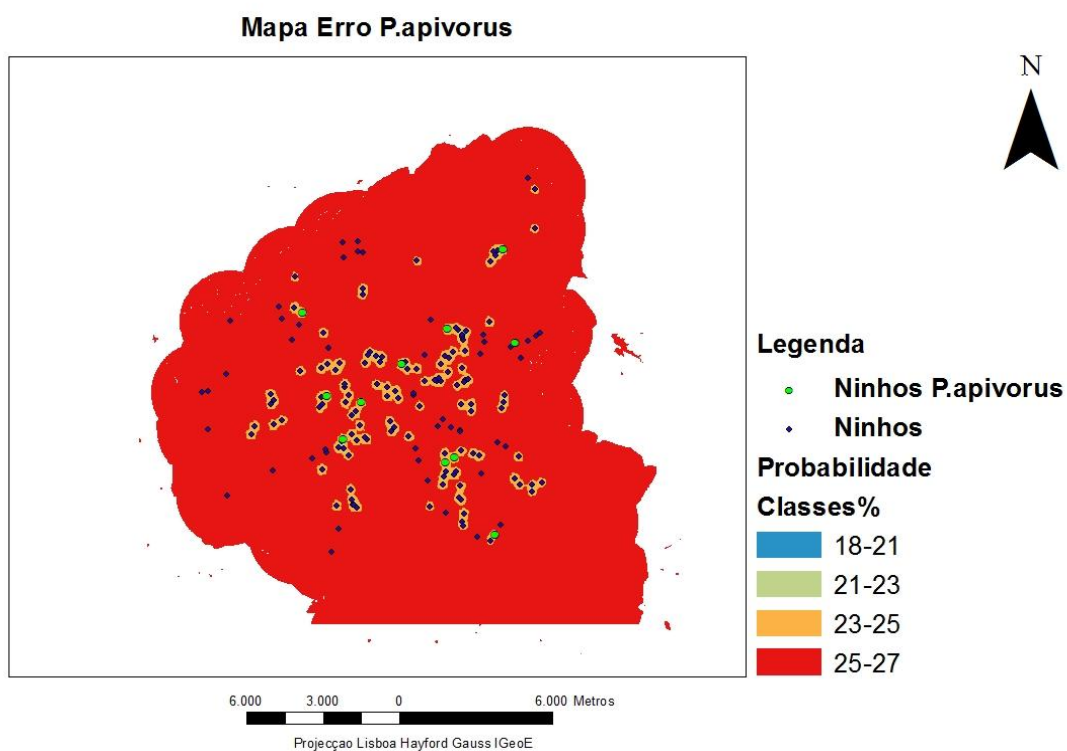


Figura 22 –Mapa de erro de *P. apivorus*.

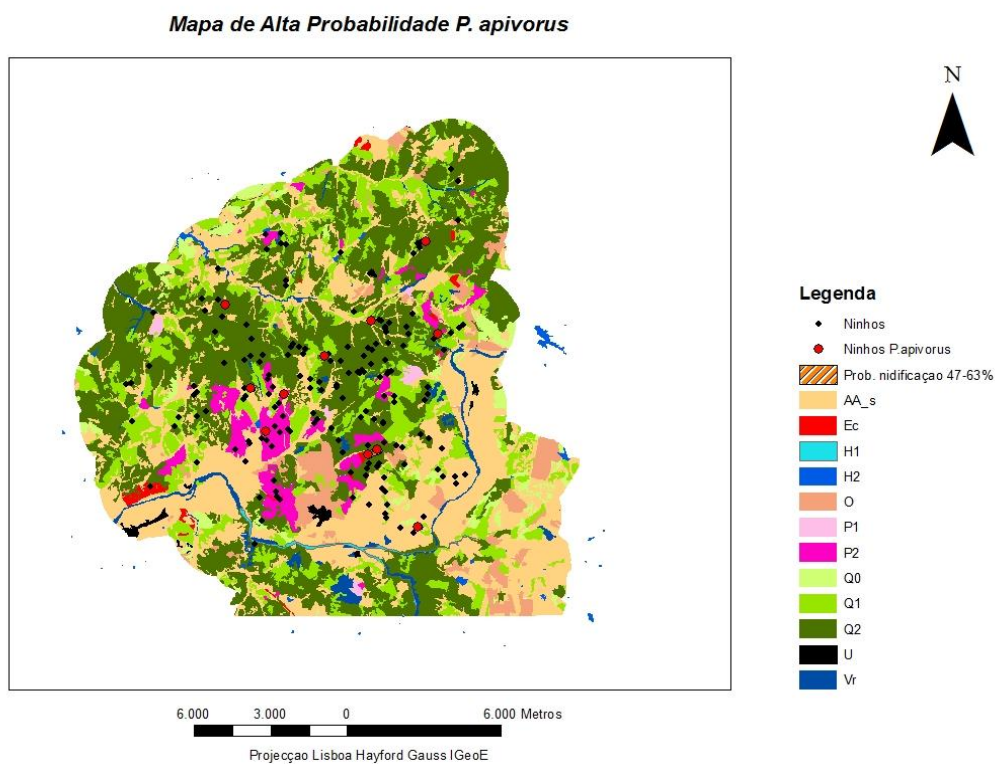


Figura 23 –Mapa de alta probabilidade de ocorrência de *P. apivorus*.

5.5.5 *Hieraetus pennatus*

Para a espécie *H. Pennatus* foi utilizado o algoritmo *Inverse Distance Weighting* (IDW), uma vez que não foi possível obter o variograma (puro efeito de pepita). A interpolação usando IDW foi realizada com os valores de máximos e mínimos de pontos vizinhos que aparecem na Tabela 42.

Tabela 42 – Número máximo e mínimo de pontos vizinhos com os que foi criado o mapa de probabilidade de *H. pennatus*.

	<i>H. pennatus</i>
Nº máximo de pontos vizinhos	15
Nº mínimo de pontos vizinhos	10

A partir do método IDW aplicado para a *H. pennatus*, observamos áreas de alta probabilidade distribuídas pela área de estudo, produzindo estimativas de alta probabilidade de ocorrência não só perto dos pontos positivos mas também nas áreas onde os pontos negativos não ocorrem. O mapa de probabilidade obtido revelou a presença de áreas de grande probabilidade de ocorrência (no intervalo de 75 a 100%). Isto cria um mapa onde observamos maior probabilidade de ocorrência na parte Norte e Oeste da área de estudo do que na sua parte Sul (cf. Figuras 24 e 25). Isto coincide genericamente com as áreas com maior cobertura florestal da área de estudo, de montado de sobro e de pinhal, evitando as zonas mas abertas.

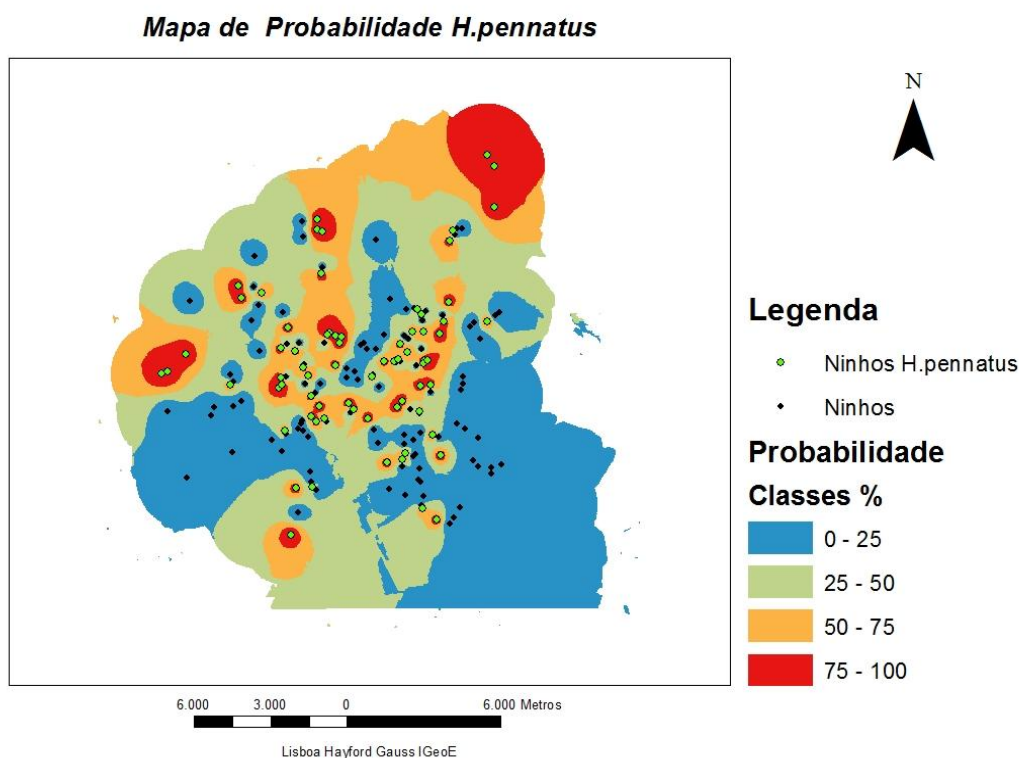


Figura 24 – Mapa de iso-probabilidade de ocorrência de *H. pennatus*.

Mapa de Alta Probabilidade *H.pennatus*

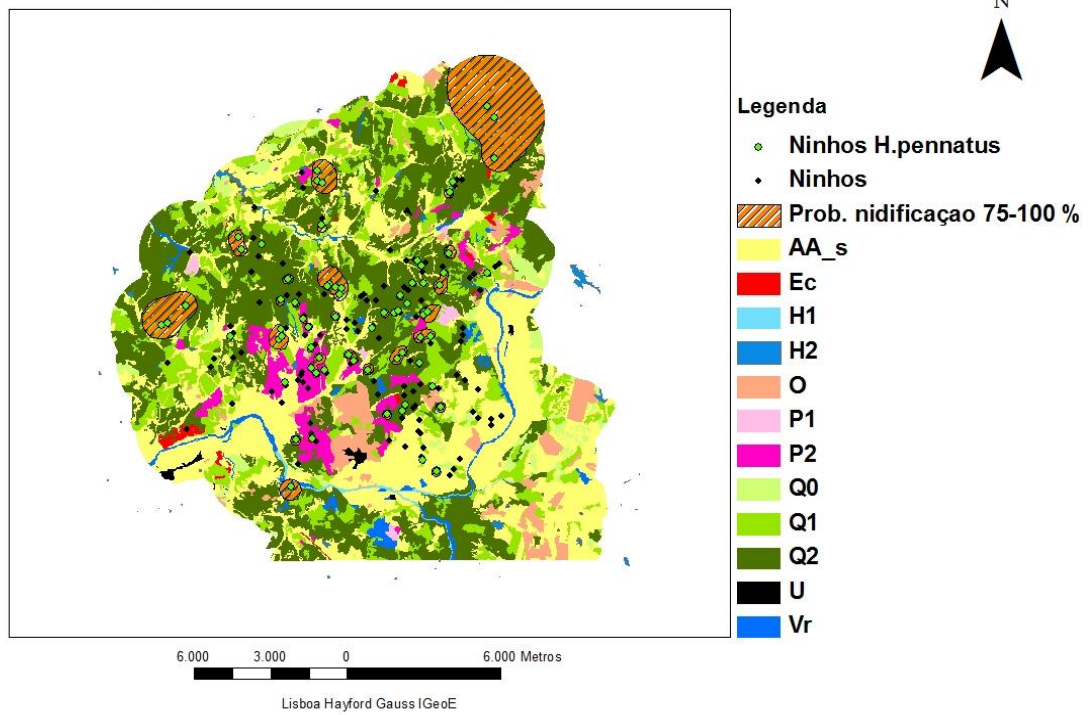


Figura 25 –Mapa de alta probabilidade de ocorrência de *H. pennatus*.

6. Discussão

6.1 Estatística multivariada

Os resultados obtidos mediante as técnicas de estatística multivariada permitem demonstrar que existe uma escolha ativa do local de nidificação, pelo menos ao nível dos raios de 500 m e 1000 m, para as quatro espécies com maior tamanho de amostra. Para o nível de estudo de 2000 m as evidências de uma seleção ativa foram pouco claras para *B. buteo* e ambíguas no caso de *H. pennatus*, enquanto para *C. gallicus* e *E. caeruleus* foram claras, para os dois métodos multivariados aplicados. A análise ao nível de 100 m não permitiu detetar a preferência das espécies pelas diferentes ocupações de solo.

A comparação dos resultados com os dois métodos multivariados evidenciou resultados semelhantes para *C. gallicus*, *H. pennatus* e *E. caeruleus*, o que reforçou os resultados de cada uma das metodologias. No entanto, a comparação entre a ACP (matriz de inércia de Spearman) e a regressão logística não foi possível no caso de *B. buteo*, pelo fato da regressão logística não ter possibilitado uma adequada capacidade discriminante.

Os resultados obtidos com a ACP foram satisfatórios para os níveis de 500 e 1000 m, nas quatro espécies com maior tamanho de amostra (*B. buteo*, *H. pennatus*, *C. gallicus* e *E. caeruleus*) enquanto no nível de 2000 m foram pouco fiáveis, devido à baixa variância explicada. No nível $r = 100$ m não foram conclusivos, visto não ser possível associar as espécies às diferentes ocupações de solo.

Em relação à regressão logística, os modelos criados podem qualificar-se como aceitáveis ou muito bons para a maior parte das espécies e raios de estudo (cf: Tabela 3), exceção feita para os níveis $r = 500$ m e $r = 2000$ m para *B. buteo*.

A seguir discutem-se os resultados obtidos para as quatro principais espécies:

C. gallicus

É a espécie que mostrou resultados mais coerentes nas duas análises efetuadas. Evidenciou uma preferência clara de escolha de áreas densamente povoadas de montados de sobreiro e uma não preferência das áreas abertas nos três níveis de estudo (500, 1000 e 2000 m). Não é visível nenhuma associação com as áreas de pinhal. A capacidade discriminante do modelo de regressão logística pode qualificar-se como boa nos três raios de estudo (cf. Tabela 37).

A afinidade por áreas densas de montado de sobreiro já é referida noutros estudos para a Península Ibérica, que sugerem uma relação com manchas florestais e uma rejeição de áreas com culturas herbáceas e outras variáveis relacionadas com a pressão humana, quando se trata de escolher um local para nidificar (López-Iborra *et al.* 2011). São vários os estudos que referem igualmente a nidificação desta espécie em áreas de pinhal (Garzón 1968, Gil e Pleguezuelos 2001, Mañosa 2003). No presente estudo a razão pela não preferência por pinhais pode dever-se à pequena extensão das manchas de pinhal existentes no local de estudo e à sua localização maioritariamente na zona sul da área de estudo; provavelmente com maior perturbação antrópica, ao mesmo tempo que dispõem de vastas áreas de montado de sobreiro densas e tranquilas mais a norte.

H. pennatus

Para *H. pennatus*, os resultados das duas análises são igualmente similares nos raios de 500 e 1000 m, mostrando uma desigualdade importante ao nível $r = 2000$ m relativamente à afinidade pelos montados de sobreiro densos. Para 500 m e 1000 m observa-se uma clara não apetência para áreas abertas, em ambas as análises (ACP e regressão logística). A análise mais pormenorizada da ACP também reflete uma afinidade por áreas densas de sobreiro no nível de estudo $r = 1000$ m. E, ainda, se

observamos o comportamento dos vetores próprios das variáveis na terceira componente do modelo reclassificado (cf. Tabela 4 do Anexo C.1-b, e Tabela 6 do Anexo C.1-c), verificamos uma afinidade no comportamento na terceira componente, entre *H. pennatus* e as áreas densas de pinhal, comportamento oposto à espécie *C. gallicus*.

No nível de estudo $r = 2000$ verifica-se a maior dissimilitude entre os dois modelos, o modelo logístico evidencia uma correlação negativa com áreas de montado de sobre densamente povoadas e o modelo da ACP, pelo contrário, uma correlação positiva. O análise da ACP a este nível apresenta um baixo nível de variância explicada. Para atingir o 60% da variância total tem-se de analisar os cinco primeiros eixos (cf. Tabelas 8 e 12), pelo que os resultados a este nível não devem ser considerados muito fiáveis para esta espécie.

Em relação à seleção do local do ninho, *H. pennatus* evita as áreas abertas ou pouco arborizadas, escolhendo montados de sobre densos. Este resultado está de acordo com o de outros estudos publicados sobre preferência de habitat na Península Ibérica (García-Dios 2009), onde se evidencia a sua preferência por habitats florestais. No entanto é sabido que esta espécie ocupa na Península Ibérica uma ampla diversidade de ambientes florestais normalmente integrando paisagens em mosaico; ou seja, sua presença é favorecida por manchas florestais acompanhadas de áreas com culturas tradicionais (Martínez *et al.* 2006, Martínez *et al.* 2007). No caso da área do presente estudo, parece só ocupar áreas de montado de sobre, o que pode ser devido, por um lado à baixa perturbação antrópica, mas, por outro à própria estrutura horizontal dos montados, que não sendo demasiado densa incorpora, também, clareiras de maior ou menor tamanho, que permitem que estas águias cacem no seio da própria estrutura.

B. buteo

Os modelos de regressão logística resultantes para *B. buteo* ofereceram uma baixa capacidade discriminante para os raios de estudo 500 m e 2000 m, apenas se podendo considerar como aceitável o modelo criado para $r = 1000$ m (cf. Tabela 37). No entanto, no modelo derivado da ACP, a espécie apresentou uma clara afinidade pelas áreas abertas e uma baixa preferência pelos montados de sobre densos.

Os resultados nas duas análises são contraditórios, principalmente ao nível de $r = 500$ m, evidenciando na ACP uma correlação negativa com **Sb2** ou **Q2**, enquanto no modelo gerado mediante regressão logística esta correlação é positiva.

No entanto, como já foi referido, a capacidade discriminante deste modelo de regressão logística pode ser qualificada como fraca, sendo assim, é mais exato ter em conta as correlações oferecidas pela ACP. Nesta espécie, os resultados da seleção de habitat perdem fiabilidade à medida que aumentamos o raio de estudo, uma vez que não conseguimos confirmar os resultados da ACP com os resultantes da regressão logística.

Atendendo aos resultados mais fiáveis da ACP é clara a preferência desta espécie por áreas abertas e a não escolha de áreas muito arborizadas, o que indica uma seleção de habitat oposta à das espécies *H. pennatus* e *C. gallicus*, semelhantes nas suas preferências. *B. buteo* é uma ave de rapina que apresenta uma maior plasticidade na escolha de habitat, embora na Península Ibérica alcance o seu ótimo em zonas de mosaico de floresta, matos e culturas, zonas estas com maior presença de áreas de ecótono (Tapia 2010). Isto pode explicar a razão desta espécie evitar ou não ser frequente nas áreas densamente arborizadas e, também, mais homogêneas. Esta espécie é, ainda, muito mais eclética nos seus requisitos tróficos que a *H. pennatus* e a *C. gallicus*, pelo que as áreas com mosaico de diferentes culturas e áreas com diferente densidade de arvoredo podem favorecer a diversidade de espécies-presa, permitindo a esta espécie mudar rapidamente de presa caso alguma escasseie. Isto é assumido por Sergio *et al.* (2002) e pode ser a razão de *B. buteo* evitar as áreas densamente arborizadas.

E. caeruleus

No caso de *E. caeruleus* os resultados das duas metodologias podem também considerar-se como semelhantes. No entanto, a análise da ACP mostrou existirem correlações positivas com várias variáveis de uso de solo, enquanto nos modelos resultantes da regressão logística, que apresentam uma boa capacidade discriminante, evidenciam-se unicamente correlações positivas com ocupações de solo relacionadas com a azinheira.

Em qualquer dos casos, nota-se a existência de uma forte associação de *E. caeruleus* com montados de azinheira, em todos os níveis de análise. Segundo o modelo produzido através da regressão logística, esta espécie prefere áreas de montado de azinho muito abertas ou áreas com azinheiras dispersas na área em torno do ninho. Esta escolha de habitat de nidificação é concordante com a descrita noutros trabalhos de caracterização de habitat da espécie na Península Ibérica, onde se indica a sua preferência por áreas de montados muito abertos dedicados a culturas agrícolas (Almeida 2005, Balbontín *et al.* 2008). Este requisito vai diminuindo à medida que aumenta a escala de análise de habitat. Para raios de estudo maiores, a tendência parece ser a de incluir mais área de montado de azinho mais denso, embora tal possa resultar de um efeito de escala, arbitrária, e não da preferência real de habitat por parte da espécie. Esta associação com as áreas de azinho em geral, é consequente com o mapa preditivo, onde se observa uma baixa probabilidade de ocorrência nos montados da parte norte da área de estudo, fundamentalmente constituída por manchas densas de povoamentos de sobreiro. A preferência por áreas de azinho mostrada pela *E. caeruleus* não é apreciável no modelo reclassificado. Isto justifica a idoneidade de utilizar o modelo não reclassificado, o qual distingue entre as diferentes espécies de quercíneas, revelando a preferência desta espécie pelos montados de azinheira, muito menos representativos que os de sobreiro no total da superfície em estudo.

6.2 Análise geostatística

Dos resultados obtidos pela utilização de metodologias geostatísticas pode concluir-se que os mapas de iso-probabilidades mostram ser uma boa ferramenta para a avaliação da maior probabilidade de ocorrência para as espécies e área em estudo. Os mapas de probabilidade mostram erro de estimativa elevado nas zonas limítrofes à área de estudo. Isto é devido à irregularidade da distribuição dos pontos observados na área. Na verdade, a importância de um bom desenho da amostragem torna-se essencial para a otimização dos resultados obtidos. No entanto, convém salientar a impossibilidade de obter esquemas de amostragem regulares relativamente à recolha de informação sobre a nidificação de espécies, como as deste estudo. A presença de áreas com baixa ou nula ocorrência de pontos experimentais gera, por isso, maior incerteza associada ao cálculo da probabilidade de ocorrência de uma determinada espécie.

Não foram produzidos mapas no caso das espécies *M. milvus* e *F. tinnunculus*, devido à impossibilidade de construir variáveis binárias significativas (o número de valores codificados como zero é muito superior ao dos codificados como um).

Os resultados de baixa probabilidade de ocorrência observados em *C. gallicus* e *P. apivorus* (*cf.* Figuras 9, 10, 21 e 22) parecem dever-se igualmente ao baixo número de pontos com ninhos. O resultado mais satisfatório, oferecido pelo mapa relativo a *E. caeruleus* (*cf.* Figuras 18 e 19), espécie que apresenta um número similar de pontos positivos, pode ser devido a uma distribuição muito localizada dos mesmos, o que permite inferir com maior certeza as áreas com alta probabilidade de ocorrência.

Na espécie *B. buteo*, as áreas de alta probabilidade de ocorrência parecem coincidir com os resultados das análises multivariadas, da mesma forma acontece em *E. caeruleus*.

O algoritmo *Inverse Distance Weighting* (IDW) na espécie *H. pennatus* (cf. Figuras 24 e 25) que foi aplicado por não ser possível obter o variograma, pareceu indicar áreas de alta probabilidade semelhantes às obtidas com as análises multivariadas, pelo que podemos também considerar um bom preditor da ocorrência de nidificação da espécie.

7. Conclusões

A comparação dos resultados obtidos nas diferentes metodologias revelou-se um procedimento adequado para incrementar o grau de fiabilidade dos resultados. Ao contrário da estatística multivariada, largamente utilizada, a análise geostatística é uma metodologia usada em estudos de predição de habitat apenas na última década (Bombi 2010), sendo que os resultados obtidos podem ser descritos como semelhantes aos alcançados pela estatística multivariada nas quatro espécies principais. A maior desvantagem da análise geostatística é a impossibilidade de estabelecer uma malha de amostragem regular neste tipo de trabalhos, resultando num elevado número de áreas com elevada percentagem de erro de estimativa local.

As principais diferenças observadas entre a ACP e a regressão logística aparecem no maior raio de análise ($r = 2000\text{m}$) e serão devidas, em grande parte, à diminuição da variância explicada pela ACP neste nível. No caso de *B. buteo*, influi igualmente a baixa capacidade discriminante do modelo de regressão conseguido a este nível. Também não podemos por de parte o facto de não terem sido medidas e consideradas nas análises outras variáveis, inclusive ao nível do macro-habitat, mas também relativas ao micro-habitat e até outras inatas às espécies e aos comportamentos intra e inter-específicos, tal poderá ser responsável pelo desvio dos resultados.

Para duas das espécies, *M. migrans* e *F. tinnunculus*, preferiu não se retirar nenhuma conclusão, devido ao pequeno tamanho das amostras de que se dispunha. Apesar de se ter conseguido observar algumas associações quando do estudo das componentes principais, por exemplo, entre *F. tinnunculus* e as áreas mais abertas, não pareceu vantajoso considerar algumas correlações uma vez que pareciam resultar de enviesamento devido a uma amostragem não representativa.

Para as espécies *E. caeruleus* e *P. apivorus* o tamanho da amostra também foi relativamente pequeno. No entanto, no caso da *E. caeruleus* conseguiram retirar-se resultados consistentes em todas as metodologias, o que dita alguma confiança nos mesmos, circunstância que para *P. apivorus* não parece tão evidente.

No que se refere às três espécies com maior representação, conclui-se que foi possível detetar algumas características do macro-habitat de *C. gallicus*, *H. pennatus* e *B. buteo*, identificando as componentes da ocupação de solo que influem na seleção do seu habitat.

Pode finalmente concluir-se que se verificou existir segregação entre as espécies estudadas na seleção do território, em particular quando se efetuou a análise para raios de 500 e 1000 metros centrados no local de ninho. *H. pennatus* e *C. gallicus* escolhem habitats similares, caracterizados por áreas com grande densidade e continuidade florestal, enquanto *B. buteo* prefere áreas abertas mais antropizadas. *E. caeruleus*, pela sua vez, escolhe áreas abertas ou com uma densidade variável de azinheira, evitando em regra áreas densamente arborizadas. O uso do espaço por parte de estas espécies determinado neste estudo mostrou ser coerente com estudos anteriores para a Península Ibérica.

Bibliografia

- Antunes, I.M.H.R. e Albuquerque, M.T.D., 2013. Using indicator kriging for the evaluation of arsenic potential contamination in an abandoned mining area (Portugal). *Science of the Total Environment*, 442, 545–552.
- Balbontín, J., 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: an important issue in halting its decline in Europe. *Biological Conservation*, 12, 74–83.
- Balbotín, J., Negro, J.J., Sarasola, J.H., Ferrero, J.J. e Rivera, D., 2008. Land-use changes may explain the recent range expansion of the Black-shouldered Kite *Elanus caeruleus* in southern Europe. *Ibis*, 150, 707-716.
- Baldacchino, F., Sciarretta, A. e Addante, R., 2012. Evaluating the spatial distribution of *Dociostaurus maroccanus* egg pods using different sampling designs. *Bulletin of Insectology*, 65 (2), 223-231.
- Birds Directive, 2014. Report on Implementation Measures. Progress/implementation report (Article 12, Birds Directive). Portugal. 2008 to 2012. Eionet Central Data Repository. Disponível em <http://cdr.eionet.europa.eu/pt/eu/art12/envuzwp4q/> (acedido em 30-Jul-2014).
- BirdLife International*, 2014. *IUCN Red List for birds*. Disponível em <http://www.birdlife.org> (acedido em 30-Jul-2014).
- Block, W. M. e Morrison, M. L., 1991. Influence of scale on the management of wildlife in California oak woodlands, in: R. B. Standiford, tech. coord. *Proceedings of the Symposium on Oak Woodland and Hardwood Rangeland Management*. General Technical Report PSW-126. USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Berkeley, California, pp. 96-104.
- Block, W.M. e Brennan, L., 1993. The Habitat Concept in Ornithology. Theory and Applications. Pp. 35-91 in: D.M. Power, ed. *Current ornithology*. Vol. 11. Plenum Press, NewYork, N.Y
- Bombi, P., 2010. Toward a new instrument for identifying the Italian hotspots of biodiversity: A case study of the amphibians and reptiles of Sicily. *Italian Journal of Zoology*, 77 (4), 453-459.
- Buij, R., Van DerGoes, D. H., De Iongh, H., Gagare, S., Haccou, P., Komdeur, J. e De Snoo, G., 2012. Interspecific and intraspecific differences in habitat use and their conservation implications for Palaearctic harriers on Sahelian wintering grounds. *Ibis*, 154, 96-110.
- Cabral, M.J. (Coord.), Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirin, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. e Santos-Reis, M. (eds.), 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. 659 p.
- Capelo, J. e Catry, F., 2007. Biologia, ecologia e distribuição da azinheira. In: J.S. Silva, ed. *Os Montados. Muito para Além das Árvores*. Público. Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento. Lisboa. 247 p.
- Capelo, M., Onofre, N., Rego, F., Monzón, A., Faria P. e Cortez, P., 2008. Modelação da Presença de Aves de Rapina Diurnas em Pinhais Bravos do Norte e Centro de Portugal. *Silva Lusitana*, 16(1), 45 – 62.
- Caro, J., Ontiveros, D., Pizarro, M. e Pleguezuelos, J.M., 2011. Habitat features of settlement areas used by floaters of Bonelli's and Golden Eagles. *Bird Conservation International*, 21, 59–71.
- Connell, J. H., 1975. Some mechanisms producing structure in natural communities: a model and evidence from field experiments. In: M. L. Cody e J. M. Diamond, eds. *Ecology and Evolution of Communities* Belknap Press, Cambridge, Massachusetts, pp. 460-490.
- Deutsch, C. V. e Journel, A. G., 1992. *GSLIB: Geostatistical Software Library and user's guide*. Oxford Univ. Press, New York, 340 p.

Directiva 2009/147/CE Do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de Novembro de 2009 relativa à conservação das aves selvagens. Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147&from=ES>.

Donazar, J. A., Hiraldo, F., Delibes, M. e Estrella, R.R., 1989. Comparative foods habits of the Eagle Owl *Bubo bubo* and the Great Horned Owl *Bubo virginianus* in six Palearctic and Nearctic biomes. *Ornis Scandinavica*, 20, 298-306.

Equipa Atlas, 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 e Alvim. Lisboa.

Evans, R. J., Pearce-Higgins, J., Whitfield, D.P., Grant, J.R., MacLennan, A. e Reid, R., 2010. Comparative nest habitat characteristics of sympatric White-tailed *Haliaeetus albicilla* and Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland. *Bird Study*, 57(4), 473-482.

García-Dios, I.S., 2009. Aguililla calzada – *Hieraetus pennatus*. In: A. Salvador e L.M. Bautista, eds. *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponível em <http://www.vertebradosibericos.org/aves/pdf/hiepen.pdf>.

García-Ripollés, C., López-López, P., García-López, F., Aguilar, J.M. e Verdejo, J., 2005. Modelling nesting habitat preferences of Eurasian Griffon *Gyps fulvus* in eastern Iberian Peninsula. *Ardeola*, 52(2), 287-304.

Garzón Heydt, J., 1968. Las rapaces y otras aves de la Sierra de Gata. *Ardeola*, 14, 97-130.

Gil, J.M. e Pleguezuelos, J.M., 2001. Prey and prey-size selection by the short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) during the breeding season in Granada (south-eastern Spain). *J. Zool., Lond.* 255, 131-137.

González Martín, P., Díaz de Pascual, A., Torres Lezama, E., Garnica Olmos, E., 1994. Una aplicación del análisis de componentes principales en el área educativa. *Revista Economía* N°9. Facultad de Ciencias Económicas y Sociales. Instituto de Investigaciones Económicas y Sociales. Universidad de Los Andes. Venezuela.

Goovaerts, P., 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press, Applied Geostatistics Series, 483 p.

Gutiérrez, R. J., Zink, R. M. e Yang, S. Y., 1983. Genic variation, systematic, and biogeographic relationships of some galliform birds. *Auk*, 100, 33-47.

Hofmann, T., Darsow, A., Schafmeister M.T., 2010. Importance of the nugget effect in variography on modeling zinc leaching from a contaminated site using simulated annealing. *Journal of Hydrology*, 389, 78-89.

Hosmer, D.W., Lemeshow, S., 2000. *Applied Logistic Regression. 2nd edition*. John Wiley & Sons, New York.

Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), 2014. *Plano Sectorial da Rede Natura 2000*. Disponível em www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/sic-cont/cabecao. (consultado em 6-Jun-2014).

Isaac, B., Cooke, R., Simmons, D. e Hogan, F., 2008. Predictive mapping of powerful owl (*Ninox strenua*) breeding sites using Geographical Information Systems (GIS) in urban Melbourne, Australia. *Landscape and Urban Planning*, 84, 212-218.

Isaaks, E.H. e Srivastava, R.M., 1989. *An Introduction to Applied Geostatistics*, Oxford University Press, 561 p.

- Johnson, D. H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61, 65-71.
- Jung, K., Stelzenmüller, V. e Zauke, G.P., 2006. Spatial distribution of heavy metal concentrations and biomass indices in *Cerastoderma edule* (Linnaeus 1758) from the German Wadden Sea: An integrated biomonitoring approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338, 81–95.
- Kerry, R., Goovaerts, P., Smit, I.P.J. e Ingram, B.R., 2013. A comparison of multiple indicator kriging and area-to-point Poisson kriging for mapping patterns of herbivore species abundance in Kruger National Park, South Africa. *International Journal of Geographical Information Science*, 27 (1), 47-67.
- López-Iborra, G., Limiñana, R., Pavón, D. e Martínez-Pérez, J.E., 2011. Modelling the distribution of short-toed Eagle (*Circaetus gallicus*) in semi-arid Mediterranean landscapes: identifying important explanatory variables and their implications for its conservation. *Eur J Wildl Res*. 57, 83–93.
- López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, Á., Cadahía, L. e Uriós, V., 2007. Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to 'important bird areas' design. *Animal Conservation*, 10 (2), 208-218.
- MacArthur, R. H., 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. *Ecology*, 39, 599-619.
- Manel, S., Ceri Williams, H. e Ormerod, S.J., 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38, 921–931.
- Mañosa, S., 2003. Águila culebrera (*Circaetus gallicus*) in Martí, R. (ed.), 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. 2003. Ministerio de Medio Ambiente, SEO/Birdlife. Madrid.
- Martínez, J.E., Pagán, I. e Calvo, J.F., 2006. Factors influencing territorial occupancy and reproductive output in the Booted Eagle *Hieraetus pennatus*. *Ibis* 148, 807–819.
- Martínez, J.E., Pagán, I., Palazón, J.A. e Calvo J.F., 2007. Habitat use of booted eagles (*Hieraetus pennatus*) in a Special Protection Area: implications for conservation. *Biodivers. Conserv.* 16, 3481–3488.
- Matheron, G., 1970. Random functions and their applications in geology, in Merriam, D.F., ed., *Geostatistics*, p. 79-88.
- Monteiro, P.M., 2008. *Seleção de habitat de nidificação pela população arborícola de Cegonha-preta (Ciconia nigra) na Extremadura (Espanha)*. Tese de Mestrado. Universidade dos Açores.
- Moroco, J., 2007. *Análise Estatística com Utilização do SPSS*. Edições Sílabo. Lisboa.
- Morrison, M. L., Slack, R. e Shanley, E., 1978. Age and foraging ability relationships of Olivaceous Cormorants. *Wilson Buletin*, 90, 414-422.
- Newton, I., 1979. *Population Ecology of Raptors*. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, UK.
- Newton, I., Marquiss, M. e Moss, D., 1981. Distribution and breeding of Red Kites in relation to land-use in Wales. *Journal of Applied Ecology*, 19, 681–706.
- Nijman, V., 2004. Habitat segregation in two congeneric hawk-eagles (*Spizaetus bartelsi* and *S. cirrhatius*) in Java, Indonesia. *Journal of Tropical Ecology*, 20, 105–111.
- Onofre, N., Palma, L., 1986. Primeiros dados sobre uma comunidade reprodutora de rapinas de um montado de sobre de planície. in: *Livro de Resumos da V Conferência Internacional Sobre Rapinas Mediterrânicas*. 24 a 26 de Setembro de 1986, Évora. Onofre, N., 1996. Aves de rapina de uma região predominantemente desarborizada dos concelhos de Castro Verde e Mértola. Abordagem à estrutura da comunidade e às suas relações com o habitat. *Silva Lusitana*. Lisboa. Nº Especial, p. 65-92.

Onofre, N., Capelo, M., Faria, P., Teixeira, F., Cortez, P., Blanco, H., Condeço, V., Cruz, C., Pinheiro, A., Rosa, G., Claro, J., Venade, D., Almeida, J.L., Pais, M., Safara, J., Cangarato, R., Peça, C. e Pereira, D., 1999. Estimativas de abundâncias de aves de rapina diurnas em habitats florestais e agrícolas em Portugal Continental. In: P. Beja, P. Catry, F. Moreira, eds. *Actas do II congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa das Aves*. SPEA. Lisboa. p. 177-179.

Onofre, N., 2007. A fauna dos montados de azinho. In: J.S. Silva, ed. *Os Montados. Muito para Além das Árvores*. Público. Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento. Lisboa. 247 p.

Ontiveros, D., Pleguezuelos, J.M. e Caro, J., 2005. Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biological Conservation*, 123, 19-25.

Osório, F., 2011. *Estudo do parasitismo gastrointestinal de três núcleos de Equídeos na Coudelaria de Alter Real – Portugal*. Tese de mestrado. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa.

Pereira, H.G., 1979. *Introdução às variáveis regionalizadas*. Técnica, 451/452, Lisboa.

Pinto-Correia, T., Ribeiro, N. e Potes, J. eds., 2013. *O Livro Verde dos Montados*. ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas. Universidade de Évora. Évora. 61 p.

Pordata. Base de Dados do Portugal Contemporâneo. Disponível em <http://www.pordata.pt/Portugal/Densidade+populacional+segundo+os+Censos-412> (Consultado em 3-10-2014).

Raimundo, R., 2004. *Condicionantes ambientais na distribuição de anfíbios e répteis em Portugal continental*. Tese de Mestrado em Gestão e Política Ambiental. Universidade de Évora.

Rivas Martínez, S., 1987. *Memoria del mapa de series de vegetación de España 1: 400.000*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Rotenberry, J. T., 1981. Why measure bird habitat? in: D. E. Capen, ed. *The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat*. General Technical Report RM-87. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado, pp. 29-32.

Rotenberry, J. T., 1985. The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics, *Oecologia*, 67, 213-217.

Rufino, M.M., Maynoub, F., Abelló, P., Gil de Sola, L. e Yule, A.B., 2005. The effect of methodological options on geostatistical modeling of animal distribution: A case study with *Liocarcinus depurator* (Crustacea: Brachyura) trawl survey data. *Fisheries Research*, 76, 252-265.

Rufino, M.M., Stelzenmüller, V., Maynou, F. e Zauke, G.P., 2006. Assessing the performance of linear geostatistical tools applied to artificial fisheries data. *Fisheries Research*, 82, 263-279.

Rutz, C., Whittingham, M.J. e Newton, I., 2006. Age-dependent diet choice in an avian top predator. *Proceedings of the Royal Society B*, 273, 579-586.

Savile, D. B. O., 1957. Adaptive evolution of the avian wing. *Evolution*, 11, 212-224.

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2004. *Enfoque por ecosistemas, (Directrices del CBD)* 50 p. Disponível em <https://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-es.pdf>.

Selas, V., 1997. Influence of prey availability on re-establishment of Goshawk *Accipiter gentilis* nesting territories. *Ornis Fennica*, 74, 113-120.

Sergio, F., Boto, A., Scandolara, C. e Bogliani, G., 2002. Density, nest sites, diet and productivity of common buzzards (*Buteo buteo*) in the italian pre-alps. *J. Raptor Res.* 36, 24-32

Sergio, F., Rizzolli, F., Marchesi, L. e Pedrini, P., 2004. The importance of interspecific interactions for breeding-site selection: peregrine falcons seek proximity to ravens nests. *Ecography*, 27, 818-826.

Soares, A. 1996. *Geoestatística para as Ciências da Terra e do Ambiente*. Lisboa, IST Press, 2000, 206 p.

Suarez, S., Balbontin, J. e Ferrer, M., 2000. Nesting habitat selection by booted eagles *Hieraetus pennatus* and implications for management. *Journal of Applied Ecology*, 37 (2), 215-223.

Tapia, L., Kennedy, P.L. e Mannan., R.W., 2007. Habitat sampling. Pp. 153-169 in D.M. Bird e K. L. Bildstein, eds. *Raptor research and management techniques*. Hancock House, Surrey, British Columbia, Canada.

Tapia, L. 2010. Busardo ratonero – *Buteo buteo*. In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. A. Salvador e L. M. Bautista, eds. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponível em <http://www.vertebradosibericos.org/aves/pdf/butbut.pdf>.

Vanak, A.T. e Gompper, M.E., 2010. Multi-scale resource selection and spatial ecology of the Indian fox in a human-dominated dry grassland ecosystem. *Journal of Zoology*, 281, 140-148.

Yang, C.L., Wu, Z.F., Zhang, H.H., Guo, R.P. e Wu, Y.Q., 2009. Risk assessment and distribution of soil Pb in Guangdong, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 159, 381–391.

Zamani-Ahmadmahmoodi, R., Esmaili-Sari, A., Mohammadi, J., Riyahi Bakhtiari, A. e Savabieasfahani, M., 2013. Spatial Analysis of Cd and Pb in the Pike (*Esox lucius*) from Western Anzali Wetlands of Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90, 460–464.

ANEXO A - Uso do solo

Anexo A-1) Variáveis originais de usos de solo

Tabela 1 – Variáveis originais de usos de solo

Uso do Solo	Variáveis geradas
Cultura agrícola de sequeiro	AA
Cultura agrícola de regadio	
Arrozal	
Mosaico de culturas agrícolas diversas	
Inculto (mato baixo)	
Improdutivo (pedras ou pedreiras, minas)	
Vinha	
Povoamento puro de azinheira com Área de ocupação entre 10 e 30%, com sob-coberto de cultura agrícola de sequeiro	Az0
Povoamento puro de azinheira com Área de ocupação entre 10 e 30%, com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de azinheira com Área de ocupação entre 10 e 30% e sub-coberto de mato alto	
Povoamento misto de azinho e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 10 e 30% e com sob-coberto de cultura agrícola de sequeiro	
Povoamento misto de azinho e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 10 e 30%, com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de azinho e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 10 e 30%, com sob-coberto em mato alto	Az1
Povoamento puro de azinheira com Área de ocupação entre 30 e 50%, com sob-coberto de cultura agrícola de sequeiro	
Povoamento puro de azinheira com Área de ocupação entre 30 e 50%, com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de azinheira com Área de ocupação entre 30 e 50%, com sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de azinho e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50% e com sob-coberto de cultura agrícola de sequeiro	
Povoamento misto de azinho e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50%, com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de azinho e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50% e com sob-coberto em mato alto	Az2
Povoamento puro de azinheira com Área de ocupação superior a 50%, com sob-coberto de cultura agrícola de sequeiro	
Povoamento puro de azinheira com Área de ocupação superior a 50%, com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de azinheira com Área de ocupação superior a 50%, com sob-coberto em mato alto	
Povoamento misto de azinho e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50%, com sob-coberto de cultura agrícola de sequeiro	
Povoamento misto de azinho e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50%, com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de azinho e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50%, com sob-coberto em mato alto	Azs
Cultura agrícola de sequeiro com azinheira dispersa (Área de ocupação inferior a 10%)	
Inculto (mato baixo) com azinho disperso (Área de ocupação inferior a 10%)	Ec
Povoamento misto de eucalipto e azinho, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50%, com sob-coberto em mato alto	
Povoamento puro de eucalipto com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de eucalipto com sob-coberto de matos altos	
Povoamento misto de eucalipto e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de eucalipto e sobro, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto de mato alto	H1
Ribeira ou rio	
Barragem	H2
Cultura agrícola de sequeiro com olival	O

Cultura agrícola de regadio com olival	
Olival com azinheira dispersa (Área de ocupação inferior a 10%)	
Olival com sob-coberto de cultura agrícola de sequeiro	
Olival com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de pinheiro bravo, com Área de ocupação entre 30 e 50%, com sob-coberto em inculto (mato baixo)	Pb1
Povoamento misto de pinheiro bravo e sobreiro, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de pinheiro bravo, com Área de ocupação superior a 50%, com sob-coberto em inculto (mato baixo)	Pb2
Povoamento puro de pinheiro bravo, com Área de ocupação superior a 50%, com sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de pinheiro bravo e pinheiro manso, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de pinheiro bravo e sobreiro, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de pinheiro bravo e sobreiro, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto de mato alto	Pm1
Povoamento puro de pinheiro manso, com Área de ocupação entre 30 e 50% e sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de pinheiro manso e azinheira, em que o 1º é dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de pinheiro manso e sobreiro, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de pinheiro manso, com Área de ocupação superior a 50% e sob-coberto em inculto (mato baixo)	Pm2
Povoamento puro de pinheiro manso, com Área de ocupação superior a 50% e sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de pinheiro manso e eucalipto, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de pinheiro manso e pinheiro bravo, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de pinheiro manso e sobreiro, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de sobreiro, com Área de ocupação entre 10 e 30% e sob-coberto em cultura agrícola de sequeiro	Sb0
Povoamento puro de sobreiro, com Área de ocupação entre 10 e 30% e sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de sobreiro, com Área de ocupação entre 10 e 30% e sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de sobreiro e azinheira, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 10 e 30% e com sob-coberto em cultura agrícola de sequeiro	
Povoamento misto de sobreiro e azinheira, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 10 e 30%, e sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de sobreiro e azinheira, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 10 e 30%, e com sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de sobreiro e pinheiro bravo, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 10 e 30% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	Sb1
Povoamento puro de sobreiro, com Área de ocupação entre 30 e 50% e sob-coberto em cultura agrícola de sequeiro	
Povoamento puro de sobreiro, com Área de ocupação entre 30 e 50% e sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de sobreiro, com Área de ocupação entre 30 e 50% e sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de sobreiro e azinheira, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50% e sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de sobreiro e azinheira, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50% e com sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de sobreiro e pinheiro bravo, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	Sb2
Povoamento misto de sobreiro e pinheiro manso, com o 1º dominante, com Área de ocupação entre 30 e 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de sobreiro, com Área de ocupação superior a 50% e sob-coberto em cultura agrícola de sequeiro	
Povoamento puro de sobreiro, com Área de ocupação superior a 50% e sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento puro de sobreiro, com Área de ocupação superior a 50% e sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de sobreiro e azinheira, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Povoamento misto de sobreiro e azinheira, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de sobreiro e pinheiro bravo, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	

Povoamento misto de sobreiro e pinheiro bravo, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de sobreiro e pinheiro manso, com o 1º dominante, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Cultura agrícola de sequeiro com sobreiro disperso (Área de ocupação inferior a 10%)	Sbs
Inculto (mato baixo) com sobreiro disperso (Área de ocupação inferior a 10%)	
Mato alto com sobreiro disperso (Área de ocupação inferior a 10%)	
Tecido urbano contínuo	U
Tecido urbano descontínuo	
Tecido urbano disperso	
Cultura agrícola de sequeiro com folhosas diversas, geralmente vegetação ripícola	Vr
Folhosas diversas, geralmente vegetação ripícola	
Povoamento misto de folhosas diversas, geralmente vegetação ripícola, com sobreiro, com Área de ocupação entre 30 e 50%, com sob-coberto de mato alto	
Povoamento misto de folhosas diversas, geralmente vegetação ripícola, com sobreiro, com Área de ocupação superior a 50% e com sob-coberto em inculto (mato baixo)	
Mato alto	
Mato alto com azinho disperso (Área de ocupação inferior a 10%)	
Mato alto com folhosas diversas dispersas (Área de ocupação inferior a 10%)	

Anexo A-2) Área ocupada pelos diferentes usos de solo

Tabela 2 – Área ocupada pelos diferentes usos de solo

Uso do solo	Área ocupada (ha.)	Área ocupada (%)
Povamento puro ou misto de sobreiro, com área de ocupação >50%	8815,51	31,37
Áreas Abertas (culturas agrícolas de sequeiro, regadio ou mistas, arrozais, vinhas ou matos baixos)	5996,49	21,34
Povamento puro ou misto de sobreiro, com área de ocupação entre 30-50%	3640,17	12,95
Culturas agrícolas de sequeiro ou mato baixo, com sobreiro disperso <10%	1606,53	5,71
Povamento puro ou misto de azinheira, com área de ocupação >50%	1331,24	4,73
Olival	1296,02	4,61
Povoamento puro ou misto de azinheira, com área de ocupação entre 30-50%	1129,19	4,01
Culturas agrícolas de sequeiro ou mato baixo, com azinheira dispersa <10%	1096,81	3,90
Povoamento de pinheiro bravo, puro ou misto, com área de ocupação > 50%	691,96	2,46
Vegetação ripícola e matos altos	627,08	2,23
Povamento puro ou misto de sobreiro, com área de ocupação entre 10-30%	491,68	1,75
Povoamento de pinheiro manso, puro ou misto, com área de ocupação > 50%	387,37	1,37
Povoamento puro ou misto de azinheira, com área de ocupação entre 10-30%	371,46	1,32
Albufeiras	160,89	0,57
Eucaliptal	148,10	0,52
Tecido urbano contínuo, descontinuo ou disperso, pedreiras ou minas	91,83	0,32
Rio ou ribeiro	90,48	0,32
Povoamento de pinheiro manso, puro ou misto, com área de ocupação entre 30-50%	63,78	0,22
Povoamento de pinheiro bravo, puro ou misto, com área de ocupação entre 30-50%	57,69	0,20

ANEXO B - Estatísticas descritivas

Anexo B-1) Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Buteo buteo*

Tabela 1 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Buteo buteo* à escala de estudo r=100 m.

Bb100	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az1	66	0,00	2,307	0,086	0,132	0,364
Az2	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Azs	66	0,00	3,137	0,095	0,184	0,429
AA	66	0,00	3,137	2,202	1,310	1,144
Ec	66	0,00	2,274	0,034	0,077	0,278
H1	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	66	0,00	0,167	0,003	0,000	0,020
O	66	0,00	1,992	0,065	0,100	0,316
Pb1	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb2	66	0,00	3,137	0,362	0,798	0,893
Pm1	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	66	0,00	2,323	0,052	0,097	0,311
Sb0	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb2	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sbs	66	0,00	3,137	0,193	0,369	0,608
U	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	66	0,00	1,245	0,046	0,034	0,183

Tabela 2 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Buteo buteo* à escala de estudo r=500 m.

Bb500	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	66	0,00	9,764	0,259	2,196	1,482
Az1	66	0,00	26,094	1,435	19,701	4,439
Az2	66	0,00	3,964	0,073	0,241	0,491
Azs	66	0,00	57,909	2,411	69,254	8,322
AA	66	0,00	58,444	13,542	184,066	13,567
Ec	66	0,00	36,951	0,790	21,138	4,598
H1	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	66	0,00	3,977	0,146	0,425	0,652
O	66	0,00	20,633	1,214	16,871	4,107
Pb1	66	0,00	10,293	0,237	1,829	1,352
Pb2	66	0,00	69,583	7,888	271,885	16,489
Pm1	66	0,00	0,560	0,008	0,005	0,068
Pm2	66	0,00	60,055	1,863	68,198	8,258
Sb0	66	0,00	4,136	0,081	0,275	0,524
Sb1	66	0,00	52,271	12,483	185,817	13,631
Sb2	66	0,00	77,230	29,947	644,345	25,384
Sbs	66	0,00	25,019	4,905	49,495	7,035
U	66	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	66	0,00	16,346	1,234	9,253	3,042

Tabela 3 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Buteo buteo* à escala de estudo r=1000 m.

Bb1000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	66	0,00	21,395	1,261	16,633	4,078
Az1	66	0,00	73,324	6,160	193,347	13,905
Az2	66	0,00	31,667	2,127	38,135	6,175
Azs	66	0,00	129,790	8,814	498,486	22,327
AA	66	0,96	227,451	54,812	2714,444	52,100
Ec	66	0,00	57,085	1,674	51,280	7,161
H1	66	0,00	5,719	0,087	0,488	0,699
H2	66	0,00	6,679	0,510	2,047	1,431
O	66	0,00	48,288	6,010	124,357	11,152
Pb1	66	0,00	29,350	1,257	16,684	4,085
Pb2	66	0,00	210,828	29,221	2842,646	53,316
Pm1	66	0,00	35,848	0,771	20,590	4,538
Pm2	66	0,00	157,413	8,162	495,738	22,265
Sb0	66	0,00	39,293	2,243	46,863	6,846
Sb1	66	0,00	144,019	44,828	1295,910	35,999
Sb2	66	0,00	289,052	115,093	7354,371	85,758
Sbs	66	0,00	89,022	26,169	631,663	25,133
U	66	0,00	0,810	0,013	0,010	0,099
Vr	66	0,00	25,744	4,906	47,709	6,907

Tabela 4 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Buteo buteo* à escala de estudo r=2000 m.

Bb2000	N	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	66	0,00	85,492	8,382	294,356	17,157
Az1	66	0,00	152,044	24,828	1735,206	41,656
Az2	66	0,00	242,768	15,990	1319,856	36,330
Azs	66	0,00	231,854	27,792	2707,839	52,037
AA	66	51,43	746,354	236,005	29510,999	171,788
Ec	66	0,00	76,685	3,813	101,205	10,060
H1	66	0,00	29,606	1,712	33,371	5,777
H2	66	0,00	26,472	1,998	14,183	3,766
O	66	0,00	231,945	44,190	3178,723	56,380
Pb1	66	0,00	29,350	3,375	38,307	6,189
Pb2	66	0,00	383,843	86,628	14591,208	120,794
Pm1	66	0,00	44,990	4,305	158,740	12,599
Pm2	66	0,00	192,460	29,623	1309,536	36,188
Sb0	66	0,00	121,457	14,128	830,636	28,821
Sb1	66	0,00	403,360	195,557	8478,514	92,079
Sb2	66	0,00	928,426	436,656	64525,828	254,019
Sbs	66	0,00	240,812	98,087	5146,345	71,738
U	66	0,00	34,419	1,985	42,976	6,556
Vr	66	0,00	81,332	21,520	369,540	19,223

Anexo B-2) Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Hieraetus pennatus*

Tabela 5 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Hieraetus pennatus* à escala de estudo r=100 m.

Hp100	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	71	0,00	0,823	0,012	0,009	0,097
Az1	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az2	71	0,00	2,315	0,062	0,132	0,364
Azs	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
AA	71	0,00	3,137	2,379	1,484	1,218
Ec	71	0,00	1,265	0,022	0,023	0,152
H1	71	0,00	0,556	0,008	0,004	0,066
H2	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb1	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb2	71	0,00	3,137	0,180	0,523	0,723
Pm1	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	71	0,00	3,126	0,248	0,592	0,769
Sb0	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb2	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sbs	71	0,00	3,137	0,216	0,426	0,653
U	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	71	0,00	0,504	0,012	0,005	0,071

Tabela 6 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Hieraetus pennatus* à escala de estudo r=500 m.

Hp500	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	71	0,00	9,387	0,139	1,225	1,107
Az1	71	0,00	11,623	0,288	2,915	1,707
Az2	71	0,00	18,763	0,492	8,406	2,899
Azs	71	0,00	23,470	0,610	12,944	3,598
AA	71	0,00	30,976	4,161	33,229	5,764
Ec	71	0,00	5,276	0,383	1,405	1,185
H1	71	0,00	6,435	0,091	0,575	0,758
H2	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	71	0,00	16,536	0,486	4,809	2,193
Pb1	71	0,00	5,332	0,172	0,650	0,806
Pb2	71	0,00	75,875	6,375	228,977	15,132
Pm1	71	0,00	1,048	0,016	0,015	0,124
Pm2	71	0,00	69,457	5,790	232,394	15,244
Sb0	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	71	0,00	52,406	13,137	174,300	13,202
Sb2	71	0,00	77,607	39,823	577,315	24,027
Sbs	71	0,00	44,805	5,605	75,382	8,682
U	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	71	0,00	23,943	0,951	10,390	3,223

Tabela 7 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Hieraaetus pennatus* à escala de estudo r=1000 m.

Hp1000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	71	0,00	17,319	0,641	8,465	2,910
Az1	71	0,00	68,414	2,117	100,249	10,012
Az2	71	0,00	59,617	1,483	71,899	8,479
Azs	71	0,00	82,490	2,408	174,707	13,218
AA	71	0,00	89,807	22,690	437,031	20,905
Ec	71	0,00	9,048	0,929	5,530	2,352
H1	71	0,00	15,462	0,311	3,883	1,971
H2	71	0,00	4,959	0,606	1,950	1,396
O	71	0,00	66,089	5,179	133,115	11,538
Pb1	71	0,00	11,031	0,595	4,222	2,055
Pb2	71	0,00	189,820	21,886	2188,037	46,776
Pm1	71	0,00	34,239	1,794	40,246	6,344
Pm2	71	0,00	163,108	17,357	1413,658	37,599
Sb0	71	0,00	9,929	0,162	1,379	1,174
Sb1	71	0,00	143,176	52,508	1469,419	38,333
Sb2	71	2,66	287,817	160,444	6179,734	78,611
Sbs	71	0,00	83,676	19,756	439,832	20,972
U	71	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	71	0,00	37,190	3,255	31,597	5,621

Tabela 8 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Hieraaetus pennatus* à escala de estudo r=2000 m.

Hp2000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	71	0,00	52,716	4,189	122,201	11,054
Az1	71	0,00	139,213	9,638	684,500	26,163
Az2	71	0,00	173,218	5,684	495,105	22,251
Azs	71	0,00	204,894	14,388	1489,532	38,594
AA	71	45,17	361,755	134,878	6574,232	81,082
Ec	71	0,00	15,153	2,446	12,872	3,588
H1	71	0,00	32,195	2,047	50,287	7,091
H2	71	0,00	9,425	1,493	6,761	2,600
O	71	0,00	281,599	44,607	4854,933	69,677
Pb1	71	0,00	15,146	3,494	22,589	4,753
Pb2	71	0,00	388,374	71,946	13439,220	115,928
Pm1	71	0,00	44,990	8,850	278,820	16,698
Pm2	71	0,00	192,460	41,135	2641,563	51,396
Sb0	71	0,00	46,019	5,047	120,271	10,967
Sb1	71	27,82	382,555	213,521	7050,331	83,966
Sb2	71	160,09	978,991	587,862	48708,745	220,701
Sbs	71	5,28	238,316	85,749	4185,360	64,694
U	71	0,00	32,008	1,568	32,143	5,670
Vr	71	0,00	67,668	18,022	123,668	11,121

Anexo B-3) Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Circaetus gallicus*

Tabela 9 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Circaetus gallicus* à escala de estudo r=100 m.

Cg100	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio Padrão
Az0	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az2	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Azs	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
AA	25	0,00	3,137	2,753	0,737	0,858
Ec	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb2	25	0,00	3,114	0,218	0,559	0,748
Pm1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb0	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb2	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sbs	25	0,00	1,118	0,144	0,096	0,309
U	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	25	0,00	0,552	0,023	0,012	0,108

Tabela 10 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Circaetus gallicus* à escala de estudo r=500 m.

Cg500	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio Padrão
Az0	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az2	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Azs	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
AA	25	0,00	11,493	2,550	13,689	3,700
Ec	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	25	0,00	0,659	0,036	0,018	0,136
Pb1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb2	25	0,00	28,949	2,016	47,504	6,892
Pm1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	25	0,00	0,044	0,002	0,000	0,009
Sb0	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	25	0,00	23,989	11,064	61,863	7,865
Sb2	25	4,95	78,519	56,663	276,442	16,627
Sbs	25	0,00	25,019	4,816	38,227	6,183
U	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	25	0,00	15,273	1,371	9,737	3,120

Tabela 11 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Circaetus gallicus* à escala de estudo r=1000 m.

Cg1000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio Padrão
Az0	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az1	25	0,00	14,823	0,593	8,437	2,905
Az2	25	0,00	0,798	0,032	0,024	0,156
Azs	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
AA	25	0,13	64,179	15,904	257,529	16,048
Ec	25	0,00	0,039	0,002	0,000	0,008
H1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	25	0,00	0,108	0,004	0,000	0,021
O	25	0,00	7,012	0,450	1,972	1,404
Pb1	25	0,00	0,874	0,035	0,029	0,171
Pb2	25	0,00	58,241	5,529	182,397	13,505
Pm1	25	0,00	20,827	0,833	16,656	4,081
Pm2	25	0,00	18,331	2,496	27,950	5,287
Sb0	25	0,00	9,844	0,425	3,720	1,929
Sb1	25	14,45	92,042	44,951	529,166	23,004
Sb2	25	88,98	284,656	221,187	2451,295	49,511
Sbs	25	0,61	59,835	18,057	213,998	14,629
U	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	25	0,00	24,726	3,621	27,296	5,225

Tabela 12 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Circaetus gallicus* à escala de estudo r=2000 m.

Cg2000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio Padrão
Az0	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az1	25	0,00	24,838	0,994	23,691	4,867
Az2	25	0,00	32,318	1,293	40,106	6,333
Azs	25	0,00	5,297	0,239	1,084	1,041
AA	25	44,63	352,059	104,074	3656,159	60,466
Ec	25	0,00	14,940	2,217	21,369	4,623
H1	25	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	25	0,00	8,623	0,780	3,948	1,987
O	25	0,00	41,228	10,225	171,461	13,094
Pb1	25	0,00	14,754	3,731	19,585	4,425
Pb2	25	0,00	256,052	34,519	3939,384	62,765
Pm1	25	0,00	44,990	10,126	218,430	14,779
Pm2	25	0,00	40,823	15,891	333,962	18,275
Sb0	25	0,00	42,818	4,370	105,608	10,277
Sb1	25	144,69	339,109	231,783	1894,504	43,526
Sb2	25	310,77	861,752	738,566	15028,068	122,589
Sbs	25	23,10	151,304	80,176	1914,168	43,751
U	25	0,00	7,777	0,723	4,018	2,005
Vr	25	2,54	77,264	16,883	176,707	13,293

Anexo B-4) Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Pernis apivorus*

Tabela 13 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Pernis apivorus* à escala de estudo r=100 m.

Pa100	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az2	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Azs	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
AA	11	0,00	3,137	2,310	1,505	1,227
Ec	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb2	11	0,00	3,137	0,517	1,220	1,104
Pm1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	11	0,00	1,965	0,179	0,319	0,565
Sb0	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb2	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sbs	11	0,00	0,585	0,066	0,029	0,169
U	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	11	0,00	0,727	0,066	0,044	0,209

Tabela 14 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Pernis apivorus*. à escala de estudo r=500 m.

Pa500	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az1	11	0,00	12,384	1,126	12,675	3,560
Az2	11	0,00	0,889	0,081	0,065	0,256
Azs	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
AA	11	0,00	18,787	6,874	30,739	5,544
Ec	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	11	0,00	4,677	0,494	1,796	1,340
O	11	0,00	3,514	0,849	1,367	1,169
Pb1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb2	11	0,00	60,431	8,331	298,894	17,289
Pm1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	11	0,00	15,471	2,983	27,798	5,272
Sb0	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	11	0,00	32,993	12,377	99,283	9,964
Sb2	11	0,00	65,714	39,286	429,521	20,725
Sbs	11	0,00	24,164	4,965	73,887	8,596
U	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	11	0,00	4,954	1,152	3,799	1,949

Tabela 15 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Pernis apivorus* à escala de estudo r=1000 m.

Pa1000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	11	0,00	2,847	0,259	0,670	0,818
Az1	11	0,00	30,250	4,292	81,134	9,007
Az2	11	0,00	19,308	2,072	30,185	5,494
Azs	11	0,00	8,212	1,364	7,588	2,755
AA	11	2,70	55,334	28,639	184,078	13,568
Ec	11	0,00	6,490	1,788	7,668	2,769
H1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	11	0,00	4,959	0,812	3,014	1,736
O	11	0,00	32,724	10,064	166,349	12,898
Pb1	11	0,00	4,116	0,959	2,507	1,584
Pb2	11	0,00	206,348	35,209	3464,631	58,861
Pm1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	11	0,00	39,462	9,506	203,062	14,250
Sb0	11	0,00	2,861	0,260	0,677	0,823
Sb1	11	1,52	119,972	51,297	1345,899	36,687
Sb2	11	0,00	265,686	139,753	5027,390	70,904
Sbs	11	0,00	75,395	25,448	562,840	23,724
U	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	11	0,00	9,571	2,392	13,123	3,623

Tabela 16 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Pernis apivorus* à escala de estudo r=2000 m.

Pa2000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	11	0,00	32,991	6,011	112,711	10,617
Az1	11	0,00	88,262	22,499	1235,272	35,146
Az2	11	0,00	50,472	11,132	343,401	18,531
Azs	11	0,00	140,693	32,477	2617,392	51,160
AA	11	45,17	221,602	150,809	3323,077	57,646
Ec	11	0,00	9,048	3,079	16,061	4,008
H1	11	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	11	0,00	8,588	2,736	9,073	3,012
O	11	0,00	100,946	35,457	1007,295	31,738
Pb1	11	0,00	14,185	3,540	18,756	4,331
Pb2	11	0,00	393,545	101,238	18594,364	136,361
Pm1	11	0,00	29,878	2,716	73,774	8,589
Pm2	11	0,00	83,902	28,371	1053,015	32,450
Sb0	11	0,00	71,590	12,997	733,638	27,086
Sb1	11	120,43	293,342	203,211	2728,916	52,239
Sb2	11	156,41	978,991	524,489	46808,597	216,353
Sbs	11	8,29	231,100	100,854	6082,182	77,988
U	11	0,00	4,801	0,436	1,905	1,380
Vr	11	2,40	45,453	14,487	114,391	10,695

Anexo B-5) Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Elanus caeruleus*

Tabela 17 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *E.caeruleus* à escala de estudo r=100 m.

Ec100	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	12	0,00	2,329	0,370	0,481	0,693
Az1	12	0,00	2,789	0,432	0,707	0,841
Az2	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Azs	12	0,00	3,137	1,188	1,970	1,403
AA	12	0,00	3,137	1,124	2,005	1,416
Ec	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H1	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb1	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb2	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm1	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb0	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb2	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sbs	12	0,00	0,135	0,011	0,001	0,037
U	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	12	0,00	0,146	0,012	0,002	0,040

Tabela 18 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *E.caeruleus* à escala de estudo r=500 m.

Ec500	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	12	0,00	19,493	6,069	46,195	6,797
Az1	12	0,00	20,807	8,430	54,542	7,385
Az2	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Azs	12	0,00	70,628	23,148	559,425	23,652
AA	12	0,00	71,267	24,688	587,631	24,241
Ec	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H1	12	0,00	1,737	0,145	0,230	0,480
H2	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	12	0,00	6,702	0,985	4,108	2,027
Pb1	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb2	12	0,00	0,200	0,017	0,003	0,055
Pm1	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	12	0,00	12,370	1,031	11,689	3,419
Sb0	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	12	0,00	42,765	4,472	142,300	11,929
Sb2	12	0,00	50,606	7,153	242,707	15,579
Sbs	12	0,00	5,344	1,033	2,703	1,644
U	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	12	0,00	13,249	1,344	13,347	3,653

Tabela 19 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *E.caeruleus* à escala de estudo r=1000 m.

Ec1000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	12	0,00	26,949	15,204	62,300	7,893
Az1	12	0,00	63,711	28,602	415,873	20,393
Az2	12	0,00	20,599	6,487	56,627	7,525
Azs	12	0,00	146,922	63,087	3579,456	59,829
AA	12	13,37	250,351	117,569	6832,628	82,660
Ec	12	0,00	1,529	0,297	0,302	0,549
H1	12	0,00	19,309	2,035	28,512	5,340
H2	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	12	0,00	47,949	14,013	250,422	15,825
Pb1	12	0,00	1,041	0,087	0,083	0,288
Pb2	12	0,00	23,615	2,820	47,229	6,872
Pm1	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	12	0,00	49,604	7,262	188,549	13,731
Sb0	12	0,00	25,552	2,129	49,876	7,062
Sb1	12	0,00	92,030	10,869	699,467	26,447
Sb2	12	0,00	147,384	28,398	2256,056	47,498
Sbs	12	0,00	27,967	7,144	73,704	8,585
U	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	12	0,00	18,395	8,115	40,975	6,401

Tabela 20 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *E.caeruleus* à escala de estudo r=2000 m.

Ec2000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	12	0,00	82,911	46,288	672,494	25,932
Az1	12	0,00	148,387	100,639	2152,419	46,394
Az2	12	0,00	211,805	89,610	3964,279	62,963
Azs	12	0,00	241,098	132,301	6190,765	78,681
AA	12	105,71	740,929	514,439	41004,172	202,495
Ec	12	0,00	15,339	3,925	26,446	5,143
H1	12	0,00	32,337	8,397	157,973	12,569
H2	12	0,00	3,099	0,378	0,749	0,866
O	12	22,03	177,722	67,084	1899,419	43,582
Pb1	12	0,00	11,031	0,945	9,254	3,042
Pb2	12	0,00	66,613	14,420	477,804	21,859
Pm1	12	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	12	0,00	184,952	35,457	2862,254	53,500
Sb0	12	0,00	111,677	9,306	952,710	30,866
Sb1	12	0,00	272,332	47,373	7113,487	84,341
Sb2	12	0,00	546,744	130,155	26408,779	162,508
Sbs	12	0,00	66,535	18,323	419,445	20,480
U	12	0,00	2,758	0,431	0,935	0,967
Vr	12	2,35	65,689	37,097	322,416	17,956

Anexo B-6) Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Falco tinnunculus*

Tabela 21 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *F. tinnunculus* à escala de estudo r=100 m.

Ft100	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	8	0,00	0,82	0,1	0,074	0,272
Az1	8	0,00	1,57	0,31	0,324	0,570
Az2	8	0,00	2,31	0,28	0,586	0,766
Azs	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
AA	8	0,00	3,14	0,24	1,152	1,073
Ec	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
H1	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
H2	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
O	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
Pb1	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
Pb2	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
Pm1	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
Pm2	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
Sb0	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
Sb1	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
Sb2	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
Sbs	8	0,00	0,01	0,00	0,000	0,002
U	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000
Vr	8	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000

Tabela 22 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *F. tinnunculus* à escala de estudo r=500 m.

Ft500	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	8	0,00	9,387	1,173	9,638	3,104
Az1	8	0,00	26,094	5,936	77,672	8,813
Az2	8	0,00	16,185	2,519	28,365	5,326
Azs	8	0,00	23,470	5,497	60,108	7,753
AA	8	0,00	62,229	21,438	443,657	21,063
Ec	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H1	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	8	0,00	16,536	2,105	29,761	5,455
Pb1	8	0,00	0,024	0,003	0,000	0,008
Pb2	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm1	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	8	0,00	4,810	0,601	2,531	1,591
Sb0	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	8	0,00	27,334	9,096	129,363	11,374
Sb2	8	0,00	72,290	23,283	560,729	23,680
Sbs	8	0,00	18,933	5,818	59,764	7,731
U	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	8	0,00	3,808	1,050	2,029	1,425

Tabela 23 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *F. tinnunculus* à escala de estudo r=1000 m.

Ft1000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	8	0,00	21,753	6,029	70,781	8,413
Az1	8	0,00	68,414	19,792	728,293	26,987
Az2	8	0,00	41,188	10,759	225,829	15,028
Azs	8	0,00	77,163	25,839	778,749	27,906
AA	8	0,36	231,301	75,236	4709,028	68,622
Ec	8	0,00	3,979	0,501	1,728	1,315
H1	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	8	0,00	34,784	8,319	145,256	12,052
Pb1	8	0,00	8,846	1,294	8,390	2,897
Pb2	8	0,00	13,884	2,249	20,484	4,526
Pm1	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	8	0,00	33,843	4,926	122,774	11,080
Sb0	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	8	0,00	59,515	29,144	520,299	22,810
Sb2	8	0,00	262,669	103,553	6331,357	79,570
Sbs	8	0,00	68,281	22,154	713,972	26,720
U	8	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	8	0,00	9,436	4,385	13,003	3,606

Tabela 24 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *F. tinnunculus* à escala de estudo r=2000 m.

Ft2000	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	8	0,00	52,716	21,876	510,745	22,600
Az1	8	0,00	136,462	60,982	3251,136	57,019
Az2	8	0,00	90,344	35,658	1048,077	32,374
Azs	8	0,00	204,894	77,554	7041,197	83,912
AA	8	43,32	758,257	284,868	46145,047	214,814
Ec	8	0,00	9,048	2,024	11,457	3,385
H1	8	0,00	29,131	3,641	92,815	9,634
H2	8	0,00	0,122	0,015	0,002	0,040
O	8	0,00	57,914	23,321	485,913	22,043
Pb1	8	0,00	15,078	3,291	33,414	5,780
Pb2	8	0,00	133,710	44,893	2344,706	48,422
Pm1	8	0,00	44,990	5,624	221,387	14,879
Pm2	8	0,00	91,079	30,462	789,688	28,101
Sb0	8	0,00	19,347	2,418	40,940	6,398
Sb1	8	19,23	367,807	168,280	11247,660	106,055
Sb2	8	38,39	852,955	406,970	65770,354	256,457
Sbs	8	3,85	150,855	61,605	3439,972	58,651
U	8	0,00	4,359	0,545	2,078	1,442
Vr	8	0,00	62,313	22,533	408,626	20,215

Anexo B-7) Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *Milvus migrans*

Tabela 25 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *M. migrans* à escala de estudo r=100 m.

Mg100	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az1	3	0,00	0,957	0,319	0,204	0,451
Az2	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Azs	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
AA	3	0,00	3,137	1,773	1,724	1,313
Ec	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H1	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb1	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb2	3	0,00	2,300	0,767	1,176	1,084
Pm1	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pm2	3	0,00	0,463	0,154	0,048	0,218
Sb0	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb2	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sbs	3	0,00	0,374	0,125	0,031	0,176
U	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabela 26 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *M. migrans* à escala de estudo r=500 m.

Mg500	n	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Az1	3	0,00	26,094	8,698	151,310	12,301
Az2	3	0,00	3,964	1,321	3,492	1,869
Azs	3	0,00	10,747	3,582	25,666	5,066
AA	3	3,03	31,048	14,465	144,069	12,003
Ec	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H1	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb1	3	0,00	0,007	0,002	0,000	0,003
Pb2	3	0,00	21,624	7,208	103,908	10,194
Pm1	3	0,00	0,159	0,053	0,006	0,075
Pm2	3	0,00	9,498	3,166	20,045	4,477
Sb0	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	3	0,00	35,640	14,669	231,557	15,217
Sb2	3	4,12	37,745	18,969	196,173	14,006
Sbs	3	1,94	14,666	6,385	34,346	5,861
U	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabela 27 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *M. migrans* à escala de estudo r=1000 m.

Mg1000	N	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	3	0,00	9,158	3,053	18,636	4,317
Az1	3	0,00	62,462	20,821	867,011	29,445
Az2	3	0,00	26,247	8,749	153,084	12,373
Azs	3	0,00	40,971	13,657	373,029	19,314
AA	3	13,53	77,883	47,074	693,878	26,342
Ec	3	0,00	0,028	0,009	0,000	0,013
H1	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	3	0,00	16,647	7,936	46,489	6,818
Pb1	3	0,00	11,031	3,677	27,039	5,200
Pb2	3	0,00	26,114	8,705	151,538	12,310
Pm1	3	0,00	28,024	9,341	174,519	13,211
Pm2	3	5,56	9,498	6,910	3,349	1,830
Sb0	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Sb1	3	0,00	146,482	76,602	3598,768	59,990
Sb2	3	71,31	104,523	85,867	192,251	13,865
Sbs	3	3,39	45,419	17,552	388,299	19,705
U	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	3	0,00	12,497	4,166	34,703	5,891

 Tabela 28 – Estatísticas descritivas das variáveis de ocupação do solo para *M. migrans* à escala de estudo r=2000 m.

Mg2000	N	Mínimo	Máximo	Média	Variância	Desvio padrão
Az0	3	0,00	50,771	16,924	572,825	23,934
Az1	3	0,00	96,573	39,159	1720,979	41,485
Az2	3	0,00	50,472	25,372	424,614	20,606
Azs	3	0,00	141,436	50,129	4181,835	64,667
AA	3	123,42	401,466	252,734	13073,694	114,340
Ec	3	0,00	9,048	3,233	16,979	4,121
H1	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
H2	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
O	3	10,09	129,258	63,714	2437,940	49,376
Pb1	3	0,00	15,146	5,049	50,979	7,140
Pb2	3	0,45	201,163	78,963	7668,602	87,571
Pm1	3	0,00	44,990	14,997	449,803	21,209
Pm2	3	22,80	91,079	52,855	810,430	28,468
Sb0	3	0,00	19,347	6,449	83,180	9,120
Sb1	3	58,10	367,807	207,090	16055,514	126,710
Sb2	3	254,60	424,613	366,641	6278,857	79,239
Sbs	3	9,37	117,847	45,602	2609,672	51,085
U	3	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000
Vr	3	6,56	45,445	27,622	257,219	16,038

Anexo C - Análise em componentes principais

Anexo C-1.a) Modelo reclassificado r=100 m

Tabela 1 – Percentagem de contribuição das variáveis em estudo à formação das cinco componentes principais (F) no nível de estudo r=100 m.

Contribuição das var. (%)	F1	F2	F3	F4	F5
<i>C. gallicus</i>	0,184	0,136	14,469	10,740	58,746
<i>H. pennatus</i>	0,221	48,646	13,212	1,952	0,258
<i>B. buteo</i>	0,339	47,572	9,489	0,164	0,253
<i>P. apivorus</i>	0,001	0,493	0,458	0,579	4,639
<i>F. tinunculus</i>	0,027	0,438	10,474	40,374	0,059
<i>E. caeruleus</i>	0,098	0,238	31,061	8,278	33,558
<i>M. migrans</i>	0,079	0,658	6,447	36,374	0,614
%Q0	11,670	0,090	0,829	0,184	0,192
%Q1	11,912	0,121	1,056	0,001	0,170
%Q2	12,389	0,291	0,087	0,029	0,039
%AA_s	6,124	0,435	6,793	0,888	0,822
%Ec	12,349	0,255	0,059	0,037	0,037
%H1	12,388	0,291	0,084	0,035	0,039
%O	12,302	0,165	0,065	0,045	0,036
%P2	8,025	0,099	5,293	0,130	0,484
%Vr	11,892	0,071	0,123	0,188	0,055

Tabela 2 – Vetores próprios das variáveis estudadas em relação ao seu comportamento perante as três componentes principais, para o raio de estudo r=100 m.

Vetores próprios:	F1	F2	F3
<i>C. gallicus</i>	-0,043	0,037	0,380
<i>H. pennatus</i>	-0,047	0,697	-0,363
<i>B. buteo</i>	0,058	-0,690	-0,308
<i>P. apivorus</i>	-0,003	-0,070	-0,068
<i>F. tinunculus</i>	0,017	-0,066	0,324
<i>E. caeruleus</i>	0,031	0,049	0,557
<i>M. migrans</i>	0,028	-0,081	0,254
%Q0	0,342	0,030	0,091
%Q1	0,345	0,035	0,103
%Q2	0,352	0,054	0,030
%AA_s	-0,247	0,066	0,261
%Ec	0,351	0,050	0,024
%H1	0,352	0,054	0,029
%O	0,351	0,041	0,026
%P2	0,283	-0,032	-0,230
%Vr	0,345	0,027	0,035

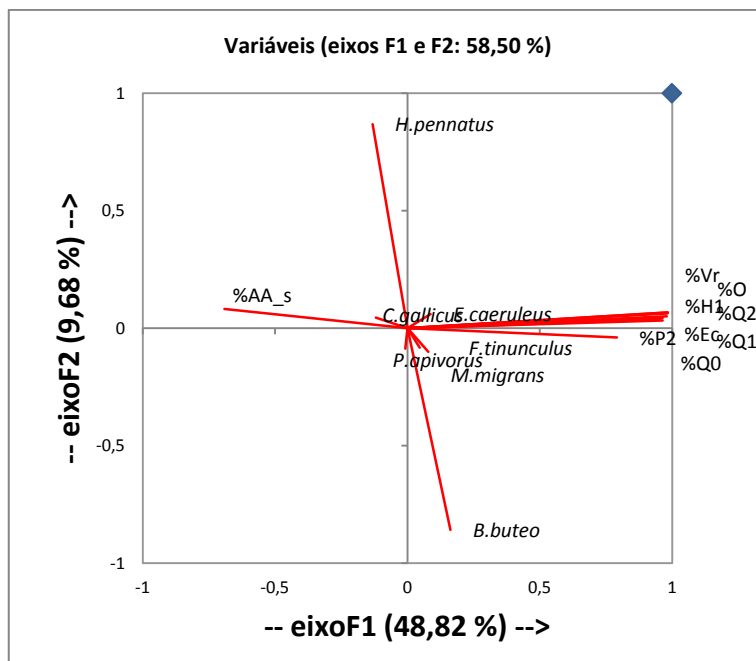


Figura 1 – Representação gráfica das duas componentes principais nos eixos, para o raio de estudo $r=100$ m e posição das variáveis estudadas.

Anexo C-1.b) Modelo reclassificado $r=500$ m

Tabela 3 – Percentagem de contribuição das variáveis em estudo à formação das cinco componentes principais (F) no nível de estudo $r=500$ m.

Contribuição das var.(%)	F1	F2	F3	F4	F5
<i>C. gallicus</i>	0,157	9,240	18,666	4,325	0,299
<i>H. pennatus</i>	0,104	10,507	39,683	0,374	3,742
<i>B. buteo</i>	0,192	14,280	8,718	25,444	2,554
<i>P. apivorus</i>	0,732	0,269	0,319	3,908	3,928
<i>F. tinunculus</i>	0,040	1,699	0,010	14,731	14,792
<i>E. caeruleus</i>	1,164	4,109	0,865	15,594	27,184
<i>M. migrans</i>	0,010	1,462	0,921	10,343	24,257
%Q0	12,589	0,010	0,732	0,764	0,813
%Q1	0,116	0,969	2,843	5,341	13,717
%Q2	0,693	27,115	7,589	0,163	0,591
%AA_s	0,143	25,595	0,446	3,487	4,289
%Ec	11,638	0,606	0,060	1,005	0,167
%H1	13,986	0,529	0,234	0,021	0,002
%H2	13,795	0,299	0,253	0,017	0,002
%O	9,970	0,352	0,081	1,263	0,140
%P1	9,667	0,000	1,935	0,456	2,515
%P2	3,586	1,100	14,916	12,294	0,727
%U	13,988	0,526	0,245	0,018	0,001
%Vr	7,429	1,332	1,484	0,451	0,279

Tabela 4 – Vetores próprios das variáveis estudadas em relação ao seu comportamento perante as três componentes principais, para o raio de estudo r=500 m.

Vetores próprios:	F1	F2	F3
<i>C. gallicus</i>	-0,040	0,304	-0,432
<i>H. pennatus</i>	-0,032	0,324	0,630
<i>B. buteo</i>	-0,044	-0,378	-0,295
<i>P. apivorus</i>	0,086	0,052	-0,056
<i>F. tinunculus</i>	0,020	-0,130	-0,010
<i>E. caeruleus</i>	0,108	-0,203	-0,093
<i>M. migrans</i>	-0,010	-0,121	0,096
%Q0	0,355	-0,010	-0,086
%Q1	0,034	-0,098	0,169
%Q2	-0,083	0,521	-0,275
%AA_s	0,038	-0,506	-0,067
%Ec	0,341	0,078	-0,024
%H1	0,374	0,073	-0,048
%H2	0,371	0,055	-0,050
%O	0,316	-0,059	-0,028
%P1	0,311	0,000	0,139
%P2	0,189	-0,105	0,386
%U	0,374	0,073	-0,049
%Vr	0,273	0,115	-0,122

Anexo C-1.c) Modelo reclassificado r=1000 m

Tabela 5 – Percentagem de contribuição das variáveis em estudo à formação das cinco componentes principais (F) no nível de estudo r=1000 m.

Contribuição das var.(%)	F1	F2	F3	F4	F5
<i>C. gallicus</i>	0,788	7,144	12,835	3,956	1,002
<i>H. pennatus</i>	0,533	11,053	16,660	6,108	16,015
<i>B. buteo</i>	0,023	16,663	1,293	0,245	30,007
<i>P. apivorus</i>	1,363	1,067	0,287	0,208	10,260
<i>F. tinunculus</i>	0,006	1,555	0,001	7,144	3,622
<i>E. caeruleus</i>	2,865	2,353	5,846	0,058	24,546
<i>M. migrans</i>	0,016	0,880	3,074	10,972	0,266
%Q0	12,131	0,212	4,136	0,000	1,042
%Q1	0,277	0,678	12,395	19,869	0,039
%Q2	3,842	22,701	5,876	0,889	1,770
%AA_s	2,430	24,076	1,103	0,852	2,917
%P1	5,707	0,204	11,236	12,495	0,762
%P2	2,674	0,046	20,510	6,407	5,650
%Ec	13,049	3,238	0,755	1,055	0,659
%H1	15,670	3,431	1,143	1,017	0,040
%H2	11,571	1,143	1,583	0,027	0,229
%O	9,080	0,006	0,089	9,969	0,001
%U	15,581	3,132	0,846	0,856	0,363
%Vr	2,396	0,420	0,330	17,872	0,812

Tabela 6 – Vetores próprios das variáveis estudadas em relação ao seu comportamento perante as três componentes principais, para o raio de estudo r=1000 m.

Vetores próprios:	F1	F2	F3
<i>C. gallicus</i>	-0,089	-0,267	-0,358
<i>H. pennatus</i>	-0,073	-0,332	0,408
<i>B. buteo</i>	-0,015	0,408	-0,114
<i>P. apivorus</i>	0,117	-0,103	0,054
<i>F. tinunculus</i>	0,008	0,125	-0,004
<i>E. caeruleus</i>	0,169	0,153	-0,242
<i>M. migrans</i>	0,012	0,094	0,175
%Q0	0,348	0,046	-0,203
%Q1	-0,053	0,082	0,352
%Q2	-0,196	-0,476	-0,242
%AA_s	0,156	0,491	-0,105
%P1	0,239	-0,045	0,335
%P2	0,164	0,022	0,453
%Ec	0,361	-0,180	-0,087
%H1	0,396	-0,185	-0,107
%H2	0,340	-0,107	0,126
%O	0,301	0,008	0,030
%U	0,395	-0,177	-0,092
%Vr	0,155	0,065	-0,057

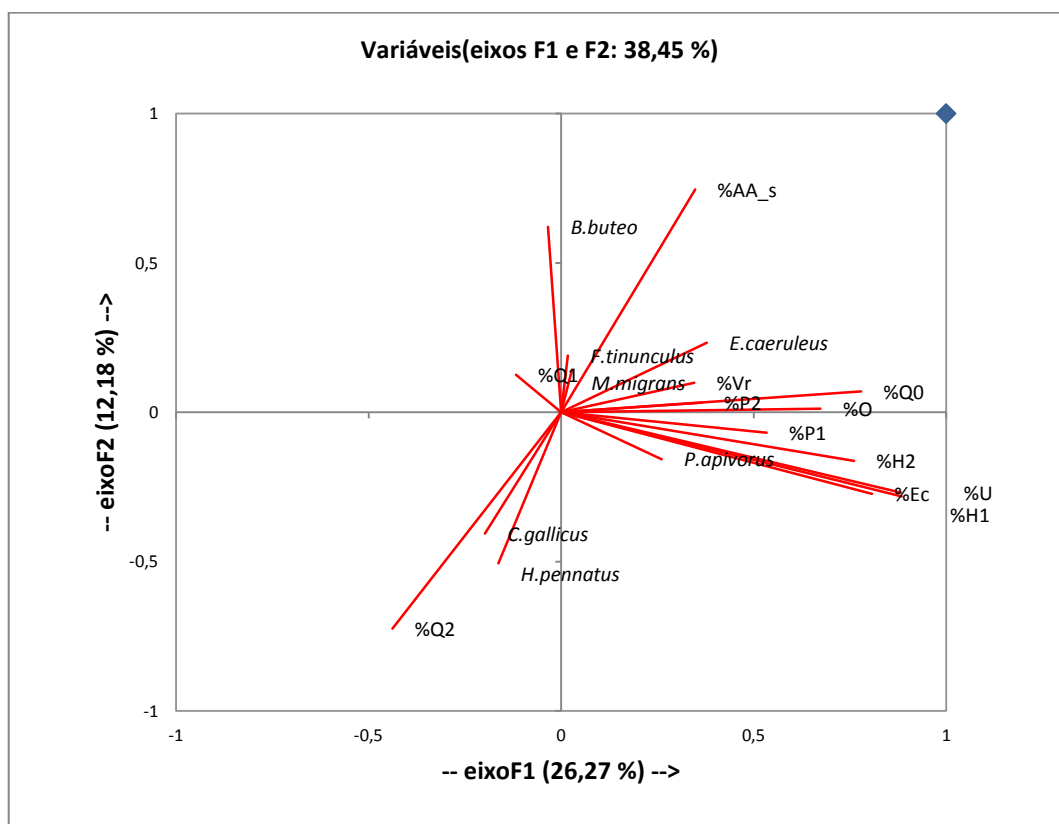


Figura 2 – Representação gráfica das duas componentes principais nos eixos, para o raio de estudo r= 1000 m e posição das variáveis estudadas

Anexo C-1.d) Modelo reclassificado r=2000 m

Tabela 7 – Percentagem de contribuição das variáveis em estudo à formação das cinco componentes principais (F) no nível de estudo r=2000 m.

Contribuição das var.(%)	F1	F2	F3	F4	F5
<i>C. gallicus</i>	4,002	0,028	7,032	0,291	0,373
<i>H. pennatus</i>	1,460	14,215	6,592	7,879	5,154
<i>B. buteo</i>	0,981	16,591	0,656	10,305	6,413
<i>P. apivorus</i>	0,184	0,166	0,138	6,442	21,270
<i>F. tinunculus</i>	0,217	0,018	0,410	0,916	7,528
<i>E. caeruleus</i>	3,998	0,004	13,879	8,770	0,407
<i>M. migrans</i>	0,228	0,463	0,490	1,065	19,296
%Q0	9,537	0,132	7,829	6,476	0,001
%Q1	3,562	0,837	0,202	27,741	0,873
%Q2	15,962	2,775	3,067	0,202	0,469
AA_s	15,051	7,299	0,032	0,207	0,084
P1	2,153	12,730	4,497	7,300	3,300
P2	1,156	0,057	40,789	0,353	0,065
%Ec	5,522	17,746	0,288	2,519	0,771
%H1	9,545	6,979	2,636	0,334	3,169
%H2	4,073	1,908	2,165	9,959	13,427
%O	11,686	0,764	6,011	4,723	2,052
%U	7,691	12,268	1,318	2,571	0,647
%Vr	2,992	5,021	1,967	1,947	14,700

Tabela 8 – Vetores próprios das variáveis estudadas em relação ao seu comportamento perante as três componentes principais, para o raio de estudo r=2000 m.

Vetores próprios	F1	F2	F3
<i>C. gallicus</i>	0,200	0,017	-0,265
<i>H. pennatus</i>	0,121	0,377	0,257
<i>B. buteo</i>	-0,099	-0,407	0,081
<i>P. apivorus</i>	-0,043	0,041	0,037
<i>F. tinunculus</i>	-0,047	-0,014	-0,064
<i>E. caeruleus</i>	-0,200	-0,007	-0,373
<i>M. migrans</i>	-0,048	0,068	0,070
%Q0	-0,309	0,036	-0,280
%Q1	0,189	0,091	-0,045
%Q2	0,400	0,167	-0,175
AA_s	-0,388	-0,270	-0,018
P1	0,147	0,357	0,212
P2	-0,108	-0,024	0,639
%Ec	-0,235	0,421	0,054
%H1	-0,309	0,264	-0,162
%H2	-0,202	-0,138	0,147
%O	-0,342	0,087	0,245
%U	-0,277	0,350	-0,115
%Vr	-0,173	0,224	-0,140

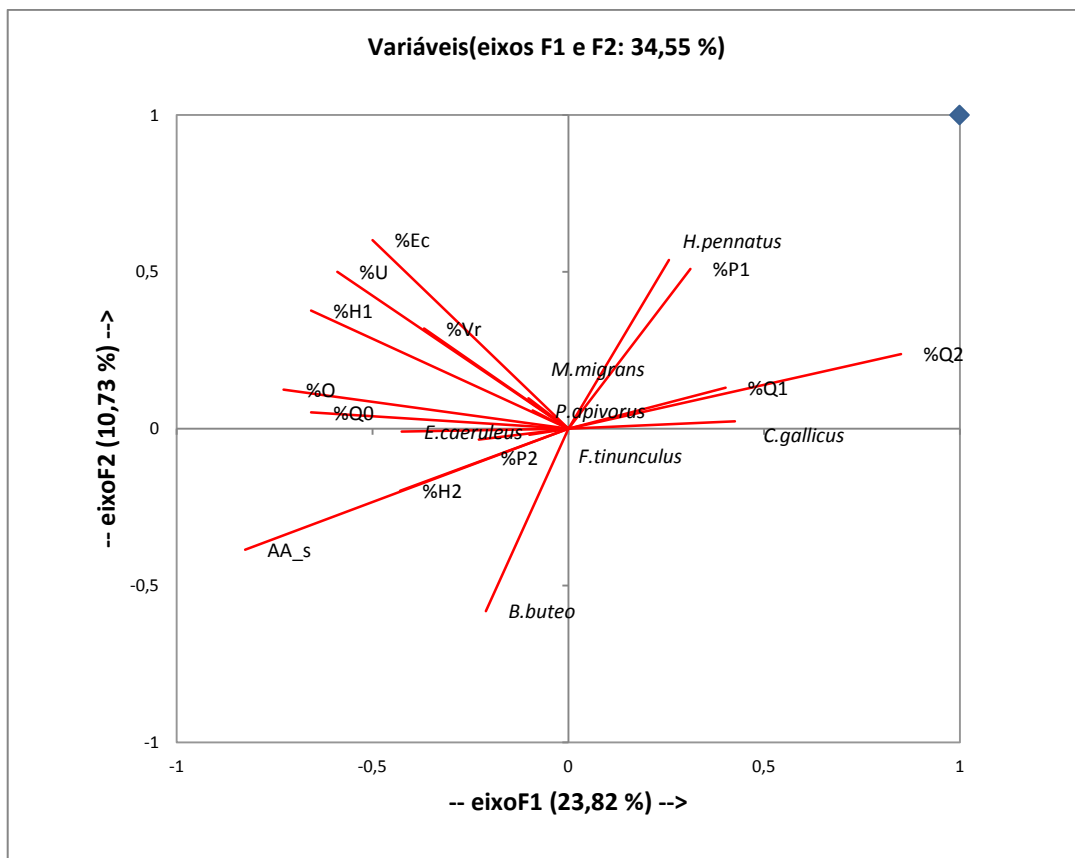


Figura 3 — Representação gráfica das duas componentes principais nos eixos, para o raio de estudo r= 2000 m e posição das variáveis estudadas

Anexo C-1.e) Modelo reclassificado. Contribuições das principais variáveis, nas quatro escalas estudadas, para as quatro espécies de rapina com maior representação

Tabela 9 – Contribuição em relação a *B. buteo* das principais variáveis nas componentes principais, aos quatro níveis estudados (r=100 m, r=500 m, r=1000 m e r=2000 m) no modelo reclassificado. ρ = correlação entre uma determinada variável (ocupação de solo ou espécie) com o eixo (ou fator) *i*; + = direta; - = inversa. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo Material e Métodos, subcapítulo 4.3.1.

	r=100 m		r=500 m		r=1000 m	r=2000 m
	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F2)
<i>B. buteo</i>						
%Q2			+0,521	-0,275	-0,476	
%AA_s		+0,261	-0,506		+0,491	-0,270
%Ec						+0,421
%H1						+0,264
%P1						+0,357
%P2		-0,230		+0,386		
%U						+0,350
%Vr						+0,224
<i>C. gallicus</i>		+0,380	+0,304	-0,432	-0,267	
<i>H. pennatus</i>	+0,697	-0,363	+0,324	+0,630	-0,332	+0,377
<i>B. buteo</i>	-0,690	-0,308	-0,378	-0,295	+0,408	-0,407
<i>E. caeruleus</i>		+0,557	-0,203			

Tabela 10 – Contribuição em relação a *H. pennatus* das principais variáveis nas componentes principais, aos quatro níveis estudados ($r=100$ m, $r=500$ m, $r=1000$ m e $r=2000$ m) no modelo reclassificado. ρ = correlação entre uma determinada variável (ocupação de solo ou espécie) com o eixo (ou fator) i ; + = direta; - = inversa. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo Material e Métodos, subcapítulo 4.3.1.

	r=100 m		r=500 m		r=1000 m		r=2000 m	
	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F3)
<i>H. pennatus</i>								
%Q0						-0,203		-0,280
%Q1						+0,352		
%Q2			+0,521	-0,275	-0,476	-0,242		
%AA_s		+0,261	-0,506		+0,491		-0,270	
%Ec						+0,335	+0,421	
%H1						+0,453	+0,264	
%O								+0,245
%P1							+0,357	+0,212
%P2		-0,230		+0,386				+0,639
%U							+0,350	
%Vr							+0,224	
<i>C. gallicus</i>		+0,380	0,304	-0,432	-0,267	-0,358		-0,265
<i>H. pennatus</i>	+0,697	-0,363	0,324	+0,630	-0,332	+0,408	+0,377	+0,257
<i>B. buteo</i>	-0,690	-0,308	-0,378	-0,295	+0,408		-0,407	
<i>E. caeruleus</i>		+0,557	-0,203			-0,242		-0,373

Tabela 11 – Contribuição em relação a *C. gallicus* das principais variáveis nas componentes principais, aos quatro níveis estudados ($r=100$ m, $r=500$ m, $r=1000$ m e $r=2000$ m) no modelo reclassificado. ρ = correlação entre uma determinada variável (ocupação de solo ou espécie) com o eixo (ou fator) i ; + = direta; - = inversa. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo Material e Métodos, subcapítulo 4.3.1.

	r=100 m	r=500 m		r=1000 m		r=2000 m	
	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F1)	ρ (var. vs. F3)
<i>C. gallicus</i>							
%Q0					-0,203	-0,309	-0,280
%Q1					+0,352		
%Q2		+0,521	-0,275	-0,476	-0,242	+0,400	
%AA_s	+0,261	-0,506		+0,491		-0,388	
%Ec						-0,235	
%H1					+0,453	-0,309	
%O						-0,342	+0,245
%P1							+0,212
%P2	-0,230		+0,386				+0,639
%U						-0,277	
<i>C. gallicus</i>	+0,380	+0,304	-0,432	-0,267	-0,358	+0,200	-0,265
<i>H. pennatus</i>	-0,363	+0,324	+0,630	-0,332	+0,408		+0,257
<i>B. buteo</i>	-0,308	-0,378	-0,295	+0,408			
<i>E. caeruleus</i>	+0,557	-0,203			-0,242	-0,200	-0,373

Tabela 12 – Contribuição em relação a *E. caeruleus* das principais variáveis nas componentes principais, aos quatro níveis estudados ($r=100$ m, $r=500$ m, $r=1000$ m e $r=2000$ m), no modelo reclassificado. ρ = correlação entre uma determinada variável (ocupação de solo ou espécie) com o eixo (ou fator) i ; + = direta; - = inversa. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo Material e Métodos, subcapítulo 4.3.1.

	r=100 m	r=500 m	r=1000 m		r=2000 m	
	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F2)	ρ (var. vs. F3)	ρ (var. vs. F1)	ρ (var. vs. F3)
%Q0					-0,309	-0,280
%Q1				+0,352		
%Q2		+0,521	-0,476	-0,242	+0,400	
%AA_s	+0,261	-0,506	+0,491		-0,388	
%Ec				+0,335	-0,235	
%H1				+0,453	-0,309	
%H2					-0,202	
%O					-0,342	+0,245
%P1						+0,212
%P2	-0,230					+0,639
%U					-0,277	
<i>C. gallicus</i>	+0,380	+0,304	-0,267	-0,358	+0,200	-0,265
<i>H. pennatus</i>	-0,363	+0,324	-0,332	+0,408		+0,257
<i>B. buteo</i>	-0,308	-0,378	+0,408			
<i>E. caeruleus</i>	+0,557	-0,203	+0,153	-0,242	-0,200	-0,373

Anexo C-2.a) Modelo não reclassificado r=100 m
Tabela 13 – Percentagem de contribuição das variáveis em estudo para a formação das cinco componentes principais (F) para r=100 m.

Contribuição das var. (%)	F1	F2	F3	F4	F5
<i>C. gallicus</i>	0,119	0,210	0,292	8,534	69,396
<i>H. pennatus</i>	0,130	49,978	0,498	10,403	3,900
<i>B. buteo</i>	0,181	46,389	2,833	12,106	0,352
<i>P. apivorus</i>	0,002	0,417	0,850	0,218	0,250
<i>F. tinunculus</i>	0,013	0,394	49,849	0,103	1,582
<i>E. caeruleus</i>	0,111	0,000	2,433	62,042	11,829
<i>M. migrans</i>	0,046	0,620	39,737	0,114	2,181
%Az0	7,985	0,011	0,005	0,590	0,008
%Az1	8,252	0,023	0,207	0,409	0,002
%Az2	8,622	0,156	0,049	0,153	0,331
%Azs	7,905	0,000	0,062	1,970	0,131
%AA	3,968	0,422	2,156	1,335	7,087
%Ec	8,587	0,132	0,032	0,179	0,319
%H1	8,621	0,156	0,042	0,152	0,336
%H2	8,625	0,121	0,042	0,151	0,350
%O	8,552	0,070	0,030	0,181	0,341
%Pb2	5,308	0,475	0,790	0,588	0,825
%Pm2	8,321	0,291	0,045	0,249	0,172
%Sbs	6,454	0,119	0,044	0,436	0,023
%Vr	8,197	0,016	0,003	0,085	0,585

Tabela 14 – Vetores próprios das variáveis estudadas em relação ao seu comportamento perante as três componentes principais, para o raio de estudo r=100 m

Vetores próprios:	F1	F2	F3
<i>C. gallicus</i>	-0,034	0,046	0,054
<i>H. pennatus</i>	-0,036	0,707	-0,071
<i>B. buteo</i>	0,043	-0,681	-0,168
<i>P. apivorus</i>	-0,004	-0,065	-0,092
<i>F. tinunculus</i>	0,011	-0,063	0,706
<i>E. caeruleus</i>	0,033	-0,002	-0,156
<i>M. migrans</i>	0,022	-0,079	0,630
%Az0	0,283	0,011	0,007
%Az1	0,287	0,015	0,046
%Az2	0,294	0,040	0,022
%Azs	0,281	0,000	-0,025
%AA	-0,199	0,065	0,147
%Ec	0,293	0,036	0,018
%H1	0,294	0,039	0,021
%H2	0,294	0,035	0,020
%O	0,292	0,026	0,017
%Pb2	0,230	-0,069	-0,089
%Pm2	0,288	0,054	0,021
%Sbs	0,254	0,034	-0,021
%Vr	0,286	0,013	0,006

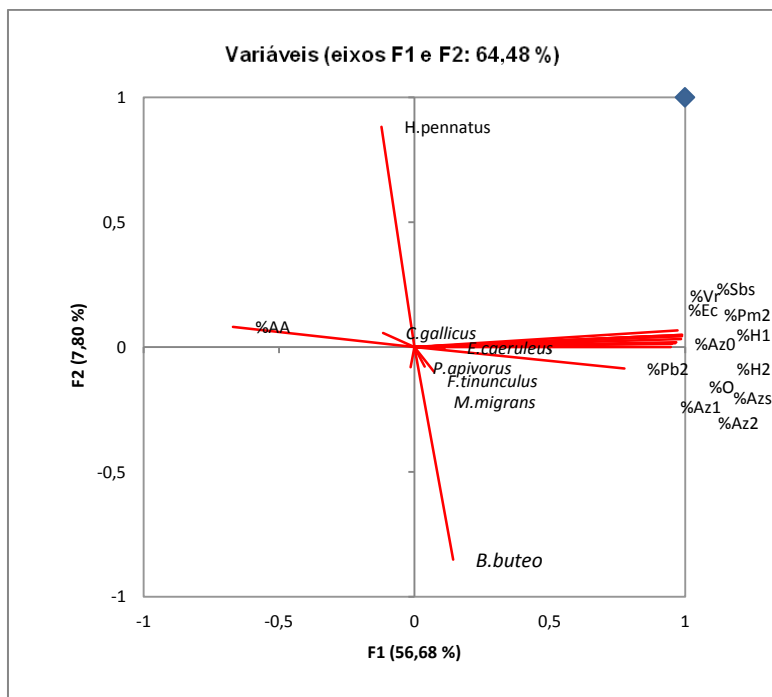


Figura 4 – Representação gráfica das duas componentes principais nos eixos, para o raio de estudo r= 100 m e posição das variáveis estudadas

Anexo C-2.b) Modelo não reclassificado r=500 m
Tabela 15 – Percentagem de contribuição das variáveis em estudo à formação das cinco componentes principais (F) no nível de estudo r=500 m.

Contribuição das var.(%)	F1	F2	F3	F4	F5
<i>C. gallicus</i>	0,085	7,394	6,801	12,618	8,424
<i>H. pennatus</i>	0,076	11,860	11,119	26,563	2,837
<i>B. buteo</i>	0,119	15,596	0,027	21,267	4,810
<i>P. apivorus</i>	0,404	0,092	0,320	4,639	0,282
<i>F. tinunculus</i>	0,050	1,501	0,484	2,973	37,268
<i>E. caeruleus</i>	0,727	2,655	9,782	12,080	1,441
<i>M. migrans</i>	0,002	0,829	1,175	1,002	32,544
%Az0	8,382	0,005	0,819	0,157	0,064
%Az1	6,780	1,643	4,181	0,991	0,365
%Az2	8,970	0,267	0,001	0,083	0,198
%Azs	6,841	1,280	2,676	0,528	0,327
%AA	0,048	27,674	0,154	0,334	0,059
%Ec	7,436	0,293	0,380	0,000	0,682
%H1	9,022	0,393	0,000	0,135	0,004
%H2	8,827	0,176	0,024	0,269	0,000
%O	6,078	0,335	0,790	1,097	0,173
%Pb1	6,617	0,016	3,109	0,056	0,497
%Pb2	2,941	1,823	17,123	0,879	0,912
%Pm1	8,104	0,595	0,007	0,132	0,098
%Pm2	4,966	1,690	0,301	1,250	0,434
%Sb0	8,650	0,324	0,007	0,335	0,002
%Sb1	0,001	2,582	16,620	4,494	0,226
%Sb2	0,398	18,338	4,216	5,227	0,846
%Sbs	0,006	1,027	19,741	0,969	7,502
%Vr	4,469	1,613	0,142	1,918	0,004

Tabela 16 – Vetores próprios das variáveis estudadas em relação ao seu comportamento perante as três componentes principais, para o raio de estudo $r=500$ m.

Vetores próprios	F1	F2	F3
<i>C. gallicus</i>	-0,029	-0,272	-0,261
<i>H. pennatus</i>	-0,028	-0,344	0,333
<i>B. buteo</i>	-0,035	0,395	-0,017
<i>P. apivorus</i>	0,064	-0,030	0,057
<i>F. tinunculus</i>	0,022	0,123	-0,070
<i>E. caeruleus</i>	0,085	0,163	-0,313
<i>M. migrans</i>	-0,005	0,091	0,108
%Az0	0,290	0,007	-0,090
%Az1	0,260	0,128	-0,204
%Az2	0,300	-0,052	-0,004
%Azs	0,262	0,113	-0,164
%AA	0,022	0,526	0,039
%Ec	0,273	-0,054	-0,062
%H1	0,300	-0,063	0,001
%H2	0,297	-0,042	0,016
%O	0,247	0,058	0,089
%Pb1	0,257	-0,013	0,176
%Pb2	0,172	0,135	0,414
%Pm1	0,285	-0,077	0,009
%Pm2	0,223	-0,130	0,055
%Sb0	0,294	-0,057	-0,008
%Sb1	0,003	-0,161	0,408
%Sb2	-0,063	-0,428	-0,205
%Sbs	0,008	0,101	0,444
%Vr	0,211	-0,127	-0,038

Anexo C-2.c) Modelo não reclassificado r=1000 m
Tabela 17 – Percentagem de contribuição das variáveis em estudo à formação das cinco componentes principais (F) no nível de estudo r=1000 m.

Contribuição das var.(%)	F1	F2	F3	F4	F5
<i>C. gallicus</i>	0,183	5,239	0,064	23,318	4,101
<i>H. pennatus</i>	0,272	9,586	1,309	32,086	1,301
<i>B. buteo</i>	0,052	13,111	0,000	6,904	1,797
<i>P. apivorus</i>	0,648	0,201	2,749	1,099	0,033
<i>F. tinunculus</i>	0,012	1,147	1,169	0,061	12,476
<i>E. caeruleus</i>	1,397	1,785	6,056	0,943	4,112
<i>M. migrans</i>	0,005	0,181	0,005	0,248	30,470
%Az0	8,800	0,054	1,570	0,048	0,548
%Az1	8,096	0,603	4,954	0,468	0,045
%Az2	8,453	0,019	1,022	1,178	0,044
%Azs	8,480	0,193	2,442	0,373	0,326
%AA	0,861	24,124	1,003	0,726	0,358
%Ec	7,477	1,015	0,068	0,512	0,008
%H1	9,502	1,349	0,541	0,907	0,151
%H2	5,561	0,006	10,322	0,240	1,438
%O	4,119	0,808	0,083	9,063	0,436
%Pb1	4,380	0,216	9,617	0,018	1,154
%Pb2	1,410	3,973	20,007	0,847	0,565
%Pm1	6,531	4,397	0,338	0,321	3,877
%Pm2	3,532	4,404	0,944	5,905	6,470
%Sb0	7,074	0,371	1,457	1,162	0,088
%Sb1	0,963	1,915	10,340	0,202	15,861
%Sb2	1,273	19,156	0,007	6,881	1,107
%Sbs	0,620	4,931	22,672	1,726	3,328
%U	9,035	0,961	1,216	0,901	0,066
%Vr	1,264	0,254	0,044	3,863	9,839

Anexo C-2.d) Modelo não reclassificado r=2000 m
Tabela 19 – Percentagem de contribuição das variáveis em estudo à formação das cinco componentes principais (F) no nível de estudo r=2000 m.

Contribuição das var. (%)	F1	F2	F3	F4	F5
<i>C. gallicus</i>	1,610	2,203	0,130	1,217	0,989
<i>H. pennatus</i>	0,340	2,927	1,528	16,661	9,108
<i>B. buteo</i>	0,023	6,586	0,277	4,204	32,079
<i>P. apivorus</i>	0,124	0,117	2,210	0,597	0,836
<i>F. tinunculus</i>	0,315	0,030	0,131	1,006	1,012
<i>E. caeruleus</i>	2,439	0,000	3,514	2,710	7,418
<i>M. migrans</i>	0,194	0,018	0,103	0,105	1,062
%Az0	10,490	0,029	0,026	0,341	3,569
%Az1	11,786	0,431	0,012	1,408	0,005
%Az2	10,588	0,434	0,004	2,183	1,691
%Azs	11,733	0,647	0,000	0,722	0,032
%AA	6,306	4,793	2,756	0,063	2,103
%Ec	5,803	1,538	5,646	3,997	2,758
%H1	7,051	0,061	3,105	0,553	8,267
%H2	0,366	12,403	9,160	4,212	0,559
%O	6,125	2,745	0,448	12,385	2,020
%Pb1	0,013	0,901	11,876	7,943	1,350
%Pb2	0,025	17,005	3,955	8,503	0,083
%Pm1	0,467	13,494	11,116	0,077	3,413
%Pm2	2,976	2,802	0,231	18,060	8,695
%Sb0	0,454	0,158	18,265	9,072	1,893
%Sb1	2,818	3,209	10,281	2,909	5,763
%Sb2	6,257	10,058	0,833	0,145	0,960
%Sbs	3,102	16,173	6,321	0,013	1,694
%U	5,644	0,041	6,877	0,250	1,154
%Vr	2,952	1,196	1,196	0,665	1,487

Tabela 20 – Vetores próprios das variáveis estudadas em relação ao seu comportamento perante as três componentes principais, para o raio de estudo $r=2000$ m.

Vetores próprios	F1	F2	F3
<i>C. gallicus</i>	-0,127	-0,148	-0,036
<i>H. pennatus</i>	-0,058	-0,171	0,124
<i>B. buteo</i>	0,015	0,257	-0,053
<i>P. apivorus</i>	0,035	0,034	0,149
<i>F. tinunculus</i>	0,056	-0,017	-0,036
<i>E. caeruleus</i>	0,156	0,000	-0,187
<i>M. migrans</i>	0,044	-0,013	0,032
%Az0	0,324	-0,017	-0,016
%Az1	0,343	-0,066	-0,011
%Az2	0,325	-0,066	-0,006
%Azs	0,343	-0,080	-0,001
%AA	0,251	0,219	-0,166
%Ec	0,241	-0,124	0,238
%H1	0,266	0,025	0,176
%H2	0,061	0,352	0,303
%O	0,247	0,166	-0,067
%Pb1	-0,011	0,095	0,345
%Pb2	-0,016	0,412	0,199
%Pm1	0,068	-0,367	0,333
%Pm2	0,173	-0,167	0,048
%Sb0	0,067	-0,040	0,427
%Sb1	-0,168	-0,179	0,321
%Sb2	-0,250	-0,317	0,091
%Sbs	-0,176	0,402	0,251
%U	0,238	-0,020	0,262
%Vr	0,172	-0,109	-0,109

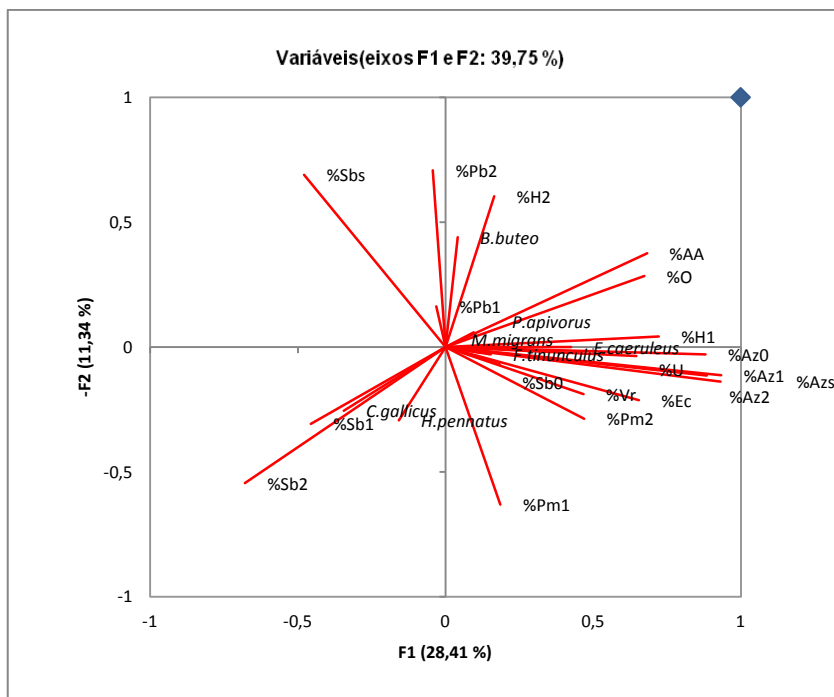


Figura 6 – Representação gráfica das duas componentes principais nos eixos, para o raio de estudo r= 2000 m e posição das variáveis estudadas.

Anexo C-2.e) Modelo não reclassificado. Contribuições das principais variáveis, nas quatro escalas estudadas, para as quatro espécies de rapina com maior representação

Tabela 21 – Contribuição em relação a *B. buteo* das principais variáveis nas componentes principais, aos quatro níveis estudados ($r=100$ m, $r=500$ m, $r=1000$ m e $r=2000$ m), no modelo não reclassificado. ρ = correlação entre uma determinada variável (ocupação de solo ou espécie) com o eixo (ou fator) i ; + = direta; - = inversa. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo Material e Métodos, subcapítulo 4.3.1.

<i>B. buteo</i>	$r=100$ m	$r=500$ m	$r=1000$ m	$r=2000$ m
	ρ	ρ	ρ	ρ
	(var. vs. F2)	(var. vs. F2)	(var. vs. F2)	(var. vs. F2)
%AA		+0,526	+0,491	+0,219
%H2				+0,352
%Pb2			+0,199	+0,412
%Pm1			-0,210	-0,367
%Pm2			-0,210	
%Sb1			-0,138	
%Sb2		-0,428	-0,438	-0,317
%Sbs			+0,222	+0,402
<i>C. gallicus</i>		-0,272	-0,229	
<i>H. pennatus</i>	+0,707	-0,344	-0,310	
<i>B. buteo</i>	-0,681	0,395	+0,362	+0,257
<i>E. caeruleus</i>		0,163		

Tabela 22 – Contribuição em relação a *H. pennatus* das principais variáveis nas componentes principais, aos quatro níveis estudados ($r=100$ m, $r=500$ m, $r=1000$ m e $r=2000$ m), no modelo não reclassificado. ρ = correlação entre uma determinada variável (ocupação de solo ou espécie) com o eixo (ou fator) i ; + = direta; - = inversa. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo Material e Métodos, subcapítulo 4.3.1

<i>H. pennatus</i>	$r=100$ m	$r=500$ m		$r=1000$ m	$r=2000$ m
	ρ	ρ	ρ	ρ	ρ
	(var. vs. F2)	(var. vs. F2)	(var. vs. F3)	(var. vs. F2)	(var. vs. F3)
%Az1			-0,204		
%Azs			-0,164		
%AA		+0,526		+0,491	+0,219
%H2					+0,352
%Pb2			+0,414	+0,199	+0,412
%Pm1					-0,367
%Pm2				-0,210	-0,167
%Sb1			+0,408		
%Sb2		-0,428	-0,205	-0,438	-0,317
%Sbs			+0,444	+0,222	+0,402
<i>C. gallicus</i>		-0,272	-0,261	-0,229	-0,148
<i>H. pennatus</i>	+0,707	-0,344	+0,333	-0,310	-0,171
<i>B. buteo</i>	-0,681	+0,395		+0,362	+0,257
<i>E. caeruleus</i>			-0,313		

Tabela 23 – Contribuição em relação a *C. gallicus* das principais variáveis nas componentes principais, aos quatro níveis estudados ($r=100$ m, $r=500$ m, $r=1000$ m e $r=2000$ m), no modelo não reclassificado. ρ = correlação entre uma determinada variável (ocupação de solo ou espécie) com o eixo (ou fator) i ; + = direta; - = inversa. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo Material e Métodos, subcapítulo 4.3.1.

<i>C. gallicus</i>	r=500 m		r=1000 m	r=2000 m	
	ρ	ρ	ρ	ρ	ρ
	(var. vs. F2)	(var. vs. F3)	(var. vs. F2)	(var. vs. F1)	(var. vs. F2)
%Az0				+0,324	
%Az1		-0,204		+0,343	
%Az2				+0,325	
%Azs				+0,343	
%AA	+0,526		+0,491	+0,251	+0,219
%Ec				+0,241	
%H1				+0,266	
%H2					+0,352
%O				0,247	
%Pb2		+0,414	+0,199		+0,412
%Pm1			-0,210		-0,367
%Pm2			-0,210		
%Sb1		+0,408			
%Sb2	-0,428	-0,205	-0,438	-0,250	-0,317
%Sbs		+0,444	+0,222		+0,402
%U				+0,238	
<i>C. gallicus</i>	-0,272	-0,261	-0,229	-0,127	-0,148
<i>H. pennatus</i>	-0,344	+0,333	-0,310		
<i>B. buteo</i>	+0,395		+0,362		+0,257
<i>E. caeruleus</i>		-0,313			

Tabela 24 – Contribuição em relação a *E. caeruleus* das principais variáveis nas componentes principais, aos quatro níveis estudados ($r=100$ m, $r=500$ m, $r=1000$ m e $r=2000$ m), no modelo não reclassificado. ρ = correlação entre uma determinada variável (ocupação de solo ou espécie) com o eixo (ou fator) i ; + = direta; - = inversa. Ver o significado das variáveis de ocupação do solo no capítulo Material e Métodos, subcapítulo 4.3.1.

<i>E. caeruleus</i>	r=500 m	r=1000 m	r=2000m-	
	ρ	ρ	ρ	ρ
	(var. vs. F3)	(var. vs. F3)	(var. vs. F1)	(var. vs. F3)
%Az0			+0,324	
%Az1	-0,204	-0,223	+0,343	
%Az2			+0,325	
%Azs			+0,343	
%AA			+0,251	
%Ec			+0,241	+0,238
%H1			+0,266	
%H2		+0,321		+0,303
%O			+0,247	
%Pb1		+0,310		+0,345
%Pb2	+0,414	+0,447		+0,199
%Pm1				+0,333
%Sb0				+0,427
%Sb1	+0,408	+0,322		+0,321
%Sb2	-0,205		-0,250	
%Sbs	+0,444	+0,476		+0,251
%U			+0,238	+0,262
<i>C. gallicus</i>	-0,261			
<i>H. pennatus</i>	+0,333			
<i>E. caeruleus</i>	-0,313	-0,246		

ANEXO D - Regressão univariada

Anexo D-1)R. univariada r=500 m

Tabela 1 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=500 m para *B. buteo* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC
Az0	-0,2294	0,1007	-2,279	0,0227	159,22
AA	-0,02427	0,01076	-2,256	0,0241	162,07
Pb2	0,04370	0,02108	2,074	0,0381	161,21
Sb2	0,015552	0,007815	1,990	0,0466	163,4

Tabela 2 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=500 m para *H. pennatus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC
Az0	-0,3250	0,1408	-2,309	0,0210	161,62
Az1	-0,20113	0,08112	-2,479	0,0132	162,54
Azs	-0,09726	0,03719	-2,616	0,00891	160,85
AA	-0,11464	0,02946	-3,892	9,95e-05	134,35
O	-0,18521	0,08254	-2,244	0,02484	162,05
Sb2	0,032630	0,008251	3,955	7,67e-05	155,29

Tabela 3 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=500 m para *C. gallicus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC
AA	-0,20924	0,06595	-3,173	0,00151	73,066
Sb2	0,06615	0,01469	4,502	6,72e-06	67,879

Tabela 4 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=500 m para *E. caeruleus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC
Az0	0,14647	0,05833	2,511	0,012	59,714
Az1	0,13362	0,04797	2,786	0,00534	58,102
Azs	0,05708	0,01964	2,906	0,00366	56,437

Tabela 5 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=500 m para *P. apivorus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC
Sb2	0,03124	0,01398	2,235	0,0254	57,456

Anexo D-2)R. univariada r=1000 m

Tabela 6 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=1000 m para *B. buteo* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (> Z)	AIC
Az0	-0,09535	0,03166	-3,012	0,0026	153,23
Azs	-0,014834	0,007208	-2,058	0,0396	162,72
AA	-0,007270	0,003254	-2,234	0,0255	162,21
O	-0,02978	0,01448	-2,057	0,0397	162,59
Pb2	0,012032	0,005756	2,09	0,0366	161,57
Sbs	0,022419	0,008916	2,514	0,0119	160,59

Tabela 7 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=1000 m para *H. pennatus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(> Z)	AIC
Az0	-0,1329	0,0422	-3,150	0,00163	152,96
Az1	-0,05042	0,01952	-2,583	0,00978	163,98
Azs	-0,03797	0,01251	-3,035	0,00241	156,65
AA	-0,037696	0,008288	-4,548	5,41e-06	128,35
H2	0,5496	0,2755	1,995	0,046	166,42
O	-0,03407	0,01477	-2,306	0,02110	166,73
Sb2	0,009911	0,002456	4,035	5,46e-05	154,29
Vr	-0,10950	0,03447	-3,177	0,001489	159,55

Tabela 8 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=1000 m para *C. gallicus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (> Z)	AIC
AA	-0,05294	0,01449	-3,653	0,000259	69,861
O	-0,35445	0,15640	-2,266	0,0234	78,297
Sb2	0,022312	0,005036	4,431	9,39e-06	64,023
Vr	-0,10711	0,04918	-2,178	0,0294	95,213

Tabela 9 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=1000 m para *E. caeruleus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(> Z)	AIC
Az1	0,05453	0,01802	3,026	0,00248	55,696
Azs	0,018926	0,006879	2,751	0,00594	58,104
Sb1	-0,03821	0,01641	-2,328	0,0199	57,184
Sb2	-0,016224	0,007112	-2,281	0,0225	57,778

Tabela 10 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=1000 m para *P. apivorus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(> Z)	AIC
AA	-0,02925	0,01340	-2,183	0,029	53,334
Ec	0,3400	0,1590	2,139	0,0324	58,333
Vr	-0,17661	0,08679	-2,035	0,0419	56,021

Anexo D-3)R. univariada r=2000 m

Tabela 11 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=2000 m para *B. buteo* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(> Z)	AIC
Az0	-0,022015	0,008444	-2,607	0,00913	159,21
AA	-0,0023709	0,0009987	-2,374	0,01760	161,58
H1	-0,06006	0,02744	-2,189	0,0286	162,04
Pb2	0,004251	0,002009	2,116	0,0344	162,3
Sb1	0,005455	0,001994	2,736	0,00621	159,51
Sbs	0,008521	0,003002	2,838	0,00454	158,72
Az1	-0,006807	0,003819	-1,782	0,0747	164,26
Azs	-0,005832	0,002996	-1,946	0,0516	163,51
Vr	-0,018051	0,009268	-1,948	0,0515	163,58

Tabela 12 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=2000 m para *H. pennatus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(> Z)	AIC
Az0	-0,03949	0,01140	-3,465	0,00053	155,23
Az1	-0,01870	0,00545	-3,430	0,000603	157,05
Az2	-0,024010	0,008267	-2,904	0,00368	160,81
Azs	-0,011710	0,003846	-3,044	0,00233	161,11
AA	-0,009084	0,001919	-4,734	2,21e-06	132,46
Sb1	0,007919	0,002127	3,723	0,000197	157,38
Sb2	0,0026543	0,0007413	3,580	0,000343	159,2
Sbs	0,006523	0,003113	2,096	0,0361	168,61
Vr	-0,04200	0,01308	-3,21	0,001326	160,24

Tabela 13 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=2000 m para *C. gallicus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr(>[Z])	AIC
Az2	-0,05532	0,02718	-2,035	0,0418	88,576
AA	-0,014709	0,004396	-3,346	0,000819	70,334
O	-0,05463	0,01776	-3,076	0,0021	82,49
Sb1	0,013671	0,004143	3,300	0,000968	84,777
Sb2	0,006048	0,001616	3,743	0,000182	75,06
Vr	-0,04429	0,01943	-2,280	0,0226	94,139

Tabela 14 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=2000 m para *E. caeruleus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC
Az0	0,018635	0,009044	2,060	0,0394	61,741
Az1	0,016686	0,005927	2,815	0,00487	56,829
Az2	0,022530	0,007101	3,173	0,00151	52,732
Azs	0,010827	0,003874	2,795	0,0052	57,66
AA	0,00415	0,00164	2,531	0,011389	58,729
Sb1	-0,011547	0,004481	-2,577	0,00997	56,586
Sb2	-0,005138	0,002020	-2,544	0,011	55,015
Sbs	-0,02947	0,01334	-2,208	0,0272	57,045

Tabela 15 – Variáveis de uso de solo presentes no raio de estudo r=2000 m para *P. apivorus* que apresentaram diferenças significativas com a distribuição apresentada no mesmo raio de estudo para os pontos aleatórios.

Variável	Estimado	Desvio-padrão	Z	Pr (>[Z])	AIC
AA	-0,007608	0,003394	-2,241	0,025	53,675
H2	0,2631	0,1321	1,992	0,046	58,854