

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Ciências
ULisboa

**EFEITO DO SUBCOBERTO NA COMUNIDADE DE
MICROMAMÍFEROS NUMA PLANTAÇÃO DE
EUCALIPTOS**

MESTRADO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

MAÍLIS DA SILVA CARRILHO

Dissertação orientada por:

Prof.^a Dr.^a Margarida Santos-Reis
(Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa)

Dr. Luís Miguel Rosalino
(Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais, Universidade de Lisboa)

2015



Companhia das Lezírias

O presente estudo enquadra-se no âmbito de um protocolo de investigação assinado entre o CE3c (Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais) e a Companhia das Lezírias, S.A. (CL) intitulado: “Monitorização da comunidade de mamíferos na unidade de gestão florestal da Companhia das Lezírias, S.A. e conciliação das actividades com a preservação das espécies prioritárias”.

Agradecimentos

Sem todo o apoio que tive durante a realização deste trabalho, teria sido impossível concluí-lo. Assim sendo, quero agradecer:

À Professora Doutora Margarida Santos-Reis e ao Doutor Luís Miguel Rosalino por todo o apoio prestado e tempo dispensado durante a realização das diversas etapas deste trabalho, bem como pelas importantes sugestões que ajudaram a melhorá-lo.

À Daniela Teixeira, minha grande companheira durante de trabalho, por toda a ajuda e pelo bom humor sempre presente, mesmo nos momentos mais críticos. Claro que aquelas gomas maravilhosas também contribuíram e muito para tornar os meus dias mais felizes!

Ao Marcelo Silva pela grande e preciosa ajuda durante o trabalho de campo e pelas agradáveis conversas no tempo livre que nos restava.

À Companhia das Lezírias e, em particular, ao Eng.^o Rui Alves por permitirem a realização deste trabalho, bem como pela disponibilidade para alojar todas as pessoas nele envolvidas.

À Paula Gonçalves e à Sandra Alcobia por toda a paciência, disponibilidade e apoio.

Ao Tiago Mendes e à Patrícia Machado pela ajuda e pela companhia.

Ao Gui por todo o companheirismo durante este ano tão trabalhoso e a toda a família Aparício pelo apoio diário que tornou a minha vida mais fácil.

Aos meus amigos do IST que estiveram sempre por perto. Amizades assim são para toda a vida!

Por último, aos meus pais, à minha irmã e à minha tia Maria João pelo apoio incondicional. Mesmo estando tão distantes fisicamente, nunca deixaram que me sentisse sozinha.

A crescente expansão da área ocupada por florestas de produção está estreitamente associada ao aumento do consumo de produtos lenho-celulósicos, sendo as espécies do género *Eucalyptus* frequentemente escolhidas a nível mundial para a sua implementação. Contudo, as características do eucalipto em si e a gestão intensiva das suas plantações podem impor constrangimentos à fauna local. O presente trabalho foi realizado na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado, propriedade da Companhia das Lezírias, S.A.. Este teve como objectivo avaliar a influência do subcoberto na riqueza e diversidade específicas, presença e abundância relativa de micromamíferos e estrutura populacional (sexual e etária) das suas populações. Para tal, foram capturados micromamíferos em vários pontos de armadilhagem. Para cada um desses pontos foi estimada a percentagem de cobertura do estrato arbustivo, estrato herbáceo e solo nu / manta morta, e medidas as distâncias à orla, caminho, estrada, unidade de paisagem com outro tipo de vegetação e zonas húmidas mais próximas, sendo estas as variáveis independentes consideradas na análise. Devido ao facto de a amostragem incidir em duas épocas (Outono e Primavera), esta variável foi, igualmente, integrada na análise. Ao longo das duas amostragens, foram capturados indivíduos pertencentes a quatro espécies diferentes: os roedores *Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus* e *Microtus cabreræ* e o insectívoro *Crocidura russula*. Devido ao reduzido número de capturas de *Mus spretus* e *Microtus cabreræ*, estas não foram analisadas individualmente. A percentagem de cobertura do estrato arbustivo e a época (Outono) mostraram ter uma influência positiva nos diferentes parâmetros estudados, ao contrário das zonas húmidas, que parecem influenciar negativamente esses mesmos parâmetros. No caso de *Apodemus sylvaticus*, verificou-se um predomínio na captura de machos, não tendo sido detectadas diferenças na proporção de machos e fêmeas desta espécie por época, percentagem de cobertura do estrato arbustivo e distância à orla mais próxima. Já para *Crocidura russula* verificou-se um predomínio de fêmeas, tendo sido detectadas diferenças significativas na proporção de machos e fêmeas capturadas por época, com mais fêmeas no Outono. Foram igualmente detectadas para esta espécie diferenças significativas na proporção de machos e fêmeas por distância à orla mais próxima, preferindo as fêmeas locais afastados desta. Os resultados obtidos neste trabalho são uma mais-valia para a conservação por se tratar de um estudo original onde se obteve conhecimento novo que indica possíveis direcções por onde a investigação pode prosseguir.

Palavras-chave: plantações, *Eucalyptus*, subcoberto, micromamíferos, conservação.

The increasing expansion in the area occupied with production forests is closely associated with increased consumption of lignocellulosic products, being the species belonging to the genus *Eucalyptus* often chosen worldwide for its implementation. However, the characteristics of *Eucalyptus* itself, as well as the intensive management of its plantations may impose constraints to local wildlife. The current work was carried out in the *Eucalyptus* plantation of Charneca do Infantado, a property of the Companhia das Lezírias, S.A.. This study aimed to evaluate the influence of the understory in specific richness and diversity, presence and relative abundance of small mammals and its' population structure (sex and age). To this end, small mammals' individuals were captured at various trapping points. For each of these points have been made an estimative of the percentage of coverage of the shrub layer, herbaceous layer and bare soil / forest litter, and measurements of the distances to the nearest edge, path, road, landscape unit with other type of vegetation and wetlands, which are the independent variables considered in the analysis. Since the sampling was performed in two seasons (Autumn and Spring), this variable was also taken into consideration in the analysis. Individuals belonging to four different species were captured during the sampling: rodents *Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus* and *Microtus cabrerae* and insectivore *Crocidura russula*. Due to the low number of captures of *Mus spretus* and *Microtus cabrerae*, these species weren't analyzed individually. The percentage of coverage of the shrub layer and the season (Autumn) have shown a positive influence in the different studied parameters, unlike the wetlands that seems to have a negative influence in those same parameters. In the case of the rodent *Apodemus sylvaticus*, a predominance in the capture of males was observed, while no differences were detected in the proportion of males and females of this species per season, percentage of coverage of shrub layer and distance to the nearest edge. For *Crocidura Russula*, a predominance in the capture of females was observed, and significant differences were detected in the proportion of males and females captured per season, with more females captured in Autumn. It was also detected for this species significant differences in the proportion of males and females regarding distance to the nearest edge, with females preferring farther locations thereof. The obtained results in this study are of added value for conservation because it is an original study where we got new knowledge indicating possible directions where research can proceed.

Keywords: plantations, *Eucalyptus*, understory, small mammals, conservation.

Índice de Conteúdos

Agradecimentos.....	i
Resumo	ii
Abstract	iii
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	1
1.1. As Florestas de Produção	1
1.2. O Eucalipto	2
1.2.1. Importância económica e expansão mundial	2
1.2.2. O eucalipto em Portugal	3
1.3. As Plantações de Eucaliptos - Florestas ou Desertos Verdes?	3
1.3.1. A estrutura das plantações de eucaliptos	3
1.3.2. Constrangimentos para a fauna	6
1.3.3. Enquadramento das plantações de eucaliptos na conservação	8
1.4. Micromamíferos como indicadores ecológicos	9
1.5. Objectivos e Hipóteses.....	11
CAPÍTULO 2 – MATERIAL E MÉTODOS.....	12
2.1. Área de Estudo	12
2.1.1. Localização geográfica, clima e caracterização da área de amostragem.....	12
2.2. Estratégia de Amostragem.....	14
2.2.1. Desenho amostral	14
2.2.2. Captura e manuseamento dos micromamíferos	15
2.2.3. Caracterização das unidades amostrais	17
2.3. Análise de Dados.....	18
2.3.1. Cálculo da abundância populacional e diversidade específica	18
2.3.2. Análise estatística	18
CAPÍTULO 3 - RESULTADOS.....	22
3.1. Caracterização do Subcoberto e Outros Parâmetros Ambientais da Plantação de Eucaliptos	22
3.2. Caracterização da População de Micromamíferos.....	23
3.2.1. Sucesso de captura.....	23
3.2.2. Diversidade, riqueza específica e abundância relativa	26
3.2.3. Estrutura populacional.....	27
3.2.3.1. Estrutura sexual e etária	27

3.2.3.2. Efeito do subcoberto na estrutura sexual e etária	29
3.3. Efeito do Subcoberto nos Parâmetros Populacionais dos Micromamíferos...	31
3.3.1. Multicolinearidade e autocorrelação espacial	31
3.3.2. Efeito nos padrões de diversidade específica, presença de espécies e abundância relativa	32
3.3.2.1. Efeito na diversidade específica.....	32
3.3.2.2. Efeito na presença de espécies	32
3.3.2.3. Efeito na abundância relativa	36
CAPÍTULO 4 - DISCUSSÃO	42
4.1. Efeito do Subcoberto da Plantação de Eucaliptos da Charneca do Infantado nas Populações de Micromamíferos	42
4.1.1. Diversidade e riqueza específicas	42
4.1.2. Padrões de distribuição e abundância.....	43
4.1.3. Estrutura sexual e etária.....	48
4.2. Implicações para a Conservação	49
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52
ANEXOS.....	62

Índice de Figuras

Figura 1 - Área de Estudo	13
Figura 2 - Fotografia de um dos talhões da plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado.....	13
Figura 3 - Pontos de amostragem para avaliação da comunidade de micromamíferos na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado.....	14
Figura 4 - Grelha com 25 pontos de armadilhagem inserida nos pontos de amostragem (1600 m ² de área total).....	15
Figura 5 - Ponto de armadilhagem (unidade amostral) na plantação de eucaliptos com duas armadilhas tipo <i>Sherman</i> e uma armadilha de queda (“ <i>pitfall</i> ”).....	15
Figura 6 - Espécies capturadas na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado.	24
Figura 7 - Número total de capturas por ponto de amostragem (E 1 - E 9) nas duas épocas de amostragem.	26
Figura 8 – Dispersão dos resíduos dos melhores modelos em função dos valores ajustados aos melhores modelos para explicar a variação das abundâncias relativas de <i>Apodemus sylvaticus</i> , <i>Crocidura russula</i> , roedores e global.	41

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Variáveis independentes relacionadas com a estrutura do subcoberto, factor aleatório e respectivos acrónimos.....	19
Tabela 2 - Média da percentagem de cobertura dos estratos arbustivo, herbáceo e solo nu / manta morta e respectivos valores de desvio padrão, por época de amostragem e globalmente.....	22
Tabela 3 - Média global das distâncias a outros elementos de paisagem mais próximos e respectivos valores de desvio padrão.....	22
Tabela 4 - Categorias correspondentes à percentagem de cobertura do estrato arbustivo.....	23
Tabela 5 - Categorias correspondentes à distância à orla mais próxima.....	23
Tabela 6 – Resultados da captura de micromamíferos na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado.....	25
Tabela 7 - Média da diversidade específica de micromamíferos e respectivo desvio padrão, por época de amostragem e globalmente.....	27
Tabela 8 - Média das abundâncias relativas de <i>Apodemus sylvaticus</i> , <i>Crocidura russula</i> , roedores e global e respectivos valores de desvio padrão, por época de amostragem e globalmente.....	27
Tabela 9 - Número de Machos (M) e Fêmeas (F) e de Adultos (A) e Juvenis (J) capturadas de <i>Apodemus sylvaticus</i> em cada ponto nas duas épocas de amostragem.....	28
Tabela 10 - Número de Machos (M) e Fêmeas (F) e de Adultos (A) e Juvenis (J) capturadas de <i>Crocidura russula</i> em cada ponto nas duas épocas de amostragem...	29
Tabela 11 - Número de indivíduos <i>Apodemus sylvaticus</i> de diferentes sexos (Machos - M e Fêmeas - F) capturados por época de amostragem, categorias de percentagem de cobertura do estrato arbustivo e categorias de distância à orla mais próxima.....	29
Tabela 12 - Resultados do teste de Qui-quadrado para <i>Apodemus sylvaticus</i>	30
Tabela 13 – Número de indivíduos <i>Crocidura russula</i> de diferentes sexos (Machos – M e Fêmeas – F) e faixas etárias (Adultos – A e Juvenis – J) capturados por época de amostragem, categorias de percentagem de cobertura do estrato arbustivo e categorias de distância à orla mais próxima.....	30
Tabela 14 - Resultados do teste de Qui-quadrado para <i>Crocidura russula</i>	30
Tabela 15 – Coeficientes de correlação de <i>Spearman</i> ≥ 0.7 entre as diferentes variáveis dependentes.....	31

Tabela 16 - Melhor modelo gerado para explicar a diversidade específica de micromamíferos.....	32
Tabela 17 - Primeiros 10 melhores modelos gerados para explicar a presença de <i>Apodemus sylvaticus</i> ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$	33
Tabela 18 - Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a presença de <i>Apodemus sylvaticus</i> e os respectivos intervalos de confiança a 90% ...	34
Tabela 19 - Primeiros 10 melhores modelos gerados para explicar a variação da presença de <i>Crocidura russula</i> ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$	34
Tabela 20 - Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a variação da presença de <i>Crocidura russula</i> e os respectivos intervalos de confiança de 90%	35
Tabela 21 - Melhores modelos gerados para explicar a variação na abundância relativa de <i>Apodemus sylvaticus</i> ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$	36
Tabela 22 – Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar variação na abundância relativa de <i>Apodemus sylvaticus</i> e respectivos intervalos a confiança a 90%	37
Tabela 23 – Melhores modelos gerados para explicar variação na abundância relativa de <i>Crocidura russula</i> ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$	37
Tabela 24 - Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a abundância relativa de <i>Crocidura russula</i> e os respectivos intervalos de confiança a 90%.	38
Tabela 25 – Melhores modelos gerados para explicar a abundância relativa de roedores ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$	39
Tabela 26 – Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a abundância relativa de roedores e os respectivos intervalos de confiança a 90%	39
Tabela 27 – Melhores modelos gerados para explicar a abundância relativa global ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$	40
Tabela 28 – Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a abundância global e os respectivos intervalos de confiança a 90%.	40

Índice de Anexos

Anexo A - Teste de Normalidade <i>Shapiro-Wilk</i>	62
Anexo B - Coeficientes de Correlação de <i>Spearman</i>	62
B.1. Coeficientes de correlação de <i>Spearman</i> entre as variáveis independentes....	62
B.2. Coeficientes de correlação de <i>Spearman</i> entre as variáveis dependentes e variáveis independentes dos pares fortemente correlacionados.....	63
Anexo C - Índice de <i>Moran I</i>	63
Anexo D - Lista de Modelos Gerados	64
D.1. Restantes modelos gerados para explicar a variação da diversidade específica de micromamíferos.....	64
D.2. Modelos para explicar a variação da presença de <i>Apodemus sylvaticus</i>	71
D.2.1. Melhores modelos remanescentes para explicar a variação da presença de <i>Apodemus sylvaticus</i>	71
D.2.2. Restantes modelos gerados para explicar a variação da presença de <i>Apodemus sylvaticus</i>	73
D.3. Modelos para explicar a variação da presença de <i>Crocidura russula</i>	76
D.3.1. Melhores modelos remanescentes para explicar a variação da presença de <i>Crocidura russula</i>	76
D.3.2. Restantes modelos gerados para explicar a variação da presença de <i>Crocidura russula</i>	80
D.4. Restantes modelos gerados para explicar a variação da abundância relativa de <i>Apodemus sylvaticus</i>	81
D.5. Restantes modelos gerados para explicar a variação da abundância relativa de <i>Crocidura russula</i>	87
D.6. Restantes modelos gerados para explicar variação da abundância relativa de roedores.....	92
D.7. Restantes modelos gerados para explicar a variação da abundância relativa global.....	97
Anexo E - Curvas “ <i>Receiver Operating Characteristic (ROC)</i> ”	102
E.1. Presença de <i>Apodemus sylvaticus</i>	102
E.2. Presença de <i>Crocidura russula</i>	102

1.1. As Florestas de Produção

O aumento na procura a nível mundial de produtos lenho-celulósicos tem reforçado a pressão continuamente exercida sobre os recursos florestais nativos, pondo em risco a preservação da biodiversidade associada aos mesmos (Alves et al., 2012; Borralho et al., 2007). As plantações florestais são, então, vistas por muitos como a resposta mais adequada às necessidades das indústrias de base florestal (IBF), uma vez que podem minimizar a exploração de florestas nativas e pouco intervencionadas (Alves et al., 2012; Borralho et al., 2007). O facto de 15% da madeira utilizada em todo o mundo ser proveniente de plantações que ocupam apenas 5% da área florestal é indicativo da sua elevada produtividade (Alves et al., 2012). Embora seja cada vez mais frequente a instalação de plantações de produção de madeira em áreas de aptidão agrícola (p.ex. conversão de pastagens em plantações – Livesley et al., 2009), com o aumento significativo na procura desses bens e serviços (Hartley, 2002), as florestas nativas vêm sendo sobreexploradas e drasticamente reduzidas com esse fim (Calviño-Cancela et al., 2012). Verifica-se, então, uma alteração notória da paisagem, resultante da perda e fragmentação do habitat florestal nativo e, conseqüentemente, a degradação da biodiversidade nativa (Johnstone et al., 2014). Tal faz com que um dos principais desafios da silvicultura moderna seja garantir que o aumento da área de plantações de elevada produtividade assegure a obtenção da quantidade de matérias-primas de origem florestal desejada de uma forma sustentável, reduzindo simultaneamente o impacto nas florestas nativas para atingir esse objectivo (Borralho et al., 2007).

Para a implementação de sistemas de produção de madeira, em regra estruturados como povoamentos mono-específicos e geridos de forma intensiva, são seleccionadas espécies de crescimento rápido (Alves et al., 2012; Calviño-Cancela et al., 2012). Por exemplo, as espécies do género *Pinus* (Alves et al., 2012; Lamb et al., 2005), maioritariamente nativas do Hemisfério Norte (Alves et al., 2012; Richardson e Bond, 1991), mas também extensivamente plantadas no Hemisfério Sul (Richardson e Rundel, 2000), são utilizadas para a obtenção de madeira, resina, pasta de papel e pinhas (Richardson e Rundel, 2000). Um outro exemplo são as espécies pertencentes ao género *Acacia* (Alves et al., 2012; Lamb et al., 2005), que só não ocorrem naturalmente na Europa (Ross, 1981), e que são plantadas em vários países (p.ex. China, Índia, Vietnam – Cossalter e Pye-Smith, 2003) para a obtenção de madeira, pasta de papel e estilha (Kull et al., 2011). São, no entanto, as espécies pertencentes ao

género *Eucalyptus*, nativo da Austrália, que têm sido a principal escolha a nível mundial para a implementação de plantações para produção florestal (Alves et al., 2012; Borralho et al., 2007; Calviño-Cancela et al., 2012; Lamb et al., 2005).

1.2. O Eucalipto

1.2.1. Importância económica e expansão mundial

As espécies do género *Eucalyptus* têm sido as mais utilizadas mundialmente em plantações para a obtenção de produtos lenho-celulósicos (Calviño-Cancela e Rubido-Bará, 2013; Coble et al., 2014), sendo a sua elevada importância para as indústrias de pasta de papel e papelaria a principal responsável pela dispersão mundial destas espécies (Alves et al., 2012; Borralho et al., 2007; Durand et al., 2011; Kardell et al., 1986). Em 2009, as plantações de eucalipto ocupavam 20,1 Mha a nível global, sendo o Brasil o país com a maior área plantada (21% do total), seguido pela Índia (19%) e pela China (13%) (Iglesias-Trabado et al., 2009; Nogueira et al., 2015). Foi na China, no entanto, onde se verificou a maior expansão, tendo aumentado a área ocupada por estas plantações em mais de 1 Mha em 2010, o que faz deste, actualmente, o segundo país com a maior área florestada com eucaliptos a nível mundial (Xu et al., 2013).

No Brasil, as espécies de eucalipto predominantes são *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus saligna*, que ocupam 55% e 17% da área total plantada, respectivamente (Campos et al., 2011). Já na China e na Índia, *Eucalyptus tereticornis*, *Eucalyptus camaldulensis* e os respectivos híbridos estão entre as variedades de eucalipto mais utilizadas (Luo et al., 2014; Shanmugapriya e Yasodha, 2014). *Eucalyptus globulus* Labill., ainda que não esteja entre as espécies preferencialmente utilizadas nos países com a maior área florestada de eucaliptos, é uma das mais importantes a nível mundial (Alves et al., 2012; Borralho et al., 2007; Fabião et al., 1985; Lima, 1996; Potts et al., 2004) e vem merecendo um grande destaque nas regiões de clima temperado, ao qual se encontra melhor adaptado (Alves et al., 2012; Durand et al., 2011). As características como o seu rápido crescimento, a qualidade das suas fibras e a sua floração relativamente precoce (Alves et al., 2012; Borralho et al., 2007; Calviño-Cancela et al., 2012; Durand et al., 2011; Potts et al., 2004; Tomé et al., 2007) fazem com que os seus povoamentos mono-específicos estejam entre os sistemas de produção de madeira com maior produtividade e rentabilidade (Alves et al., 2012; Diaz-Balteiro et al., 2009). É na Península Ibérica onde se encontra a maior concentração de plantações de *Eucalyptus*

globulus, representando esta região biogeografia, actualmente, 53% da área cultivada desta espécie a nível mundial (Flores et al., 2014; Grupo Portucel, 2014).

1.2.2. O eucalipto em Portugal

Em 2010, o eucalipto já era a principal espécie florestal de Portugal Continental, com uma área plantada de cerca de 812 mil hectares, o que corresponde a 26% de superfície florestal portuguesa (ICNF, 2013). A área do país florestada com eucalipto sofreu uma notória expansão entre os anos 60 e 90 (Borrvalho et al., 2007) e voltou a aumentar cerca de 13% entre 1995 e 2010 (ICNF, 2013). Tal justifica-se pela sua particular plasticidade adaptativa aliada a uma significativa utilidade a nível industrial para a produção de pasta de papel (Borrvalho et al., 2007; Kardell et al., 1986; Soares e Tomé, 1999). As suas plantações vêm sendo instaladas com frequência em terrenos incultos sujeitos a repetidos incêndios, áreas agrícolas em situação de abandono ou em áreas anteriormente ocupadas por outros povoamentos florestais não nativos, tais como o pinheiro-bravo (Fabião et al., 2007).

Em Portugal, *Eucalyptus globulus* já ocupava, em 2007, mais de 95% da área plantada de eucalipto do país (Borrvalho et al., 2007), devido à sua grande importância económica (Alves et al., 2012; Borrvalho et al., 2007; Fabião et al., 1985; Potts et al., 2004; Tomé et al., 2007) e facilidade de adaptação ao tipo de solo e condições climáticas do país (Fabião et al., 1985; Flores et al., 2014). As suas plantações são instaladas e geridas intensivamente (Alves et al., 2012; Carneiro et al., 2007; Fabião et al., 2007; Soares e Tomé, 1999; Tomé et al., 2007), sendo conduzidas em regime de talhadia com um ciclo de corte de, em média, 10 a 12 anos (Carneiro et al., 2007; Fabião et al., 2007; Soares e Tomé, 1999). Considerando a sua crescente expansão e a gestão intensiva à qual estão sujeitas, não só a nível nacional como a nível mundial, é surpreendentemente escassa a informação que existe sobre os impactos ecológicos e a biodiversidade vegetal e faunística nessas plantações (Bauhus et al., 2001; Calviño-Cancela et al., 2012), em particular na Europa Mediterrânica.

1.3. As Plantações de Eucaliptos - Florestas ou Desertos Verdes?

1.3.1. A estrutura das plantações de eucaliptos

Em monoculturas, como as plantações de eucaliptos, a ocorrência de outras espécies arbóreas torna-se limitada, sendo apenas possível encontrar espécies

diferentes na proximidade de fragmentos de vegetação nativa (p.ex. áreas húmidas com vegetação ripícola – Thomas, 1979) e/ou estruturas de construção humana, uma vez que a urbanização pode levar à alteração das comunidades vegetais (Germaine e Wakeling, 2001). Essa homogeneidade verificada ao nível do estrato arbóreo nas plantações mono-específicas afecta igualmente a comunidade vegetal presente no subcoberto (Calviño-Cancela et al., 2012).

As plantações de eucaliptos, em particular de *Eucalyptus globulus*, têm sido, frequentemente, apontadas como tendo um subcoberto com menor diversidade de espécies vegetais e menor percentagem de cobertura quando comparado com outros tipos de povoamentos florestais, ou outras modalidades de uso do solo (Fabião et al., 2002, 2007). Tal facto é atribuído às práticas de gestão intensiva às quais estas plantações são sujeitas e às características específicas do eucalipto (Fabião et al., 1985, 2002, 2007; Bauhus et al., 2001; Calviño-Cancela et al., 2012).

Na instalação de plantações florestais de gestão intensiva ocorre frequentemente a mobilização do solo antes da plantação das árvores, assim como a destruição de vegetação espontânea (Cerveira et al., 1999; Fabião et al., 2007; Alves et al., 2012). A conjugação desses factores leva a uma redução considerável no teor de matéria orgânica presente no solo, diminuindo a sua capacidade de armazenamento de água (Cerveira et al., 1999; Fabião et al., 2007). Além disso, os eucaliptos possuem um denso sistema de raízes finas que é, geralmente, distribuído homogeneamente na superfície do solo e altamente competitivo na captação de água, bem como de nutrientes como o azoto e o fósforo (Alves et al., 2012; Fabião et al., 1985), o que pode limitar o estabelecimento de outras espécies no subcoberto.

Apesar das referidas dificuldades, tem sido verificado em plantações de *Eucalyptus globulus*, poucos meses após a sua instalação, o restabelecimento da vegetação espontânea quando as condições de humidade, temperatura e luz são favoráveis ao seu crescimento (Carneiro et al., 2007; Cerveira et al., 1999; Fabião et al., 2002, 2007). Tratam-se, no entanto, de espécies maioritariamente pioneiras ou ruderais, correspondendo ao que seria de esperar em fases iniciais de uma sucessão (Fabião et al., 2007). Tal mostra que as características dos eucaliptos relacionadas com a sua capacidade de captação de água e nutrientes podem dificultar o restabelecimento do subcoberto composto por espécies vegetais presentes na fase anterior à perturbação, ainda que existam sementes ou propágulos no solo (Alves et al., 1990; Bauhus et al., 2001; Fabião et al., 2007). Estas vão, por isso, sendo substituídas por espécies pioneiras mais resilientes e dotadas de robustez suficiente para ocupar o espaço disponível (Alves et al., 1990; Bauhus et al., 2001; Cerveira et al., 1999; Fabião et al.,

2007). No entanto, à medida que as árvores se vão desenvolvendo, a eventual evolução da sucessão ecológica no sentido do restabelecimento de uma comunidade mais complexa, com a alteração natural das espécies dominantes a nível do subcoberto, passa a ser cada vez mais controlada pela competição com o estrato arbóreo, que exerce um efeito de inibição (Fabião et al., 2007). Mesmo com a substituição das espécies pioneiras, que são aptas colonizadoras mas não necessariamente eficientes competidoras, por espécies com uma capacidade de competição cada vez maior, pode ser verificada uma redução na proporção da superfície do solo coberta pela vegetação espontânea e da sua biomassa por unidade de área do terreno, uma vez que o desenvolvimento do estrato arbóreo leva ao aumento gradual do seu efeito inibidor (Fabião et al., 2002, 2007). Deste modo, verifica-se que há, de facto, uma alteração do ecossistema natural uma vez que o subcoberto reestabelecido é diferente do que seria encontrado nos terrenos que albergam as referidas plantações de eucaliptos caso estas não tivessem sido instaladas nesses locais (Calviño-Cancela et al., 2012).

A gestão intensiva das plantações de eucaliptos é baseada na premissa, tecnicamente fundamentada, de que a competição pela água e nutrientes exercida pela vegetação presente no subcoberto sobre as árvores jovens não é desejável, particularmente em condições de *stress* hídrico estival. No entanto, mesmo que o subcoberto esteja ausente numa fase inicial, é conveniente que este se reconstitua ainda numa fase precoce da vida do povoamento uma vez que, além de aumentar a quantidade de resíduos orgânicos no solo, exerce também um papel importante na retenção de nutrientes (Fabião et al., 2007). Depois de garantido o sucesso de uma plantação de eucaliptos, a manutenção de subcoberto, particularmente herbáceo e/ou arbustivo, além de contribuir significativamente para a conservação e para o ciclo de nutrientes (Bauhus et al., 2001; Carneiro et al., 2007; Fabião et al. 2007), irá favorecer a protecção do solo contra a erosão, a estabilização da estrutura do solo e a protecção das árvores jovens do vento e da geada (Carneiro et al., 2007; Fabião et al., 2007). Contudo, nas fases de desenvolvimento mais avançadas dessas plantações, é a acção conjunta das actividades de gestão a que são impostas (p.ex. desmatação – Fabião et al., 2007), das suas características associadas ao facto de se tratar de uma monocultura arbórea (p.ex. ensombramento do solo – Bellow e Nair, 2003; Cerveira et al., 1999) e das características do próprio eucalipto (p.ex. capacidade competitiva e de exclusão - Bauhus et al., 2001; Fabião et al., 2007) que levam, na maioria das vezes, a que esses ambientes desenvolvam um estrato arbustivo menos complexo e com uma biomassa reduzida.

A estrutura do subcoberto de um habitat pode variar devido à influência da orla com outros habitats (Chen et al., 1992; Harper et al., 2005), caminhos e estradas (Watkins et al., 2003) e zonas húmidas (Harper e MacDonald, 2001). É comum observar-se nas orlas uma modificação na composição do subcoberto devido à influência simultânea de dois elementos da paisagem diferentes (Thomas, 1979; Yahner, 1988), sendo aí criada uma zona de transição. Devido ao carácter homogéneo das plantações, o subcoberto presente nas orlas será, na maioria das vezes, resultado da influência conjunta das parcelas cultivadas e outros elementos da paisagem (p.ex. caminhos de terra batida ou estradas de alcatrão - Watkins et al., 2003 ou outros ambientes naturais ou antrópicos, como sejam as florestas nativas - Lindenmayer e Hobbs, 2004 ou áreas agrícolas - Rosalino et al., 2009) que lhe estão próximos. Por exemplo, a presença de fragmentos de zonas húmidas, indicativas na presença de água no local ou nas suas proximidades, ainda que possa não ser de forma permanente, permite o desenvolvimento de um subcoberto mais complexo composto por vegetação ripícola (Harper e MacDonald, 2001; Matos et al., 2009; Rosalino et al., 2014). Considerando o papel fulcral exercido pelo subcoberto presente nas plantações de eucaliptos na manutenção da sua biodiversidade (Hobbs et al., 2003; Martin et al., 2012; Stallings, 1990), torna-se pertinente conhecer a forma como os aspectos estruturais do mesmo podem influenciar as comunidades vegetais e faunísticas aí presentes. Estudos efectuados em alguns países, incluindo Portugal, comprovam os efeitos negativos da gestão intensiva das plantações de eucaliptos na complexidade e biomassa da comunidade vegetal presente no subcoberto (p.ex. Bauhus et al., 2001; Calviño-Cancela et al., 2012; Carneiro et al., 2007; Fabião et al., 2002, 2007) embora não considerem o efeito das variações estruturais dentro de cada plantação. Por outro lado, também não foi estudado com o detalhe necessário o efeito dessas variações na fauna residente neste habitat (Lindenmayer e Hobbs, 2004), em particular na Europa Mediterrânica.

1.3.2. Constrangimentos para a fauna

Como referido anteriormente, os povoamentos de eucaliptos, quando sujeitos a gestão intensiva, são caracterizados pelo seu carácter monocultural, rápido crescimento e grande extensão, atributos que afectam as comunidades faunísticas que usam estes sistemas (p.ex. Rosalino et al., 2014). A riqueza específica e abundância da comunidade faunística nas plantações está presumivelmente associada com as suas características estruturais, tais como a presença de subcoberto de vegetação nativa ou com múltiplos

estratos (Ramírez e Simonetti, 2011), que proporcionam frequentemente alimento e abrigo/refúgio para várias espécies silvestres (Stallings, 1990). Tal pode ser verificado em estudos como o de Hobbs et al. (2003), realizado nas plantações de *Eucalyptus globulus* a sudoeste da Austrália, que comprova que a ausência de subcoberto herbáceo e arbustivo diminui a adequabilidade dessas plantações para a maioria dos taxa de vertebrados que usam o solo para se deslocar ou que se alimentam de recursos nele disponíveis.

Sendo o subcoberto determinante para a presença de fauna nas plantações de eucaliptos (Hobbs et al., 2003; Martin et al., 2012; Stallings, 1990), as suas variações estruturais podem afectá-la de forma significativa. Por exemplo, o subcoberto encontrado nas orlas das florestas é diferente do que existe no seu interior, facto que pode implicar possíveis consequências para a comunidade faunística (Cunningham et al., 2005). O mesmo acontece com a vegetação ripícola encontrada ao redor das zonas húmidas, que em áreas sem subcoberto, além de fornecer abrigo e alimento (Rosalino et al., 2009; Thomas, 1979), ainda pode funcionar como rota de dispersão para os animais residentes (Lindenmayer e Hobbs, 2004).

Estudos efectuados com alguns grupos de animais comprovam o efeito das referidas variações da estrutura do subcoberto nas plantações de eucaliptos. De acordo com Cunningham et al. (2005), as plantações de eucaliptos suportam uma comunidade de insectos menos diversa que a que é encontrada em florestas nativas devido à estreita relação destes invertebrados com a complexidade do subcoberto. Assim sendo, essa comunidade poderá ser favorecida pela proximidade da orla ou dos fragmentos de vegetação nativa (p.ex. vegetação ripícola) dessas plantações. Já o estudo feito por Marsden et al. (2001) comprova que a ausência de subcoberto nas plantações de eucaliptos afecta negativamente as aves, especialmente as insectívoras uma vez que as suas presas dependem desse estrato vegetal da paisagem. Como tal, a sua riqueza específica é mais elevada em zonas próximas de fragmentos de vegetação nativa, onde existe uma maior disponibilidade de alimento. Assim sendo, considerando a importância dessas variações estruturais no subcoberto para a comunidade faunística, em algumas plantações onde o tipo de gestão, clima e espécie(s) de eucalipto utilizadas permitem a existência de um subcoberto com biomassa e complexidade superiores, é favorecida a permanência de algumas espécies não só na orla, como no interior da plantação (p.ex. roedores – Rosalino et al., 2014).

Embora já tenha sido detectado o uso de plantações de eucaliptos por outros grupos faunísticos em estudos efectuados para avaliar os seus constrangimentos para a fauna, os micromamíferos são o grupo-modelo utilizado com mais frequência para

esse efeito (p.ex. Martin et al., 2012; Rosalino et al., 2014; Stallings, 1990). No entanto, os seus padrões de ocupação e abundância e os processos ecológicos a estes associados ainda não foram estudados em plantações de eucaliptos na região Mediterrânica, sujeita a um clima com grandes variações anuais relativamente à disponibilidade de água (Mooney e Dunn, 1970).

1.3.3. Enquadramento das plantações de eucaliptos na conservação

O continuado aumento da extensão das plantações de eucaliptos, associadas ao um regime de gestão intensiva a que estão sujeitas imposto pela procura e uso crescentes de produtos florestais e pela redução dos seus custos unitários de produção (Borrinho et al., 2007) impõem, como referido, constrangimentos à fauna que usa estes habitats. Considerando estas rápidas e recentes mudanças advindas da instalação dessas plantações, que tornam fundamental a obtenção de informação relativa à sua biodiversidade, os estudos relacionados com a fauna nesse habitat são insuficientes (p.ex. Cunningham et al., 2005; Hobbs et al., 2003; Marsden et al., 2001; Martin et al., 2012; Ramírez e Simonetti, 2011; Rosalino et al., 2014). É, assim, imperativo aumentar a compreensão sobre a forma como a comunidade faunística se tem adaptado a esses ambientes altamente modificados para poder geri-la e conservá-la de forma eficaz (Martin et al., 2012).

Com a identificação das variáveis que determinam a presença ou ausência das espécies, bem como influenciam os seus padrões populacionais, torna-se possível adaptar as políticas de gestão adequadas para que estas plantações possam ter um papel na conservação, promovendo a preservação da biodiversidade (Ramírez e Simonetti, 2011), sem condicionar a sua rentabilidade financeira. Com políticas que incentivam uma gestão sustentável dessas plantações, a vida selvagem e a biodiversidade em geral são beneficiadas e os produtores florestais poderão certificar a sua produção para competir nos mercados internacionais que estão cada vez mais interessados em produtos que demonstram práticas sustentáveis (FAO, 2014; Ramírez e Simonetti, 2011).

Uma vez que a Península Ibérica detém a maior concentração de plantações de *Eucalyptus globulus* a nível mundial (Grupo Portucel, 2014), é crucial a implementação de estudos que permitam a identificação dos impactos nos padrões e processos ecológicos das comunidades aí presentes, incluindo micromamíferos. Esta caracterização a nível regional poderá servir de situação de referência para estudos a

serem implementados noutras áreas de produção de eucaliptos a nível nacional e mediterrânico. Além disso, o facto da fauna mamalógica portuguesa ser considerada, em termos europeus, rica e diversificada (Santos-Reis e Mathias, 1996), onde se incluem algumas espécies com estatuto de ameaça (p.ex. o rato-de-Cabrera (*Microtus cabreræ* (Thomas, 1906)) – Queiroz et al., 2005), amplifica a importância dos estudos feitos nas plantações de eucalipto nacionais, uma vez que permitem aumentar o conhecimento ecológico sobre as diversas espécies nelas presentes, informação que é fundamental para a gestão e conservação de populações de espécies silvestres a nível regional e nacional.

1.4. Micromamíferos como indicadores ecológicos

Os micromamíferos exercem funções variadas (serviços ecológicos) e fundamentais no ecossistema, que influenciam directamente a vegetação, a composição do solo e a restante fauna (Rhim et al., 2014; Sieg, 1988). São, por isso, indicadores do estado dos ecossistemas, incluindo os florestais (Rhim et al., 2014), uma vez que as suas características e estratégias ecológicas permitem uma rápida resposta (p.ex. geração mais curtas e estratégias de vida tipo R – Andrzejewski, 2002; Caro e O'Doherty, 1999; Martin et al., 2012), especialmente perante perturbações frequentemente associadas à silvicultura (Martin et al., 2012). Sendo um dos seus principais papéis ecológicos o facto de serem as presas preferenciais de um grande grupo de vertebrados (p.ex. predadores como serpentes, rapinas nocturnas, mamíferos carnívoros - Rosalino et al., 2011; Sieg, 1988), espera-se que a sua resposta perante as práticas de gestão intensiva e consequente alteração da estrutura da paisagem condicione também as respostas ecológicas e comportamentais dessas outras espécies. Por outro lado, são igualmente predadores e dispersores de sementes, o que faz com que possam contribuir para manter ou modificar a estrutura da vegetação (Sieg, 1988). Desta forma, a elevada importância dos micromamíferos para a estrutura e funcionamento do ecossistema, decorrente da sua posição na cadeia trófica (Sieg, 1988), aliada à sua elevada abundância e facilidade de captura faz destes o grupo-modelo preferencial em estudos relacionados com a avaliação do impacto das actividades antropogénicas na comunidade faunística de vertebrados.

Embora a falta de informação referente a populações de micromamíferos nas plantações de eucaliptos da Europa Mediterrânica seja evidente, estudos feitos em outros países mostram que estes ambientes podem ser uma fonte de recursos que

permite que este grupo de mamíferos possa habitar essas plantações. De acordo com os resultados obtidos por Rosalino et al. (2014), as plantações de eucaliptos do Brasil mostram ser permeáveis ao movimento de pelo menos algumas espécies de micromamíferos, sendo usados por estes como habitat. Presumindo que o enriquecimento da biodiversidade esteja relacionado com a complexidade estrutural das plantações (MacArthur, 1972) espera-se, então, que plantações com uma estrutura complexa a nível do subcoberto possam albergar uma maior riqueza e abundância deste grupo de mamíferos (Ramírez e Simonetti, 2011). Tal foi enfatizado no estudo de Stallings (1990), segundo o qual as plantações de eucaliptos com reduzido subcoberto apresentavam uma comunidade de micromamíferos menos abundante e diversa quando comparados a plantações de eucaliptos com subcoberto mais complexo composto por vegetação nativa. O mesmo continua a ser corroborado em estudos mais recentes como Martin et al. (2012), onde a abundância de micromamíferos neotropicais parece estar relacionada com a complexidade estrutural do subcoberto dessas plantações. Assim sendo, as variações estruturais associadas à presença de um subcoberto de vegetação nativa mais complexo e com uma biomassa superior serão, juntamente com a influência da orla e com a co-ocorrência de fragmentos de vegetação nativa, à partida, vantajosas para os micromamíferos (Martin et al., 2012; Ramírez e Simonetti, 2011; Stallings, 1990), sendo expectáveis alterações positivas na riqueza e diversidade específicas dessas comunidades, bem como na sua abundância.

A avaliação das diferenças na estrutura e dinâmica populacionais é igualmente importante (p.ex. Fernandez et al., 1996; Rhim et al., 2014), particularmente quando associada à presença de plantações e às variações estruturais do seu subcoberto. A estrutura populacional das populações das diferentes espécies pode ser caracterizada pela variação da abundância entre diferentes sexos e classes etárias (Fernandez et al., 1996; Rhim et al., 2014). A sua análise permite avaliar de uma forma mais detalhada as relações entre as espécies e os habitats, uma vez que a simples detecção de uma espécie e a determinação da riqueza e diversidade específicas que daí advêm, pouco dizem acerca da capacidade de sobrevivência e manutenção de uma população determinada pela sua dinâmica (p.ex. mortalidade, recrutamento).

Importa, então, referir que o aumento do conhecimento sobre os factores directamente relacionados com o efeito do subcoberto das plantações de eucaliptos que condicionam a riqueza, diversidade específica, abundância e estrutura/dinâmica populacional dos micromamíferos presentes nestes sistemas, é uma mais-valia significativa para uma gestão sustentável que concilie uma exploração economicamente viável com os princípios da conservação da biodiversidade.

1.5. Objectivos e Hipóteses

Usando a plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado, localizada na Companhia das Lezírias S.A. (CL), como área modelo, e tendo em conta a falta de informação existente sobre os padrões ecológicos das espécies de micromamíferos presentes em plantações de eucaliptos, os objectivos principais deste estudo são perceber se existem alterações nas comunidades e populações de micromamíferos impostas pela implementação dessas plantações e respectiva gestão, e adquirir informação bio-ecológica que contribua para a elaboração de estratégias de gestão com vista a conservar a biodiversidade faunística associada. Assim sendo, com este trabalho pretendemos especificamente:

- 1) Avaliar o efeito das diferenças estruturais do subcoberto das plantações de eucaliptos na riqueza e diversidade específicas, presença e abundância relativa de micromamíferos e na estrutura populacional das suas populações.
- 2) Avaliar a influência das zonas de orla (p.ex. zonas húmidas, unidades de paisagem compostas por outro tipo de vegetação, caminhos de terra batida e estradas de alcatrão) nos referidos parâmetros.

Considerando os objectivos delineados, as hipóteses a testar são:

- 1) Espécies distintas morfologicamente e com diferentes requisitos ecológicos respondem de forma distinta em termos populacionais (p.ex. diferenças entre os sexos e diferenças entre faixas etárias) às variações da estrutura do subcoberto em plantações de eucaliptos.
- 2) Os níveis mais elevados de riqueza e diversidade específicas e abundância relativa, bem como a presença de micromamíferos nos talhões das plantações de eucaliptos estão associados a subcobertos estruturalmente mais complexos, mimetizando o observado nos sistemas nativos.
- 3) A riqueza e diversidade específicas, presença e abundância de micromamíferos são influenciadas positivamente pela proximidade a fragmentos não-matriz no geral (p.ex. zonas de orla) e zonas húmidas em particular.

CAPÍTULO 2 – MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

2.1.1. Localização geográfica, clima e caracterização da área de amostragem

Este estudo foi realizado na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado (509251 m E, 4294477 m N – Figura 1), propriedade da Companhia das Lezírias, S.A. (CL), a maior exploração agrosilvopastoril de Portugal com cerca de 18000 hectares (Companhia das Lezírias, 2015a). Localizada no distrito de Santarém, no oeste de Portugal, esta região é dominada pelo clima temperado mediterrânico, caracterizado por verões secos e invernos chuvosos, com temperaturas médias anuais que chegam a atingir os 20°C. Dos 11000 hectares ocupados pela Charneca do Infantado, o eucalipto (*Eucalyptus globulus*) ocupa uma extensão de aproximadamente 476 hectares (Companhia das Lezírias, 2015b). Os talhões da plantação de eucaliptos são de tamanho variável, ocupando uma área que vai desde os 3 ha (menor talhão) até os 55 ha (maior talhão). Encontra-se divididos entre eles por caminhos de terra batida, sendo que apenas uma estrada de alcatrão atravessa a referida área (Estrada N118). Embora alguns talhões estejam ocupados com árvores jovens, na sua maioria os talhões integram por árvores maduras, com uma altura média que ronda os 20 metros. Trata-se, ainda, de uma plantação sujeita a uma gestão menos intensiva que a expectável numa plantação para exploração comercial. Como tal, é possível observar-se a existência de um subcoberto com uma biomassa superior à encontrada noutras plantações de eucaliptos (Figura 2), geralmente caracterizadas pela ausência quase total do estrato arbustivo e herbáceo devido aos processos de gestão intensiva (Calviño-Cancela et al., 2012; Cerveira et al., 1999; Hobbs et al., 2003; Lindenmayer e Hobbs, 2004). A estrutura desta plantação de eucaliptos, bem como a presença de subcoberto, tornam esta área de estudo adequada para os objectivos do presente trabalho.

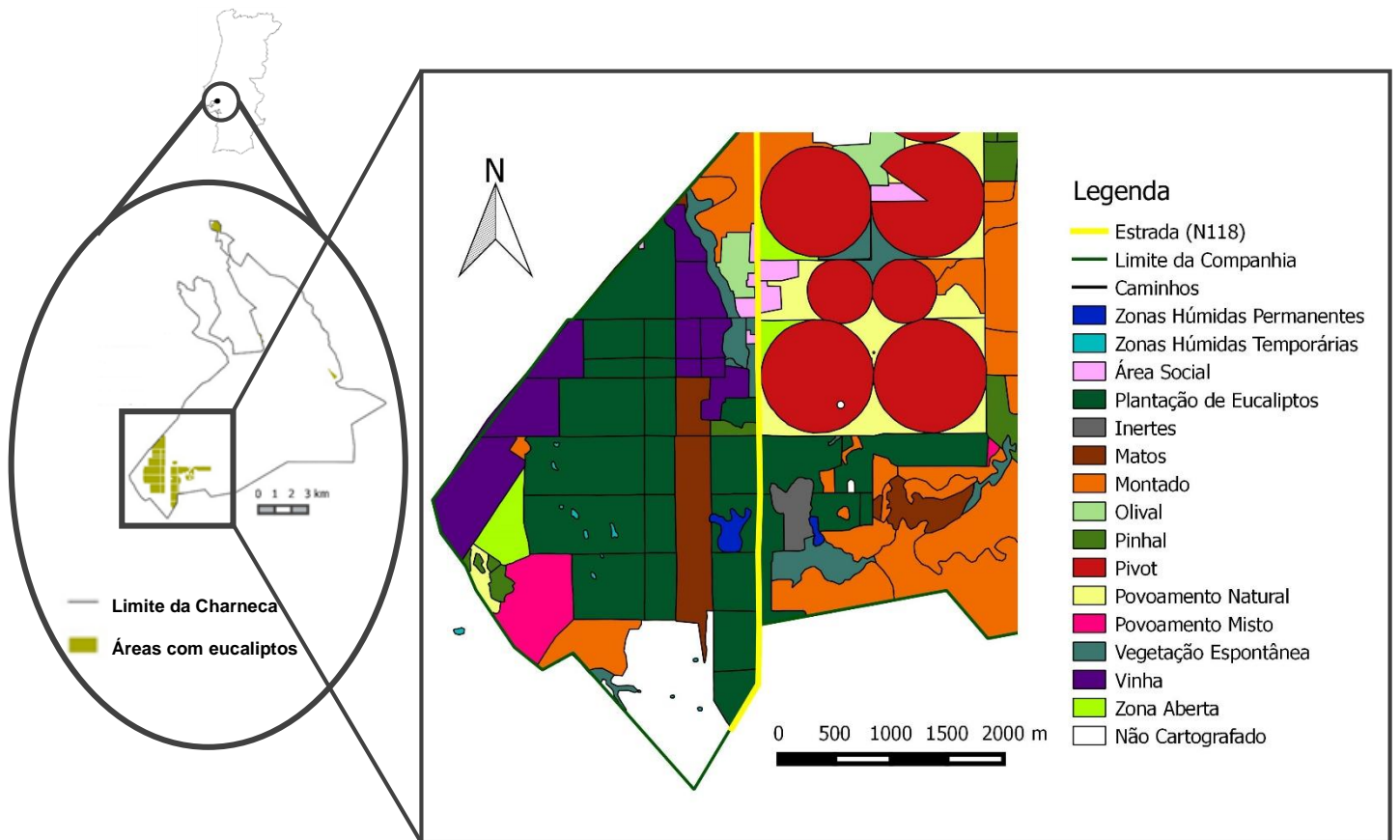


Figura 1 - Área de Estudo



Figura 2 - Fotografia de um dos talhões da plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado.

2.2. Estratégia de Amostragem

2.2.1. Desenho amostral

O esquema amostral foi baseado numa grelha de 4 km² composta por 9 pontos de amostragem distanciados 1 km entre si (Figura 3). Para tal, foi criado um Sistema de Informação Geográfica (SIG) com o auxílio do *software QuantumGIS* (versão 2.4.0 Chugiak – QGIS Development Team, 2014) onde a referida grelha foi sobreposta a um mapa de uso do solo da área de estudo, cedido pela Companhia das Lezírias, S.A. Considerando os objectivos delineados, foi feita ainda uma verificação no terreno de modo a confirmar se os pontos apresentavam diferenças estruturais a nível do subcoberto e se a sua localização não se encontrava sobreposta com caminhos de terra batida ou estradas de alcatrão, não identificáveis no mapa de uso do solo. Em cada ponto de amostragem foram marcados 25 pontos, igualmente dispostos em grelha (5x5) distanciados 10 m entre si, onde se procedeu à captura dos micromamíferos e à caracterização do subcoberto presente em cada ponto (Figura 4; ver Ponto 2.2.3). Sempre que necessário (p.ex. presença de caminhos não assinalados, intervenções de gestão), a localização dos pontos de armadilhagem sofreu pequenos ajustes no interior da grelha de armadilhagem.

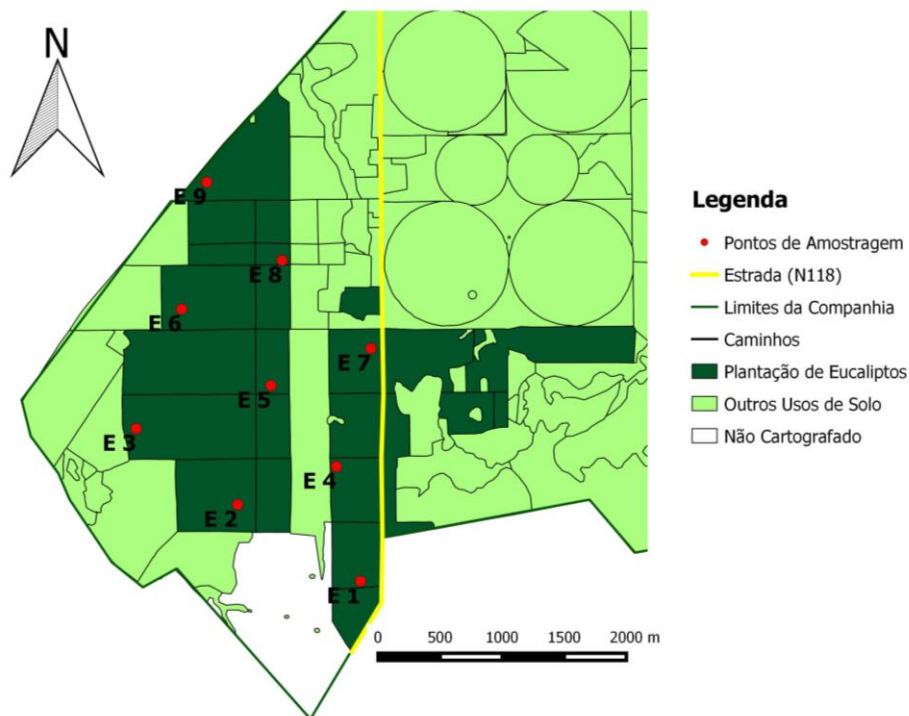


Figura 3 - Pontos de amostragem para avaliação da comunidade de micromamíferos na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado.

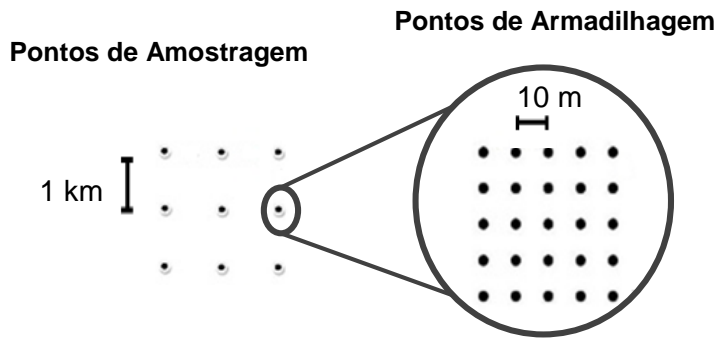


Figura 4 - Grelha com 25 pontos de armadilhagem inserida nos pontos de amostragem (1600 m² de área total).

2.2.2. Captura e manuseamento dos micromamíferos

Para a captura de micromamíferos, em cada ponto de armadilhagem (unidade amostral) foram utilizados dois modelos de armadilhas de caixa *Sherman* (tamanhos 38x10x12cm e 23x8x9cm) e uma armadilha de queda (*pitfall trap* – tamanho 14x14x17cm) (Figura 5), sendo esta última utilizada para maximizar a probabilidade de captura de animais de reduzidas dimensões, tal como o musaranho-anão-de-dentes-brancos (*Suncus etruscus* (Savi, 1822)), dificilmente capturados pelas armadilhas de caixa (Gonçalves et al., 2013; Santos-Reis e Mathias, 1996).



Figura 5 - Ponto de armadilhagem (unidade amostral) na plantação de eucaliptos com duas armadilhas tipo *Sherman* e uma armadilha de queda ("*pitfall*").

As armadilhas do tipo *Sherman*, cobertas por vegetação ou manta morta para evitar a sua sobreexposição aos factores climáticos, foram iscadas com uma mistura de

sardinha em conserva e flocos de aveia. Além do isco, foi adicionado às armadilhas algodão cardado para a protecção térmica dos animais capturados com vista a minimizar os danos causados pela descida de temperatura durante o período nocturno e pelo *stress* de captura ao permitir-lhes construir um ninho. Já as armadilhas de queda tiveram o seu fundo perfurado para evitar o seu enchimento com água durante os períodos chuvoso, sendo parcialmente preenchidas com pedaços de esferovite para diminuir o risco de afogamento dos animais capturados caso o seu enchimento não pudesse ser evitado e causasse colmatação dos furos feitos.

A armadilhagem foi realizada em duas épocas de amostragem distintas, sendo a primeira antes da época de reprodução (amostragem entre Outubro e Novembro - adiante designada por Outono) e a segunda após a época de reprodução (amostragem entre Março e Abril – adiante designada por Primavera), de modo a abranger períodos do ciclo de vida dos micromamíferos com abundâncias diferentes, sendo expectável uma maior abundância na segunda época de amostragem (Rosário e Mathias, 2004). Cada época de amostragem teve a duração de três semanas, em que foram amostrados 3 pontos da grelha de amostragem por semana. Nas duas épocas referidas e em cada ponto de amostragem, as armadilhas estiveram activas durante 4 noites por semana, sendo inspeccionadas uma vez por dia (manhã). Cada uma das referidas semanas foi precedida por um período de pré-armadilhagem de dois dias onde as armadilhas, ainda inactivas, estiveram posicionadas nos locais onde foi feita a armadilhagem para que os animais pudessem habituar-se à sua presença, sendo este procedimento importante para garantir o sucesso da amostragem (Gurnell e Flowerdew, 2006). Para cada animal capturado, foi registada a localização exacta do ponto de armadilhagem onde foi realizada a captura (Gurnell e Flowerdew, 2006), a espécie (MacDonald e Barrett, 2002), o sexo e algumas medidas corporais, incluindo o comprimento total e da pata posterior (Gurnell e Flowerdew, 2006) e o peso para a posterior determinação da sua faixa etária (adulto ou juvenil). Sempre que possível, foi observado o seu estado reprodutor (p.ex. fêmeas prenhas ou em lactação e machos com os testículos em posição escrotal - Gurnell e Flowerdew, 2006) para complementar essa informação.

Todos os indivíduos foram marcados através de cortes únicos no pêlo, para que fosse possível identificá-los em eventos de recaptura (Gurnell e Flowerdew, 2006), e libertados nas proximidades do local de captura. A captura e manuseamento de micromamíferos foi sujeito a uma autorização prévia emitida pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) através das licenças de captura com as referências 151/2014/CAPT (para 2014) e 419/2015/CAPT (para 2015).

2.2.3. Caracterização das unidades amostrais

A caracterização do subcoberto de cada ponto de armadilhagem baseou-se na estimativa da percentagem de cobertura do solo. O seu valor foi definido de acordo com o método de estimativa visual (Bookhout, 1996), um método rápido para estimar a cobertura e bom indicador da biomassa da comunidade vegetal, desde que avaliada por estratos vegetais (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974), sendo o seu erro inerente diminuído pelo facto de ter sido efectuado por dois observadores (Bookhout, 1996). A estimativa foi efectuada numa área circular com um 1 m de raio, centrada em cada ponto de armadilhagem (Bookhout, 1996). A cada uma dessas áreas foi atribuído um valor percentual de cobertura para o estrato arbustivo, o estrato herbáceo e o solo nu / manta morta, sendo que a sua soma desses três componentes perfaz os 100%. A caracterização do subcoberto foi realizada nas duas épocas de amostragem, uma vez que as campanhas de armadilhagem foram efectuadas com uma separação de 4 meses e, por isso, poder-se-iam verificar mudanças consideráveis na percentagem de cobertura do subcoberto. Importa ainda referir que, devido ao facto do ponto “E 3” ter sofrido uma intervenção de gestão entre 1ª e a 2ª época de amostragem, que resultou na eliminação do estrato arbóreo do local e respectivo subcoberto, foi necessário excluí-lo por completo da amostragem referente à 2ª época.

Considerando a importância da presença de água para a estrutura do subcoberto, foi também realizada uma prospecção no interior da plantação de eucalipos e zonas limítrofes para a identificação das zonas húmidas permanentes (com água durante todo o ano) e temporárias (com água em apenas alguns períodos do ano), como complemento à prospecção efectuada em outro estudo prévio integrado noutra projecto de investigação (Correia e Mexia, 2011). Na referida prospecção, como método auxiliar, fez-se recurso à observação de alterações visíveis na comunidade vegetal do local, como a presença de espécies indicativas da presença de vegetação ripícola. A localização geográfica dessas zonas húmidas permanentes e temporárias foi incorporada no SIG, bem como os seus limites, obtidos com o auxílio do *software Google Earth* (versão 7.1.2.2041 - Google Inc., 2014), podendo estas ser observadas na Figura 1 (ver ponto 2.1.1), onde se encontra representada a área de estudo.

Por último, foram medidas as distâncias de cada ponto de armadilhagem à orla, à estrada de alcatrão (N118), ao caminho de terra batida, à unidade de paisagem composta por outro tipo de vegetação (p.ex. matos, montado, pinhal, etc.), à zona húmida temporária e à zona húmida permanente mais próximas. Estas medições foram

efectuadas no SIG criado com o auxílio de imagens de satélite obtidas através do *software Google Earth* (versão 7.1.2.2041 - Google Inc., 2014).

2.3. Análise de Dados

2.3.1. Cálculo da abundância populacional e diversidade específica

Tendo em conta o objectivo traçado para este trabalho, para cada evento de armadilhagem e armadilha foi efectuado o registo, em formato binomial, da presença ou ausência de cada uma das espécies capturadas (“1” para presença e “0” para ausência) e calculadas a abundância relativa (global, por grupos e por espécies) e a diversidade específica por ponto de armadilhagem, nas épocas pré e pós-reprodutora. Para o cálculo da abundância relativa foi utilizado o índice de abundância de *Pounds I* (Pounds, 1981), de acordo com a Equação:

$$I_i = \frac{N_i}{T * R - (\sum C - r)} * 1000$$

onde N_i é o número de indivíduos capturados da espécie i , T o número de armadilhas disponíveis, R o número de inspecções diárias durante o período de amostragem, C o número de capturas e recapturas de outras espécies e r o número de recapturas da espécie i . Já a diversidade específica foi calculada através do índice de *Shannon-Wiener* H' (Zar, 2010), de acordo com a Equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} * \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \right)$$

onde n_i é o número de indivíduos capturados da espécie i , N o número total de indivíduos capturados e S o número de espécies capturadas.

2.3.2. Análise estatística

Todas as análises estatísticas foram efectuadas utilizando o *software* estatístico *R* (R Code Team, 2015), com as extensões ou pacotes referidos especificamente para cada análise. Para testar que variáveis podem estar a influenciar as possíveis variações na presença de espécies, bem como nas abundâncias relativas e diversidade

específica, foi utilizada uma análise linear generalizada mista (GLMM), onde as referidas variáveis foram consideradas variáveis dependentes (ou resposta).

Num primeiro passo, todas as variáveis independentes relacionadas (ou explicativas) com a estrutura do subcoberto da plantação, ou seja, as percentagens de cobertura do estrato arbustivo, estrato herbáceo e solo nu / manta morta, bem como as distâncias mais próximas de cada ponto de armadilhagem a diversos elementos da paisagem (Tabela 1), foram testadas quanto à sua normalidade utilizando o teste de *Shapiro-Wilk* (Zar, 2010). Tendo em conta os resultados deste teste, analisou-se seguidamente a multicolinearidade dessas variáveis, utilizando para tal os coeficientes de correlação adequados à distribuição de dados, isto é, *Pearson* para dados com distribuição normal e *Spearman* para dados que não obedecem uma distribuição normal. Considerou-se uma correlação elevada quando qualquer um dos coeficientes apresentou valores ≥ 0.7 (Fowler et al., 1988). Nestes casos, foi excluída da análise linear generalizada mista a variável com menor importância biológica ou menor correlação com a variável dependente. Uma vez que foram usados dados referentes às capturas realizadas na mesma armadilha em duas épocas distintas, foi também considerada na análise uma variável correspondente à época de armadilhagem, isto é, antes da reprodução – Outono ou após a reprodução - Primavera (Tabela 1).

Tabela 1 – Variáveis independentes relacionadas com a estrutura do subcoberto, factor aleatório e respectivos acrónimos.

Variável	Tipo de Variável	Acrónimo
Percentagem de cobertura do estrato arbustivo	Variável Contínua	% Arb.
Percentagem de cobertura do estrato herbáceo	Variável Contínua	% Herb.
Percentagem de cobertura do solo nu/manta morta	Variável Contínua	% SN / MM
Distância à orla mais próxima	Variável Contínua	Dist. Orla
Distância ao caminho de terra batida mais próximo	Variável Contínua	Dist. Caminho
Distância à estrada de alcatrão mais próxima (N118)	Variável Contínua	Dist. Estrada
Distância à zona húmida permanente mais próxima	Variável Contínua	Dist ZH perm.
Distância à zona húmida temporária mais próxima	Variável Contínua	Dist. ZH temp.
Distância à unidade de paisagem composta por outro tipo de vegetação mais próxima	Variável Contínua	Dist. Outra Vegetação
Época	Variável Categórica	Época
Código de identificação da armadilha	Factor Aleatório	ID Armadilha

Testou-se, igualmente, a existência de autocorrelação espacial em cada uma das variáveis dependentes em causa (presença de espécies, abundância relativa, diversidade específica), ou seja, se existe uma forte dependência espacial dos resultados. Com esse propósito, foi calculado o índice de *Moran I* usando o pacote “ape” (Paradis et al., 2004). Sempre que foi verificada autocorrelação espacial, foi adicionada à análise o código de identificação de cada ponto de armadilhagem (ID armadilha) como factor aleatório (Tabela 1).

Para efectuar a análise linear generalizada mista, fez-se recurso aos pacotes “lme4” (Bates et al., 2014), “lattice” (Sarkar, 2008) e “Matrix” (Bates e Maechler, 2015). Depois de produzido o modelo global, isto é, englobando todas as variáveis independentes, foi usado o pacote MuMIN (Barton, 2015) para gerar os modelos correspondentes a todas as combinações possíveis das variáveis incluídas no modelo global. A escolha do modelo, ou modelos, que mais se adequam aos dados foi efectuado recorrendo a uma abordagem baseada em critérios de informação, nomeadamente no Critério de Informação de Akaike com correcção para amostras reduzidas (AICc; Burnham e Anderson, 2002). Assim, para cada modelo calculou-se o AICc, o $\Delta AICc$ (diferença entre o AIC do modelo e o menor valor de AIC de todos os modelos) e o Akaike “weight” (w), isto é, a probabilidade de um modelo ser o melhor modelo (Burnham e Anderson, 2002). Para cada análise específica, foram considerados como melhores modelos aqueles cuja soma cumulativa do w é ≤ 0.95 (selecção dos modelos com maior w cumulativa mas que não ultrapassa 0.95), ou seja, grupo de modelos que incluem, com 95% de confiança, o modelo cujo resultado melhor se aproxima dos padrões detectados (Symonds e Moussalli, 2010). Nos casos em que o critério foi cumprido por mais que um modelo, foi calculado o melhor modelo médio (Burnham e Anderson, 2002). Para o melhor modelo ou melhor modelo médio, foi calculado o erro padrão dos coeficientes de cada variável incluída nesses modelos, bem como o seu intervalo de confiança a 90%. Foi, também, testada a significância da influência de cada variável com um teste z (Zar, 2010). A adequação dos modelos aos dados foi aferida, para os dados binomiais, através da curva “Receiver Operating Characteristic (ROC)” pela correspondente “Area Under the Curve (AUC)”, utilizando o pacote “pROC” (Pearce e Ferrier, 2000; Robin et al., 2011). Para os restantes modelos, a sua validação foi efectuada analisando o padrão de homogeneidade de dispersão dos resíduos do melhor modelo ou melhor modelo médio em função dos valores ajustados ao melhor modelo ou melhor modelo médio (Zuur et al., 2009).

Por último, foi testada a influência da percentagem de subcoberto do estrato arbustivo, distância à orla mais próxima e época do ciclo de vida dos micromamíferos

em que foi feita a amostragem na estrutura etária e sexual das espécies capturadas. Para tal, foram feitas tabelas de contingência e os correspondentes testes de Qui-quadrado, usando o pacote “gmodels” (Warnes et al., 2013). Nessas tabelas de contingência, encontra-se registado o número de animais diferentes em cada faixa etária (adulto e juvenil) e sexo por: a) época (Outono e Primavera) em que a captura ocorreu, b) categoria de percentagem de cobertura do estrato arbustivo (percentagem de cobertura do estrato arbustivo inferior ao valor médio e percentagem de cobertura do estrato arbustivo igual ou superior ao valor médio – ver gama de valores para cada categoria na Tabela 4 do ponto 3.1) e c) categoria de distância à orla mais próxima (distância à orla mais próxima inferior ao valor médio e distância à orla mais próxima igual ou superior ao valor médio – ver gama de valores para cada categoria na Tabela 5 do ponto 3.1).

CAPÍTULO 3 - RESULTADOS

3.1. Caracterização do Subcoberto e Outros Parâmetros Ambientais da Plantação de Eucaliptos

As médias das percentagens de cobertura do estrato herbáceo, estrato arbustivo e solo nu / manta morta indicam que, ao nível do subcoberto florestal, o estrato arbustivo tem uma representatividade maior que o estrato herbáceo relativamente à sua cobertura, tanto numa época de amostragem quanto noutra (Tabela 2). Os valores de desvio padrão muito próximos indicam uma dispersão similar dos dados em relação ao valor médio da percentagem de cobertura destes dois estratos (Tabela 2).

Tabela 2 - Média da percentagem de cobertura dos estratos arbustivo, herbáceo e solo nu / manta morta e respectivos valores de desvio padrão, por época de amostragem e globalmente.

Percentagem de Cobertura	Valor Médio (%)			Desvio Padrão		
	1ª Época	2ª Época	Global	1ª Época	2ª Época	Global
Estrato Arbustivo	19.0	21.9	20.4	17.2	15.7	16.6
Estrato Herbáceo	10.8	11.0	10.9	17.1	16.0	16.6
Solo Nu / Manta Morta	70.2	67.1	68.7	21.5	22.8	22.2

Podemos também verificar que a orla é, em média, o elemento da paisagem mais próximo dos pontos de armadilhagem e a zona húmida permanente o mais distante (Tabela 3). Já a distância à estrada de alcatrão mais próxima é a que apresenta maior desvio padrão em relação ao valor médio obtido, o que indica que as distâncias dos pontos de amostragem e, conseqüentemente, dos pontos de armadilhagem, à estrada de alcatrão mais próxima (N118) são muito variáveis (Tabela 3).

Tabela 3 - Média global das distâncias a outros elementos de paisagem mais próximos e respectivos valores de desvio padrão.

Distâncias a Outros Elementos da Paisagem Mais Próximos	Valor Médio (m)	Desvio Padrão
Orla	91.2	44.2
Caminho	99.2	48.7
Estrada (N118)	941.1	620.3
Unidade composta por outro tipo de vegetação	153.9	74.7
Zona húmida temporária	721.7	434.4
Zona húmida permanente	1055.6	596.0

Por fim, para a análise da estrutura etária e sexual das espécies capturadas, os dados correspondentes à percentagem de cobertura de estrato arbustivo e distância à orla mais próxima foram agrupados em duas categorias, sendo que uma delas compreende os valores abaixo da média e a outra os valores iguais ou acima da média (Tabela 4 - percentagem de cobertura do estrato arbustivo e Tabela 5 - distância à orla mais próxima).

Tabela 4 - Categorias correspondentes à percentagem de cobertura do estrato arbustivo.

Categorias	Percentagem (%)
Percentagem de cobertura do estrato arbustivo inferior à média	< 20.4
Percentagem de cobertura do estrato arbustivo igual ou superior à média	≥ 20.4

Tabela 5 - Categorias correspondentes à distância à orla mais próxima.

Categorias	Distância (m)
Distância à orla mais próxima inferior à média	< 91.2
Distância à orla mais próxima igual ou superior à média	≥ 91.2

3.2. Caracterização da População de Micromamíferos

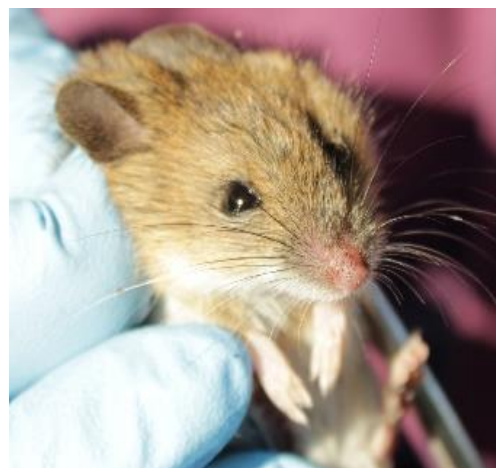
3.2.1. Sucesso de captura

No conjunto das duas épocas de amostragem, foram realizadas 653 capturas de um total de 318 indivíduos pertencentes a três espécies de roedores: rato-do-campo (*Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758)), rato-das-hortas (*Mus spretus* Lataste, 1883) e rato-de-Cabrera (*Microtus cabreræ* Thomas, 1906) e um insectívoro: musaranho-dentes-brancos (*Crocidura russula* (Hermann, 1780)) (Figura 6).

Apodemus sylvaticus
(rato-do-campo)



Mus spretus
(rato-das-hortas)



Microtus cabreræ
(rato-de-Cabrera)



Crocidura russula
(musarinho-de-dentes-brancos)



Figura 6 - Espécies capturadas na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado.

Na primeira época de amostragem, efectuada na época pré-reprodutora (Outono), foram realizadas 403 capturas de um total de 201 indivíduos pertencentes às quatro espécies referidas (Tabela 6). *Apodemus sylvaticus* foi a espécie com mais indivíduos capturados, perfazendo um total de 145 animais diferentes (72% dos indivíduos capturados) e *Microtus cabreræ* com o menor registo de capturas, tendo sido capturados apenas 2 indivíduos (1% dos indivíduos capturados) (Tabela 6). Já na segunda época de amostragem (Primavera), efectuada na época pós-reprodutora,

foram realizadas 250 capturas de um total de 117 indivíduos diferentes, dos quais 96 (82% dos indivíduos capturados) pertenciam à espécie *Apodemus sylvaticus* (Tabela 6). Todos os restantes indivíduos pertenciam a espécie *Crocidura russula* (18%), não tendo sido capturado nesta amostragem nenhum indivíduo pertencente às espécies *Mus spretus* e *Microtus cabreræ* (Tabela 6).

Tabela 6 – Resultados da captura de micromamíferos na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado. PA - Pontos de amostragem. Nº Ind. Cap. - Número de indivíduos capturados. Rec. – Número de recapturas.

PA	Época	<i>Apodemus sylvaticus</i>		<i>Crocidura russula</i>		<i>Mus spretus</i>		<i>Microtus cabreræ</i>		TOTAL
		Nº Ind. Cap.	Rec.	Nº Ind. Cap.	Rec.	Nº Ind. Cap.	Rec.	Nº Ind. Cap.	Rec.	
E 1	Outono	12	13	6	3	7	5	0	0	46
E 2	Outono	2	0	2	0	0	0	0	0	4
E 3	Outono	19	13	1	0	8	7	0	0	48
E 4	Outono	18	18	1	0	0	0	0	0	37
E 5	Outono	11	12	3	0	3	2	0	0	31
E 6	Outono	33	40	2	0	3	1	0	0	79
E 7	Outono	20	30	1	0	2	1	0	0	54
E 8	Outono	10	16	0	0	2	0	2	0	30
E 9	Outono	20	33	10	5	3	3	0	0	74
E 1	Primavera	15	14	5	3	0	0	0	0	37
E 2	Primavera	6	6	0	0	0	0	0	0	12
E 3	Primavera	Ausência de dados – Impossibilidade de realizar o trabalho de campo								0
E 4	Primavera	14	8	4	2	0	0	0	0	28
E 5	Primavera	9	9	2	5	0	0	0	0	25
E 6	Primavera	21	28	2	2	0	0	0	0	53
E 7	Primavera	14	21	1	0	0	0	0	0	36
E 8	Primavera	5	9	0	0	0	0	0	0	14
E 9	Primavera	12	21	7	5	0	0	0	0	45
Total Outono		145	175	26	8	28	19	2	0	403
Total Primavera		96	116	21	17	0	0	0	0	250
TOTAL		241	291	47	25	28	19	2	0	653

Foi, igualmente, detectada uma variação no número total de capturas (número de indivíduos capturados + recapturas) entre as duas épocas de amostragem, registando-se no Outono um número maior de capturas quando comparado à

Primavera. Entre os pontos amostrados, o ponto “E 6” foi o ponto com mais capturas registadas e o ponto “E 2” o ponto com menos capturas registadas, tanto numa época quanto noutra (Tabela 6; Figura 7).

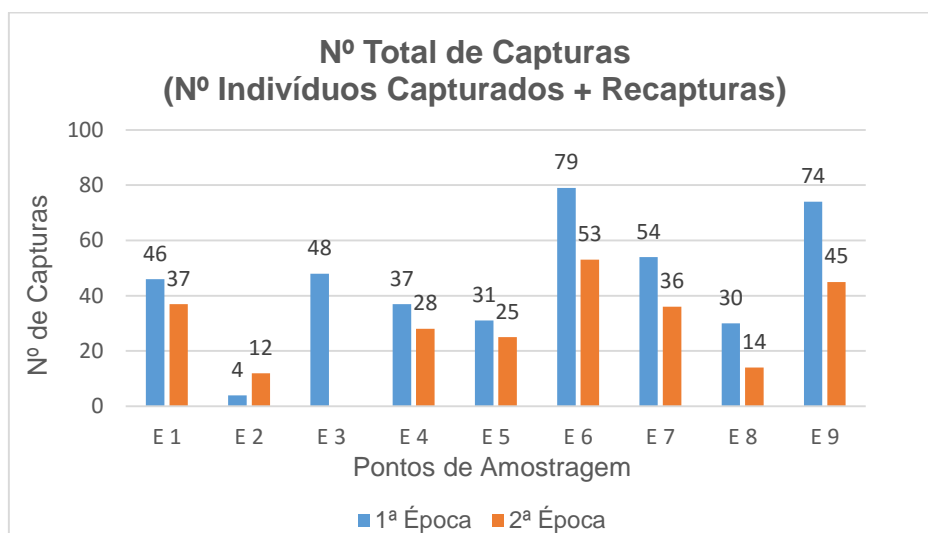


Figura 7 - Número total de capturas por ponto de amostragem (E 1 - E 9) nas duas épocas de amostragem.

O número reduzido de indivíduos capturados das espécies *Mus spretus* e *Microtus cabreræ*, não permitiu prosseguir a análise estatística para avaliar os factores que podem estar a influenciar a sua presença, abundância relativa e estrutura etária e sexual, tendo sido estas espécies apenas contabilizados para os cálculos da diversidade e riqueza específicas, bem como nas abundâncias relativas de roedores e global (isto é, a abundância relativa de todos os micromamíferos capturados).

3.2.2. Diversidade, riqueza específica e abundância relativa

As médias dos valores obtidos nas duas épocas de amostragem para a diversidade específica de micromamíferos (índice de diversidade de *Shannon-Wiener*) indicam que a diversidade específica de micromamíferos foi superior na 1ª época amostragem (Tabela 7), o que corrobora com os números mais elevados de riqueza específica e capturas nessa época (403 capturas de 4 espécies diferentes), quando comparada à 2ª época de amostragem (250 capturas de 2 espécies diferentes). Importa, ainda, referir que não foi feita a análise para tentar explicar a variação da riqueza específica devido ao número reduzido de espécies capturadas, associado ao facto desta ser menos informativa que a diversidade específica

Tabela 7 - Média da diversidade específica de micromamíferos e respectivo desvio padrão, por época de amostragem e globalmente.

Diversidade	Valor Médio			Desvio Padrão		
	1ª Época	2ª Época	Global	1ª Época	2ª Época	Global
Diversidade específica (Índice de <i>Shannon-Wiener</i>)	0.110	0.068	0.090	0.253	0.200	0.230

Podemos, também, verificar que o valor de abundância relativa de *Apodemus sylvaticus* e de roedores é, em geral, próximo por se tratar da espécie mais representada ao longo da amostragem, sendo que o mesmo padrão se verifica em relação à abundância relativa de micromamíferos (Tabela 8). Já os valores de abundância relativa do insectívoro *Crocidura russula* são bastante menores que os valores obtidos para a abundância relativa de roedores devido à reduzida representatividade dessa espécie nas amostragens (Tabela 8). É de notar, ainda, que apenas no caso do *Crocidura russula* a abundância relativa foi superior na 2ª época de amostragem, quando comparada à 1ª época de amostragem.

Tabela 8 - Média das abundâncias relativas de *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura russula*, roedores e global e respectivos valores de desvio padrão, por época de amostragem e globalmente.

Abundância Relativa	Valor Médio			Desvio Padrão		
	1ª Época	2ª Época	Global	1ª Época	2ª Época	Global
<i>Apodemus sylvaticus</i>	95	75	86	96	81	90
<i>Crocidura russula</i>	13	17	15	44	47	46
Roedores	110	75	94	106	81	97
Global	119	87	104	110	87	103

Tanto para a diversidade específica (Tabela 7) quanto para as abundâncias relativas (Tabela 8), os valores elevados de desvio padrão mostram que existe uma grande dispersão dos dados em relação ao valor médio obtido.

3.2.3. Estrutura populacional

3.2.3.1. Estrutura sexual e etária

No conjunto das duas épocas de amostragem, foram capturados 132 machos e 103 fêmeas de *Apodemus sylvaticus* (Tabela 9), resultando numa razão entre machos

e fêmeas de 1.28:1. No que diz respeito à faixa etária, foram capturados 232 *Apodemus sylvaticus* adultos e apenas 1 juvenil¹ (Tabela 9). Assim sendo, não foi feita a análise da sua estrutura etária uma vez que não é possível testar as diferenças entre as faixas etárias desta espécie.

Tabela 9 - Número de Machos (M) e Fêmeas (F) e de Adultos (A) e Juvenis (J) capturadas de *Apodemus sylvaticus* em cada ponto nas duas épocas de amostragem. PA – Pontos de Amostragem. T – Total. (ND – Não Determinado).

PA	1ª Época						2ª Época						Global					
	Sexo			Faixa Etária			Sexo			Faixa Etária			Sexo			Faixa etária		
	M	F	T	A	J	T	M	F	T	A	J	T	M	F	T	A	J	T
E 1	8	4	12	12	0	12	11	3	14	14	0	14	19	7	26	26	0	26
E 2	0	2	2	2	0	2	3	3	6	6	0	6	3	5	8	8	0	8
E 3	10	9	19	18	1	19	ND						10	9	19	18	1	19
E 4	9	9	18	17	0	17	7	7	14	14	0	14	16	16	32	31	0	31
E 5	6	5	11	11	0	11	5	4	9	9	0	9	11	9	20	20	0	20
E 6	15	13	28	27	0	27	10	11	21	21	0	21	25	24	49	48	0	48
E 7	11	9	20	20	0	20	8	6	14	14	0	14	19	15	34	34	0	34
E 8	7	3	10	10	0	10	4	1	5	5	0	5	11	4	15	15	0	15
E 9	10	10	20	20	0	20	8	4	12	12	0	12	18	14	32	32	0	32
T	76	64	140	137	1	138	56	39	95	95	0	95	132	103	235	232	1	233

Em relação a *Crocidura russula*, foram capturados 18 machos e 28 fêmeas de *Crocidura russula* (Tabela 10), o que resulta numa razão entre machos e fêmeas de 0.64:1, não seguindo esta última espécie o padrão observado para *Apodemus sylvaticus*, onde se verificou um predomínio de machos nas capturas. No que diz respeito à faixa etária, foram capturados 35 indivíduos adultos e 5 juvenis¹ (Tabela 10).

¹ *Apodemus sylvaticus* adultos \geq 15 g (Rosário e Mathias, 2004).

Crocidura russula adultos > 5.5 g (Meunier et al., 1999).

Tabela 10 - Número de Machos (M) e Fêmeas (F) e de Adultos (A) e Juvenis (J) capturadas de *Crocidura russula* em cada ponto nas duas épocas de amostragem. PA – Pontos de Amostragem. T – Total. (ND – Não Determinado).

PA	1ª Época						2ª Época						Global					
	Sexo			Faixa Etária			Sexo			Faixa Etária			Sexo			Faixa etária		
	M	F	T	A	J	T	M	F	T	A	J	T	M	F	T	A	J	T
E 1	2	4	6	6	0	6	3	2	5	4	1	5	5	6	11	10	1	11
E 2	0	2	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	0	2
E 3	0	1	1	1	0	1	ND						0	1	1	1	0	1
E 4	0	1	1	1	0	1	2	1	3	3	0	3	2	2	4	4	0	4
E 5	2	1	3	3	0	3	1	1	2	2	0	2	3	2	5	5	0	5
E 6	0	2	2	2	0	2	1	1	2	2	0	2	1	3	4	4	0	4
E 7	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	2	0	2	1	1	2
E 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E 9	1	9	10	8	2	10	4	3	7	0	1	1	5	12	17	8	3	11
T	6	20	26	24	2	26	12	8	20	11	3	14	18	28	46	35	5	40

3.2.3.2. Efeito do subcoberto na estrutura sexual e etária

Os resultados dos testes de Qui-quadrado, aplicados às tabelas de contingência feitas para *Apodemus sylvaticus* que se encontram agrupadas na Tabela 11, indicam que não existem diferenças significativas na proporção de machos e fêmeas por época, percentagem de cobertura do estrato arbustivo e distância à orla mais próxima (Tabela 12).

Tabela 11 - Número de indivíduos *Apodemus sylvaticus* de diferentes sexos (Machos - M e Fêmeas - F) capturados por época de amostragem, categorias de percentagem de cobertura do estrato arbustivo e categorias de distância à orla mais próxima.

Categorias		Sexo	
		M	F
Época	Pré-reprodutora (Outono)	76	64
	Pós-reprodutora (Primavera)	56	39
Percentagem de cobertura do estrato arbustivo	% de cobertura inferior à média	70	55
	% de cobertura igual ou superior à média	62	48
Distância à orla mais próxima	Distância mais próxima inferior à média	70	46
	Distância mais próxima igual ou superior à média	62	57

Tabela 12 - Resultados do teste de Qui-quadrado para *Apodemus sylvaticus*.

Testes de Qui- Quadrado	Sexo	
	Qui-Quadrado	<i>p-value</i>
Época	0.500	0.480
Percentagem de cobertura do estrato arbustivo	0.003	0.955
Distância à orla mais próxima	1.622	0.203

Já os resultados dos testes de Qui-quadrado, aplicados às tabelas de contingência feitas para *Crocidura russula* que se encontram agrupadas na Tabela 13, indicam que existem diferenças significativas na proporção de machos e fêmeas capturadas por época de amostragem, sendo as fêmeas mais capturadas na época pré-reprodutora (Outono) e os machos na pós-reprodutora (Primavera) (Tabela 14). Foram, igualmente, detectadas diferenças significativas na proporção de machos e fêmeas por categoria de distância à orla mais próxima, sendo as fêmeas mais capturadas em distâncias à orla mais próxima iguais ou superiores à média e os machos mais capturados em distâncias à orla mais próxima inferiores à média (Tabela 14).

Tabela 13 – Número de indivíduos *Crocidura russula* de diferentes sexos (Machos – M e Fêmeas – F) e faixas etárias (Adultos – A e Juvenis – J) capturados por época de amostragem, categorias de percentagem de cobertura do estrato arbustivo e categorias de distância à orla mais próxima.

Categorias		Sexo		Faixa Etária	
		M	F	A	J
Época	Pré-reprodutora (Outono)	6	20	24	2
	Pós-reprodutora (Primavera)	12	8	17	3
Percentagem de cobertura do estrato arbustivo	% de cobertura inferior à média	8	12	19	1
	% de cobertura igual ou superior à média	10	16	22	4
Distância à orla mais próxima	Distância mais próxima inferior à média	12	10	20	2
	Distância mais próxima igual ou superior à média	6	18	21	3

Tabela 14 - Resultados do teste de Qui-quadrado para *Crocidura russula*.

Testes de Qui- Quadrado	Sexo		Faixa Etária	
	Qui-Quadrado	<i>p-value</i>	Qui-Quadrado	<i>p-value</i>
Época	6.470	0.011	0.623	0.430
Percentagem de cobertura do estrato arbustivo	0.011	0.916	1.258	0.262
Distância à orla mais próxima	4.207	0.040	0.138	0.711

3.3. Efeito do Subcoberto nos Parâmetros Populacionais dos Micromamíferos

3.3.1. Multicolinearidade e autocorrelação espacial

Nenhuma das variáveis independentes seleccionadas (isto é, percentagens dos diferentes estratos de subcoberto, bem como as distâncias a outros elementos da paisagem mais próximos) mostrou uma distribuição normal (testes de *Shapiro-Wilk* com $p < 0.05$; Anexo A). Fazendo recurso ao teste de correlação de *Spearman*, testou-se a multicolinearidade entre as referidas variáveis, sendo apresentados na Tabela 15 apenas os pares de variáveis fortemente correlacionadas (≥ 0.7), encontrando-se os restantes resultados apresentados em anexo (Anexo B.1).

Tabela 15 – Coeficientes de correlação de *Spearman* ≥ 0.7 entre as diferentes variáveis dependentes. Variáveis retidas para a modelação ecológica posterior a negrito. Ver acrónimos na Tabela 1.

Pares de Variáveis Fortemente Correlacionadas	Coeficiente de Correlação de <i>Spearman</i>	<i>p-value</i>
% Arb. – % SN / MM	0.700	< 0.001
Dist. Orla – Dist. Caminhos	0.894	< 0.001
Dist. ZH perm. – Dist. Estrada	- 0.741	< 0.001

Relativamente a estes pares de variáveis, testou-se a sua correlação com as variáveis dependentes em análise (Anexo B.2). A percentagem de cobertura do estrato arbustivo e a distância à zona húmida permanente mais próxima foram escolhidas para integrar a análise linear generalizada mista por demonstrarem uma maior associação com todas as variáveis dependentes. Já a distância à orla mais próxima foi escolhida pela sua reconhecida importância biológica. Assim sendo, as variáveis independentes correspondentes à percentagem de solo nu / manta morta e às distâncias ao caminho e à estrada mais próxima não foram consideradas na análise.

O índice de *Moran I* indicou, ainda, que existe uma autocorrelação espacial significativa para todas as variáveis dependentes consideradas (Anexo C). Assim sendo, o código de identificação do ponto de armadilhagem (ID armadilha) foi considerado no modelo a ser testado na análise linear generalizada mista como factor aleatório.

3.3.2. Efeito nos padrões de diversidade específica, presença de espécies e abundância relativa

3.3.2.1. Efeito na diversidade específica

Nenhum modelo gerado pelas combinações das variáveis independentes em análise se revelou mais eficiente para explicar a variabilidade da diversidade específica de micromamíferos que o modelo nulo, isto é, o melhor modelo gerado para explicar a variação da diversidade específica (soma cumulativa do Akaike “weight” (w) ≤ 0.95) (Tabela 16), sendo a tabela com os restantes modelos gerados apresentada em anexo (Anexo D.1).

Tabela 16 - Melhor modelo gerado para explicar a diversidade específica de micromamíferos.

Variáveis	AICc	Δ AICc	w
Modelo nulo	- 38.100	0.000	0.838

Este resultado é indicativo que provavelmente outras variáveis não equacionadas poderão ter uma influência maior e mais determinante no padrão detectado que as variáveis consideradas.

3.3.2.2. Efeito na presença de espécies

Para explicar a variação da presença de *Apodemus sylvaticus*, foram gerados 52 modelos que preenchem os requisitos predefinidos (soma cumulativa do Akaike “weight” (w) ≤ 0.95), sendo na Tabela 17 apresentados os 10 primeiros melhores modelos (modelos com Akaike “weight” (w) mais elevado). Os melhores modelos remanescentes encontram-se, apresentados em anexo (Anexo D.2.1), bem como os restantes modelos gerados (Anexo D.2.2).

Tabela 17 - Primeiros 10 melhores modelos gerados para explicar a presença de *Apodemus sylvaticus* ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	AICc	$\Delta AICc$	w
% Arb. + Época + Dist. ZH temp.	561.000	0.000	0.105
% Arb. + Dist. ZH temp.	562.200	1.120	0.060
% Arb. + Época + Dist. Orla + Dist. ZH temp.	562.500	1.500	0.050
% Arb. + Época + % Herb. + Dist. ZH temp.	562.700	1.680	0.045
% Arb. + Época	562.800	1.720	0.044
% Arb. + Época + Dist. ZH perm. + Dist ZH temp.	562.800	1.760	0.043
% Arb. + Época + Dist. Outra Vegetação + Dist. ZH temp.	563.100	2.030	0.038
% Arb.	563.500	2.460	0.031
% Arb. + Dist. Orla + Dist. ZH temp.	563.600	2.600	0.029
% Arb. + Dist. ZH perm. + Dist. ZH temp.	563.800	2.730	0.027

De acordo com o melhor modelo médio, calculado a partir dos melhores modelos obtidos (Tabela 17), há uma maior probabilidade desta espécie ser detectada em áreas com maior percentagem de cobertura do estrato arbustivo, durante a época pré-reprodutora (Outono), quando comparada com época pós-reprodutora (Primavera) e mais longe das zonas húmidas temporárias (variáveis cujos intervalos de confiança dos coeficientes não cruzam o zero, estando assinaladas a sombreado na Tabela 18). No entanto, não é possível descrever a direcção da influência na presença de *Apodemus sylvaticus* da percentagem de cobertura do estrato herbáceo e das distâncias à orla, unidade composta por outro tipo de vegetação e zonas húmidas permanentes mais próximas, uma vez que os seus intervalos de confiança dos seus coeficientes cruzam o zero (Tabela 18).

Tabela 18 - Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a presença de *Apodemus sylvaticus* e os respectivos intervalos de confiança a 90%. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	Coeficientes	Erro Padrão	z-value	Pr (> z)	Intervalo de Confiança de 90%	
					5%	95%
Intercept	- 0.542	0.496	1.091	0.275	- 1.360	0.275
% Arb.	0.025	0.008	2.955	0.003	0.011	0.039
% Herb.	- 0.004	0.007	0.582	0.561	- 0.016	0.008
Dist. Orla	0.002	0.003	0.468	0.640	- 0.004	0.007
Dist. Outra Vegetação	- 3.551 x 10 ⁻⁴	0.002	0.162	0.871	- 0.004	0.003
Dist. ZH temp.	0.001	< 0.001	1.840	0.066	6.287 x 10 ⁻⁵	0.001
Dist. ZH perm.	1.260 x 10 ⁻⁴	< 0.001	0.557	0.578	- 2.461 x 10 ⁻⁴	4.980 x 10 ⁻⁴
Época Outono	0.387	0.225	1.711	0.087	0.015	0.758

Já para explicar a variação da presença de *Crocidura russula*, foram gerados 98 modelos que preenchem os requisitos predefinidos (soma cumulativa do Akaike “weight” (w) ≤ 0.95), sendo na Tabela 19 apresentados os 10 primeiros melhores modelos (modelos com Akaike “weight” (w) mais elevado). Os melhores modelos remanescentes encontram-se, igualmente, apresentados em anexo (Anexo D.3.1), bem como os restantes modelos gerados (Anexo D.3.2).

Tabela 19 - Primeiros 10 melhores modelos gerados para explicar a variação da presença de *Crocidura russula* ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	AICc	$\Delta AICc$	w
Época	275.700	0.000	0.055
Época + % Herb.	276.300	0.590	0.041
Época + Dist. ZH perm.	277.000	1.250	0.029
% Arb. + Época	277.000	1.260	0.029
Época + Dist. Outra Vegetação	277.000	1.280	0.029
Época + % Herb. + Dist. Outra Vegetação	277.200	1.540	0.025
Modelo nulo	277.300	1.560	0.025
Época + % Herb. + Dist. ZH perm.	277.400	1.740	0.023
Época + Dist. ZH temp.	277.700	1.950	0.021
Época + Dist. Orla	277.700	2.000	0.020

De acordo com o melhor modelo médio, calculado a partir dos melhores modelos obtidos (Tabela 19), apenas é possível detectar uma influência negativa da época pré-reprodutora (Outono) na presença de *Crocidura russula*, quando comparada com a época pós-reprodutora (Primavera), uma vez que apenas para esta variável os intervalos de confiança do coeficiente não cruza o zero, estando assinalada a sombreado na Tabela 20. Já para as percentagens de cobertura do estrato arbustivo e herbáceo e distâncias à orla, à unidade composta por outro tipo de vegetação, à zona húmida permanente e à zona húmida temporária mais próximas, não é possível identificar qual a direcção da influência (isto é, positiva ou negativa), uma vez que os intervalos de confiança dos seus coeficientes cruzam o zero (Tabela 20). Importa, ainda, referir que o facto de o modelo nulo estar entre os melhores modelos obtidos, sendo o 7º modelo com o maior “Akaike weight” ($w = 0.025$) (Tabela 19), pode ser indicativo de que outras variáveis não equacionadas na presente análise podem também ter alguma influência na presença deste insectívoro.

Tabela 20 - Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a variação da presença de *Crocidura russula* e os respectivos intervalos de confiança de 90%. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	Coeficientes	Erro Padrão	z-value	Pr (> z)	Intervalo de Confiança de 90%	
					5%	95%
Intercept	- 7.368	1.485	4.950	< 0.001	- 9.815	- 4.921
% Arb.	0.024	0.023	1.005	0.315	- 0.015	0.062
% Herb.	- 0.030	0.028	1.081	0.280	- 0.075	0.016
Dist. Orla	- 0.007	0.011	0.652	0.515	- 0.025	0.011
Dist. Outra Vegetação	0.007	0.006	1.096	0.273	- 0.003	0.016
Dist. ZH temp.	- 2.430 x 10 ⁻⁴	0.001	0.212	0.832	- 0.002	0.002
Dist. ZH perm.	0.001	0.001	0.960	0.337	- 0.001	0.002
Época Outono	- 1.092	0.591	1.843	0.065	- 2.066	- 0.118

Por fim, os valores obtidos de AUC (“Area Under the Curve”) para *Apodemus sylvaticus* e *Crocidura russula* foram 0.902 e 0.982, respectivamente, indicando uma boa adequabilidade dos modelos médios obtidos aos dados. As curvas referidas encontram-se em anexo (Anexo E.1 – *Apodemus sylvaticus* e Anexo E.2 – *Crocidura russula*).

3.3.2.3. Efeito na abundância relativa

Para explicar a variação da abundância relativa de *Apodemus sylvaticus*, foram gerados 4 modelos que preenchem os requisitos predefinidos (soma cumulativa do Akaike “weight” ($w \leq 0.95$) (Tabela 21). A tabela com os restantes modelos gerados é apresentada em anexo (Anexo D.4).

Tabela 21 - Melhores modelos gerados para explicar a variação na abundância relativa de *Apodemus sylvaticus* ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	AICc	$\Delta AICc$	w
% Arb. + Época	4973.600	0.000	0.601
% Arb. + Época + % Herb.	4976.300	2.610	0.163
% Arb. + Época + Dist. Orla	4976.900	3.290	0.116
% Arb. + Época + Dist. Outra Vegetação	4979.000	5.310	0.041

De acordo com o melhor modelo médio, calculado a partir dos melhores modelos obtidos (Tabela 21), uma maior percentagem de estrato arbustivo tem um efeito positivo na abundância relativa desta espécie, que é igualmente mais elevada na época pré-reprodutora (Outono) quando comparada à época pós-reprodutora (Primavera) (variáveis cujos intervalos de confiança dos coeficientes não cruzam o zero, estando assinaladas a sombreado na Tabela 22). Já para a percentagem de cobertura do estrato herbáceo e para as distâncias à orla e à unidade composta por outro tipo de vegetação mais próximas, não é possível identificar qual a direcção da influência (isto é, positiva ou negativa), uma vez que os intervalos de confiança dos seus coeficientes cruzam o zero (Tabela 22).

Tabela 22 – Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar variação na abundância relativa de *Apodemus sylvaticus* e respectivos intervalos a confiança a 90%. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	Coeficientes	Erro Padrão	z-value	Pr (> z)	Intervalo de Confiança a 90%	
					5%	95%
Intercept	46.447	10.304	4.497	< 0.001	29.466	63.427
% Arb.	1.310	0.279	4.673	< 0.001	0.849	1.770
% Herb.	- 0.147	0.257	0.570	0.569	- 0.571	0.277
Dist. Orla	0.127	0.108	1.175	0.240	- 0.051	0.305
Dist. Outra Vegetação	- 0.041	0.064	0.647	0.517	- 0.146	0.0635
Época Outono	22.551	7.042	3.193	0.001	10.943	34.160

Para explicar a variação da abundância relativa de *Crociodura russula*, por sua vez, foram gerados 12 modelos que preenchem os requisitos predefinidos (soma cumulativa do Akaike “weight” (w) ≤ 0.95) (Tabela 23). A tabela com os restantes modelos gerados é apresentada em anexo (Anexo D.5).

Tabela 23 – Melhores modelos gerados para explicar variação na abundância relativa de *Crociodura russula* ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	AICc	$\Delta AICc$	w
% Arb. + Época	4426.500	0.000	0.536
% Arb.	4429.800	3.260	0.105
Época	4429.900	3.340	0.101
% Arb. + Época + % Herb.	4430.500	4.020	0.072
% Arb. + Época + Dist. Outra Vegetação	4432.200	5.720	0.031
% Arb. + Época + Dist. Orla	4432.300	5.760	0.030
% Arb. + Época + Dist. ZH perm.	4433.600	7.060	0.016
Modelo nulo	4433.700	7.170	0.015
% Arb. + % Herb.	4433.800	7.250	0.014
Época + % Herb.	4434.100	7.550	0.012
Época + Dist. ZH perm.	4434.800	8.240	0.009
% Arb. + Dist. Outra Vegetação	4435.400	8.880	0.006

De acordo com o melhor modelo médio, calculado a partir dos melhores modelos obtidos (Tabela 23), podemos verificar que tanto a percentagem de cobertura do estrato arbustivo quanto a distância à zona húmida permanente mais próxima parecem ter um

efeito positivo na abundância deste insectívoro, uma vez que para estas variáveis os intervalos de confiança dos seus coeficientes não cruzam o zero, estando assinalas a sombreado na Tabela 24. Já para a percentagem de cobertura do estrato herbáceo, para a época do ano e para as distâncias à orla e à unidade composta por outro tipo de vegetação mais próximas, não é possível identificar qual a direcção da influência (isto é, positiva ou negativa), uma vez que os intervalos de confiança dos seus coeficientes cruzam o zero (Tabela 24). Mais uma vez, importa referir que o facto de o modelo nulo estar entre os melhores modelos obtidos, sendo o 8º modelo com o maior “*Akaike weight*” ($w = 0.015$) (Tabela 23), pode ser indicativo de que outras variáveis não equacionadas na presente análise podem também ter alguma influência na abundância relativa deste insectívoro.

Tabela 24 - Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a abundância relativa de *Crocidura russula* e os respectivos intervalos de confiança a 90%. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	Coeficientes	Erro Padrão	z-value	Pr (> z)	Intervalo de Confiança a 90%	
					5%	95%
Intercept	8.791	5.707	1.538	0.124	- 0.609	18.190
% Arb.	0.401	0.144	2.770	0.006	0.163	0.639
% Herb.	0.057	0.135	0.418	0.676	- 0.166	0.280
Dist. Orla	- 0.027	0.056	0.492	0.623	- 0.119	0.064
Dist. Outra Vegetação	0.038	0.033	1.164	0.245	- 0.016	0.092
Dist. ZH perm.	0.009	0.004	2.146	0.032	0.002	0.016
Época Outono	- 3.557	3.758	0.944	0.345	- 9.752	2.639

Já para explicar a variação da abundância relativa de roedores, foram gerados 5 modelos que preenchem os requisitos predefinidos (soma cumulativa do Akaike “*weight*” ($w \leq 0.95$) (Tabela 25), sendo a tabela com os restantes modelos gerados apresentada em anexo (Anexo D.6).

Tabela 25 – Melhores modelos gerados para explicar a abundância relativa de roedores ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	AICc	$\Delta AICc$	weight
% Arb. + Época	5022.000	0.000	0.621
% Arb. + Época + % Herb.	5025.500	2.760	0.156
% Arb. + Época + Dist. Orla	5026.500	3.670	0.099
% Arb. + Época + Dist. Outra Vegetação	5028.400	5.580	0.038
% Arb. + Época + % Herb. + Dist. Orla	5028.900	6.140	0.029

De acordo com o melhor modelo médio, calculado a partir dos melhores modelos obtidos (Tabela 25), foi detectado o mesmo padrão verificado para *Apodemus sylvaticus*, ou seja, uma influência positiva da percentagem de cobertura do estrato arbustivo e da época pré-reprodutora (Outono), quando comparada a época pós-reprodutora (Primavera), uma vez que para estas variáveis os intervalos de confiança dos seus coeficientes não cruzam o zero, estando assinaladas a sombreado na Tabela 26. Já para a percentagem de cobertura do estrato herbáceo e para as distâncias à orla e à unidade composta por outro tipo de vegetação mais próximas não é possível identificar qual a direcção da influência (isto é, positiva ou negativa), uma vez que os intervalos de confiança dos seus coeficientes cruzam o zero (Tabela 26).

Tabela 26 – Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a abundância relativa de roedores e os respectivos intervalos de confiança a 90%. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	Coeficientes	Erro Padrão	z-value	Pr (> z)	Intervalo de Confiança a 90%	
					5%	95%
Intercept	43.394	10.654	4.062	< 0.001	25.835	60.953
% Arb.	1.471	0.295	4.964	< 0.001	0.984	1.958
% Herb.	0.080	0.276	0.291	0.771	- 0.374	0.535
Dist. Orla	0.112	0.115	0.965	0.335	- 0.078	0.302
Dist. Outra Vegetação	- 0.013	0.067	0.200	0.842	- 0.124	0.097
Época Outono	37.610	7.493	5.005	< 0.001	25.258	49.963

Por fim, para explicar a variação da abundância relativa global, foram gerados 6 modelos que preenchem os requisitos predefinidos (soma cumulativa do Akaike “weight” (w) ≤ 0.95) (Tabela 27), sendo a tabela com os restantes modelos gerados apresentada em anexo (Anexo D.7).

Tabela 27 – Melhores modelos gerados para explicar a abundância relativa global ordenados por ordem crescente do $\Delta AICc$. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	AICc	$\Delta AICc$	weight
% Arb. + Época	5065.800	0.000	0.550
% Arb. + Época + % Herb.	5068.400	2.640	0.147
% Arb. + Época + Dist. Orla	5069.500	3.730	0.085
% Arb. + Época + Dist. ZH perm.	5069.500	3.750	0.084
% Arb. + Época + Dist. Outra Vegetação	5071.100	5.370	0.038
% Arb. + Época + % Herb. + Dist. Orla	5071.900	6.130	0.026

De acordo com o melhor modelo médio, calculado a partir dos melhores modelos obtidos (Tabela 27), a percentagem de cobertura do estrato arbustivo, a época pré-reprodutora (Outono), quando comparada à época pós-reprodutora (Primavera), e a distância à zona húmida permanente mais próxima parecem influenciar positivamente a abundância relativa global, uma vez que para estas variáveis os intervalos de confiança dos seus coeficientes não cruzam o zero, estando assinaladas a sombreado na Tabela 28. Já para a percentagem de cobertura do estrato herbáceo e para as distâncias à orla e à unidade composta por outro tipo de vegetação mais próximas, não é possível identificar qual a direcção da influência (isto é, positiva ou negativa), uma vez que os intervalos de confiança dos seus coeficientes cruzam o zero (Tabela 28).

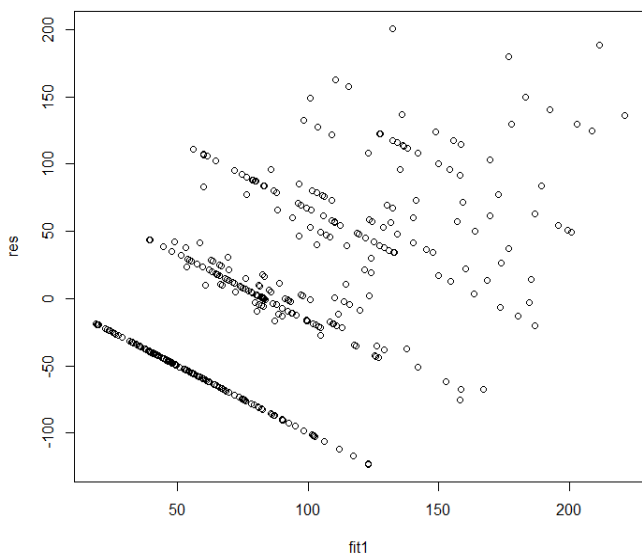
Tabela 28 – Coeficientes das variáveis do melhor modelo médio obtido para explicar a abundância global e os respectivos intervalos de confiança a 90%. Ver acrónimos na Tabela 1.

Variáveis	Coeficientes	Erro Padrão	z-value	Pr (> z)	Intervalo de Confiança a 90%	
					5%	95%
Intercept	49.435	12.434	3.967	< 0.001	28.948	69.923
% Arb.	1.655	0.319	5.180	< 0.001	1.130	2.180
% Herb.	0.088	0.290	0.303	0.762	- 0.390	0.566
Dist. Orla	0.105	0.124	0.846	0.398	- 0.099	0.310
Dist. Outra Vegetação	0.023	0.072	0.320	0.749	- 0.096	0.143
Dist. ZH perm.	0.022	0.009	2.415	0.016	0.007	0.038
Época Outono	34.866	7.707	4.511	< 0.001	22.160	47.572

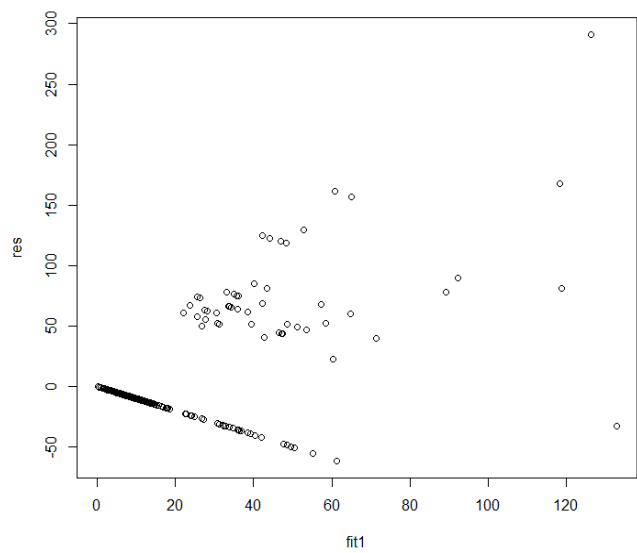
Por fim, foi possível verificar através da análise do padrão de homogeneidade de dispersão dos resíduos dos modelos (eixo x) em função dos valores ajustados ao smodelos (eixo y) que, em todos os casos (abundâncias relativas de *Apodemus*

sylvaticus, *Crocidura russula*, roedores e global), apesar da tendência para haver uma maior variância nos resíduos para valores intermédios de abundância relativa, é também evidente que o modelo lida menos bem com os vários zeros da matriz, isto é, armadilhas que não capturam micromamíferos (Figura 8). Considerando todas estas limitações, que restringem a aplicabilidade do modelo, apenas poderemos discutir quais das variáveis seleccionadas podem estar a influenciar as variações na abundância relativa das populações estudadas, não sendo, no entanto, possível a aplicação deste modelo a outras populações deste grupo.

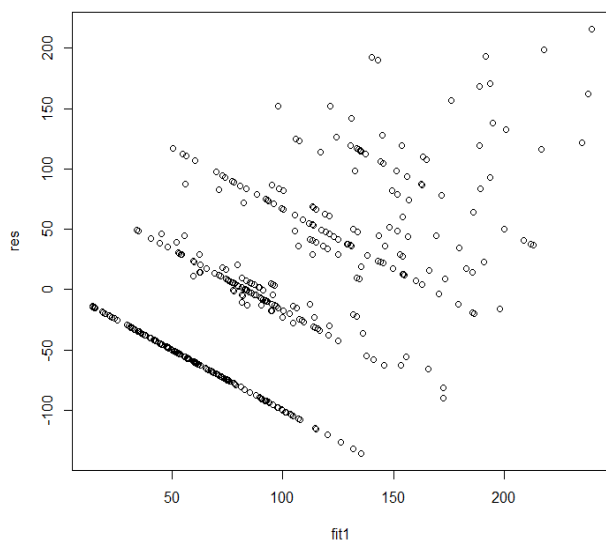
Abundância relativa de *Apodemus sylvaticus*



Abundância relativa de *Crocidura russula*



Abundância relativa de roedores



Abundância relativa global

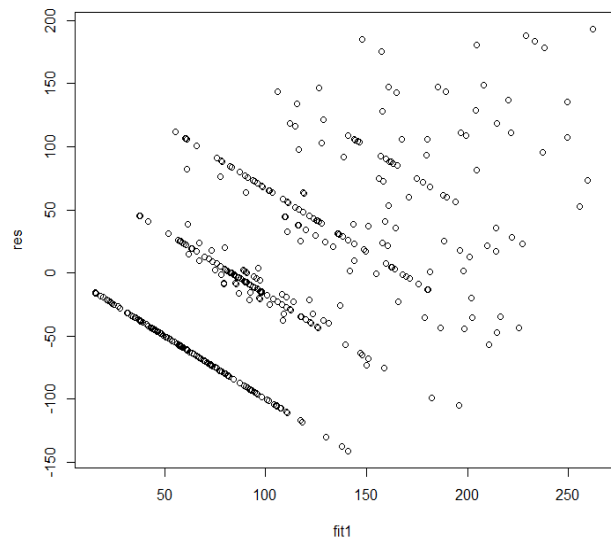


Figura 8 – Dispersão dos resíduos dos melhores modelos em função dos valores ajustados aos melhores modelos para explicar a variação das abundâncias relativas de *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura russula*, roedores e global.

4.1. Efeito do Subcoberto da Plantação de Eucaliptos da Charneca do Infantado nas Populações de Micromamíferos

4.1.1. Diversidade e riqueza específicas

Os resultados obtidos não corroboram com a predição de que a diversidade específica nas plantações de eucaliptos é positivamente influenciada por subcobertos estruturalmente mais complexos, bem como pela proximidade de fragmentos não-matriz, uma vez que nenhuma das variáveis relacionadas com a estrutura do subcoberto na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado mostrou influenciar a diversidade específica da comunidade de micromamíferos aí presentes. No entanto, trabalhos já feitos em plantações de eucaliptos indicam a existência de uma influência positiva do subcoberto na diversidade específica de mamíferos. Por exemplo, Martin et al. (2012), indica que a complexidade estrutural das plantações de eucaliptos, tal com a presença de outras unidades de paisagem ou de fragmentos com o subcoberto mais complexo e com maior biomassa, tornando o habitat mais heterogêneo, influencia positivamente a diversidade de micromamíferos neotropicais. Já Lindenmayer e Hobbs (2004) referem, também, que a diversidade das espécies animais nas plantações de eucaliptos da Austrália pode estar associada à biomassa da comunidade vegetal aí presente. Na Península Ibérica, não existem estudos que associem a diversidade específica de micromamíferos com o subcoberto presente nas plantações de eucaliptos. No entanto, o estudo de Rosalino et al. (2009) em sistemas agro-silvo-pastoris do sul de Portugal indicam que a heterogeneidade do sistema, associada à presença de fragmentos de vegetação não-matriz com um subcoberto mais complexo, tem uma correlação positiva com a diversidade de mamíferos. O facto de no presente estudo não ter sido detectada a influência de nenhuma variável estrutural relacionada com a plantação de eucaliptos na diversidade específica de micromamíferos nela presente, pode significar que talvez outras variáveis não consideradas neste trabalho possam ser mais determinantes na variação da diversidade específica destas plantações. No entanto, é importante ter em atenção que o número de espécies capturadas no conjunto das duas amostragens foi reduzido ($N = 4$). Essa limitação no número de espécies, associada ao facto das duas espécies detectadas em número significativo (*Apodemus sylvaticus* e *Crocidura russula*), estarem entre as espécies mais comuns a nível nacional e ocuparem todo o território, sendo generalistas em termos de habitat (Gonçalves et al., 2013; Santos-Reis

e Mathias, 1996), pode ter dificultado a detecção de padrões de influência de alguma das variáveis contabilizadas.

4.1.2. Padrões de distribuição e abundância

Os resultados obtidos corroboram com predição de que a presença de espécies e/ou a abundância relativa das suas populações estão associadas a subcobertos estruturalmente mais complexos (p.ex. com estrato arbustivo mais desenvolvido), tal como acontece nos sistemas nativos. Já a proximidade das zonas húmidas, ao contrário da predição inicial, parece afectar negativamente esses parâmetros.

Segundo o estudo feito por Bowman et al. (2001), a presença das espécies de micromamíferos em plantações de gestão intensiva está significativamente associada a variáveis relacionadas com a vegetação local. Um subcoberto florestal desenvolvido tem um papel fundamental no fornecimento de alimento para os roedores, bem como abrigo, oferecendo cobertura e protecção contra os predadores (Rosalino et al., 2009; Torre et al., 2013). Tendo em conta que o estrato arbustivo ocupa uma grande parcela da biomassa do subcoberto florestal, o que irá reflectir-se no seu grau de cobertura, a importância fulcral da comunidade vegetal arbustiva para a comunidade faunística torna-se mais evidente (Ecke et al., 2002; Lindenmayer e Hobbs, 2004; Thomas, 1979). Essa importância é corroborada pelos resultados obtidos relativos à presença do roedor *Apodemus sylvaticus* na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado, onde esta espécie é mais provável de ser detectada em zonas com maior percentagem de cobertura do estrato arbustivo.

Considerando que as variáveis relacionadas com a vegetação local afectam a presença da espécie, é expectável que afectem também a sua abundância relativa (Bowman et al., 2001; MacArthur, 1972). Espera-se que as espécies capazes de colonizar essas plantações (Hobbs et al., 2003; Rosalino et al., 2014), de uma forma mais generalizada, sejam também capazes de sustentar um maior crescimento populacional nesses locais. Assim sendo, a presença de um subcoberto mais complexo nas plantações, com um estrato arbustivo com maior biomassa, não só influencia positivamente a riqueza específica e a distribuição de micromamíferos, como a sua abundância relativa em geral (MacArthur, 1972; Martin et al., 2012; Stallings, 1990). Deste modo, tal como seria de se esperar, registámos uma maior abundância relativa de micromamíferos nos locais da plantação de eucaliptos estudada com uma maior percentagem de cobertura do estrato arbustivo. A selecção desses locais por

micromamíferos poderá estar associada a uma maior capacidade de protecção que este estrato pode proporcionar a estes animais, levando à diminuição do risco de serem detectados durante as suas actividades diárias por predadores alados e por carnívoros terrestres (Rosalino et al., 2009). O mesmo padrão foi verificado para os roedores e para *Apodemus sylvaticus*, o que é expectável tendo em conta que a maioria dos indivíduos capturados pertence a esta espécie, fazendo com que os roedores tenham sido o grupo dominante nesta amostragem. O insectívoro *Crocidura russula* parece seguir um padrão similar, uma vez que a percentagem de cobertura do estrato arbustivo também influencia positivamente a sua abundância relativa na plantação de eucaliptos. Esse resultado é corroborado pelo estudo de Carreiras (2014), realizado em outros habitats da Charneca do Infantado, onde esta abundância relativa desta espécie mostrou ser positivamente influenciada pela percentagem de cobertura do estrato arbustivo. A direcção da influência da percentagem de cobertura do estrato arbustivo na presença deste insectívoro é dúbia, mas tendo em conta o risco predatório, é expectável que siga o mesmo padrão detectado para a sua abundância relativa, sendo igualmente positiva (Lindenmayer e Hobbs, 2004; Martin et al., 2012; Thomas, 1979).

Os fragmentos de vegetação nativa, tais como as zonas com vegetação ripícola, cujo estrato arbustivo é mais desenvolvido, são conhecidas por albergarem, não só um maior número de espécies (Lindenmayer e Hobbs, 2004) como também uma maior abundância relativa (MacArthur, 1972; Rosalino et al., 2009). Tendo em conta a influência positiva do estrato arbustivo na presença e abundância relativa de *Apodemus sylvaticus*, seria expectável que uma menor distância das zonas húmidas temporárias, onde foi verificada a presença de vegetação ripícola desenvolvida, resultasse numa maior probabilidade de encontrar indivíduos desta espécie. No entanto, ao contrário do que seria esperado, a probabilidade de encontrá-la em locais afastados das zonas húmidas temporárias é superior. Geralmente, a complexidade da vegetação ripícola, presente nesses locais, favorece a riqueza específica de micromamíferos (Lindenmayer e Hobbs, 2004; Rosalino et al., 2009). Este grupo de mamíferos está entre as presas preferenciais dos animais pertencentes à ordem Carnivora (Rosalino et al., 2011; Sieg, 1988), particularmente na região mediterrânica (Matos et al., 2009), o que torna as zonas húmidas importantes para estes predadores. Além disso, o papel fulcral exercido por estas zonas húmidas como abrigo e rota de dispersão de carnívoros, especialmente na altura da sua reprodução, faz com que estas sejam, na maioria das vezes, os únicos locais com condições suficientes para permitir a permanência destes predadores nas florestas de exploração (Matos et al., 2009; Rosalino et al., 2011). Segundo Gonçalves et al. (2013), alguns mamíferos carnívoros amostrados noutros habitats da Charneca do

Infantado podem ser encontrados com frequência nas proximidades de zonas húmidas, com vegetação ripícola, tais como o toirão (*Mustela putorius* Linnaeus, 1758) e o sacarrabos (*Herpestes ichneumon* (Linnaeus, 1758)). Também a coruja-das-torres (*Tyto alba* (Scopoli, 1769)), que está entre as aves de rapina com o maior registo de abundância na zona da Charneca do Infantado e que tem os micromamíferos como uma das presas preferenciais, pode ser igualmente encontrada com frequência nas proximidades de locais com vegetação ripícola (Companhia das Lezírias, 2014). Assim, nestes fragmentos com vegetação nativa, a pressão predatória sobre os pequenos mamíferos pode ser elevada. Essa pressão, aliada ao reduzido tamanho e carácter efémero destas zonas pode levar *Apodemus sylvaticus* a preferir zonas mais afastadas desses fragmentos nativos (Lindenmayer e Hobbs, 2004; Rosalino et al., 2014).

Mais uma vez, considerando a maior complexidade da vegetação das zonas ripícolas, seria expectável que a abundância relativa global fosse maior nessas zonas e não em locais mais afastados (Lindenmayer e Hobbs, 2004; MacArthur, 1972; Rosalino et al., 2009). No entanto, na plantação estudada, os micromamíferos parecem preferir locais afastados das zonas húmidas permanentes. A zona húmida permanente que se encontra no interior da plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado é a mais próxima de todos os pontos amostrados, sendo este o único local no interior desta plantação que tem água durante todo o ano, o que acresce a sua importância para os animais carnívoros, quando comparada às zonas húmidas temporárias (Matos et al., 2009; Rosalino et al., 2011). Assim sendo, estas zonas têm, potencialmente, condições para serem utilizadas por animais carnívoros tanto na estação seca como na estação húmida (Matos et al., 2009), podendo a predação nesse local afectar negativamente a abundância relativa global. O mesmo padrão foi detectado para *Crocidura russula*, uma vez que os indivíduos dessa espécie também parecem preferir usar locais afastados dessa zona húmida permanente, o que poder-se-á dever ao facto do referido risco de predação ser o suficiente para afectar a sua abundância relativa. Outra hipótese poderá estar relacionada com o encharcamento do solo nesses locais, diminuindo a disponibilidade de refúgios para essa espécie. Este resultado é, mais uma vez, corroborado pelo estudo de Carreiras (2014) onde se verifica que, em outros habitats da Charneca do Infantado, a abundância relativa de *Crocidura russula* é negativamente influenciada pelas zonas húmidas permanentes. Importa ainda referir que, embora tenha sido detectada a influência da distância à zona húmida permanente na presença de *Crocidura russula*, não foi possível detectar a direcção dessa influência (isto é, positiva ou negativa). No entanto, pelos resultados obtidos em relação à abundância

relativa desta espécie, é expectável que se verifique o mesmo padrão na sua presença, sendo mais provável encontrá-la em locais afastados das zonas húmidas permanentes.

A época de amostragem foi a única variável que mostrou ter uma influência significativa na presença de *Crocidura russula* na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado, havendo uma maior probabilidade de detecção desta espécie na época pós-reprodutora (Primavera), quando comparada à época pré-reprodutora (Outono), padrão contrário do que se verifica para o roedor *Apodemus sylvaticus*. Essa influência pode ser explicada pela variação na disponibilidade de recursos tróficos, nomeadamente artrópodes, principal componente da dieta desta espécie (Gonçalves et al., 2013). Noutros ambientes Mediterrânicos, verificou-se que alguns grupos de artrópodes estão mais disponíveis na Primavera-Verão (Loureiro et al., 2009), possibilitando dessa forma que as espécies que se alimentem destes taxa, como o insectívoro *Crocidura russula*, possam estar mais activos na busca por esse recurso sendo, por isso, maior a probabilidade de detecção desta espécie. A época de amostragem parece também influenciar a abundância relativa de *Crocidura russula*. No entanto, ao contrário do que acontece com o padrão verificado na presença desta espécie, não é possível determinar com rigor a direcção dessa influência. Tendo em conta que a Primavera, quando comparada ao Outono, tem uma influência positiva na presença de *Crocidura russula*, é expectável que a direcção da influência da época de amostragem na abundância relativa desta espécie seja a mesma, sendo maior na Primavera. A maior disponibilidade de alguns grupos de artrópodes durante a Primavera-Verão nos ambientes mediterrânicos (Loureiro et al., 2009), além de favorecer a presença do insectívoro *Crocidura russula*, poderá também levar a um aumento da sua abundância relativa, uma vez que locais com mais recursos alimentares podem suportar uma população mais abundante. Essa hipótese é reforçada pelo estudo de Carreiras (2014), onde a abundância relativa de *Crocidura russula* em outros habitats da Charneca do Infantado é mais elevada na Primavera e é positivamente influenciada pelo aumento na disponibilidade dos taxa que fazem parte da sua dieta. Importa, ainda, ter em conta que o facto do modelo nulo estar entre os melhores modelos obtidos para explicar a presença e abundância relativa deste insectívoro poderá significar que estes parâmetros podem estar a ser influenciados por outras variáveis estruturais não equacionadas na análise.

Por outro lado, a época de amostragem mostrou, igualmente, influenciar a abundância relativa global, sendo esta mais elevada no Outono. O mesmo padrão foi detectado em relação à abundância relativa de roedores e à presença e abundância relativa da espécie *Apodemus sylvaticus*. Seria expectável que se verificasse uma

abundância relativa mais elevada do roedor *Apodemus sylvaticus* na época pós-reprodutora (Primavera), uma vez que é nessa altura do ano onde esta espécie atinge o pico de abundância devido à presença de juvenis (Abad, 1991; Gonçalves et al., 2013; Rosário e Mathias, 2004). No entanto, foi detectado um padrão inverso. O número mais elevado de eventos de precipitação verificado durante o período de armadilhagem realizado na época pré-reprodutora (Outono) pode ter contribuído para o padrão detectado devido à inundação das tocas, obrigando estes micromamíferos a movimentarem-se mais, o que pode explicar a maior probabilidade de detecção desta espécie e a sua maior abundância relativa nessa época. Essa hipótese é reforçada pelos dados fornecidos meteorológicos pela Companhia das Lezírias, S.A., onde se verificou um registo de precipitação de 331 mm durante a 1ª época de amostragem (Outubro/Novembro de 2015 – Outono), sendo este bastante superior ao registo de precipitação feito durante a 2ª época de amostragem (Março/Abril de 2015 – Primavera), que foi de 69.4 mm. Foi, também, observado um elevado número de indícios de actividade sexual durante a época pós-reprodutora (p.ex. captura de prenhas e machos com testículos em posição escrotal) o que, aliado à ausência de juvenis nos registos de captura, sugere um atraso na reprodução. Esse atraso pode ser explicado pelo efeito negativo da escassez de precipitação na reprodução dessa espécie (Moreno e Kufner, 1988; Rosalino et al., 2009). Os dados meteorológicos fornecidos pela Companhia das Lezírias, S.A. indicam, igualmente, que o Inverno entre as duas amostragens foi pouco chuvoso (Precipitação total registada no Inverno = 110 mm). Essa escassez de precipitação associada à grande permeabilidade do solo arenoso, tipo de solo predominante na plantação de eucaliptos estudada, pode ter levado a um início tardio na reprodução, não se notando ainda na amostragem realizada na Primavera os efeitos na população de *Apodemus sylvaticus*, tais como o aumento de juvenis e consequentemente aumento na probabilidade de detecção dessa espécie e da sua abundância relativa. Mais uma vez, tendo em conta que a grande maioria de indivíduos capturados pertence à espécie *Apodemus sylvaticus*, o facto de também ter sido detectada uma influência positiva do Outono nas abundâncias relativas global e de roedores é expectável.

4.1.3. Estrutura sexual e etária

Os resultados obtidos em relação à estrutura populacional de *Apodemus sylvaticus* e *Crocidura russula* corroboram com a predição de que espécies distintas morfologicamente e com diferentes requisitos ambientais respondem de forma distinta às variações do subcoberto numa plantação de eucaliptos.

A proporção de machos e fêmeas de *Apodemus sylvaticus* capturados ao longo da amostragem não diferiu significativamente entre as épocas de amostragem, categorias de percentagem de cobertura do estrato arbustivo e categorias de distância à orla mais próxima, havendo um predomínio de machos (razão entre machos e fêmeas = 1.28:1). Assim sendo, não foi verificada a hipótese de Fisher (1930) para esta espécie, segundo a qual o investimento dos progenitores nas fêmeas e nos machos é aproximadamente igual, o que leva a uma prevalência de uma razão entre sexos de 1:1 na natureza. O predomínio sexual de machos na população de *Apodemus sylvaticus*, já descrito por outros autores em estudos feitos na Península Ibérica (p.ex. Abad, 1991; Rosário e Mathias, 2004), poderá estar associado ao investimento materno no sexo com maior variação no sucesso reprodutor (Koskela et al., 2009). No caso desta espécie, o risco predatório dos machos é maior, sendo mais predados por predadores alados como o peneireiro-vulgar (*Falco tinnunculus* Linnaeus, 1758) ou a águia-de-asa-redonda (*Buteo buteo* (Linnaeus, 1758)) quando comparado às fêmeas (Halle, 1988), facto que induz uma maior variação na sua sobrevivência e conseqüentemente, no seu sucesso reprodutor. Por outro lado, a ausência de diferenças significativas na proporção de machos e fêmeas para o roedor *Apodemus sylvaticus* pode estar relacionada com a sobreposição dos territórios dos machos com os das fêmeas, frequentemente atribuída à sua partilha de preferências ambientais, como já foi evidenciado em outros trabalhos (p.ex. Montgomery et al., 1997; Wilson et al., 1993).

Para o insectívoro *Crocidura russula*, os registos de captura mostram uma predominância de fêmeas (razão entre machos e fêmeas = 0.64:1), ao contrário do que foi verificado para a espécie *Apodemus sylvaticus*. Esse padrão detectado poderá estar relacionado com a hipótese das fêmeas de *Crocidura russula* apresentarem uma maior variação no seu sucesso reprodutor, gerando um maior investimento materno neste sexo, que pode ser indicativo de que estas são mais vulneráveis que aos machos (Koskela et al., 2009). Por outro lado, foram detectadas diferenças significativas na proporção de captura de machos e fêmeas de *Crocidura russula* por época de amostragem, com um número maior de capturas de fêmeas na época pré-reprodutora (Outono) e de machos na época pós-reprodutora (Primavera). Embora *Crocidura*

russula seja considerada uma espécie maioritariamente monogâmica (Cantoni e Vogel, 1989; Favre et al., 1997; Jaquiéry et al., 2008), o número excedente de fêmeas em relação aos machos numa população poderá levar à adopção de uma estratégia de reprodução poligâmica (Bouteiller e Perrin, 2000). Assim sendo, após a reprodução, os machos poderão deixar de partilhar os cuidados parentais com apenas uma fêmea, sendo necessário deslocarem-se entre os territórios das diferentes fêmeas (Bouteiller e Perrin, 2000). Com esse movimento, a probabilidade de captura dos machos deste insectívoro torna-se mais elevada na época pós-reprodutora (Primavera), o que poderá explicar o padrão detectado na plantação de eucaliptos estudada. Foram, ainda, detectadas diferenças entre capturas dos dois sexos nas categorias de distância à orla mais próxima, indicando que, aparentemente, as fêmeas têm preferência por áreas mais afastadas das orlas, onde o risco de predação é menor. *Crocidura russula* ocupam, preferencialmente, zonas de transição ou ecótono, muitas vezes associadas à actividade humana (Gonçalves et al., 2013). Deste modo, os locais adjacentes às zonas de orla da plantação de eucaliptos estudada podem ter potencial para albergar este insectívoro. Considerando que para esta espécie, o padrão de dispersão natal está fortemente enviesado para as fêmeas (Favre et al., 1997), é expectável que estas se afastem mais das zonas onde esta espécie pode ser frequentemente encontrada, tais como as zonas de ecótono, quando comparadas aos machos, o que poderá explicar o padrão detectado. Outra hipótese pode ser o aumento do risco de predação das fêmeas uma vez que estas zonas são, frequentemente, mais biodiversas podendo, por isso, albergar mais espécies de predadores (Brand e George, 2001; Thomas, 1979). Como tal, a probabilidade de captura de fêmeas desta espécie em locais afastados das orlas aumenta, sendo que este padrão poderá, mais uma vez, ser indicativo da sua maior vulnerabilidade quando comparadas aos machos. Já nas análises feitas relativamente às diferentes faixas etárias (isto é, adulto e juvenil) dos indivíduos *Crocidura russula*, a proporção de adultos e juvenis não difere significativamente por época de amostragem, categoria de percentagem de cobertura do estrato arbustivo e categoria de distância à orla mais próxima.

4.2. Implicações para a Conservação

A expansão intensiva das actividades humanas afecta processos e factores biológicos relacionados com a fauna, tais como o tamanho das populações, a dispersão de espécies e a quantidade de habitat disponível (Pardini, 2004). No entanto, os ecossistemas geridos pelo Homem, tais como as plantações de florestas de produção,

quando bem geridas, podem ter um papel significativo na sustentabilidade ambiental, ainda que este seja, à partida, menos relevante que o dos habitats nativos (Ramírez e Simonetti, 2011; Stallings, 1990). Para que esse papel seja efectivo, é necessário garantir a sua adequabilidade para sustentar uma comunidade faunística equilibrada, com uma composição o mais próximo possível daquelas que existiam no local antes do estabelecimento dessas plantações (Ramírez e Simonetti, 2011).

Estudos feitos anteriormente em plantações de eucaliptos de outros países (p.ex. Hobbs et al., 2003 – Austrália; Rosalino et al., 2014 - Brasil) mostram que as plantações de eucaliptos podem ser permeáveis ao movimento de indivíduos de algumas espécies, podendo ser usadas por estes como habitat de residência. A vegetação do subcoberto é um dos elementos mais importantes para que a colonização dessas plantações pela fauna seja possível sendo, frequentemente, o melhor e único preditor da biodiversidade animal (Hartley, 2002). Esse mesmo padrão foi verificado na plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado em relação às duas espécies estudadas, aos roedores e aos micromamíferos em geral, tendo sido fortemente demonstrada a importância do estrato arbustivo para esses animais. O uso efectivo da plantação de eucaliptos da Charneca do Infantado por micromamíferos indica que este local consegue ser colonizado por estes mamíferos, mesmo a centenas de metros de outras unidades de paisagem, onde o subcoberto é mais complexo. Logo, a capacidade deste tipo de plantações para albergar as populações de micromamíferos e garantir a conectividade ambiental à escala da paisagem não pode ser descartada. Tendo em conta todas as relações interespecíficas numa comunidade (p.ex. predação), a confirmação de que estes ambientes suportam populações de presas pode ser indicativo de que, provavelmente, podem ser usadas por espécies de níveis tróficos superiores, tais como os carnívoros (Rosalino et al., 2011; Sieg, 1988). Este efeito em cascata poderá ampliar o papel das florestas de produção na preservação das espécies de mamíferos, se geridas adequadamente (isto é, mantendo áreas com subcoberto desenvolvido).

Considerando os resultados obtidos, algumas medidas podem ser tomadas para aumentar a complexidade estrutural das plantações sem, simultaneamente, ter um impacto significativo na sua gestão e viabilidade económica (Hobbs et al., 2003). Por exemplo, poderia ser evitada a remoção total do subcoberto, particularmente do estrato arbustivo, dada a sua comprovada importância para os micromamíferos (Lindenmayer e Hobbs, 2004; Matos et al., 2009; Thomas, 1979). Por outro lado, a monitorização contínua das comunidades de micromamíferos poderia contribuir para verificar se os padrões detectados se mantêm ao longo do ano, uma vez que as condições climáticas

distintas de cada estação podem contribuir para a sua alteração, bem como entre anos diferentes. A avaliação da influência de variáveis não equacionadas no presente estudo para a presença e abundância de micromamíferos poderia ser igualmente útil, uma vez que torna possível a detecção de outros padrões para além dos que foram verificados. Além disso, seria importante implementar estudos complementares para testar as hipóteses sugeridas na discussão no presente trabalho, nomeadamente a procura de indícios de presença de mamíferos carnívoros e predadores alados (p.ex. regurgitações, dejectos e pegadas – Gonçalves et al., 2013; Pezzo e Morimando, 1995; Torre et al., 2004), particularmente nas zonas húmidas e nas zonas de orla, com vista a averiguar a sua presença nesses locais. Importa, ainda, referir que os resultados deste estudo não podem ser extrapolados para plantações de eucaliptos de gestão intensiva com intensidades de gestão diferentes da observada tendo, por isso, estruturas radicalmente diferentes ao nível do subcoberto (Calviño-Cancela et al., 2012; Hobbs et al., 2003). Assim, trabalhos futuros deveriam tentar colmatar essa lacuna de informação para que se possa confrontar os resultados de estudos efectuados nessas florestas de exploração com outros níveis de intensidade de gestão com os que foram obtidos no presente estudo.

Podemos, então, concluir que, apesar das limitações referidas, tais como o facto de o estudo ter sido realizado numa única plantação, com uma única intensidade de gestão e em apenas duas épocas do ano, bem como a presença de uma comunidade dominada por uma espécie (*Apodemus sylvaticus*), este estudo é uma mais-valia para a conservação, pois permitiu verificar que a existência de subcoberto em florestas de produção de eucaliptos é um factor determinante para que estas paisagens possam efectivamente funcionar como habitat para a comunidade faunística, em particular para os micromamíferos. Por outro lado, trata-se de um estudo original onde se obteve conhecimento novo que indica possíveis direcções por onde a investigação pode prosseguir.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abad, P.L., 1991. Biology of *Apodemus sylvaticus* in Leon province, Spain. *Mammalia* 55 (4), 579-590.
- Alves, A.M., Pereira, J.S., Correia, A.V., 2012. Silvicultura – a gestão dos ecossistemas florestais. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Alves, A. A. M., Pereira, J. M. S., Borges, J. G. C., Borges, G. C., Carvalho, P. O., David, J. S., Gonçalves, J. H. C., Madeira, M., Onofre, N., Valente, F., 1990. Impactes Ambientais e Sócio-Económicos do Eucaliptal em Portugal. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Andrzejewski, R., 2002. The home-range concept in rodents revised. *Acta Theriol.* 47 (1), 81-101.
- Barton, K., 2015. MuMIn: Multi-Model Inference - R package version 1.13.4. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> (acedido em Junho, 2015).
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2014. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4 - R package version 1.1-7. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=lme4> (acedido em Junho, 2015).
- Bates, D., Maechler, M., 2015. Matrix: Sparse and Dense Matrix Classes and Methods - R package version 1.2-0. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=Matrix> (acedido em Junho, 2015).
- Bauhus, J., Aubin, I., Messier, C., Connell, M., 2001. Composition, structure, light attenuation and nutrient content of understory vegetation in a *Eucalyptus sieberi* regrowth stand 6 years after thinning and fertilisation. *For. Ecol. Manag.* 144, 275-286.
- Bellow, J.G., Nair, P.K.R., 2003. Comparing common methods for assessing understory light availability in shaded-perennial agroforestry systems. *Agric. For. Meteorol.* 114 (3), 197-211.
- Bookhout, 1996. Research and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society Bethesda, Maryland.
- Borrvalho, N.M.G, Almeida, M.H, Potts, B.M., 2007. O melhoramento do eucalipto em Portugal, in: Alves, A.M., Pereira, J.S., Silva, J.M.N. (Eds.), Impactes Ambientais do Eucaliptal em Portugal. ISAPress, Lisboa, pp. 61-110.
- Bouteiller, C., Perrin, N., 2000. Individual reproductive success and effective population size in the greater white-toothed shrew *Crocidura russula*. *Proc. R. Soc Lond. [Biol.]* 267 (1444), 701-705.

- Bowman, J., Forbes, G., Dilworth, T., 2001. Landscape context and small-mammal abundance in a managed forest. *For. Ecol. Manag.* 140 (2), 249-255.
- Brand, L.A., George, T.L., 2001. Response of passerine birds to forest edge in coast redwood forest fragments. *Auk* 118 (3), 678-686.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002, Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York.
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M., 2013. Invasive potential of *Eucalyptus globulus*: Seed dispersal, seedling recruitment and survival in habitats surrounding plantations. *For. Ecol. Manag.* 305, 129-137.
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M., van Etten, E.J.B, 2012. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity?. *For. Ecol. Manag.* 270, 153-162.
- Campos, D.T.S., Silva, M.C.S., Luz, J.M.R., Telesfora, R.J., Kasuya, M.C.M., 2011. Colonização micorrízica em plantios de eucalipto. *Rev. Árvore* 35 (5), 965-974.
- Cantoni, D., Vogel, P., 1989. Social organization and mating system of free ranging, greater white-toothed shrews, *Crocidura russula*. *Anim. Behav.* 38, 205-214.
- Carneiro, M., Fabião, A., Martins, M. C., Cerveira, C., Santos, C., Nogueira, C., Lousã, M., Hilário, L., Fabião, A., Abrantes, M., Madeira, M., 2007. Species richness and biomass of understory vegetation in a *Eucalyptus globulus* Labill. coppice as affected by slash management. *Eur. J. For. Res.* 126, 475-480.
- Caro, T. M., O'Doherty, G., 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conserv. Biol.* 13 (4), 805-814.
- Carreiras, A.L.R., 2014. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Biologia da Conservação - Influência do pastoreio na comunidade de invertebrados epígeos e resposta do insectívoro *Crocidura russula*: um caso de estudo na Companhia das Lezírias (Portugal). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Cerveira, C., Lousã, M., Fabião, A, Madeira, M., Tomé, M., 1999. Influência de técnicas de instalação e condução do eucalipto na diversidade da vegetação sob coberto. *Rev. de Ciências Agrárias* 22 (2), 49-63.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A., 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-Fir forests. *Ecol. Appl.* 2, 387-396.
- Coble, A.P., Autio, A., Cavaleri, M.A., Binkley, D., Ryan, M.G., 2014. Converging patterns of vertical variability in leaf morphology and nitrogen across seven *Eucalyptus* plantations in Brazil and Hawaii, USA. *Trees* 28 (1), 1-15.

- Companhia das Lezírias, S.A, 2014. Companhia das Lezírias: a gestão florestal em prol da biodiversidade. Companhia das Lezírias, S.A., Samora Correia. Disponível em: http://www.cl.pt/Projecto_CL_Gestao_Florestal.pdf (acedido em Julho, 2015).
- Companhia das Lezírias, 2015a. Apresentação da Empresa. Disponível em: http://www.cl.pt/htmls/pt/empresa_apresenta.shtml (acedido em Julho, 2015).
- Companhia das Lezírias, 2015b. Produção Florestal. Available from http://www.cl.pt/htmls/pt/producao_florestal.shtml (acedido em Julho, 2015).
- Correia, O., Mexia, T., 2011. Diversidade de plantas vasculares na Companhia das Lezírias: Avaliação da diversidade de plantas vasculares e identificação/cartografia de espécies e habitats prioritários na área da Companhia das Lezírias. Relatório final, 65-97.
- Cossalter, C., Pye-Smith, C. 2003. Fast-wood forestry: myths and realities. Center for International Forestry Research, Indonesia.
- Cunningham, S.A., Floyd, R.B., Weir, T.A., 2005. Do *Eucalyptus* plantations host an insect community similar to remnant *Eucalyptus* forest?. *Austral Ecol.* 30, 103-117.
- Diaz-Balteiro, L., Bertomeu, M., Bertomeu, M., 2009. Optimal harvest scheduling in *Eucalyptus* plantations: A case study in Galicia (Spain). *For. Policy Econ.* 11 (8), 548-554.
- Durand, N., Rodrigues, J.C., Mateus, E., Boavida, C., Branco, M., 2011. Susceptibility variation in *Eucalyptus* spp. in relation to *Leptocybe invasa* and *Ophelimus maskelli* (Hymenoptera: Eulophidae), two invasive gall wasps occurring in Portugal. *Silva Lusit. Especial*, 19-31.
- Ecke, F., Löfgren, O., Sörlin, D., 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *J. Appl. Ecol.* 39 (5), 781-792.
- Fabião, A., Persson, H.A., Steen, E., 1985. Growth dynamics of superficial roots in Portuguese plantations of *Eucalyptus globulus* Labill. studied with a mesh bag technique. *Plant soil* 83, 233-242.
- Fabião, A., Martins, M. C., Cerveira, C., Santos, C., Lousã, M., Madeira, M., Correia, A., 2002. Influence of soil and organic residue management on biomass and biodiversity of understory vegetation in a *Eucalyptus globulus* Labill. plantation. *For. Ecol. Manag.* 171, 87-100.
- Fabião, A., Carneiro, M., Lousã, M., Madeira, M., 2007. Os impactes do eucaliptal na biodiversidade da vegetação sob coberto, in: Alves, A.M., Pereira, J.S., Silva, J.M.N. (Eds.), *Impactes Ambientais do Eucaliptal em Portugal*. ISAPress, Lisboa, pp. 177-206.

- FAO, 2014. State of the World's Forests - Enhancing the socioeconomic benefits from forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponível em: <http://www.fao.org/3/cf470fab-cc3c-4a50-b124-16a306ee11a6/i3710e.pdf> (acedido em Fevereiro, 2015).
- Favre, L., Balloux, F., Goudet, J., Perrin, N., 1997. Female-biased dispersal in the monogamous mammal *Crocidura russula*: evidence from field data and microsatellite patterns. Proc. R. Soc Lond. [Biol.] 264 (1378), 127-132.
- Fernandez, F.A.S., Evans, P.R., Dunstone, N., 1996. Population dynamics of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* (Rodentia:Muridae) in a Sitka spruce successional mosaic. J. Zool. Lond. 239, 717-730.
- Fisher, R.A., 1930. The genetical theory of natural selection: a complete variorum edition. Oxford University Press, Oxford.
- Flores, M.S.R., Escuredo, O.E., Coello, M.C.S., 2014. Characterization of *Eucalyptus Globulus* Honeys Produced in the Eurosiberian Area of the Iberian Peninsula. Int. J. Food. Prop. 17 (10), 2177-2191.
- Fowler, J., Cohen, L., Jarvis, P., 1998. Practical statistics for field biology. John Wiley & Sons, Chichester.
- Germaine, S.S., Wakeling, B.F., 2001. Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. Biol. Conserv. 97 (2), 229-237.
- Gonçalves, P., Alcobia, S., Santos-Reis, M. (eds.), 2013. Atlas dos Mamíferos da Charneca do Infantado. Companhia das Lezírias S.A., Samora Correia / Centro de Biologia Ambiental da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Google Inc., 2014. Google Earth software (Version 7.1.2.2041). Disponível em: <http://earth.google.com/> (acedido em Setembro, 2014).
- Grupo Portucel, 2014. Relatório de Sustentabilidade 2012/2013. Grupo Portucel Soporcel, Setúbal. Disponível em: http://www.portucelsoporcel.com/var/ezdemo_site/storage/original/application/7dab820ba0ffcb4cff71dda92aa0ef84.pdf (acedido em Março, 2015).
- Gurnell, J., Flowerdew, J.R., 2006. Live Trapping Small Mammals. The Mammal Society, London.
- Halle, S., 1988. Avian predation upon a mixed community of common voles (*Microtus arvalis*) and wood mice (*Apodemus sylvaticus*). Oecologia 75, 451-455.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., 2001. Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence. Ecology 82 (3), 649-659.

- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Brosnoks, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S., Esseen, P.A., 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 19 (3), 768-782.
- Hartley, M.J., 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *For. Ecol. Manag.* 155, 81-95.
- Hobbs, R., Catling, P.C., Wombey, J.C., Clayton, M., Atkins, L., Reid, A., 2003. Faunal use of bluegum (*Eucalyptus globulus*) plantations in southwestern Australia. *Agrofor. Syst.* 58, 195-212.
- ICNF, 2013. 6º Inventário Florestal Nacional – Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental: resultados preliminares. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa. Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/florestas/ifn/resource/ficheiros/ifn/ifn6-res-prelimv1-1> (acedido em Janeiro, 2015).
- Iglesias-Trabado, G., Carballeira-Tenreiro, R., Folgueira-Lozano, J., 2009. *Eucalyptus universalis*: Global cultivated *Eucalyptus* forests Map Version 1.2. GIT Forestry Consulting, Lugo. Disponível em: <http://www.git-forestry.com> (acedido em Março, 2015).
- Jaquiéry, J., Guélat, J., Broquet, T., Berset-Brändli, L., Pellegrini, E., Moresi, R., Hirzel, A.H., Perrin, N., 2008. Habitat-quality effects on metapopulation dynamics in greater white-toothed shrews, *Crocidura russula*. *Ecology* 89 (10), 2777-2785.
- Johnstone, C.P., Lill, A., Reino, R.D., 2014. Habitat loss, fragmentation and degradation effects on small mammals: analysis with conditional inference tree statistical modelling. *Biol. Conserv.* 176, 80-98.
- Kardell, L., Steen, E., Fabião, A., 1986. Eucalyptus in Portugal – a threat or a promise?. *Ambio* 15 (1), 6-13.
- Koskela, E., Mappes, T., Niskanen, T., Rutkowska, J., 2009. Maternal investment in relation to sex ratio and offspring number in a small mammal - a case for Trivers and Willard theory?. *J. Anim. Ecol.* 78, 1007-1014.
- Kull, C.A., Shackleton, C.M., Cunningham, P.J., Ducatillon, C., Dufour-Dror, J.M., Esler, K. J., Friday, J.B., Gouveia, A.C., Griffion, A.R., Marchante, E., Stephen, J.M., Pauchard, A., Rangan, Haripriya, Richardson, D.M., Rinaudo, T., Tassin, J., Urgenson, S., von Maltitz, G.P., Zenni, R.D., Zylstra, M.J., 2011. Adoption, use and perception of Australian acacias around the world. *Divers. Distrib.* 17 (5), 822-836.
- Lamb, D., Erskine, P.D., Parrotta, J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310 (5754), 1628-1632.

- Lima, W.P., 1996. Impacto Ambiental do Eucalipto. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J., 2004. Fauna conservation in Australian plantations forests – a review. *Biol. Conserv.* 119, 151-168
- Livesley, S.J., Kiese, R., Miehe, P., Weston, C.J., Butterbach-Bahl, K., Arndt, S.K., 2009. Soil-atmosphere exchange of greenhouse gases in a *Eucalyptus marginata* woodland, a clover-grass pasture, and *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations. *Glob. Chang. Biol.* 15 (2), 425-440.
- Loureiro, F., Bissonette, J.A., Macdonald, D.W., Santos-Reis, M., 2009. Temporal variation in the availability of Mediterranean food resources: do badgers *Meles meles* track them? *Wildl. Biol.* 15, 197-206.
- Luo, J., Arnold, R., Lu, W., Lin, Y., 2014. Genetic variation in *Eucalyptus camaldulensis* and *E. tereticornis* for early growth and susceptibility to the gall wasp *Leptocybe invasa* in China. *Euphytica* 196, 397-411.
- MacArthur, R.H., 1972. Geographical ecology: Patterns in the distribution of species. Princeton University Press, New Jersey.
- Macdonald, D.W., Barrett, P., 2002. Mammals of Europe. Princeton University Press, New Jersey.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 10 (5), 737-751.
- Martin, P.S., Gheler-Costa, C., Lopes, P.C., Rosalino, L.M., Verdade, L.M., 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *For. Ecol. Manag.* 282, 185-195.
- Matos, H. M., Santos, M. J., Palomares, F., Santos-Reis, M., 2009. Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems?. *Biodivers. Conserv.* 18 (2), 373-386.
- Meunier, F. D., Corbin, J., Verheyden, C., Jouventin, P., 1999. Effects of landscape type and extensive management on use of motorway roadsides by small mammals. *Can. J. Zool.* 77 (1), 108-117.
- Montgomery, W.I., Wilson, W.L., Elwood, R.W., 1997. Spatial regulation and population growth in the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: experimental manipulations of males and females in natural populations. *J. Anim. Ecol.* 66, 755-768.
- Mooney, H.A., Dunn, E.L., 1970. Convergent evolution of Mediterranean-climate evergreen sclerophyll shrubs. *Evolution* 24 (2), 292-303.

- Moreno, S., Kufner, M B., 1988. Seasonal patterns in the wood mouse population in Mediterranean scrubland. *Acta Theriol.* 33 (7), 79-85.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology.* Wiley, New York.
- Nogueira, G.L., Marshall, P.L., Leite, G.L., Campos, J.C.C., 2015. Thinning Intensity and Pruning Impacts on *Eucalyptus* Plantations in Brazil. *Int. J. For. Res.* 2015, 1-10.
- Paradis, E., Claude, J., Strimmer, K., 2004. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* 20, 289-290.
- Pardini, R., 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodivers. Conserv.* 13 (13), 2567-2586.
- Pearce, J., Ferrier, S., 2000 Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Model.* 133, 225-245.
- Pezzo, F., Morimando, F., 1995. Food habits of the barn owl, *Tyto alba*, in a Mediterranean rural area: Comparison with the diet of two sympatric carnivores. *Ital. J. Zool.* 62 (4), 369-373.
- Potts, B.M, Vaillancourt, R.E., Jordan, G., Dutkowski, G., Silva, J.C., McKinnon, G., Steane, D., Volker, P., Lopez, G., Apiolaza, L., Yongjun, L., Marques, C., Borralho, N., 2004. Exploration of the *Eucalyptus globulus* gene pool, in: Borralho, N.M.G., Pereira, J.S., Marques, C., Coutinho, J., Madeira, M., Tomé, M. (Eds.), "*Eucalyptus globulus* in a Changing World" Proc. IUFRO Conf. Aveiro, October 11-15, 2004. RAIZ, Instituto de Investigação da Floresta e Papel, Lisboa, pp. 283-289.
- Pounds, C.J., 1981. Niche Overlap in Sympatric Populations of Stoats (*Mustela erminea*) and Weasels (*M. nivalis*) in North-east Scotland. PhD thesis, University of Aberdeen, Aberdeen.
- QGIS Development Team, 2014. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org> (acedido em Setembro, 2014).
- Queiroz, A.I. (Coord.), Alves, P.C., Barroso, I., Beja, P., Fernandes, M., Freitas, L., Mathias, M.L., Mira, A., Palmeirim, J.M., Prieto, R., Rainho, A., Rodrigues, L., Santos-Reis, M., Sequeira, M., 2005. *Microtus cabrerae* *Rato de Cabrera*, in: Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L., Santos-Reis, M. (Eds.), *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal.* Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, pp.481-482.

- R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/> (acedido em Junho, 2015).
- Ramírez, P.A., Simonetti, J.A., 2011. Conservation opportunities in commercial plantations: The case of mammals. *J. Nat. Conserv.* 19, 351-355.
- Richardson, D.M., Bond, W.J., 1991. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. *Am. Nat.* 137 (5), 639-668.
- Richardson, D.M., Rundel P.W., 2000. Ecology and biogeography of *Pinus*: an introduction, in: Richardson, D.M. (Ed.), *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3-46.
- Rhim, S.J., Hyun-Su, H., Seung-Hun, S., Hojeong, K., 2014. Characteristics of small rodent populations in different forest types. *J. Anim. Vet. Adv.* 13, 209-212.
- Robin, X., Turck, N., Hainard, A., Tiberti, N., Lisacek, F., Sanchez, J.C., Müller, M., 2011. pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. *BMC Bioinformatics* 12, 77.
- Rosalino, L.M., Rosário, J., Santos-Reis, M., 2009. The role of habitat patches on mammalian diversity in cork oak agroforestry systems. *Acta Oecol.* 35 (4), 507-512.
- Rosalino, L.M., Ferreira, D., Leitão, I., Santos-Reis, M., 2011. Usage patterns of Mediterranean agro-forest habitat components by wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Mamm. Biol.* 76, 268-273.
- Rosalino, L.M., Martin, P.S., Gheler-Costa, C., Lopes, P.C., Verdade, L.M., 2014. Neotropical small mammals' diversity in the early cycle of commercial *Eucalyptus* plantations. *Agrofor. Syst.* 88, 427-436.
- Rosário, I.T., Mathias, M.L., 2004. Annual weight variation and reproductive cycle of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in a Mediterranean environment. *Mammalia* 68 (2 & 3), 133-140.
- Ross, J.H., 1981. An analysis of the African *Acacia* species: their distribution, possible origins and relationships. *Bothalia* 13 (3 & 4), 389-413.
- Santos-Reis, M., Mathias, M.L., 1996. The historical and recent distribution and status of mammals in Portugal. *Hystrix* 8 (1 & 2), 75-89.
- Sarkar, D., 2008. *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York.
- Shanmugapriya, A., Yasodha, R., 2014. Unique pattern information combinations for clonal discrimination in *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. Using microsatellite markers. *Indian J. Biotechnol.* 13, 75-80.

- Sieg, C.H., 1988. Small Mammals: Pests or Vital Components of the Ecosystem, in: Uresk, D.W., Schenbeck, G.L., Cefkin, R., (Tech. Coords.), Eighth Great Plains wildlife damage control workshop proceedings, South Dakota, April 28-30, 1987. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Washington D.C., pp. 88-92.
- Soares, P., Tomé, M., 1999. Distance-dependent competition measures for *Eucalyptus* plantations in Portugal. *Ann. For. Sci.* 56, 307-319.
- Stallings, J. R., 1990. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian *eucalypt* plantation. *Rev. Bras. Zool.* 7 (3), 267-276.
- Symonds, M.R.E., Moussalli, A., 2010. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65, 13-21.
- Thomas, J.W., 1979. Wildlife Habitats in Managed Forests the Blue Mountains of Oregon and Washington. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Washington, D.C..
- Tomé, M., Tomé, J., Ribeiro, F., Farias, S., 2007. Equação de Volume Total, Volume Percentual e de Perfil do Tronco para *Eucalyptus globulus* Labill. em Portugal. *Silva Lusit.* 15, 25-39.
- Torre, I., Díaz, M., Arrizabalaga, A., 2013. Additive effects of climate and vegetation structure on the altitudinal distribution of greater white-toothed shrews *Crocidura russula* in a Mediterranean mountain range. *Acta Theriol.* 59 (1), 139-147.
- Torre, I., Arrizabalaga, A., Flaquer, C., 2004. Three methods for assessing richness and composition of small mammal communities. *J. Mammal.* 85 (3), 524-530.
- Warnes, G.R., Bolker, B., Lumley, T., Johnson, R.C., 2013. Gmodels: Various R programming tools for model fitting - R package version 2.15.4.1. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=gmodels> (acedido em Junho, 2015).
- Watkins, R.Z., Chen, J., Pickens, J., Brososke, K.D., 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conserv. Biol.* 17, 411-419.
- Wilson, W.L., Montgomery, W.I., Elwood, R.W., 1993. Population regulation in the wood mouse *Apodemus sylvaticus* (L.). *Mammal Rev.* 23 (2), 73-92.
- Xu, W., Liu, J., Liu, X., Li, K., Zhang, D., Yan, J., 2013. Fine root production, turnover, and decomposition in a fast-growth *Eucalyptus urophylla* plantation in southern China. *J. Soils Sediments* 13, 1150-1160.
- Yahner, R.H., 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conserv. Biol.* 2 (4), 333-339.

Zar, J.H., 2010, Biostatistical analysis. Pearson Prentice Hall, New Jersey.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York.

Anexo A - Teste de Normalidade *Shapiro-Wilk*

VARIÁVEIS	W	p-value
% Arb.	0.923	< 0.001
% Herb.	0.687	< 0.001
% SN / MM	0.950	< 0.001
Dist. Orla	0.934	< 0.001
Dist. ZH temp.	0.828	< 0.001
Dist. ZH perm.	0.939	< 0.001
Dist. Outra Vegetação	0.945	< 0.001
Dist. Caminhos	0.909	< 0.001
Dist. Estrada	0.928	< 0.001

Anexo B - Coeficientes de Correlação de *Spearman*B.1. Coeficientes de correlação de *Spearman* entre as variáveis independentes

VARIÁVEIS	Dist. Orla	Dist. ZH temp.	Dist. ZH perm.	Dist. Caminho	Dist. Estrada	Dist. Outra Vegetação	% Arb.	% Herb.	% SN / MM
Dist. Orla	1.000								
Dist. ZH temp.	- 0.375 <i>p</i> <0.001	1.000							
Dist. ZH perm.	0.368 <i>p</i> <0.001	- 0.229 <i>p</i> <0.001	1.000						
Dist. Caminho	0.894 <i>p</i> <0.001	- 0.138 <i>p</i> =0.004	0.126 <i>p</i> =0.009	1.000					
Dist. Estrada	0.635 <i>p</i> <0.001	- 0.561 <i>p</i> <0.001	0.700 <i>p</i> <0.001	0.320 <i>p</i> <0.001	1.000				
Dist. Outra Vegetação	0.364 <i>p</i> <0.001	- 0.371 <i>p</i> <0.001	- 0.010 <i>p</i> =0.845	0.421 <i>p</i> <0.001	- 0.104 <i>p</i> =0.032	1.000			
% Arb.	0.139 <i>p</i> =0.004	0.106 <i>p</i> =0.029	0.181 <i>p</i> <0.001	0.064 <i>p</i> =0.189	0.132 <i>p</i> =0.007	- 0.057 <i>p</i> =0.239	1.000		
% Herb.	- 0.391 <i>p</i> <0.001	0.095 <i>p</i> =0.051	0.078 <i>p</i> =0.110	- 0.339 <i>p</i> <0.001	- 0.242 <i>p</i> <0.001	0.019 <i>p</i> =0.696	- 0.085 <i>p</i> =0.079	1.000	
% SN / MM	0.118 <i>p</i> =0.015	- 0.130 <i>p</i> =0.007	- 0.242 <i>p</i> <0.001	0.155 <i>p</i> =0.001	0.005 <i>p</i> =0.915	0.071 <i>p</i> =0.143	- 0.741 <i>p</i> <0.001	- 0.499 <i>p</i> <0.001	1.000

B.2. Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis dependentes e variáveis independentes dos pares fortemente correlacionados

Variáveis Dependentes	% Arb.	% SN/ MM	Dist. Orla	Dist. Caminho	Dist. ZH perm.	Dist. Estrada
Abundância relativa de <i>Apodemus sylvaticus</i>	0.222 p<0.001	- 0.178 p<0.001	0.087 p=0.073	0.135 p=0.005	0.104 p=0.033	0.068 p=0.167
Abundância relativa de <i>Crocidura russula</i>	0.166 p<0.001	- 0.161 p<0.001	- 0.025 p=0.609	- 0.063 p=0.193	0.095 p=0.051	4.641 x 10 ⁻³ p=0.992
Abundância relativa de roedores	0.232 p<0.001	- 0.212 p<0.001	0.077 p=0.115	0.118 p=0.015	0.136 p=0.005	0.081 p=0.094
Abundância relativa global	0.260 p<0.001	- 0.240 p<0.001	0.074 p=0.129	0.105 p=0.031	0.162 p=0.001	0.080 p=0.097
Diversidade específica	0.157 p=0.001	- 0.145 p=0.003	0.019 p=0.690	- 0.017 p=0.724	0.160 p=0.001	0.069 p=0.158
Presença de <i>Apodemus sylvaticus</i>	0.155 p=0.001	- 0.138 p=0.004	0.033 p=0.500	0.105 p=0.030	0.052 p=0.288	- 0.010 p=0.839
Presença de <i>Crocidura russula</i>	0.158 p=0.001	- 0.157 p=0.001	- 0.031 p=0.519	- 0.068 p=0.164	0.086 p=0.078	- 0.009 p=0.861

Anexo C - Índice de Moran I

Variáveis Dependentes	I	p-value
Abundância relativa de <i>Apodemus sylvaticus</i>	0.131	= 0
Abundância relativa de <i>Crocidura russula</i>	0.088	= 0
Abundância relativa de roedores	0.135	= 0
Abundância relativa global	0.153	= 0
Diversidade específica	0.059	< 0.001
Presença de <i>Apodemus sylvaticus</i>	0.122	= 0
Presença de <i>Crocidura russula</i>	0.085	= 0

Anexo D - Lista de Modelos Gerados

D.1. Restantes modelos gerados para explicar a variação da diversidade específica de micromamíferos

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
3	0.069		+						4	21.199	- 34.300	3.750	0.128
2	0.051	0.002							4	19.501	- 30.900	7.150	0.023
4	0.023	0.002	+						5	19.241	- 28.300	9.720	0.007
33	0.027						6.234×10^{-5}		4	16.937	- 25.800	12.280	0.002
5	0.088			2.588×10^{-4}					4	15.761	- 23.400	14.630	0.001
9	0.087				4.271×10^{-5}				4	14.777	- 21.500	16.600	0.000
35	0.008		+				6.044×10^{-5}		5	15.785	- 21.400	16.630	0.000
17	0.066					1.616×10^{-4}			4	14.745	- 21.400	16.660	0.000
7	0.066		+	2.749×10^{-4}					5	14.910	- 19.700	18.380	0.000
19	0.042		+			1.734×10^{-4}			5	13.963	- 17.800	20.270	0.000
11	0.066		+		3.463×10^{-5}				5	13.914	- 17.700	20.370	0.000
65	0.093							$- 3.202 \times 10^{-6}$	4	12.508	- 16.900	21.140	0.000
6	0.044	0.002		4.925×10^{-4}					5	13.389	- 16.600	21.420	0.000
34	0.004	0.002					5.300×10^{-5}		5	13.026	- 15.900	22.150	0.000
18	0.021	0.002				1.868×10^{-4}			5	12.365	- 14.600	23.470	0.000
10	0.057	0.002			$- 7.017 \times 10^{-5}$				5	12.234	- 14.300	23.730	0.000
8	0.016	0.002	+	5.258×10^{-4}					6	13.164	- 14.100	23.930	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
67	0.069		+					4.636×10^{-7}	5	11.645	- 13.100	24.910	0.000
36	- 0.019	0.002	+				4.993×10^{-5}		6	12.377	- 12.600	25.500	0.000
20	- 0.010	0.002	+			2.020×10^{-4}			6	12.224	- 12.200	25.810	0.000
12	0.030	0.002	+		$- 8.811 \times 10^{-5}$				6	11.991	- 11.800	26.270	0.000
41	0.049				$- 3.932 \times 10^{-4}$		7.517×10^{-5}		5	10.616	- 11.100	26.970	0.000
37	0.026			5.302×10^{-5}			6.218×10^{-5}		5	10.567	- 11.000	27.070	0.000
66	0.059	0.002						$- 1.189 \times 10^{-5}$	5	10.023	- 9.900	28.150	0.000
49	0.004					1.476×10^{-4}	6.180×10^{-5}		5	9.540	- 8.900	29.120	0.000
68	0.029	0.002	+					$- 8.457 \times 10^{-6}$	6	9.717	- 7.200	30.820	0.000
13	0.080			3.193×10^{-4}	8.087×10^{-5}				5	8.558	- 7.000	31.080	0.000
21	0.065			1.583×10^{-4}		1.559×10^{-4}			5	8.416	- 6.700	31.370	0.000
43	0.030		+		$- 3.888 \times 10^{-4}$		7.314×10^{-5}		6	9.444	- 6.700	31.370	0.000
39	0.008		+	7.432×10^{-5}			6.021×10^{-5}		6	9.416	- 6.600	31.430	0.000
25	0.067				$- 1.573 \times 10^{-5}$	1.635×10^{-4}			5	7.478	- 4.800	33.240	0.000
51	- 0.016		+			1.591×10^{-4}	5.982×10^{-5}		6	8.458	- 4.700	33.340	0.000
97	0.031						6.244×10^{-5}	$- 5.217 \times 10^{-6}$	5	7.381	- 4.600	33.440	0.000
15	0.059		+	3.301×10^{-4}	7.407×10^{-5}				6	7.699	- 3.200	34.860	0.000
23	0.041		+	1.681×10^{-4}		1.674×10^{-4}			6	7.634	- 3.100	34.990	0.000
69	0.091			2.584×10^{-4}				$- 3.329 \times 10^{-6}$	5	6.213	- 2.300	35.770	0.000
42	0.028	0.002			$- 4.387 \times 10^{-4}$		6.687×10^{-5}		6	6.935	- 1.700	36.390	0.000
38	0.002	0.002		2.708×10^{-4}			5.194×10^{-5}		6	6.734	- 1.300	36.790	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
27	0.044		+		$- 2.881 \times 10^{-5}$	1.770×10^{-4}			6	6.699	- 1.200	36.860	0.000
81	0.049					2.016×10^{-4}		1.420×10^{-5}	5	5.424	- 0.700	37.350	0.000
73	0.089				3.660×10^{-5}			$- 1.967 \times 10^{-6}$	5	5.284	- 0.400	37.630	0.000
99	0.010		+				6.048×10^{-5}	$- 1.774 \times 10^{-6}$	6	6.215	- 0.200	37.830	0.000
22	0.018	0.002		3.816×10^{-4}		1.737×10^{-4}			6	6.157	- 0.100	37.940	0.000
14	0.046	0.002		4.798×10^{-4}	$- 1.487 \times 10^{-5}$				6	6.134	- 0.100	37.990	0.000
50	- 0.022	0.002				1.701×10^{-4}	5.207×10^{-5}		6	5.772	0.700	38.710	0.000
71	0.066		+	2.736×10^{-4}				3.371×10^{-7}	6	5.356	1.500	39.550	0.000
44	0.005	0.002	+		$- 4.381 \times 10^{-4}$		6.379×10^{-5}		7	6.284	1.700	39.760	0.000
26	0.030	0.002			$- 1.489 \times 10^{-4}$	2.064×10^{-4}			6	5.233	1.700	39.790	0.000
40	- 0.022	0.002	+	3.159×10^{-4}			4.867×10^{-5}		7	6.111	2.000	40.100	0.000
24	- 0.014	0.002	+	4.072×10^{-4}		1.881×10^{-4}			7	6.034	2.200	40.260	0.000
16	0.018	0.002	+	5.020×10^{-4}	$- 3.028 \times 10^{-5}$				7	5.910	2.400	40.500	0.000
83	0.016		+			2.319×10^{-4}		2.064×10^{-5}	6	4.750	2.700	40.760	0.000
45	0.055			$- 3.538 \times 10^{-4}$	$- 4.531 \times 10^{-4}$		7.820×10^{-5}		6	4.439	3.300	41.380	0.000
75	0.064		+		4.056×10^{-5}			1.841×10^{-6}	6	4.422	3.400	41.410	0.000
52	- 0.049	0.002	+			1.852×10^{-4}	4.885×10^{-5}		7	5.233	3.800	41.860	0.000
28	0.000	0.002	+		$- 1.744 \times 10^{-4}$	2.251×10^{-4}			7	5.145	4.000	42.030	0.000
70	0.053	0.002		4.989×10^{-4}				$- 1.241 \times 10^{-5}$	6	3.919	4.400	42.420	0.000
57	0.023				$- 4.781 \times 10^{-4}$	2.045×10^{-4}	7.718×10^{-5}		6	3.604	5.000	43.050	0.000
98	0.012	0.002					5.304×10^{-5}	$- 1.200 \times 10^{-5}$	6	3.540	5.100	43.180	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
53	0.004			-4.390×10^{-5}		1.492×10^{-4}	6.193×10^{-5}		6	3.181	5.800	43.900	0.000
82	0.015	0.002				2.026×10^{-4}		5.678×10^{-6}	6	2.949	6.300	44.360	0.000
74	0.073	0.002			-1.262×10^{-4}			-1.651×10^{-5}	6	2.886	6.400	44.480	0.000
72	0.022	0.002	+	5.298×10^{-4}				-8.984×10^{-6}	7	3.646	7.000	45.030	0.000
47	0.036		+	-3.221×10^{-4}	-4.434×10^{-4}		7.590×10^{-5}		7	3.245	7.800	45.830	0.000
84	-0.025	0.002	+			2.361×10^{-4}		1.215×10^{-5}	7	2.865	8.500	46.600	0.000
100	-0.013	0.002	+				4.998×10^{-5}	-8.806×10^{-6}	7	2.848	8.600	46.630	0.000
76	0.043	0.002	+		-1.331×10^{-4}			-1.332×10^{-5}	7	2.590	9.100	47.150	0.000
59	0.002		+		-4.783×10^{-4}	2.160×10^{-4}	7.522×10^{-5}		7	2.524	9.200	47.280	0.000
105	0.071				-4.833×10^{-4}		7.852×10^{-5}	-2.234×10^{-5}	6	1.396	9.400	47.470	0.000
29	0.065			1.632×10^{-4}	6.888×10^{-6}	1.548×10^{-4}			6	1.212	9.800	47.830	0.000
55	-0.016		+	-2.857×10^{-5}		1.601×10^{-4}	5.991×10^{-5}		7	2.095	10.100	48.130	0.000
101	0.030			5.336×10^{-5}			6.228×10^{-5}	-5.241×10^{-6}	6	1.012	10.200	48.230	0.000
113	-0.007					1.761×10^{-4}	6.152×10^{-5}	1.004×10^{-5}	6	0.156	11.900	49.940	0.000
46	0.031	0.002		-1.488×10^{-4}	-4.634×10^{-4}		6.823×10^{-5}		7	0.665	12.900	50.990	0.000
31	0.041		+	1.616×10^{-4}	-6.408×10^{-6}	1.685×10^{-4}			7	0.429	13.400	51.470	0.000
58	-0.003	0.002			-5.389×10^{-4}	2.358×10^{-4}	6.872×10^{-5}		7	0.199	13.900	51.930	0.000
107	0.048		+		-4.625×10^{-4}		7.591×10^{-5}	-1.825×10^{-5}	7	0.133	14.000	52.060	0.000
85	0.049			1.284×10^{-4}		1.953×10^{-4}		1.359×10^{-5}	6	-0.908	14.000	52.070	0.000
77	0.081			3.162×10^{-4}	7.845×10^{-5}			-6.839×10^{-7}	6	-0.932	14.100	52.120	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
103	0.009		+	7.383×10^{-5}			6.025×10^{-5}	-1.803×10^{-6}	7	-0.153	14.600	52.630	0.000
54	-0.023	0.002		1.669×10^{-4}		1.645×10^{-4}	5.145×10^{-5}		7	-0.558	15.400	53.440	0.000
89	0.047				1.763×10^{-5}	2.007×10^{-4}		1.470×10^{-5}	6	-1.805	15.800	53.870	0.000
115	-0.036		+			2.050×10^{-4}	5.932×10^{-5}	1.613×10^{-5}	7	-0.845	16.000	54.010	0.000
30	0.025	0.002		2.870×10^{-4}	-1.101×10^{-4}	1.914×10^{-4}			7	-0.988	16.200	54.300	0.000
48	0.007	0.002	+	-9.336×10^{-5}	-4.536×10^{-4}		6.465×10^{-5}		8	-0.001	16.300	54.400	0.000
60	-0.030	0.002	+		-5.451×10^{-4}	2.518×10^{-4}	6.568×10^{-5}		8	-0.300	16.900	55.000	0.000
87	0.016		+	1.250×10^{-4}		2.258×10^{-4}		2.004×10^{-5}	7	-1.586	17.400	55.500	0.000
79	0.055		+	3.363×10^{-4}	8.508×10^{-5}			3.216×10^{-6}	7	-1.785	17.800	55.890	0.000
106	0.058	0.002			-5.754×10^{-4}		7.126×10^{-5}	-3.306×10^{-5}	7	-1.952	18.200	56.230	0.000
32	-0.005	0.002	+	2.925×10^{-4}	-1.349×10^{-4}	2.098×10^{-4}			8	-1.078	18.500	56.560	0.000
56	-0.050	0.002	+	2.049×10^{-4}		1.784×10^{-4}	4.807×10^{-5}		8	-1.086	18.500	56.570	0.000
61	0.029			-6.468×10^{-4}	-6.032×10^{-4}	2.421×10^{-4}	8.308×10^{-5}		7	-2.295	18.900	56.910	0.000
91	0.014		+		1.886×10^{-5}	2.310×10^{-4}		2.119×10^{-5}	7	-2.481	19.200	57.290	0.000
102	0.010	0.002		2.777×10^{-4}			5.195×10^{-5}	-1.229×10^{-5}	7	-2.746	19.800	57.820	0.000
78	0.061	0.002		4.474×10^{-4}	-6.906×10^{-5}			-1.489×10^{-5}	7	-3.240	20.700	58.800	0.000
86	0.014	0.002		3.712×10^{-4}		1.844×10^{-4}		3.716×10^{-6}	7	-3.261	20.800	58.850	0.000
114	-0.026	0.002				1.803×10^{-4}	5.202×10^{-5}	3.641×10^{-6}	7	-3.662	21.600	59.650	0.000
108	0.032	0.002	+		-5.594×10^{-4}		6.776×10^{-5}	-2.935×10^{-5}	8	-2.733	21.800	59.870	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
90	0.029	0.002			$- 1.467 \times 10^{-4}$	2.082×10^{-4}		7.973×10^{-7}	7	- 4.154	22.600	60.630	0.000
88	- 0.025	0.002	+	3.816×10^{-4}		2.175×10^{-4}		1.014×10^{-5}	8	- 3.341	23.000	61.080	0.000
63	0.009		+	$- 6.250 \times 10^{-4}$	$- 5.992 \times 10^{-4}$	2.522×10^{-4}	8.093×10^{-5}		8	- 3.400	23.100	61.200	0.000
104	- 0.016	0.002	+	3.203×10^{-4}			4.871×10^{-5}	$- 9.125 \times 10^{-6}$	8	- 3.413	23.200	61.230	0.000
80	0.030	0.002	+	4.765×10^{-4}	$- 7.229 \times 10^{-5}$			$- 1.158 \times 10^{-5}$	8	- 3.513	23.400	61.430	0.000
109	0.081			$- 4.543 \times 10^{-4}$	$- 5.721 \times 10^{-4}$		8.285×10^{-5}	$- 2.529 \times 10^{-5}$	7	- 4.698	23.700	61.720	0.000
116	- 0.060	0.002	+			2.128×10^{-4}	4.865×10^{-5}	9.780×10^{-6}	8	- 4.159	24.700	62.720	0.000
92	- 0.009	0.002	+		$- 1.573 \times 10^{-4}$	2.423×10^{-4}		6.946×10^{-6}	8	- 4.221	24.800	62.840	0.000
121	0.031				$- 4.976 \times 10^{-4}$	1.884×10^{-4}	7.800×10^{-5}	$- 6.511 \times 10^{-6}$	7	- 5.761	25.800	63.850	0.000
117	- 0.007			$- 6.662 \times 10^{-5}$		1.792×10^{-4}	6.170×10^{-5}	1.034×10^{-5}	7	- 6.194	26.700	64.710	0.000
62	0.002	0.002		$- 4.638 \times 10^{-4}$	$- 6.271 \times 10^{-4}$	2.620×10^{-4}	7.317×10^{-5}		8	- 5.874	28.100	66.150	0.000
111	0.058		+	$- 4.057 \times 10^{-4}$	$- 5.420 \times 10^{-4}$		7.981×10^{-5}	$- 2.093 \times 10^{-5}$	8	- 6.000	28.300	66.400	0.000
123	0.002		+		$- 4.779 \times 10^{-4}$	2.162×10^{-4}	7.520×10^{-5}	9.589×10^{-8}	8	- 6.856	30.100	68.110	0.000
93	0.045			1.593×10^{-4}	3.954×10^{-5}	1.921×10^{-4}		1.463×10^{-5}	7	- 8.071	30.400	68.470	0.000
119	- 0.036		+	$- 6.346 \times 10^{-5}$		2.080×10^{-4}	5.950×10^{-5}	1.642×10^{-5}	8	- 7.199	30.700	68.800	0.000
64	- 0.025	0.002	+	$- 4.214 \times 10^{-4}$	$- 6.252 \times 10^{-4}$	2.754×10^{-4}	6.974×10^{-5}		9	- 6.407	31.200	69.300	0.000
110	0.065	0.002		$- 2.750 \times 10^{-4}$	$- 6.277 \times 10^{-4}$		7.399×10^{-5}	$- 3.469 \times 10^{-5}$	8	- 8.163	32.700	70.730	0.000
95	0.012		+	1.566×10^{-4}	4.041×10^{-5}	2.225×10^{-4}		2.112×10^{-5}	8	- 8.751	33.800	71.900	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
122	0.017	0.002			- 5.904 x 10 ⁻⁴	1.953 x 10 ⁻⁴	7.063 x 10 ⁻⁵	- 1.666 x 10 ⁻⁵	8	- 9.067	34.500	72.540	0.000
118	- 0.026	0.002		1.589 x 10 ⁻⁴		1.727 x 10 ⁻⁴	5.145 x 10 ⁻⁵	2.813 x 10 ⁻⁶	8	- 9.987	36.300	74.380	0.000
112	0.037	0.002	+	- 2.058 x 10 ⁻⁴	- 5.987 x 10 ⁻⁴		6.983 x 10 ⁻⁵	- 3.059 x 10 ⁻⁵	9	- 8.977	36.400	74.440	0.000
94	0.025	0.002		2.857 x 10 ⁻⁴	- 1.086 x 10 ⁻⁴	1.927 x 10 ⁻⁴		5.436 x 10 ⁻⁷	8	- 10.375	37.100	75.150	0.000
124	- 0.017	0.002	+		- 5.763 x 10 ⁻⁴	2.269 x 10 ⁻⁴	6.688 x 10 ⁻⁵	- 1.014 x 10 ⁻⁵	9	- 9.642	37.700	75.770	0.000
96	- 0.013	0.002	+	2.889 x 10 ⁻⁴	- 1.188 x 10 ⁻⁴	2.266 x 10 ⁻⁴		6.691 x 10 ⁻⁶	9	- 10.445	39.300	77.380	0.000
120	- 0.060	0.002	+	1.827 x 10 ⁻⁴		2.041 x 10 ⁻⁴	4.798 x 10 ⁻⁵	8.841 x 10 ⁻⁶	9	- 10.480	39.400	77.450	0.000
125	0.039			- 6.546 x 10 ⁻⁴	- 6.282 x 10 ⁻⁴	2.232 x 10 ⁻⁴	8.414 x 10 ⁻⁵	- 7.836 x 10 ⁻⁶	8	- 11.651	39.600	77.700	0.000
127	0.010		+	- 6.257 x 10 ⁻⁴	- 6.030 x 10 ⁻⁴	2.492 x 10 ⁻⁴	8.110 x 10 ⁻⁵	- 1.232 x 10 ⁻⁶	9	- 12.778	44.000	82.050	0.000
126	0.024	0.002		- 4.770 x 10 ⁻⁴	- 6.833 x 10 ⁻⁴	2.205 x 10 ⁻⁴	7.528 x 10 ⁻⁵	- 1.736 x 10 ⁻⁵	9	- 15.128	48.700	86.750	0.000
128	- 0.011	0.002	+	- 4.299 x 10 ⁻⁴	- 6.601 x 10 ⁻⁴	2.494 x 10 ⁻⁴	7.110 x 10 ⁻⁵	- 1.082 x 10 ⁻⁵	10	- 15.742	52.000	90.070	0.000

D.2. Modelos para explicar a variação da presença de *Apodemus sylvaticus*

D.2.1. Melhores modelos remanescentes para explicar a variação da presença de *Apodemus sylvaticus*

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
70	- 0.397	0.024		- 0.005				0.001	5	- 276.833	563.800	2.770	0.026
20	- 0.078	0.027	+			- 0.001			5	- 276.965	564.100	3.040	0.023
82	- 0.454	0.024				7.538×10^{-6}		0.001	5	- 277.032	564.200	3.170	0.021
104	- 0.779	0.024	+	- 0.005			1.433×10^{-4}	0.001	7	- 275.05	564.400	3.330	0.020
80	- 0.882	0.024	+	- 0.003	0.002			0.001	7	- 275.086	564.400	3.400	0.019
8	- 0.256	0.027	+	- 0.004					5	- 277.169	564.500	3.440	0.019
36	- 0.408	0.026	+				1.165×10^{-4}		5	- 277.189	564.500	3.480	0.018
108	- 0.977	0.024	+		0.002		6.115×10^{-5}	0.001	7	- 275.135	564.500	3.500	0.018
92	- 1.025	0.025	+		0.002	2.879×10^{-4}		0.001	7	- 275.177	564.600	3.580	0.017
18	0.158	0.025				- 0.002			4	- 278.294	564.700	3.650	0.017
88	- 0.784	0.025	+	- 0.005		5.445×10^{-4}		0.001	7	- 275.217	564.700	3.670	0.017
12	- 0.311	0.027	+		1.726×10^{-5}				5	- 277.329	564.800	3.760	0.016
116	- 0.877	0.025	+			2.468×10^{-4}	1.188×10^{-4}	0.001	7	- 275.289	564.800	3.810	0.016
34	- 0.208	0.025					1.391×10^{-4}		4	- 278.515	565.100	4.090	0.014
6	- 0.030	0.025		- 0.004					4	- 278.548	565.200	4.150	0.013
102	- 0.539	0.022		- 0.005			1.672×10^{-4}	0.001	6	- 276.545	565.300	4.250	0.012
78	- 0.614	0.023		- 0.003	0.002			0.001	6	- 276.663	565.500	4.490	0.011
10	- 0.096	0.026			1.314×10^{-4}				4	- 278.718	565.500	4.490	0.011
106	- 0.722	0.023			0.002		9.092×10^{-5}	0.001	6	- 276.676	565.600	4.520	0.011
90	- 0.687	0.023			0.002	$- 4.748 \times 10^{-5}$		0.001	6	- 276.747	565.700	4.660	0.010

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
52	- 0.176	0.026	+			- 0.001	1.249×10^{-4}		6	- 276.805	565.800	4.770	0.010
114	- 0.573	0.023				$- 4.227 \times 10^{-5}$	1.445×10^{-4}	0.001	6	- 276.812	565.800	4.790	0.010
86	- 0.450	0.024		- 0.005		2.468×10^{-4}		0.001	6	- 276.824	565.800	4.810	0.009
24	- 0.053	0.027	+	- 0.003		- 0.001			6	- 276.867	565.900	4.900	0.009
28	- 0.112	0.027	+		5.656×10^{-4}	- 0.001			6	- 276.946	566.100	5.060	0.008
40	- 0.363	0.026	+	- 0.005			1.377×10^{-4}		6	- 276.979	566.200	5.120	0.008
50	0.045	0.024				- 0.001	1.272×10^{-4}		5	- 278.075	566.300	5.260	0.008
112	- 0.879	0.024	+	- 0.004	0.001		1.041×10^{-4}	0.001	8	- 275.005	566.400	5.320	0.007
120	- 0.893	0.024	+	- 0.005		5.213×10^{-4}	1.420×10^{-4}	0.001	8	- 275.014	566.400	5.340	0.007
96	- 0.967	0.024	+	- 0.003	0.002	4.270×10^{-4}		0.001	8	- 275.062	566.500	5.430	0.007
16	- 0.208	0.027	+	- 0.004	$- 5.172 \times 10^{-4}$				6	- 277.154	566.500	5.470	0.007
44	- 0.369	0.026	+		$- 7.041 \times 10^{-4}$		1.383×10^{-4}		6	- 277.163	566.500	5.490	0.007
22	0.184	0.025		- 0.003		- 0.001			5	- 278.192	566.500	5.490	0.007
124	- 1.026	0.024	+		0.002	2.235×10^{-4}	6.017×10^{-5}	0.001	8	- 275.128	566.600	5.570	0.006
26	0.113	0.025			7.221×10^{-4}	- 0.002			5	- 278.263	566.700	5.630	0.006
38	- 0.161	0.024		- 0.005			1.605×10^{-4}		5	- 278.283	566.700	5.670	0.006
42	- 0.168	0.025			$- 7.120 \times 10^{-4}$		1.612×10^{-4}		5	- 278.488	567.100	6.080	0.005
14	0.008	0.025		- 0.005	$- 4.098 \times 10^{-4}$				5	- 278.538	567.200	6.180	0.005
110	- 0.615	0.022		- 0.004	8.598×10^{-4}		1.372×10^{-4}	0.001	7	- 276.518	567.300	6.270	0.005
118	- 0.587	0.022		- 0.005		2.265×10^{-4}	1.668×10^{-4}	0.001	7	- 276.538	567.300	6.310	0.004
94	- 0.639	0.023		- 0.003	0.002	1.272×10^{-4}		0.001	7	- 276.661	567.600	6.550	0.004
56	- 0.159	0.026	+	- 0.004		- 0.001	1.416×10^{-4}		7	- 276.667	567.600	6.570	0.004

D.2.2. Restantes modelos gerados para explicar a variação da presença de *Apodemus sylvaticus*

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
122	- 0.707	0.023			0.002	- 6.709 x 10 ⁻⁵	9.118 x 10 ⁻⁵	0.001	7	- 276.675	567.600	6.580	0.004
60	- 0.172	0.026	+		- 1.156 x 10 ⁻⁴	- 0.001	1.284 x 10 ⁻⁴		7	- 276.805	567.900	6.840	0.003
48	- 0.248	0.026	+	- 0.006	- 0.002		2.007 x 10 ⁻⁴		7	- 276.841	567.900	6.910	0.003
32	- 0.062	0.027	+	- 0.003	1.350 x 10 ⁻⁴	- 0.001			7	- 276.866	568.000	6.960	0.003
54	0.053	0.024		- 0.004		- 0.001	1.643 x 10 ⁻⁴		6	- 277.917	568.000	7.000	0.003
58	0.038	0.024			- 7.652 x 10 ⁻⁵	- 0.002	1.499 x 10 ⁻⁴		6	- 278.066	568.300	7.300	0.003
128	- 0.970	0.024	+	- 0.005	0.001	4.601 x 10 ⁻⁴	1.066 x 10 ⁻⁴	0.001	9	- 274.977	568.400	7.350	0.003
46	- 0.043	0.024		- 0.007	- 0.002		2.251 x 10 ⁻⁴		6	- 278.134	568.500	7.430	0.003
30	0.163	0.025		- 0.003	3.035 x 10 ⁻⁴	- 0.001			6	- 278.188	568.600	7.540	0.002
126	- 0.649	0.022		- 0.005	8.205 x 10 ⁻⁴	1.753 x 10 ⁻⁴	1.382 x 10 ⁻⁴	0.001	8	- 276.514	569.400	8.340	0.002
64	- 0.115	0.026	+	- 0.005	- 0.001	- 0.001	1.789 x 10 ⁻⁴		8	- 276.622	569.600	8.550	0.001
67	- 0.243		+					0.001	4	- 280.91	569.900	8.880	0.001
62	0.097	0.024		- 0.005	- 0.001	- 0.001	2.010 x 10 ⁻⁴		7	- 277.872	570.000	8.980	0.001
65	- 0.045							0.001	3	- 281.983	570.000	8.990	0.001
75	- 0.710		+		0.004			0.001	5	- 280.012	570.200	9.130	0.001
73	- 0.513				0.004			0.001	4	- 281.101	570.300	9.260	0.001
97	- 0.318						2.697 x 10 ⁻⁴	0.001	4	- 281.203	570.500	9.470	0.001
99	- 0.488		+				2.547 x 10 ⁻⁴	0.001	5	- 280.222	570.600	9.550	0.001
71	- 0.167		+	- 0.007				0.001	5	- 280.455	571.100	10.020	0.001
69	0.028			- 0.007				0.001	4	- 281.52	571.100	10.100	0.001
101	- 0.259			- 0.008			2.969 x 10 ⁻⁴	0.001	5	- 280.592	571.300	10.290	0.001
103	- 0.430		+	- 0.008			2.831 x 10 ⁻⁴	0.001	6	- 279.624	571.400	10.410	0.001

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
105	- 0.555				0.003		1.752×10^{-4}	0.001	5	- 280.843	571.800	10.790	0.000
107	- 0.744		+		0.003		1.528×10^{-4}	0.001	6	- 279.817	571.800	10.800	0.000
79	- 0.600		+	- 0.004	0.003			0.001	6	- 279.861	571.900	10.890	0.000
83	- 0.299		+			2.653×10^{-4}		0.001	5	- 280.902	571.900	10.910	0.000
77	- 0.394			- 0.004	0.003			0.001	5	- 280.947	572.000	11.000	0.000
81	- 0.053					3.713×10^{-5}		0.001	4	- 281.983	572.100	11.020	0.000
91	- 0.745		+		0.004	1.592×10^{-4}		0.001	6	- 280.009	572.200	11.180	0.000
89	- 0.490				0.004	$- 7.144 \times 10^{-5}$		0.001	5	- 281.102	572.300	11.310	0.000
113	- 0.294					$- 9.070 \times 10^{-5}$	2.681×10^{-4}	0.001	5	- 281.204	572.600	11.510	0.000
115	- 0.517		+			1.346×10^{-4}	2.537×10^{-4}	0.001	6	- 280.219	572.600	11.600	0.000
1	0.432								2	- 284.347	572.700	11.680	0.000
87	- 0.313		+	- 0.007		6.658×10^{-4}		0.001	6	- 280.4	573.000	11.960	0.000
3	0.280		+						3	- 283.476	573.000	11.970	0.000
33	0.147						2.775×10^{-4}		3	- 283.51	573.100	12.040	0.000
85	- 0.060			- 0.007		4.117×10^{-4}		0.001	5	- 281.498	573.100	12.100	0.000
109	- 0.397			- 0.007	0.002		2.403×10^{-4}	0.001	6	- 280.506	573.200	12.180	0.000
111	- 0.594		+	- 0.006	0.002		2.172×10^{-4}	0.001	7	- 279.509	573.300	12.250	0.000
117	- 0.325			- 0.008		3.225×10^{-4}	2.940×10^{-4}	0.001	6	- 280.581	573.400	12.330	0.000
119	- 0.552		+	- 0.008		5.612×10^{-4}	2.806×10^{-4}	0.001	7	- 279.584	573.400	12.400	0.000
35	0.014		+				2.661×10^{-4}		4	- 282.719	573.500	12.500	0.000
17	0.716					- 0.002			3	- 283.758	573.600	12.540	0.000
49	0.433					- 0.002	2.861×10^{-4}		4	- 282.874	573.800	12.810	0.000
5	0.508			- 0.007					3	- 283.907	573.900	12.830	0.000
121	- 0.524				0.003	$- 1.257 \times 10^{-4}$	1.739×10^{-4}	0.001	6	- 280.843	573.900	12.850	0.000
123	- 0.767		+		0.003	1.036×10^{-4}	1.522×10^{-4}	0.001	7	- 279.816	573.900	12.860	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
37	0.209			- 0.008			3.048×10^{-4}		4	- 282.922	573.900	12.900	0.000
95	- 0.683		+	- 0.005	0.003	4.170×10^{-4}		0.001	7	- 279.839	573.900	12.910	0.000
19	0.559		+			- 0.002			4	- 282.935	574.000	12.930	0.000
93	- 0.427			- 0.004	0.003	1.723×10^{-4}		0.001	6	- 280.943	574.100	13.050	0.000
7	0.357		+	- 0.007					4	- 283.047	574.200	13.150	0.000
51	0.295		+			- 0.002	2.747×10^{-4}		5	- 282.133	574.400	13.370	0.000
39	0.076		+	- 0.008			2.938×10^{-4}		5	- 282.146	574.400	13.400	0.000
9	0.299				0.001				3	- 284.212	574.500	13.440	0.000
11	0.152		+		0.001				4	- 283.351	574.800	13.760	0.000
21	0.748			- 0.006		- 0.002			4	- 283.458	575.000	13.970	0.000
25	0.558				0.002	- 0.002			4	- 283.468	575.000	13.990	0.000
53	0.450			- 0.007		- 0.002	3.085×10^{-4}		5	- 282.451	575.000	14.010	0.000
41	0.154				$- 1.166 \times 10^{-4}$		2.813×10^{-4}		4	- 283.509	575.100	14.080	0.000
125	- 0.440			- 0.007	0.001	2.308×10^{-4}	2.402×10^{-4}	0.001	7	- 280.502	575.300	14.240	0.000
127	- 0.695		+	- 0.007	0.002	5.147×10^{-4}	2.193×10^{-4}	0.001	8	- 279.486	575.300	14.280	0.000
23	0.591		+	- 0.006		- 0.002			5	- 282.638	575.400	14.380	0.000
27	0.408		+		0.002	- 0.002			5	- 282.666	575.500	14.440	0.000
43	0.019		+		$- 8.886 \times 10^{-5}$		2.689×10^{-4}		5	- 282.719	575.600	14.540	0.000
55	0.319		+	- 0.007		- 0.002	3.004×10^{-4}		6	- 281.715	575.600	14.590	0.000
45	0.321			- 0.010	- 0.002		3.666×10^{-4}		5	- 282.792	575.700	14.690	0.000
57	0.406				6.795×10^{-4}	- 0.002	2.645×10^{-4}		5	- 282.852	575.800	14.810	0.000
13	0.437			- 0.006	7.206×10^{-4}				4	- 283.878	575.900	14.810	0.000
15	0.289		+	- 0.006	6.827×10^{-4}				5	- 283.021	576.200	15.150	0.000
47	0.185		+	- 0.009	- 0.002		3.539×10^{-4}		6	- 282.026	576.300	15.220	0.000
59	0.268		+		6.813×10^{-4}	- 0.002	2.531×10^{-4}		6	- 282.11	576.400	15.380	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
29	0.625			- 0.004	0.002	- 0.002			5	- 283.323	576.800	15.750	0.000
61	0.484			- 0.008	- 7.997 x 10 ⁻⁴	- 0.002	3.366 x 10 ⁻⁴		6	- 282.427	577.100	16.020	0.000
31	0.474		+	- 0.004	0.002	- 0.002			6	- 282.517	577.200	16.200	0.000
63	0.344		+	- 0.008	- 7.862 x 10 ⁻⁴	- 0.001	3.252 x 10 ⁻⁴		7	- 281.693	577.700	16.620	0.000

D.3. Modelos para explicar a variação da presença de *Crocidura russula*

D.3.1. Melhores modelos remanescentes para explicar a variação da presença de *Crocidura russula*

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
8	- 7.120	0.019	+	- 0.028					5	- 133.845	277.800	2.130	0.019
2	- 7.427	0.027							3	- 135.982	278.000	2.320	0.017
20	- 7.975	0.025	+			0.006			5	- 133.943	278.000	2.330	0.017
51	- 8.249		+			0.005	0.001		5	- 134.006	278.200	2.450	0.016
15	- 6.465		+	- 0.032	- 0.004				5	- 134.017	278.200	2.470	0.016
71	- 6.604		+	- 0.031				- 3.086 x 10 ⁻⁴	5	- 134.056	278.300	2.550	0.015
55	- 8.634		+	- 0.034		0.007	0.001		6	- 133.055	278.300	2.610	0.015
17	- 7.838					0.005			3	- 136.159	278.400	2.670	0.014
36	- 7.563	0.019	+				0.001		5	- 134.146	278.400	2.730	0.014
24	- 8.219	0.023	+	- 0.031		0.007			6	- 133.176	278.600	2.850	0.013
33	- 7.663						0.001		3	- 136.273	278.600	2.900	0.013

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
43	- 7.016		+		- 0.006		0.001		5	- 134.241	278.600	2.920	0.013
63	- 7.966		+	- 0.042	- 0.015	0.009	0.001		7	- 132.202	278.700	2.970	0.012
47	- 6.889		+	- 0.035	- 0.010		0.001		6	- 133.253	278.700	3.000	0.012
31	- 7.207		+	- 0.038	- 0.008	0.008			6	- 133.271	278.700	3.040	0.012
5	- 7.101			- 0.015					3	- 136.378	278.800	3.110	0.012
18	- 8.265	0.030				0.006			4	- 135.374	278.800	3.140	0.011
68	- 6.834	0.023	+					- 3.767 x 10 ⁻⁴	5	- 134.362	278.900	3.160	0.011
99	- 7.178		+				0.001	- 3.529 x 10 ⁻⁴	5	- 134.367	278.900	3.170	0.011
27	- 7.222		+		- 0.004	0.005			5	- 134.369	278.900	3.180	0.011
12	- 6.845	0.024	+		- 0.003				5	- 134.377	278.900	3.200	0.011
83	- 7.784		+			0.006		2.131 x 10 ⁻⁴	5	- 134.427	279.000	3.290	0.011
40	- 7.639	0.015	+	- 0.029			0.001		6	- 133.496	279.200	3.490	0.010
87	- 8.287		+	- 0.035		0.008		3.842 x 10 ⁻⁴	6	- 133.503	279.200	3.500	0.009
9	- 6.942				- 0.002				3	- 136.586	279.200	3.530	0.009
65	- 6.950							- 1.950 x 10 ⁻⁴	3	- 136.599	279.300	3.550	0.009
103	- 7.275		+	- 0.031			0.001	- 3.568 x 10 ⁻⁴	6	- 133.590	279.400	3.680	0.009
59	- 7.789		+		- 0.009	0.006	0.001		6	- 133.638	279.500	3.770	0.008
52	- 8.383	0.022	+			0.006	0.001		6	- 133.656	279.500	3.810	0.008
75	- 6.169		+		- 0.003			- 4.385 x 10 ⁻⁴	5	- 134.725	279.600	3.890	0.008
49	- 8.530					0.006	0.001		4	- 135.765	279.600	3.920	0.008
16	- 6.679	0.021	+	- 0.029	- 0.005				6	- 133.719	279.600	3.940	0.008
34	- 7.796	0.024					0.000		4	- 135.775	279.600	3.940	0.008
28	- 7.486	0.028	+		- 0.005	0.006			6	- 133.780	279.800	4.060	0.007
72	- 6.837	0.020	+	- 0.028				- 3.785 x 10 ⁻⁴	6	- 133.781	279.800	4.060	0.007
6	- 7.423	0.025		- 0.011					4	- 135.845	279.800	4.080	0.007

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
21	- 7.924			- 0.016		0.006			4	- 135.867	279.800	4.130	0.007
32	- 7.558	0.027	+	- 0.036	- 0.009	0.009			7	- 132.787	279.800	4.140	0.007
10	- 7.080	0.028			- 0.004				4	- 135.894	279.900	4.180	0.007
66	- 7.182	0.028						- 3.338 x 10 ⁻⁴	4	- 135.924	279.900	4.240	0.007
44	- 7.104	0.022	+		- 0.008		0.001		6	- 133.872	279.900	4.240	0.007
111	- 5.801		+	- 0.038	- 0.015		0.001	- 0.001	7	- 132.838	279.900	4.240	0.007
56	- 8.772	0.018	+	- 0.032		0.007	0.001		7	- 132.840	279.900	4.250	0.007
79	- 5.768		+	- 0.033	- 0.006			- 6.117 x 10 ⁻⁴	6	- 133.889	280.000	4.280	0.006
84	- 8.189	0.025	+			0.006		1.742 x 10 ⁻⁴	6	- 133.931	280.100	4.360	0.006
64	- 8.037	0.022	+	- 0.040	- 0.016	0.009	0.001		8	- 131.867	280.100	4.380	0.006
37	- 7.683			- 0.015			0.001		4	- 136.014	280.100	4.420	0.006
107	- 6.278		+		- 0.010		0.001	- 7.894 x 10 ⁻⁴	6	- 133.994	280.200	4.490	0.006
115	- 8.445		+			0.006	0.001	1.681 x 10 ⁻⁴	6	- 133.995	280.200	4.490	0.006
25	- 7.503				- 0.004	0.006			4	- 136.070	280.200	4.530	0.006
41	- 7.254				- 0.006		0.001		4	- 136.080	280.300	4.550	0.006
119	- 9.072		+	- 0.035		0.008	0.001	3.535 x 10 ⁻⁴	7	- 133.013	280.300	4.590	0.006
100	- 7.273	0.020	+				0.001	- 4.296 x 10 ⁻⁴	6	- 134.053	280.300	4.600	0.005
48	- 6.991	0.018	+	- 0.032	- 0.011		0.001		7	- 133.022	280.300	4.610	0.005
81	- 8.233					0.006		3.385 x 10 ⁻⁴	4	- 136.113	280.300	4.620	0.005
26	- 7.746	0.033			- 0.006	0.007			5	- 135.150	280.400	4.740	0.005
50	- 8.648	0.027				0.006	0.000		5	- 135.163	280.500	4.770	0.005
22	- 8.375	0.029		- 0.014		0.007			5	- 135.170	280.500	4.780	0.005
88	- 8.668	0.023	+	- 0.033		0.008		3.372 x 10 ⁻⁴	7	- 133.137	280.500	4.840	0.005
60	- 7.821	0.026	+		- 0.011	0.007	0.001		7	- 133.152	280.600	4.870	0.005
97	- 7.514						0.001	- 2.131 x 10 ⁻⁴	4	- 136.248	280.600	4.890	0.005

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
76	- 6.239	0.026	+		- 0.005			- 5.759 x 10 ⁻⁴	6	- 134.235	280.700	4.970	0.005
13	- 6.741			- 0.016	- 0.004				4	- 136.302	280.700	5.000	0.004
127	- 7.571		+	- 0.042	- 0.016	0.008	0.001	- 3.085 x 10 ⁻⁴	8	- 132.177	280.700	5.000	0.004
95	- 7.385		+	- 0.038	- 0.008	0.008		1.270 x 10 ⁻⁴	7	- 133.266	280.800	5.100	0.004
69	- 6.965			- 0.015				- 1.785 x 10 ⁻⁴	4	- 136.362	280.800	5.120	0.004
82	- 8.541	0.030				0.007		2.435 x 10 ⁻⁴	5	- 135.349	280.800	5.140	0.004
57	- 8.046				- 0.009	0.007	0.001		5	- 135.375	280.900	5.190	0.004
91	- 7.349		+		- 0.004	0.006		9.054 x 10 ⁻⁵	6	- 134.367	280.900	5.230	0.004
53	- 8.645			- 0.017		0.006	0.001		5	- 135.448	281.000	5.340	0.004
42	- 7.299	0.027			- 0.008		0.001		5	- 135.462	281.100	5.370	0.004
104	- 7.352	0.016	+	- 0.029			0.001	- 4.254 x 10 ⁻⁴	7	- 133.414	281.100	5.390	0.004
73	- 6.612				- 0.003			- 3.206 x 10 ⁻⁴	4	- 136.542	281.200	5.480	0.004
108	- 6.205	0.026	+		- 0.012		0.001	- 9.853 x 10 ⁻⁴	7	- 133.490	281.200	5.550	0.003
112	- 5.776	0.024	+	- 0.035	- 0.018		0.001	- 0.001	8	- 132.460	281.300	5.560	0.003
80	- 5.893	0.023	+	- 0.030	- 0.008			- 7.262 x 10 ⁻⁴	7	- 133.531	281.300	5.630	0.003
58	- 8.005	0.031			- 0.011	0.007	0.001		6	- 134.579	281.400	5.660	0.003
38	- 7.813	0.022		- 0.012			4.736 x 10 ⁻⁴		5	- 135.619	281.400	5.680	0.003
45	- 7.081			- 0.020	- 0.009		0.001		5	- 135.648	281.400	5.740	0.003
29	- 7.384			- 0.020	- 0.007	0.007			5	- 135.651	281.400	5.740	0.003
123	- 7.499		+		- 0.010	0.006	0.001	- 2.269 x 10 ⁻⁴	7	- 133.622	281.500	5.810	0.003
14	- 6.954	0.027		- 0.014	- 0.005				5	- 135.700	281.500	5.840	0.003
98	- 7.554	0.025					4.592 x 10 ⁻⁴	- 3.589 x 10 ⁻⁴	5	- 135.707	281.600	5.850	0.003
116	- 8.499	0.022	+			0.006	0.001	1.070 x 10 ⁻⁴	7	- 133.652	281.600	5.870	0.003
113	- 8.907					0.007	0.001	3.308 x 10 ⁻⁴	5	- 135.718	281.600	5.880	0.003
74	- 6.508	0.031			- 0.006			- 5.522 x 10 ⁻⁴	5	- 135.755	281.700	5.950	0.003

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
61	- 7.968			- 0.024	- 0.013	0.008	0.001		6	- 134.730	281.700	5.960	0.003
70	- 7.188	0.026		- 0.011				- 3.235 x 10 ⁻⁴	5	- 135.792	281.700	6.030	0.003

D.3.2. Restantes modelos gerados para explicar a variação da presença de *Crocidura russula*

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
85	- 8.415			- 0.017		0.007		4.150 x 10 ⁻⁴	5	- 135.800	281.700	6.040	0.003
30	- 7.717	0.032		- 0.018	- 0.009	0.008			6	- 134.802	281.800	6.100	0.003
92	- 7.514	0.028	+		- 0.005	0.006		4.011 x 10 ⁻⁶	7	- 133.780	281.800	6.130	0.003
96	- 7.645	0.027	+	- 0.036	- 0.009	0.009		6.617 x 10 ⁻⁵	8	- 132.786	281.900	6.220	0.002
105	- 6.717				- 0.009		0.001	- 5.668 x 10 ⁻⁴	5	- 135.939	282.000	6.320	0.002
54	- 8.778	0.025		- 0.014		0.007	4.909 x 10 ⁻⁴		6	- 134.946	282.100	6.390	0.002
120	- 9.714	0.021	+	- 0.031		0.010	0.001	4.889 x 10 ⁻⁴	8	- 132.877	282.100	6.400	0.002
101	- 7.547			- 0.015			0.001	- 1.935 x 10 ⁻⁴	5	- 135.995	282.100	6.430	0.002
128	- 7.332	0.021	+	- 0.045	- 0.019	0.008	0.002	- 7.271 x 10 ⁻⁴	9	- 131.876	282.200	6.480	0.002
89	- 7.807				- 0.003	0.006		2.242 x 10 ⁻⁴	5	- 136.052	282.200	6.540	0.002
62	- 8.001	0.029		- 0.022	- 0.015	0.008	0.001		7	- 134.064	282.400	6.690	0.002
86	- 8.741	0.028		- 0.014		0.008		3.130 x 10 ⁻⁴	6	- 135.132	282.500	6.760	0.002
106	- 6.495	0.031			- 0.012		0.001	- 8.732 x 10 ⁻⁴	6	- 135.137	282.500	6.770	0.002
114	- 8.869	0.026				0.007	4.556 x 10 ⁻⁴	2.047 X 10 ⁻⁴	6	- 135.146	282.500	6.790	0.002
90	- 7.819	0.033			- 0.006	0.007		5.131 X 10 ⁻⁵	6	- 135.148	282.500	6.800	0.002
46	- 7.172	0.025		- 0.017	- 0.011		0.001		6	- 135.152	282.500	6.800	0.002

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
124	- 7.325	0.027	+		- 0.012	0.006	0.001	- 3.998 x 10 ⁻⁴	8	- 133.102	282.600	6.850	0.002
77	- 6.311			- 0.017	- 0.005			- 3.890 x 10 ⁻⁴	5	- 136.240	282.600	6.920	0.002
121	- 8.057				- 0.009	0.007	0.001	8.548 x 10 ⁻⁶	6	- 135.375	283.000	7.250	0.001
117	- 9.120			- 0.017		0.008	0.001	4.090 x 10 ⁻⁴	6	- 135.381	283.000	7.260	0.001
109	- 6.396			- 0.021	- 0.013		0.001	- 7.104 x 10 ⁻⁴	6	- 135.443	283.100	7.380	0.001
78	- 6.317	0.030		- 0.014	- 0.007			- 6.107 x 10 ⁻⁴	6	- 135.541	283.300	7.580	0.001
102	- 7.582	0.023		- 0.012			0.0004849	- 3.434 x 10 ⁻⁴	6	- 135.559	283.300	7.620	0.001
122	- 7.688	0.032			- 0.012	0.007	0.001	- 2.605 x 10 ⁻⁴	7	- 134.555	283.400	7.680	0.001
93	- 7.696			- 0.020	- 0.006	0.007		2.292 x 10 ⁻⁴	6	- 135.633	283.500	7.760	0.001
125	- 7.913			- 0.024	- 0.013	0.008	0.001	- 4.423 x 10 ⁻⁵	7	- 134.730	283.700	8.030	0.001
110	- 6.241	0.030		- 0.019	- 0.016		0.001	- 0.001	7	- 134.752	283.800	8.070	0.001
94	- 7.818	0.032		- 0.018	- 0.008	0.008		7.072 x 10 ⁻⁵	7	- 134.800	283.900	8.170	0.001
118	- 9.083	0.024		- 0.014		0.008	0.0004828	2.762 x 10 ⁻⁴	7	- 134.916	284.100	8.400	0.001
126	- 8.810	0.012		- 0.017	- 0.006	0.009	0.002	6.141 x 10 ⁻⁵	8	- 135.440	287.200	11.520	0.000

D.4. Restantes modelos gerados para explicar a variação da abundância relativa de *Apodemus sylvaticus*

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	W (weight)
16	38.300	1.265	+	- 0.070	0.119				7	- 2482.731	4979.700	6.090	0.029
24	54.920	1.294	+	- 0.127		- 0.037			7	- 2483.685	4981.600	8.000	0.011
28	44.720	1.247	+		0.150	- 0.061			7	- 2483.738	4981.700	8.100	0.010
36	40.070	1.260	+				0.008		6	- 2485.135	4982.500	8.830	0.007

68	43.680	1.305	+					0.005	6	- 2485.231	4982.700	9.020	0.007
32	45.020	1.246	+	- 0.018	0.148	- 0.060			8	- 2484.114	4984.600	10.930	0.003
40	41.990	1.232	+	- 0.183			0.009		7	- 2485.318	4984.900	11.260	0.002
76	26.050	1.227	+		0.164			0.011	7	- 2485.461	4985.200	11.550	0.002
72	45.680	1.286	+	- 0.150				0.005	7	- 2485.500	4985.300	11.630	0.002
44	34.640	1.244	+		0.099		0.005		7	- 2485.997	4986.300	12.620	0.001
2	60.860	1.239							4	- 2489.706	4987.500	13.860	0.001
52	47.030	1.248	+			- 0.044	0.008		7	- 2486.733	4987.700	14.090	0.001
84	51.810	1.304	+			- 0.036		0.002	7	- 2486.806	4987.900	14.240	0.000
80	27.390	1.223	+	- 0.050	0.158			0.011	8	- 2485.841	4988.000	14.380	0.000
48	37.000	1.229	+	- 0.120	0.079		0.006		8	- 2486.265	4988.900	15.230	0.000
6	63.160	1.217		- 0.169					5	- 2489.923	4990.000	16.350	0.000
56	47.900	1.224	+	- 0.162		- 0.039	0.009		8	- 2486.963	4990.300	16.630	0.000
92	35.190	1.224	+		0.168	- 0.043		0.007	8	- 2486.986	4990.300	16.670	0.000
88	52.180	1.287	+	- 0.132		- 0.030		0.002	8	- 2487.101	4990.500	16.910	0.000
10	49.530	1.187			0.137				5	- 2490.215	4990.600	16.930	0.000
60	42.620	1.224	+		0.124	- 0.059	0.005		8	- 2487.399	4991.100	17.500	0.000
100	36.630	1.246	+				0.008	0.005	7	- 2488.614	4991.500	17.850	0.000
3	75.600		+						4	- 2491.915	4991.900	18.280	0.000
18	68.730	1.227				- 0.049			5	- 2491.245	4992.600	18.990	0.000
96	35.510	1.222	+	- 0.020	0.166	- 0.042		0.007	9	- 2487.360	4993.200	19.510	0.000
14	51.510	1.180		- 0.086	0.127				6	- 2490.555	4993.300	19.670	0.000
11	57.680		+		0.198				5	- 2491.629	4993.400	19.760	0.000
7	78.790		+	- 0.283					5	- 2491.753	4993.600	20.010	0.000
64	43.410	1.217	+	- 0.065	0.112	- 0.055	0.005		9	- 2487.705	4993.800	20.200	0.000
104	38.460	1.217	+	- 0.185			0.009	0.005	8	- 2488.789	4993.900	20.280	0.000
108	25.370	1.210	+		0.140		0.004	0.010	8	- 2489.151	4994.600	21.010	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
26	58.590	1.161			0.163	- 0.070			6	- 2491.447	4995.100	21.450	0.000
22	69.910	1.209		- 0.145		- 0.044			6	- 2491.512	4995.200	21.580	0.000
15	61.390		+	- 0.168	0.178				6	- 2491.822	4995.800	22.200	0.000
34	52.040	1.169					0.010		5	- 2492.862	4995.900	22.220	0.000
66	58.770	1.229						0.003	5	- 2493.241	4996.600	22.980	0.000
116	45.310	1.244	+			- 0.040	0.008	0.002	8	- 2490.164	4996.700	23.030	0.000
19	84.650		+			- 0.058			5	- 2493.330	4996.800	23.160	0.000
112	27.650	1.200	+	- 0.091	0.123		0.005	0.009	9	- 2489.450	4997.300	23.690	0.000
27	68.490		+		0.229	- 0.086			6	- 2492.595	4997.400	23.750	0.000
30	59.010	1.159		- 0.025	0.160	- 0.069			7	- 2491.810	4997.900	24.250	0.000
38	54.150	1.137		- 0.212			0.011		6	- 2492.956	4998.100	24.470	0.000
35	59.750		+				0.016		5	- 2494.063	4998.300	24.630	0.000
23	86.140		+	- 0.257		- 0.049			6	- 2493.269	4998.700	25.100	0.000
74	40.630	1.148			0.168			0.009	6	- 2493.425	4999.100	25.410	0.000
70	60.980	1.207		- 0.171				0.003	6	- 2493.452	4999.100	25.460	0.000
120	45.280	1.217	+	- 0.167		- 0.032	0.009	0.002	9	- 2490.379	4999.200	25.550	0.000
39	62.450		+	- 0.333			0.017		6	- 2493.676	4999.600	25.910	0.000
42	46.610	1.153			0.099		0.007		6	- 2493.723	4999.600	26.000	0.000
124	34.610	1.207	+		0.144	- 0.044	0.004	0.006	9	- 2490.670	4999.800	26.130	0.000
75	37.420		+		0.260			0.019	6	- 2493.869	4999.900	26.300	0.000
31	70.060		+	- 0.101	0.215	- 0.081			7	- 2492.891	5000.100	26.410	0.000
67	67.670		+					0.010	5	- 2495.044	5000.200	26.590	0.000
50	60.140	1.155				- 0.052	0.010		6	- 2494.364	5000.900	27.290	0.000
43	52.140		+		0.133		0.011		6	- 2494.657	5001.500	27.870	0.000
82	70.330	1.229				- 0.053		- 0.001	6	- 2494.677	5001.600	27.910	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
78	42.470	1.143		- 0.069	0.159			0.009	7	- 2493.779	5001.800	28.180	0.000
71	70.810		+	- 0.285				0.011	6	- 2494.875	5002.000	28.310	0.000
46	49.530	1.133		- 0.153	0.074		0.008		7	- 2493.925	5002.100	28.480	0.000
128	35.470	1.200	+	- 0.060	0.132	- 0.041	0.004	0.006	10	- 2490.978	5002.500	28.840	0.000
79	40.840		+	- 0.129	0.243			0.019	7	- 2494.138	5002.500	28.900	0.000
51	69.100		+			- 0.061	0.016		6	- 2495.438	5003.100	29.430	0.000
1	85.960								3	- 2498.565	5003.200	29.540	0.000
54	61.050	1.128		- 0.187		- 0.046	0.011		7	- 2494.527	5003.300	29.680	0.000
47	56.890		+	- 0.267	0.088		0.014		7	- 2494.555	5003.400	29.740	0.000
90	53.020	1.146			0.174	- 0.060		0.004	7	- 2494.790	5003.800	30.210	0.000
86	70.690	1.210		- 0.144		- 0.046		- 0.001	7	- 2494.942	5004.200	30.510	0.000
58	55.570	1.131			0.128	- 0.067	0.006		7	- 2495.001	5004.300	30.630	0.000
9	67.570				0.203				4	- 2498.212	5004.500	30.880	0.000
55	69.960		+	- 0.306		- 0.050	0.017		7	- 2495.178	5004.600	30.980	0.000
5	89.230			- 0.297					4	- 2498.345	5004.800	31.140	0.000
91	47.440		+		0.265	- 0.048		0.016	7	- 2495.328	5004.900	31.280	0.000
98	49.880	1.159					0.010	0.003	6	- 2496.395	5005.000	31.350	0.000
83	75.900		+			- 0.037		0.007	6	- 2496.574	5005.300	31.710	0.000
59	62.630		+		0.167	- 0.081	0.010		7	- 2495.727	5005.700	32.080	0.000
99	52.230		+				0.015	0.010	6	- 2497.220	5006.600	33.000	0.000
94	53.440	1.144		- 0.027	0.170	- 0.058		0.004	8	- 2495.152	5006.600	33.010	0.000
62	56.610	1.121		- 0.089	0.111	- 0.062	0.007		8	- 2495.274	5006.900	33.250	0.000
13	71.470			- 0.179	0.181				5	- 2498.376	5006.900	33.250	0.000
87	76.090		+	- 0.271		- 0.025		0.008	7	- 2496.460	5007.200	33.540	0.000
102	51.870	1.125		- 0.214			0.011	0.003	7	- 2496.482	5007.200	33.590	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
95	49.010		+	- 0.101	0.251	- 0.042		0.016	8	- 2495.625	5007.600	33.950	0.000
17	95.850					- 0.064			4	- 2499.899	5007.900	34.250	0.000
103	54.880		+	- 0.334			0.017	0.010	7	- 2496.827	5007.900	34.280	0.000
63	64.700		+	- 0.201	0.128	- 0.069	0.012		8	- 2495.809	5008.000	34.320	0.000
25	79.040				0.236	- 0.093			5	- 2499.048	5008.200	34.600	0.000
106	39.390	1.124			0.132		0.006	0.008	7	- 2497.002	5008.300	34.630	0.000
107	35.390		+		0.202		0.009	0.017	7	- 2497.178	5008.600	34.980	0.000
33	68.720						0.017		4	- 2500.475	5009.000	35.400	0.000
21	97.330			- 0.268		- 0.054			5	- 2499.798	5009.700	36.100	0.000
114	61.980	1.157				- 0.056	0.010	- 0.002	7	- 2497.794	5009.900	36.210	0.000
37	71.450			- 0.350			0.018		5	- 2500.007	5010.200	36.510	0.000
111	40.610		+	- 0.215	0.160		0.011	0.016	8	- 2497.232	5010.800	37.170	0.000
110	42.590	1.110		- 0.131	0.107		0.007	0.007	8	- 2497.236	5010.800	37.180	0.000
29	80.650			- 0.105	0.221	- 0.088			6	- 2499.333	5010.900	37.220	0.000
73	49.680				0.258			0.017	5	- 2500.693	5011.500	37.890	0.000
115	61.470		+			- 0.043	0.016	0.006	7	- 2498.718	5011.700	38.060	0.000
65	79.650							0.009	4	- 2501.827	5011.700	38.110	0.000
118	61.850	1.128		- 0.186		- 0.048	0.011	- 0.001	8	- 2497.957	5012.300	38.620	0.000
41	61.260				0.131		0.012		5	- 2501.088	5012.300	38.680	0.000
122	51.890	1.121			0.137	- 0.060	0.006	0.003	8	- 2498.359	5013.100	39.420	0.000
119	60.820		+	- 0.319		- 0.028	0.017	0.008	8	- 2498.403	5013.200	39.510	0.000
69	82.850			- 0.299				0.009	5	- 2501.600	5013.300	39.700	0.000
123	45.550		+		0.206	- 0.048	0.009	0.013	8	- 2498.630	5013.600	39.960	0.000
49	78.890					- 0.067	0.017		5	- 2501.764	5013.700	40.030	0.000
45	66.290			- 0.288	0.082		0.015		6	- 2500.913	5014.000	40.380	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
77	53.430			- 0.144	0.239			0.017	6	- 2500.929	5014.100	40.420	0.000
53	79.700			- 0.320		- 0.056	0.018		6	- 2501.445	5015.100	41.450	0.000
126	53.090	1.112		- 0.088	0.120	- 0.056	0.007	0.003	9	- 2498.632	5015.700	42.060	0.000
127	48.070		+	- 0.188	0.169	- 0.039	0.011	0.013	9	- 2498.742	5015.900	42.270	0.000
89	62.570				0.264	- 0.062		0.012	6	- 2502.013	5016.200	42.580	0.000
57	72.400				0.167	- 0.087	0.011		6	- 2502.050	5016.300	42.660	0.000
81	90.980					- 0.052		0.004	5	- 2503.245	5016.600	42.990	0.000
97	62.750						0.017	0.008	5	- 2503.761	5017.700	44.020	0.000
85	91.110			- 0.277		- 0.039		0.005	6	- 2503.109	5018.400	44.780	0.000
61	74.560			- 0.215	0.125	- 0.074	0.013		7	- 2502.092	5018.500	44.810	0.000
101	65.410			- 0.352			0.018	0.008	6	- 2503.286	5018.800	45.130	0.000
93	64.170			- 0.105	0.250	- 0.057		0.012	7	- 2502.297	5018.900	45.220	0.000
105	47.060				0.190		0.010	0.015	6	- 2503.845	5019.900	46.250	0.000
109	52.840			- 0.244	0.143		0.013	0.013	7	- 2503.814	5021.900	48.250	0.000
113	75.000					- 0.057	0.017	0.003	6	- 2505.133	5022.500	48.820	0.000
117	74.240			- 0.328		- 0.042	0.018	0.005	7	- 2504.779	5023.800	50.180	0.000
121	60.050				0.196	- 0.063	0.010	0.010	7	- 2505.158	5024.600	50.940	0.000
125	62.720			- 0.206	0.155	- 0.052	0.012	0.009	8	- 2505.223	5026.800	53.150	0.000

D.5. Restantes modelos gerados para explicar a variação da abundância relativa de *Crocidura russula*

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	W (weight)
10	8.743	0.422			- 0.029				5	- 2212.680	4435.500	8.980	0.006
11	17.420		+		- 0.005				5	- 2212.843	4435.800	9.310	0.005
19	11.820		+			0.033			5	- 2212.880	4435.900	9.380	0.005
16	9.573	0.413	+	0.047	- 0.022				7	- 2211.032	4436.300	9.810	0.004
24	1.889	0.413	+	0.041		0.036			7	- 2211.053	4436.400	9.850	0.004
68	7.439	0.394	+					0.001	6	- 2212.400	4437.000	10.480	0.003
34	- 0.985	0.355					0.008		5	- 2213.483	4437.100	10.590	0.003
44	6.066	0.354	+		- 0.090		0.011		7	- 2211.475	4437.200	10.690	0.003
28	4.901	0.427	+		- 0.044	0.044			7	- 2211.668	4437.600	11.080	0.002
40	0.846	0.343	+	0.029			0.008		7	- 2211.754	4437.800	11.250	0.002
5	14.480			0.016					4	- 2214.896	4437.900	11.370	0.002
43	11.030		+		- 0.080		0.013		6	- 2213.325	4438.900	12.330	0.001
33	4.096						0.010		4	- 2215.394	4438.900	12.360	0.001
39	6.585		+	- 0.018			0.011		6	- 2213.387	4439.000	12.450	0.001
52	- 4.453	0.349	+			0.035	0.008		7	- 2212.609	4439.500	12.960	0.001
22	- 0.273	0.426		0.044		0.038			6	- 2213.660	4439.500	13.000	0.001
14	7.598	0.427		0.049	- 0.023				6	- 2213.666	4439.500	13.010	0.001
9	15.140				- 0.005				4	- 2215.772	4439.600	13.120	0.001
17	9.323					0.034			4	- 2215.773	4439.600	13.120	0.001
15	17.190		+	0.010	- 0.003				6	- 2213.883	4440.000	13.440	0.001
67	14.600		+					0.003	5	- 2214.964	4440.100	13.550	0.001
23	11.860		+	- 0.006		0.033			6	- 2213.955	4440.100	13.590	0.001

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	Δ AICc	weight
66	5.200	0.406						0.002	5	- 2215.042	4440.200	13.700	0.001
26	2.931	0.439			- 0.046	0.045			6	- 2214.255	4440.700	14.190	0.000
42	3.929	0.370			- 0.090		0.011		6	- 2214.267	4440.700	14.210	0.000
51	1.710		+			0.031	0.010		6	- 2214.370	4440.900	14.420	0.000
72	6.620	0.403	+	0.061				0.001	7	- 2213.386	4441.000	14.520	0.000
48	7.084	0.347	+	- 0.052	- 0.099		0.012		8	- 2212.424	4441.200	14.670	0.000
38	- 1.327	0.361		0.034			0.008		6	- 2214.537	4441.300	14.750	0.000
84	- 4.854	0.395	+			0.055		0.006	7	- 2213.689	4441.600	15.120	0.000
32	4.763	0.427	+	0.008	- 0.043	0.043			8	- 2212.692	4441.700	15.210	0.000
27	13.020		+		- 0.017	0.035			6	- 2214.774	4441.700	15.230	0.000
60	- 0.551	0.371	+		- 0.111	0.049	0.012		8	- 2212.881	4442.100	15.590	0.000
47	12.740		+	- 0.096	- 0.097		0.014		7	- 2214.118	4442.500	15.980	0.000
76	10.200	0.406	+		- 0.026			0.000	7	- 2214.211	4442.700	16.170	0.000
50	- 6.712	0.365				0.037	0.008		6	- 2215.353	4442.900	16.380	0.000
41	8.640				- 0.080		0.013		5	- 2216.424	4443.000	16.470	0.000
37	4.210			- 0.015			0.010		5	- 2216.476	4443.100	16.570	0.000
56	- 4.501	0.350	+	0.009		0.035	0.008		8	- 2213.682	4443.700	17.190	0.000
13	14.870			0.013	- 0.004				5	- 2216.811	4443.800	17.240	0.000
65	12.000							0.004	4	- 2217.856	4443.800	17.280	0.000
21	9.346			- 0.004		0.034			5	- 2216.848	4443.800	17.320	0.000
100	0.166	0.334	+				0.009	0.001	7	- 2214.909	4444.100	17.560	0.000
70	4.374	0.415		0.064				0.002	6	- 2216.017	4444.200	17.710	0.000
59	5.515		+		- 0.098	0.042	0.014		7	- 2215.009	4444.300	17.760	0.000
71	14.470		+	0.012				0.003	6	- 2216.045	4444.300	17.770	0.000
82	- 7.294	0.406				0.057		0.007	6	- 2216.240	4444.700	18.160	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
46	4.803	0.364		- 0.046	- 0.098		0.011		7	- 2215.230	4444.700	18.210	0.000
83	2.371		+			0.055		0.008	6	- 2216.277	4444.800	18.230	0.000
30	2.775	0.440		0.009	- 0.045	0.045			7	- 2215.278	4444.800	18.300	0.000
49	- 0.798					0.032	0.010		5	- 2217.413	4445.000	18.450	0.000
99	4.320		+				0.010	0.003	6	- 2216.425	4445.100	18.530	0.000
55	1.810		+	- 0.037		0.032	0.010		7	- 2215.411	4445.100	18.570	0.000
25	10.630				- 0.018	0.037			5	- 2217.658	4445.500	18.940	0.000
58	- 2.747	0.387			- 0.111	0.050	0.011		7	- 2215.608	4445.500	18.960	0.000
64	0.771	0.359	+	- 0.110	- 0.131	0.055	0.013		9	- 2213.595	4445.600	19.100	0.000
88	- 4.930	0.399	+	0.028		0.054		0.006	8	- 2214.742	4445.800	19.310	0.000
31	13.360		+	- 0.022	- 0.020	0.036			7	- 2215.781	4445.800	19.310	0.000
74	8.045	0.419			- 0.026			0.001	6	- 2216.847	4445.900	19.370	0.000
75	13.870		+		0.006			0.003	6	- 2216.860	4445.900	19.400	0.000
45	10.230			- 0.091	- 0.095		0.014		6	- 2217.240	4446.700	20.160	0.000
80	8.914	0.410	+	0.048	- 0.020			0.001	8	- 2215.196	4446.700	20.220	0.000
54	- 6.777	0.367		0.013		0.036	0.008		7	- 2216.424	4447.100	20.590	0.000
92	- 1.763	0.410	+		- 0.031	0.056		0.005	8	- 2215.454	4447.300	20.730	0.000
63	7.054		+	- 0.150	- 0.127	0.051	0.015		8	- 2215.486	4447.300	20.800	0.000
108	8.111	0.361	+		- 0.099		0.012	- 0.002	8	- 2215.580	4447.500	20.980	0.000
98	- 2.153	0.350					0.008	0.002	6	- 2217.686	4447.600	21.050	0.000
69	11.850			0.014				0.004	5	- 2218.935	4448.000	21.490	0.000
81	- 0.629					0.058		0.008	5	- 2219.054	4448.300	21.730	0.000
104	- 0.107	0.339	+	0.028			0.008	0.001	8	- 2215.971	4448.300	21.760	0.000
57	3.009				- 0.098	0.044	0.013		6	- 2218.052	4448.300	21.780	0.000
86	- 7.363	0.409		0.030		0.056		0.006	7	- 2217.291	4448.800	22.330	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
87	2.377		+	- 0.021		0.056		0.008	7	- 2217.338	4448.900	22.420	0.000
116	- 11.150	0.337	+			0.052	0.008	0.006	8	- 2216.321	4449.000	22.460	0.000
62	- 1.527	0.376		- 0.105	- 0.131	0.056	0.012		8	- 2216.344	4449.000	22.510	0.000
97	1.702						0.010	0.003	5	- 2219.469	4449.100	22.560	0.000
53	- 0.714			- 0.034		0.033	0.010		6	- 2218.459	4449.100	22.600	0.000
107	11.030		+		- 0.080		0.013	0.000	7	- 2217.488	4449.200	22.720	0.000
103	4.469		+	- 0.019			0.010	0.003	7	- 2217.502	4449.300	22.750	0.000
29	10.960			- 0.021	- 0.021	0.038			6	- 2218.666	4449.500	23.010	0.000
73	11.230				0.007			0.004	5	- 2219.750	4449.600	23.120	0.000
78	6.699	0.422		0.051	- 0.020			0.001	7	- 2217.826	4449.900	23.400	0.000
115	- 6.788		+			0.051	0.010	0.007	7	- 2217.876	4450.000	23.500	0.000
79	13.420		+	0.017	0.009			0.003	7	- 2217.890	4450.000	23.520	0.000
90	- 4.100	0.421			- 0.032	0.058		0.005	7	- 2217.998	4450.300	23.740	0.000
91	2.263		+		0.001	0.055		0.008	7	- 2218.179	4450.600	24.100	0.000
106	5.599	0.377			- 0.097		0.011	- 0.002	7	- 2218.393	4451.100	24.530	0.000
61	4.478			- 0.147	- 0.126	0.052	0.015		7	- 2218.553	4451.400	24.850	0.000
96	- 1.863	0.411	+	0.006	- 0.031	0.056		0.005	9	- 2216.477	4451.400	24.870	0.000
112	9.626	0.354	+	- 0.060	- 0.111		0.012	- 0.003	9	- 2216.498	4451.400	24.910	0.000
102	- 2.455	0.355		0.033			0.008	0.002	7	- 2218.741	4451.800	25.230	0.000
124	- 3.437	0.365	+		- 0.104	0.054	0.011	0.002	9	- 2216.885	4452.200	25.680	0.000
114	- 13.800	0.351				0.054	0.008	0.006	7	- 2218.994	4452.300	25.730	0.000
85	- 0.625			- 0.020		0.059		0.009	6	- 2220.116	4452.400	25.910	0.000
111	13.410		+	- 0.099	- 0.100		0.014	- 0.001	8	- 2218.263	4452.900	26.350	0.000
120	- 11.150	0.336	+	- 0.004		0.052	0.008	0.006	9	- 2217.390	4453.200	26.690	0.000
101	1.819			- 0.016			0.010	0.003	6	- 2220.549	4453.300	26.780	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
105	8.084				- 0.077		0.013	0.001	6	- 2220.585	4453.400	26.850	0.000
77	10.700			0.020	0.009			0.004	6	- 2220.777	4453.800	27.230	0.000
113	- 9.914					0.054	0.010	0.008	6	- 2220.795	4453.800	27.270	0.000
123	- 0.206		+		- 0.085	0.053	0.013	0.004	8	- 2218.858	4454.100	27.540	0.000
119	- 6.911		+	- 0.051		0.053	0.010	0.007	8	- 2218.882	4454.100	27.590	0.000
89	- 0.748				0.001	0.058		0.009	6	- 2220.955	4454.100	27.590	0.000
94	- 4.215	0.421		0.007	- 0.031	0.058		0.005	8	- 2219.022	4454.400	27.870	0.000
95	2.608		+	- 0.023	- 0.002	0.056		0.008	8	- 2219.185	4454.700	28.190	0.000
110	6.885	0.371		- 0.053	- 0.108		0.012	- 0.002	8	- 2219.331	4455.000	28.480	0.000
122	- 6.249	0.379			- 0.102	0.057	0.011	0.003	8	- 2219.585	4455.500	28.990	0.000
128	- 1.911	0.353	+	- 0.108	- 0.125	0.060	0.013	0.002	10	- 2217.606	4455.700	29.220	0.000
118	- 13.800	0.351		- 0.001		0.054	0.008	0.006	8	- 2220.064	4456.500	29.950	0.000
109	10.250			- 0.092	- 0.095		0.014	0.000	7	- 2221.392	4457.100	30.530	0.000
127	1.720		+	- 0.146	- 0.114	0.061	0.014	0.004	9	- 2219.364	4457.200	30.640	0.000
117	- 10.040			- 0.049		0.057	0.010	0.008	7	- 2221.804	4457.900	31.350	0.000
121	- 3.616				- 0.082	0.057	0.013	0.005	7	- 2221.822	4457.900	31.390	0.000
93	- 0.418			- 0.022	- 0.002	0.059		0.009	7	- 2221.963	4458.200	31.670	0.000
126	- 4.856	0.368		- 0.103	- 0.123	0.062	0.012	0.003	9	- 2220.328	4459.100	32.570	0.000
125	- 1.806			- 0.142	- 0.111	0.064	0.014	0.005	8	- 2222.355	4461.100	34.530	0.000

D.6. Restantes modelos gerados para explicar variação da abundância relativa de roedores

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	W (weight)
36	32.590	1.373	+				0.014		6	- 2508.802	5029.800	7.020	0.019
24	46.340	1.480	+	0.076		- 0.016			7	- 2508.417	5031.100	8.310	0.010
68	46.510	1.480	+					- 0.002	6	- 2509.824	5031.800	9.060	0.007
28	39.840	1.420	+		0.119	- 0.029			7	- 2508.796	5031.900	9.070	0.007
40	32.480	1.375	+	0.011			0.014		7	- 2509.176	5032.600	9.830	0.005
44	30.660	1.366	+		0.036		0.013		7	- 2509.919	5034.100	11.320	0.002
32	36.770	1.433	+	0.182	0.143	- 0.038			8	- 2508.917	5034.200	11.390	0.002
72	45.590	1.489	+	0.069				- 0.002	7	- 2510.172	5034.600	11.820	0.002
52	35.440	1.367	+			- 0.018	0.014		7	- 2510.549	5035.400	12.580	0.001
76	34.330	1.425	+		0.114			0.002	7	- 2510.575	5035.400	12.630	0.001
48	29.770	1.372	+	0.045	0.043		0.013		8	- 2510.211	5036.800	13.980	0.001
84	52.510	1.479	+			- 0.027		- 0.005	7	- 2511.408	5037.100	14.300	0.000
80	30.160	1.436	+	0.153	0.133			0.002	8	- 2510.768	5037.900	15.090	0.000
56	35.330	1.370	+	0.021		- 0.018	0.014		8	- 2510.911	5038.200	15.380	0.000
100	34.310	1.378	+				0.014	- 0.002	7	- 2512.304	5038.900	16.090	0.000
60	33.850	1.357	+		0.046	- 0.023	0.013		8	- 2511.615	5039.600	16.790	0.000
88	52.260	1.490	+	0.086		- 0.031		- 0.005	8	- 2511.724	5039.800	17.000	0.000
92	41.040	1.422	+		0.117	- 0.031		- 0.001	8	- 2512.134	5040.600	17.830	0.000
104	34.190	1.380	+	0.012			0.014	- 0.002	8	- 2512.677	5041.700	18.910	0.000
64	32.970	1.365	+	0.072	0.059	- 0.027	0.012		9	- 2511.860	5042.200	19.360	0.000
96	38.100	1.434	+	0.182	0.141	- 0.041		- 0.001	9	- 2512.256	5042.900	20.160	0.000
108	31.900	1.370	+		0.030		0.013	- 0.001	8	- 2513.354	5043.100	20.260	0.000
3	76.860		+						4	- 2517.705	5043.500	20.720	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
116	41.390	1.376	+			- 0.032	0.014	- 0.005	8	- 2513.861	5044.100	21.280	0.000
11	59.780		+		0.189				5	- 2517.663	5045.500	22.680	0.000
112	30.860	1.374	+	0.041	0.038		0.013	- 0.001	9	- 2513.637	5045.700	22.920	0.000
7	77.910		+	- 0.093					5	- 2518.010	5046.200	23.370	0.000
120	41.390	1.381	+	0.031		- 0.034	0.014	- 0.005	9	- 2514.214	5046.900	24.070	0.000
35	54.090		+				0.022		5	- 2518.367	5046.900	24.090	0.000
15	59.080		+	0.032	0.193				6	- 2517.979	5048.200	25.370	0.000
124	38.980	1.366	+		0.033	- 0.033	0.013	- 0.004	9	- 2514.902	5048.200	25.450	0.000
19	82.000		+			- 0.033			5	- 2519.321	5048.800	26.000	0.000
39	55.400		+	- 0.161			0.023		6	- 2518.561	5049.300	26.530	0.000
27	67.160		+		0.210	- 0.059			6	- 2519.036	5050.300	27.480	0.000
128	37.980	1.374	+	0.069	0.047	- 0.037	0.013	- 0.004	10	- 2515.149	5050.800	28.040	0.000
43	49.910		+		0.073		0.020		6	- 2519.321	5050.800	28.050	0.000
2	67.380	1.351							4	- 2521.410	5050.900	28.130	0.000
23	82.450		+	- 0.077		- 0.030			6	- 2519.634	5051.500	28.680	0.000
51	59.780		+			- 0.037	0.023		6	- 2519.962	5052.100	29.340	0.000
67	74.120		+					0.004	5	- 2521.129	5052.400	29.610	0.000
31	65.860		+	0.083	0.222	- 0.063			7	- 2519.296	5052.900	30.070	0.000
47	52.080		+	- 0.122	0.052		0.021		7	- 2519.530	5053.300	30.540	0.000
75	47.890		+		0.225			0.011	6	- 2520.701	5053.600	30.810	0.000
6	66.900	1.355		0.036					5	- 2521.758	5053.700	30.870	0.000
10	57.270	1.303			0.122				5	- 2522.090	5054.300	31.530	0.000
55	60.180		+	- 0.144		- 0.032	0.023		7	- 2520.182	5054.600	31.840	0.000
71	75.150		+	- 0.093				0.004	6	- 2521.432	5055.100	32.280	0.000
99	51.750		+				0.022	0.003	6	- 2521.812	5055.800	33.040	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
59	56.170		+		0.093	- 0.048	0.020		7	- 2520.806	5055.900	33.090	0.000
79	46.410		+	0.056	0.233			0.012	7	- 2521.001	5056.300	33.480	0.000
18	71.520	1.343				- 0.026			5	- 2523.113	5056.400	33.580	0.000
14	54.280	1.314		0.129	0.137				6	- 2522.307	5056.800	34.030	0.000
34	52.380	1.232					0.017		5	- 2523.357	5056.900	34.070	0.000
83	80.660		+			- 0.029		0.001	6	- 2522.648	5057.500	34.710	0.000
103	53.030		+	- 0.162			0.023	0.003	7	- 2522.004	5058.300	35.490	0.000
63	57.000		+	- 0.080	0.077	- 0.043	0.020		8	- 2521.036	5058.400	35.630	0.000
91	55.980		+		0.229	- 0.038		0.008	7	- 2522.178	5058.600	35.840	0.000
22	71.110	1.349		0.051		- 0.027			6	- 2523.441	5059.100	36.290	0.000
107	43.460		+		0.100		0.019	0.007	7	- 2522.597	5059.500	36.670	0.000
26	62.950	1.285			0.139	- 0.044			6	- 2523.640	5059.500	36.690	0.000
38	52.720	1.226		- 0.033			0.017		6	- 2523.700	5059.600	36.810	0.000
66	70.970	1.364						- 0.005	5	- 2524.828	5059.800	37.010	0.000
87	80.720		+	- 0.079		- 0.026		0.001	7	- 2522.954	5060.200	37.390	0.000
115	59.780		+			- 0.037	0.023	0.000	7	- 2523.303	5060.900	38.080	0.000
42	50.460	1.224			0.035		0.016		6	- 2524.467	5061.100	38.350	0.000
95	54.670		+	0.083	0.241	- 0.043		0.008	8	- 2522.438	5061.200	38.430	0.000
30	60.030	1.297		0.176	0.163	- 0.053			7	- 2523.756	5061.800	38.990	0.000
111	45.940		+	- 0.102	0.080		0.020	0.006	8	- 2522.820	5062.000	39.200	0.000
50	57.160	1.222				- 0.030	0.017		6	- 2525.030	5062.300	39.470	0.000
70	70.490	1.369		0.038				- 0.005	6	- 2525.173	5062.500	39.760	0.000
74	58.120	1.305			0.120			- 0.001	6	- 2525.533	5063.300	40.480	0.000
119	59.480		+	- 0.145		- 0.030	0.023	0.001	8	- 2523.517	5063.400	40.590	0.000
46	50.570	1.224		- 0.005	0.034		0.016		7	- 2524.744	5063.800	40.970	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
123	51.840		+		0.103	- 0.040	0.019	0.003	8	- 2524.069	5064.500	41.690	0.000
82	82.520	1.363				- 0.052		- 0.010	6	- 2526.237	5064.700	41.890	0.000
54	57.250	1.219		- 0.017		- 0.030	0.017		7	- 2525.369	5065.000	42.220	0.000
98	55.910	1.245					0.017	- 0.005	6	- 2526.779	5065.800	42.970	0.000
78	54.710	1.314		0.128	0.136			0.000	7	- 2525.749	5065.800	42.980	0.000
58	55.370	1.211			0.051	- 0.037	0.015		7	- 2526.074	5066.400	43.630	0.000
127	52.870		+	- 0.077	0.088	- 0.036	0.020	0.003	9	- 2524.299	5067.000	44.240	0.000
86	82.340	1.372		0.072		- 0.056		- 0.010	7	- 2526.543	5067.400	44.560	0.000
1	94.910								3	- 2530.659	5067.400	44.580	0.000
90	70.130	1.301			0.125	- 0.057		- 0.006	7	- 2526.896	5068.100	45.270	0.000
102	56.200	1.240		- 0.031			0.017	- 0.005	7	- 2527.122	5068.500	45.720	0.000
62	54.950	1.215		0.035	0.058	- 0.039	0.015		8	- 2526.313	5069.000	46.180	0.000
9	77.120				0.196				4	- 2530.530	5069.200	46.370	0.000
33	69.900						0.024		4	- 2530.831	5069.800	46.970	0.000
5	96.170			- 0.114					4	- 2530.917	5069.900	47.140	0.000
106	54.610	1.239			0.017		0.016	- 0.005	7	- 2527.838	5069.900	47.150	0.000
94	67.320	1.314		0.177	0.149	- 0.067		- 0.006	8	- 2527.010	5070.400	47.580	0.000
114	68.540	1.242				- 0.059	0.017	- 0.010	7	- 2528.131	5070.500	47.740	0.000
13	76.710			0.019	0.198				5	- 2530.827	5071.800	49.010	0.000
37	71.380			- 0.189			0.025		5	- 2530.950	5072.000	49.250	0.000
17	101.600					- 0.043			4	- 2532.198	5072.500	49.700	0.000
110	55.120	1.237		- 0.021	0.013		0.017	- 0.005	8	- 2528.101	5072.500	49.760	0.000
118	68.550	1.243		0.005		- 0.059	0.017	- 0.010	8	- 2528.465	5073.300	50.490	0.000
25	85.790				0.221	- 0.070			5	- 2531.764	5073.700	50.880	0.000
41	65.970				0.069		0.022		5	- 2531.799	5073.700	50.950	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
122	66.990	1.235			0.022	- 0.059	0.017	- 0.009	8	- 2529.181	5074.700	51.920	0.000
49	77.080					- 0.047	0.024		5	- 2532.339	5074.800	52.030	0.000
21	102.100			- 0.092		- 0.039			5	- 2532.474	5075.100	52.300	0.000
45	68.700			- 0.156	0.042		0.023		6	- 2531.938	5076.100	53.290	0.000
29	84.510			0.083	0.233	- 0.075			6	- 2532.003	5076.200	53.420	0.000
65	94.550							0.000	4	- 2534.121	5076.300	53.550	0.000
53	77.500			- 0.166		- 0.041	0.025		6	- 2532.501	5077.200	54.410	0.000
126	66.600	1.238		0.027	0.027	- 0.061	0.016	- 0.009	9	- 2529.421	5077.300	54.490	0.000
73	68.760				0.222			0.008	5	- 2533.750	5077.600	54.850	0.000
57	73.460				0.093	- 0.058	0.021		6	- 2533.181	5078.600	55.770	0.000
97	69.890						0.024	0.000	5	- 2534.306	5078.800	55.970	0.000
69	95.780			- 0.114				0.001	5	- 2534.377	5078.900	56.110	0.000
77	67.820			0.036	0.227			0.008	6	- 2534.036	5080.300	57.480	0.000
61	74.500			- 0.104	0.073	- 0.052	0.022		7	- 2533.366	5081.000	58.210	0.000
101	71.320			- 0.189			0.025	0.000	6	- 2534.424	5081.000	58.260	0.000
81	106.300					- 0.054		- 0.004	5	- 2535.485	5081.100	58.320	0.000
89	81.780				0.228	- 0.063		0.003	6	- 2535.039	5082.300	59.490	0.000
105	63.280				0.080		0.022	0.003	6	- 2535.175	5082.600	59.760	0.000
113	83.090					- 0.062	0.024	- 0.005	6	- 2535.611	5083.400	60.630	0.000
85	106.400			- 0.086		- 0.050		- 0.004	6	- 2535.763	5083.700	60.940	0.000
93	80.510			0.082	0.239	- 0.067		0.003	7	- 2535.277	5084.800	62.030	0.000
109	66.840			- 0.150	0.051		0.023	0.002	7	- 2535.314	5084.900	62.110	0.000
117	82.710			- 0.159		- 0.054	0.025	- 0.005	7	- 2535.785	5085.800	63.050	0.000
121	76.550				0.086	- 0.064	0.022	- 0.002	7	- 2536.454	5087.200	64.390	0.000
125	77.920			- 0.107	0.065	- 0.059	0.023	- 0.003	8	- 2536.634	5089.600	66.820	0.000

D.7. Restantes modelos gerados para explicar a variação da abundância relativa global

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	W (weight)
40	33.310	1.517	+	- 0.008			0.022		7	- 2528.988	5072.200	6.470	0.022
44	34.730	1.521	+		- 0.027		0.023		7	- 2529.730	5073.700	7.960	0.010
24	48.280	1.684	+	0.065		0.021			7	- 2529.764	5073.800	8.020	0.010
68	53.590	1.673	+					- 0.001	6	- 2531.257	5074.700	8.940	0.006
28	42.990	1.634	+		0.098	0.010			7	- 2530.323	5074.900	9.140	0.006
52	30.570	1.521	+			0.017	0.022		7	- 2530.348	5075.000	9.190	0.006
48	35.400	1.516	+	- 0.034	- 0.033		0.024		8	- 2529.983	5076.300	10.540	0.003
32	40.450	1.646	+	0.148	0.117	0.003			8	- 2530.475	5077.300	11.520	0.002
72	52.520	1.684	+	0.077				- 0.001	7	- 2531.549	5077.400	11.600	0.002
56	30.670	1.518	+	- 0.018		0.018	0.022		8	- 2530.663	5077.700	11.900	0.001
76	41.730	1.619	+		0.111			0.003	7	- 2532.013	5078.300	12.520	0.001
100	34.100	1.520	+				0.022	- 0.001	7	- 2532.113	5078.500	12.720	0.001
60	31.880	1.527	+		- 0.036	0.021	0.023		8	- 2531.374	5079.100	13.320	0.001
84	47.960	1.672	+			0.025		0.001	7	- 2532.781	5079.800	14.060	0.000
80	37.440	1.633	+	0.156	0.130			0.003	8	- 2532.166	5080.700	14.910	0.000
104	34.190	1.518	+	- 0.009			0.022	- 0.001	8	- 2532.438	5081.200	15.450	0.000
64	32.590	1.520	+	- 0.058	- 0.047	0.024	0.024		9	- 2531.587	5081.600	15.840	0.000
88	47.740	1.681	+	0.064		0.023		0.001	8	- 2533.071	5082.500	16.720	0.000
108	37.140	1.528	+		- 0.038		0.024	- 0.003	8	- 2533.085	5082.500	16.750	0.000
92	37.320	1.619	+		0.109	0.021		0.004	8	- 2533.549	5083.400	17.670	0.000
116	30.270	1.519	+			0.018	0.022	0.000	8	- 2533.667	5083.700	17.910	0.000
112	38.230	1.523	+	- 0.043	- 0.046		0.024	- 0.003	9	- 2533.324	5085.100	19.310	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
96	34.880	1.631	+	0.146	0.128	0.014		0.004	9	- 2533.703	5085.800	20.070	0.000
120	30.270	1.516	+	- 0.020		0.019	0.022	0.000	9	- 2533.976	5086.400	20.610	0.000
124	33.210	1.528	+		- 0.039	0.019	0.024	- 0.001	9	- 2534.634	5087.700	21.930	0.000
35	56.950		+				0.031		5	- 2538.947	5088.000	22.270	0.000
3	88.860		+						4	- 2540.435	5089.000	23.190	0.000
2	73.810	1.551							4	- 2540.802	5089.700	23.930	0.000
39	58.640		+	- 0.209			0.032		6	- 2539.006	5090.200	24.440	0.000
128	34.080	1.521	+	- 0.060	- 0.051	0.022	0.024	- 0.001	10	- 2534.845	5090.200	24.450	0.000
11	71.340		+		0.194				5	- 2540.451	5091.000	25.270	0.000
7	90.250		+	- 0.122					5	- 2540.656	5091.500	25.680	0.000
34	51.410	1.384					0.025		5	- 2540.982	5092.100	26.340	0.000
43	56.100		+		0.015		0.031		6	- 2539.971	5092.100	26.370	0.000
6	73.120	1.558		0.049					5	- 2541.096	5092.300	26.560	0.000
10	64.250	1.506			0.116				5	- 2541.537	5093.200	27.450	0.000
51	57.510		+			- 0.004	0.031		6	- 2540.601	5093.400	27.630	0.000
15	71.450		+	- 0.005	0.193				6	- 2540.723	5093.600	27.870	0.000
47	60.110		+	- 0.225	- 0.023		0.033		7	- 2539.958	5094.200	28.410	0.000
19	88.570		+			0.002			5	- 2542.068	5094.300	28.510	0.000
38	51.890	1.376		- 0.047			0.025		6	- 2541.277	5094.800	28.980	0.000
18	72.020	1.552				0.011			5	- 2542.490	5095.100	29.350	0.000
55	58.110		+	- 0.211		0.004	0.032		7	- 2540.649	5095.600	29.790	0.000
14	61.110	1.520		0.134	0.131				6	- 2541.711	5095.600	29.850	0.000
27	74.260		+		0.202	- 0.023			6	- 2542.021	5096.200	30.470	0.000
42	52.940	1.386			- 0.027		0.026		6	- 2542.044	5096.300	30.520	0.000
99	53.170		+				0.031	0.005	6	- 2542.276	5096.800	30.980	0.000

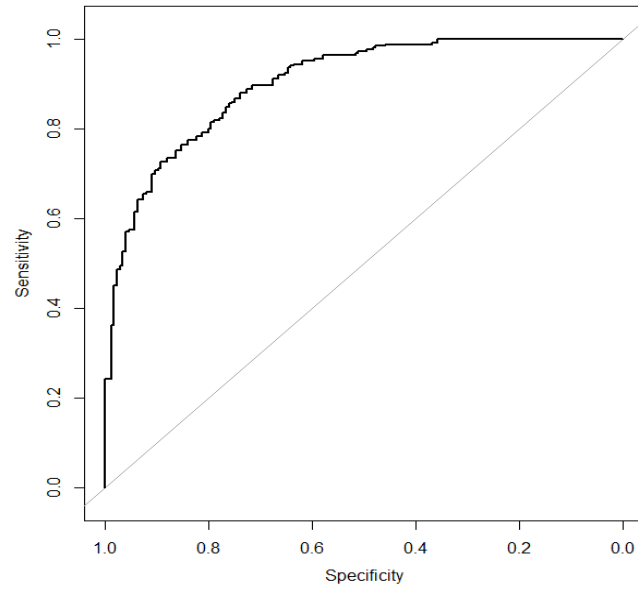
Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
23	89.310		+	- 0.126		0.006			6	- 2542.276	5096.800	30.980	0.000
59	56.840		+		0.017	- 0.006	0.031		7	- 2541.595	5097.500	31.690	0.000
50	50.700	1.383				0.005	0.025		6	- 2542.688	5097.600	31.810	0.000
67	84.610		+					0.006	5	- 2543.729	5097.600	31.830	0.000
22	71.650	1.558		0.043		0.010			6	- 2542.776	5097.800	31.980	0.000
66	76.620	1.560						- 0.004	5	- 2544.193	5098.500	32.760	0.000
26	64.790	1.502			0.117	- 0.004			6	- 2543.209	5098.600	32.850	0.000
46	54.470	1.376		- 0.080	- 0.041		0.027		7	- 2542.249	5098.800	33.000	0.000
31	74.070		+	0.012	0.204	- 0.024			7	- 2542.272	5098.800	33.040	0.000
75	56.950		+		0.238			0.014	6	- 2543.314	5098.800	33.060	0.000
103	54.830		+	- 0.209			0.032	0.005	7	- 2542.332	5098.900	33.160	0.000
63	59.250		+	- 0.233	- 0.028	0.008	0.033		8	- 2541.553	5099.500	33.680	0.000
71	85.990		+	- 0.123				0.006	6	- 2543.949	5100.100	34.330	0.000
54	50.960	1.375		- 0.051		0.006	0.025		7	- 2542.971	5100.200	34.440	0.000
107	49.760		+		0.041		0.030	0.007	7	- 2543.193	5100.700	34.880	0.000
30	62.380	1.514		0.142	0.136	- 0.011			7	- 2543.352	5101.000	35.200	0.000
98	54.070	1.393					0.025	- 0.004	6	- 2544.386	5101.000	35.200	0.000
70	75.950	1.568		0.050				- 0.004	6	- 2544.485	5101.200	35.400	0.000
79	56.360		+	0.022	0.241			0.014	7	- 2543.579	5101.400	35.660	0.000
58	51.840	1.387			- 0.031	0.008	0.026		7	- 2543.717	5101.700	35.930	0.000
115	50.210		+			0.014	0.031	0.006	7	- 2543.784	5101.800	36.060	0.000
74	64.100	1.503			0.116			0.000	6	- 2544.910	5102.000	36.250	0.000
83	79.590		+			0.023		0.008	6	- 2545.197	5102.600	36.820	0.000
111	54.850		+	- 0.210	0.000		0.032	0.005	8	- 2543.209	5102.800	36.990	0.000
102	54.500	1.385		- 0.046			0.025	- 0.004	7	- 2544.680	5103.600	37.860	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
82	76.620	1.559				0.000		- 0.004	6	- 2545.757	5103.700	37.940	0.000
91	54.140		+		0.237	0.014		0.015	7	- 2544.805	5103.900	38.110	0.000
119	49.800		+	- 0.222		0.024	0.032	0.007	8	- 2543.803	5104.000	38.180	0.000
62	52.950	1.376		- 0.094	- 0.049	0.014	0.027		8	- 2543.882	5104.100	38.340	0.000
78	60.490	1.515		0.134	0.133			0.001	7	- 2545.080	5104.400	38.660	0.000
106	58.130	1.405			- 0.051		0.027	- 0.006	7	- 2545.326	5104.900	39.150	0.000
87	79.750		+	- 0.138		0.029		0.008	7	- 2545.384	5105.000	39.260	0.000
123	47.160		+		0.040	0.012	0.030	0.008	8	- 2544.699	5105.700	39.970	0.000
114	55.760	1.391				- 0.008	0.025	- 0.005	7	- 2545.955	5106.200	40.410	0.000
86	76.460	1.566		0.051		- 0.002		- 0.004	7	- 2546.034	5106.300	40.560	0.000
95	53.920		+	0.014	0.238	0.013		0.015	8	- 2545.055	5106.500	40.680	0.000
33	71.150						0.033		4	- 2549.350	5106.800	41.020	0.000
90	65.070	1.501			0.117	- 0.004		0.000	7	- 2546.469	5107.200	41.430	0.000
110	60.570	1.393		- 0.100	- 0.070		0.028	- 0.006	8	- 2545.504	5107.400	41.580	0.000
127	50.230		+	- 0.226	- 0.005	0.024	0.032	0.007	9	- 2544.670	5107.800	42.000	0.000
118	55.750	1.384		- 0.043		- 0.006	0.025	- 0.004	8	- 2546.235	5108.800	43.040	0.000
37	72.950			- 0.232			0.034		5	- 2549.343	5108.800	43.060	0.000
1	105.300								3	- 2551.390	5108.800	43.060	0.000
94	62.760	1.513		0.141	0.135	- 0.012		0.000	8	- 2546.613	5109.600	43.800	0.000
122	59.480	1.403			- 0.050	- 0.006	0.027	- 0.006	8	- 2546.893	5110.100	44.360	0.000
9	87.130				0.201				4	- 2551.333	5110.800	44.990	0.000
41	70.520				0.011		0.033		5	- 2550.376	5110.900	45.120	0.000
5	106.900			- 0.140					4	- 2551.570	5111.200	45.460	0.000
49	73.180					- 0.013	0.033		5	- 2550.989	5112.100	46.350	0.000
126	60.860	1.392		- 0.100	- 0.069	- 0.001	0.028	- 0.006	9	- 2547.052	5112.500	46.760	0.000

Modelos	(Intrc)	% Arb.	Época	% Herb	Dist. Orla	Dist. Outra Vegetação	Dist. ZH perm.	Dist. ZH temp.	df	logLik	AICc	ΔAICc	weight
45	74.970			- 0.256	- 0.032		0.035		6	- 2550.281	5112.800	46.990	0.000
13	87.470			- 0.016	0.199				5	- 2551.584	5113.300	47.540	0.000
17	106.600					- 0.008			4	- 2553.016	5114.100	48.350	0.000
53	73.770			- 0.229		- 0.005	0.034		6	- 2550.983	5114.200	48.400	0.000
97	69.600						0.033	0.002	5	- 2552.739	5115.600	49.850	0.000
25	91.360				0.213	- 0.034			5	- 2552.851	5115.800	50.070	0.000
57	72.500				0.018	- 0.015	0.032		6	- 2551.982	5116.200	50.390	0.000
21	107.300			- 0.139		- 0.003			5	- 2553.189	5116.500	50.750	0.000
65	103.400							0.003	4	- 2554.750	5117.600	51.820	0.000
101	71.370			- 0.233			0.034	0.002	6	- 2552.729	5117.700	51.890	0.000
61	75.070			- 0.255	- 0.032	- 0.001	0.035		7	- 2551.878	5118.000	52.250	0.000
29	91.190			0.011	0.214	- 0.035			6	- 2553.081	5118.400	52.590	0.000
73	76.170				0.235			0.011	5	- 2554.382	5118.900	53.130	0.000
105	67.740				0.023		0.032	0.003	6	- 2553.680	5119.600	53.790	0.000
69	104.900			- 0.141				0.003	5	- 2554.928	5120.000	54.230	0.000
113	71.690					- 0.010	0.033	0.001	6	- 2554.253	5120.700	54.930	0.000
109	73.710			- 0.252	- 0.027		0.035	0.001	7	- 2553.590	5121.400	55.680	0.000
77	76.030			0.005	0.235			0.011	6	- 2554.629	5121.500	55.690	0.000
81	103.600					- 0.001		0.003	5	- 2556.248	5122.600	56.870	0.000
117	71.190			- 0.233		0.001	0.034	0.002	7	- 2554.235	5122.700	56.970	0.000
89	78.250				0.236	- 0.010		0.010	6	- 2555.876	5124.000	58.180	0.000
121	69.910				0.024	- 0.011	0.032	0.002	7	- 2555.189	5124.600	58.870	0.000
85	103.700			- 0.145		0.006		0.003	6	- 2556.410	5125.000	59.250	0.000
93	78.070			0.011	0.237	- 0.011		0.010	7	- 2556.105	5126.500	60.710	0.000
125	73.230			- 0.254	- 0.027	0.003	0.035	0.001	8	- 2555.086	5126.500	60.750	0.000

Anexo E - Curvas “Receiver Operating Characteristic (ROC)”

E.1. Presença de *Apodemus sylvaticus*



E.2. Presença de *Crocidura russula*

