

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Ciências**  
**ULisboa**

**RIQUEZA, DENSIDADE E CONDIÇÃO FÍSICA DE  
MICROMAMÍFEROS NUMA PLANTAÇÃO DE EUCALIPTOS**

MESTRADO EM ECOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

**DANIELA FILIPA FERREIRA TEIXEIRA**

Dissertação orientada por:

**Doutor Luís Miguel Rosalino**

**Professora Doutora Maria Margarida Santos-Reis**

**2015**

## **AGRADECIMENTOS**

Muito obrigada Dr. Miguel Rosalino, pela orientação, disponibilidade, sugestões, ajuda e conselhos ao longo deste ano e por nunca falhar mesmo nos momentos mais complicados, mas sobretudo obrigada por me ensinar a trabalhar no monstruoso programa!

Agradeço à Professora Dr.<sup>a</sup> Margarida Santos-Reis, pela coorientação da minha tese, pelas imensas sugestões para melhorar o meu trabalho e acima de tudo pelos ensinamentos prestados.

À Companhia das Lezírias e, em particular, ao Engenheiro Rui Alves por permitir a realização deste trabalho bem como pela disponibilidade de receber todas as pessoas envolvidas, e à Sandra Alcobia por nos apresentar a Companhia e nos ensinar a dar os “primeiros passos”.

Ao Instituto de Higiene e Medicina Tropical da Universidade Nova de Lisboa, sobretudo às Professoras Dr.<sup>a</sup> Teresa Novo e Dr.<sup>a</sup> Maria Luísa Vieira bem como à Mónica Nunes pela ajuda com os parasitas.

Ao Dr. João Brito e Dr. Nuno Marques Pereira na ajuda na interpretação dos resultados das análises da urina.

À minha companheira deste ano Maílís Carrilho, sem ti este trabalho não era a mesma coisa! Obrigada pela ajuda, paciência e amizade. Ao Marcelo Silva por nos ajudares a cavar buracos, a chegar aos sítios sem nos perdermos e por estares connosco durante todo o trabalho de campo, sem ti ainda lá estávamos xD. Obrigada aos dois, sem vocês nunca teria corrido como correu. Agradeço também à Patrícia e ao Tiago pela ajuda no campo. Agradeço a todos os meus amigos(as) que me deram força, mas sobretudo às migas +2 Rose, Loirita, C, Fred e Rói pela amizade, comédia e boa disposição, e por me aturarem sempre a falar de ratos =).

Obrigada ao meu rapaz e à minha sis pela ajuda. Mas acima de tudo obrigada mãe e pai, por me deixarem ir para Lisboa e me ajudarem a progredir nos estudos e na vida, espero nunca vos desapontar.

O meu muito obrigado a todos!

## RESUMO

Os eucaliptais constituem atualmente a maior área florestal em Portugal, cuja extensão tem vindo a aumentar nos últimos anos, superando já as florestas autóctones. Este aumento pode originar impactes negativos para a biodiversidade local.

De uma forma geral, este estudo pretende analisar o impacte do eucaliptal em comunidades de micromamíferos, em duas épocas do seu ciclo de vida (pré e pós-reprodução) e a diferentes níveis: riqueza específica, densidade e condição física. Deste modo efetuaram-se campanhas de armadilhagem num total de 18 pontos de amostragem, em duas áreas distintas (plantações de eucalipto e montado) com diferentes estruturas de vegetação. Em cada ponto foram registadas as espécies capturadas e os seus parâmetros populacionais, tais como: métricas corporais, carga parasitária e parâmetros de urina.

Na primeira época de amostragem foram encontradas quatro espécies diferentes de micromamíferos, sendo uma delas (*Microtus cabreræ*) considerada “Vulnerável” em Portugal. Contudo, na segunda época, tanto o número de espécies como de indivíduos capturados diminuiu.

De forma a determinar as variáveis envolvidas nas alterações da densidade dos micromamíferos, foram usados Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM). Estes modelos revelaram que, o eucaliptal como variável habitat, não influencia negativamente a densidade total de micromamíferos, não podendo o mesmo ser afirmado para os resultados das restantes densidades calculadas. As variáveis relevantes nos cálculos das densidades são: a percentagem média de subcoberto arbustivo, a distância a outros habitats e a época de amostragem.

Os resultados da condição física dos micromamíferos revelaram, que tanto a nível da condição corporal como dos parâmetros urinários, o eucaliptal não produz um impacte negativo. Porém, na carga parasitária, este afeta positivamente, evidenciando um maior número de ectoparasitas nos micromamíferos deste habitat.

Através deste trabalho constata-se a existência de algumas espécies de micromamíferos no eucaliptal, bem como a ausência de impactes negativos significativos deste habitat nas mesmas, revelando assim a sua possível importância como habitat.

**Palavras-chave:** roedores, insetívoros, floresta de produção, Mediterrâneo, Portugal.

## ABSTRACT

Eucalyptus plantations today represent the largest fraction of forested areas in Portugal, and its extension has increased over the last years, exceeding that of native forests. This change in the landscape is perceived as negatively impacting local biodiversity.

In a general way, this study aimed to analyze the effect of eucalyptus plantations on the small mammal community considering two different periods of their life cycle (pre and post-reproduction) and at different levels: species richness, density and physical condition. In this way, for this analysis, were made trapping campaigns, with 18 sampling points in two distinct areas (eucalyptus plantations and cork oak woodlands as a control) with different vegetation structures. At each point we registered the captured species and their population parameters, such as: body metrics, parasitic load and urine parameters.

In the first sampling time, we found four different species of small mammals, one of them (*Microtus cabreræ*) is considered "Vulnerable" in Portugal. However, in the second sampling time, the amount of captured animals, and the correspondent number of species have decreased.

In order to determine the variables involved in the changes in the density of the small mammals, were used Generalized Linear Mixed Models (GLMM). These models revealed that there is no negative impact from eucalyptus plantations on the overall density of the small mammals, although affecting negatively the other calculated densities. The average percentage of shrub understorey, the distance to other habitats and collection time are the variables that influence the densities calculation.

The small mammal's physical conditions results, revealed that both body condition and urinary parameters, are not negatively impacted by the eucalyptus plantations. However, in parasite load, this has a positive effect, indicating a higher number of ectoparasites on small mammals of this habitat.

With this study we are able to confirm the existence of some species of small mammals in eucalyptus plantations, as well as the absence of significant negative impacts of this habitat on them, revealing its possible importance as habitat.

**Keywords:** rodents, insectivorous, production forest, Mediterranean, Portugal

## ÍNDICE

Agradecimentos.....	i
Resumo .....	ii
Abstract.....	iii
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1.Alterações antrópicas da paisagem natural.....	1
1.2.O Montado.....	2
1.3.O Eucaliptal.....	4
1.4.Micromamíferos como modelo de estudo.....	6
1.5.Objetivos.....	7
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	8
2.1.Área de estudo.....	8
2.2.Estratégia de campo.....	10
2.2.1. Desenho amostral.....	10
2.2.2. Captura e manuseamento de micromamíferos.....	12
2.2.3. Análise do subcoberto.....	15
2.3.Análise de dados.....	15
2.3.1. Densidade e efeito dos parâmetros ambientais.....	15
2.3.2. Condição corporal e carga parasitária.....	17
3. RESULTADOS.....	20
3.1.Riqueza específica e capturas totais.....	20
3.2.Densidades de micromamíferos.....	22
3.2.1. Densidade total.....	22
3.2.2. Densidade de Roedores.....	25
3.2.3. Densidade de <i>Apodemus sylvaticus</i> .....	28
3.3.Condição física.....	31
3.3.1. Condição corporal.....	32
3.3.2. Análise dos parâmetros urinários.....	34
3.3.3. Carga parasitária.....	37
4. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	41
4.1.Riqueza específica e capturas totais.....	41
4.2.Densidades de micromamíferos.....	43
4.3.Condição física.....	45
4.3.1. Condição corporal.....	45
4.3.2. Análise dos parâmetros urinários .....	45
4.3.3. Carga parasitária.....	46
4.4.Considerações finais e opções de gestão.....	47
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	49
6. ANEXOS.....	58

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localização da área de estudo e das duas zonas amostradas. ....	8
<b>Figura 2.</b> Localização dos pontos de amostragem de pequenos mamíferos no eucaliptal (A) e no montado (B) na Charneca do Infantado. ....	12
<b>Figura 3.</b> Métricas corporais em micromamíferos (desenho de D. Teixeira).....	14
<b>Figura 4.</b> Capturas de micromamíferos por espécie, habitat e época de amostragem. ....	20
<b>Figura 5.</b> Valores da densidade total de micromamíferos (ind/ha) em cada um dos pontos de amostragem por habitat e época de amostragem.....	22
<b>Figura 6.</b> Variação da densidade total de micromamíferos consoante o habitat (eucaliptal e montado) e a época de amostragem (Outono e Primavera).....	23
<b>Figura 7.</b> Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da densidade total de micromamíferos.....	25
<b>Figura 8.</b> Valores da densidade de roedores (ind/ha) em cada um dos pontos de amostragem por habitat e época de amostragem.....	26
<b>Figura 9.</b> Variação da densidade de roedores consoante o habitat (eucaliptal e montado) e a época de amostragem (Outono e Primavera). ....	27
<b>Figura 10.</b> Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da densidade de roedores.....	28
<b>Figura 11.</b> Valores da densidade (ind/ha) de <i>Apodemus sylvaticus</i> em cada um dos pontos de amostragem por habitat e época de amostragem.....	29
<b>Figura 12.</b> Variação da densidade de <i>Apodemus sylvaticus</i> consoante o habitat (eucaliptal e montado) e a época de amostragem (Outono e Primavera).....	30
<b>Figura 13.</b> Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da densidade de <i>Apodemus sylvaticus</i> . ....	31
<b>Figura 14.</b> Valores da condição corporal das espécies <i>Apodemus sylvaticus</i> , <i>Crocidura russula</i> e <i>Mus spretus</i> por época de amostragem (Outono e Primavera) em cada um dos habitats (eucaliptal e montado).....	32
<b>Figura 15.</b> Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da condição corporal dos micromamíferos. ....	34
<b>Figura 16.</b> Valor de pH da urina de <i>Apodemus sylvaticus</i> . ....	35
<b>Figura 17.</b> Valor de glicose presente na urina de <i>Apodemus sylvaticus</i> .....	35
<b>Figura 18.</b> Valor de cetonas presentes na urina de <i>Apodemus sylvaticus</i> .....	36
<b>Figura 19.</b> Valor de nitratos presentes na urina de <i>Apodemus sylvaticus</i> .....	36
<b>Figura 20.</b> Presença de sangue na urina de <i>Apodemus sylvaticus</i> . ....	37

<b>Figura 21.</b> Valor médio de ectoparasitas detetados por indivíduo de <i>Apodemus sylvaticus</i> e respectivo desvio padrão.....	38
<b>Figura 22.</b> Valor médio de ectoparasitas detetados por indivíduo <i>Crocidura russula</i> e respectivo desvio padrão. ....	38
<b>Figura 23.</b> Valor médio de ectoparasitas detetados por indivíduo de <i>Mus spretus</i> e respectivo desvio padrão. ....	39
<b>Figura 24.</b> Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da carga parasitária dos micromamíferos.....	40

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Definição e abreviaturas das variáveis utilizadas no cálculo dos diferentes modelos.	19
<b>Tabela 2.</b> Número de indivíduos capturados por espécie, por época (Outono e Primavera) e por ponto de amostragem nos dois habitats amostrados (E - eucaliptal e M - montado). N/A – não amostrado. ....	21
<b>Tabela 3.</b> Modelos GLMM referentes à variação da densidade total de micomamíferos, que cumpriram os requisitos de $W \leq 0.95$ para a seleção dos melhores modelos.....	23
<b>Tabela 4.</b> Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da densidade total de micromamíferos.....	24
<b>Tabela 5.</b> Modelos GLMM referentes à variação da densidade de roedores que cumpriram os requisitos de $W \leq 0.95$ para seleção dos melhores modelos. ....	27
<b>Tabela 6.</b> Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da densidade de roedores. ....	28
<b>Tabela 7.</b> Modelos GLMM referentes à variação da densidade de <i>Apodemus sylvaticus</i> que cumpriram os requisitos de $W \leq 0.95$ para a seleção dos melhores modelos.....	30
<b>Tabela 8.</b> Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da densidade de <i>Apodemus sylvaticus</i> .....	31
<b>Tabela 9.</b> GLMM referentes à variação da condição corporal que cumpriram os requisitos de $W \leq 0.95$ para a seleção dos melhores modelos.....	33
<b>Tabela 10.</b> Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da condição corporal.....	33
<b>Tabela 11.</b> GLMM referentes à variação da carga parasitária que cumpriram os requisitos de $\Delta AIC < 2$ para a seleção dos melhores modelos. ....	39
<b>Tabela 12.</b> Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da carga parasitária. ....	40

### 1.1. ALTERAÇÕES ANTRÓPICAS DA PAISAGEM NATURAL

Em muitas partes do mundo as atividades humanas estão a gerar alterações drásticas no uso dos solos, originando mudanças ambientais relevantes a nível global (Geri et al., 2010). A alteração do coberto vegetal bem como a prática de formas de gestão não sustentáveis do solo e culturas promovem a degradação da qualidade do solo (Bajocco et al., 2012; Reidsma et al., 2006). Por exemplo, durante milénios, extensas áreas florestais nativas foram profundamente alteradas de forma a satisfazer as necessidades das populações humanas, com particular ênfase na Bacia do Mediterrâneo, onde somente menos de 5% da sua vegetação primitiva ainda permanece inalterada (Geri et al., 2010).

Com a expansão e aumento da população humana, a produção de gado e de produtos agrícolas e agroflorestais têm vindo progressivamente a aumentar (Martin et al., 2012), levando à desflorestação e conseqüente ocupação de sistemas florestais nativos por áreas produtivas. Contudo, devido a fatores socioeconómicos, nas últimas décadas têm ocorrido, por um lado, o abandono de terrenos agrícolas devido à litoralização e despovoamento do interior, terrenos esses que estão a ser reflorestados naturalmente, (Geri et al., 2010; Reidsma et al., 2006) e, por outro, a sobre-exploração de alguns terrenos através do uso de tecnologias e maquinaria pesada, fertilizantes e pesticidas (Geri et al., 2010).

A destruição das florestas nativas por desflorestação tem conseqüências ao nível da distribuição das populações silvestres a estas associadas, incluindo a sua diversidade genética (e.g. podendo ser uma barreira ao fluxo genético), e ao nível hidrológico, pois a diminuição da cobertura vegetal aumenta o escoamento superficial, provocando igualmente um aumento da erosão do solo (Blondel, 2006). Apesar de numa escala menor, a substituição de florestas nativas, adaptadas aos regimes hidrológicos e climáticos de cada região, por florestas de produção, pode alterar igualmente o equilíbrio hidrológico, mas também os ciclos de nutrientes no solo. A acrescer a estas alterações abióticas, a modificação da paisagem provocada pelas atividades humanas originou igualmente uma perda na biodiversidade, tanto de flora como de fauna, provocando extinções locais ou um declínio populacional de algumas das espécies aí existentes. A sobrevivência das

espécies nestes sistemas depende muito da sua capacidade de utilizar as diferentes unidades de paisagens e os distintos recursos gerados por cada uma. A maior capacidade de utilizar eficazmente estes recursos são atributos que caracterizam as espécies generalistas, e por esta razão muitas vezes estas espécies dominam as comunidades de flora e fauna das áreas agrícolas e silvícolas (Martin et al., 2012).

Em Portugal continental a floresta é a categoria de uso do solo com maior extensão, ocupando 35% do território (ICNF, 2013). No entanto, a espécie florestal dominante é o eucalipto (*Eucalyptus globulus*), espécie não nativa usada em plantações florestais, que no último Inventário Florestal Nacional perfazia uma área de 812 mil hectares (i.e. 26% da totalidade das florestas). Ao longo dos últimos anos esta área tem vindo sucessivamente a aumentar, ultrapassando já as florestas nativas, como é o caso das florestas de sobreiro, que é a segunda espécie florestal mais abundante maioritariamente incluída em áreas de montado, que ocupa 23% do território (ICNF, 2013). A expansão da área de produção de eucalipto em Portugal tem ocorrido sobretudo através da substituição de áreas de matagal ou de outras culturas agrícolas ou silvícolas, originando, para além da alteração da estrutura da paisagem, uma transformação da biodiversidade local (Geri et al., 2010), quer na sua constituição, quer na sua riqueza específica. Estas alterações na paisagem têm um efeito deletério sobre a biodiversidade (ex. Martin et al., 2012), quando comparada com a existente em paisagens agro-florestais do mediterrâneo, que apesar da intervenção antrópica, suportam valores naturais ímpares – Montado.

## **1.2. O MONTADO**

Os montados são considerados os sistemas agroflorestais mais antigos na Europa, são o resultado de uma forma tradicional de gestão das florestas mediterrânicas, sendo composto por diferentes árvores nativas do género *Quercus* spp. (Tárrega et al., 2009). O Homem gere estes sistemas consoante a componente a valorizar, que pode incluir simultaneamente atividades de silvicultura, pecuária e produção agrícola (Costa e Pereira, 2007a; Tárrega et al., 2009), sem colocar em risco o funcionamento do ecossistema (Tárrega et al., 2009).

Os montados de sobreiro (i.e. dominados por *Quercus suber*) são sistemas de uso múltiplo agro-silvo-pastoril, que resultam da intervenção humana continuada sobre os matagais Mediterrânicos e florestas de carvalhos originais, sendo uma paisagem comum

no Mediterrâneo (Costa e Pereira, 2007a). São um ecossistema muito particular, de delicado equilíbrio e que subsiste apenas na bacia mediterrânica sobretudo nas regiões do sul da Península Ibérica e com influência atlântica, como é o caso de Portugal (APCOR, 2015).

Portugal possui mais de 737 mil hectares de floresta de sobreiros representando a maior superfície de montados de sobro no mundo (ICNF, 2013), ocorrendo com maior frequência no Alentejo e Beira Baixa. Em alguns locais o sobreiro está associado à azinheira (*Quercus rotundifolia*), formando os montados mistos de sobro e azinho (ICNF, 2013; Quercus, 2015). Estes sistemas são um dos melhores exemplos de um sistema de gestão florestal agro-pastoril que concilia o desenvolvimento social e económico com a conservação da natureza, com contribuições óbvias para o bem-estar humano e da natureza (APCOR, 2015; Costa e Pereira, 2007b).

Os montados de sobro são igualmente reconhecidos pelos elevados níveis de biodiversidade que suportam, tendo sido identificados como um dos mais importantes ecossistemas para a conservação da natureza, tanto a nível nacional como europeu (Quercus, 2015). Este é um habitat importante para inúmeras espécies de plantas, insetos, mamíferos e aves. Para este último grupo é considerado um dos habitats mais ricos na Península Ibérica, suportando uma grande variedade de espécies durante a reprodução e também no Inverno (Costa e Pereira 2007a). Exemplos de espécies com estatuto vulnerável ou ameaçadas de extinção que podem ser encontradas nos montados são a águia de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*), a águia-imperial (*Aquila adalberti*) ou a cegonha-preta (*Ciconia nigra*) (Quercus, 2015). No caso dos mamíferos, o gato-bravo (*Felis silvestris*) é uma espécie com ocorrência frequente neste tipo de habitat (Onofre, 2007), o mesmo acontece com o rato de Cabrera (*Iberomys cabrerae*) que tem estatuto de espécie “Vulnerável” em Portugal (Cabral et al., 2005) e “Quase Ameaçado” a nível mundial (Fernandes et al., 2008). A elevada diversidade biológica destes povoamentos está associada à sua elevada variabilidade estrutural: diferentes densidades arbóreas, povoamentos puros ou mistos com outras espécies arbóreas, situados em diferentes tipos de solos, declives e com subcoberto herbáceo ou arbustivo com uma fisionomia variável (APCOR, 2015; Costa e Pereira 2007a).

Em termos ambientais os montados de sobro e os sobreirais, desempenham funções importantes na conservação do solo, na regularização do ciclo hidrológico e na qualidade da água, na produção de oxigénio e consequente sequestro do carbono da atmosfera (Costa e Pereira 2007b; Quercus, 2015). Devido a todas estas características,

os montados são considerados habitats de elevado valor natural, e estão incluídas no Anexo I da Directiva Habitats da União Europeia (92/43/CEE) desde 1993 (Costa e Pereira, 2007b).

Finalmente, os montados de sobre são igualmente importantes no nosso país também a nível económico e social, representando mais de metade da cortiça produzida no mundo, gerando desta forma milhares de postos de trabalho e sendo uma importante fonte de receitas para o país em termos de exportações (Costa e Pereira, 2007b; Silva e Catry, 2006).

Os montados de sobre são assim um exemplo importante de gestão, mostrando um equilíbrio interessante entre a exploração de recursos e a conservação da biodiversidade (Tárrega et al., 2009). Desta forma é importante ter em conta práticas de gestão sustentáveis para que a exploração dos recursos florestais não interfira com o bem-estar das espécies de fauna e flora existentes nesses habitats (Quercus, 2015).

### **1.3. O EUCALIPTAL**

No mundo, a plantação de espécies exóticas tem vindo a aumentar (FAO, 2010), sendo o eucalipto (*Eucalyptus* spp. Labill.) um dos principais géneros plantados, desde os trópicos até às zonas temperadas, cobrindo mais de 20 milhões de hectares (Forrester et al., 2012). Economicamente estas árvores são importantes sobretudo nas regiões temperadas do globo (Águas et al., 2014).

No território Português, o eucalipto é a espécie florestal com maior área de ocupação (ICNF, 2013) estando Portugal entre os países com maiores áreas plantadas de *Eucalyptus globulus* no mundo (Águas et al., 2014). Esta espécie, oriunda da Austrália, foi introduzida em Portugal na primeira metade do século XIX (Radich, 2007) e desde então a sua área de ocupação tem-se vindo a expandir (ICNF, 2013). Ocorre predominantemente no litoral do país com maior incidência na região centro (Alves et al., 2007).

O eucalipto é considerado uma das espécies com maior interesse económico em Portugal, pela elevada rentabilidade da sua cultura e devido essencialmente à sua importância para a indústria do papel. Desta forma, a expansão do eucalipto deve-se sobretudo à elevada qualidade do material lenhoso e expansão da indústria do papel em

Portugal (Alves et al., 2007). Contudo, tal deveu-se também a uma boa adaptação da espécie às condições ambientais portuguesas (Águas et al., 2014).

Este tipo de árvores podem criar bancos de sementes no solo que germinam mais rápido do que espécies nativas, tornando estas espécies agressivas no processo de regeneração em habitats florestais (Silva et al., 2011). Estas adaptam-se facilmente a diferentes ambientes, sobretudo altitudes, solos e tipos de clima, sendo desta forma considerada uma espécie com elevada plasticidade (Silva et al., 2011). Para além de serem árvores de crescimento rápido (Águas et al., 2014), são importantes fixadores de dióxido de carbono da atmosfera, característica essencial para combater o efeito de estufa (Pereira, 2007). São vulgarmente conhecidas por impedirem a captação de sol por parte das outras espécies vegetais (Lomba et al., 2011) e extraírem a maioria dos recursos hídricos e os nutrientes disponíveis no solo num determinado local (Blondel et al., 2010). Esta particularidade deve-se essencialmente ao seu sistema radicular, que permite a captação de água e nutrientes a diferentes profundidades, restringindo a concorrência com outras espécies por estes recursos (Forrester et al., 2012). A retenção de água em excesso para ser usada em períodos de seca, leva a uma elevada eficiência no uso da água disponível por parte do eucalipto (Pereira, 2007) contudo, origina degradação da estrutura do solo (Lomba et al., 2011). Por outro lado, esta eficiência no uso dos recursos, aliada à resistência a pragas e à elevada eficiência competitiva em relação a outras espécies vegetais nativas, impede o desenvolvimento de outro tipo de cobertura vegetal nas suas áreas de implantação (Forrester et al., 2012).

As plantações de eucalipto acarretam assim impactes ambientais consideráveis sobre o território, nomeadamente uma maior erosão do solo, alteração do regime hídrico (Madeira et al., 2007), perda de biodiversidade e alteração da paisagem, (Blondel et al., 2010) para além de facilitarem a propagação dos incêndios florestais quando comparados com as florestas de espécies autóctones (Águas et al., 2014; Blondel et al., 2010).

As florestas de produção com reduzida biodiversidade associada ao sistema, tendem a ser mais vulneráveis às perturbações e alterações ambientais em comparação com as florestas nativas, pois a biodiversidade tem um papel fundamental para sustentar os serviços dos ecossistemas e promover a resiliência dos mesmos (Proença et al., 2010). A alteração na estrutura e composição da paisagem parece afetar de forma negativa as populações de vertebrados terrestres que utilizam estes ambientes silvícolas, quando comparadas com as residentes em florestas nativas (Johnstone et al., 2014), embora poucos dados existem para a maioria dos taxa. No entanto, recentemente alguns trabalhos

têm tentado avaliar os impactos da implantação das florestas de produção sobre alguns taxa de vertebrados portugueses (ex. carnívoros; Cruz et.al, 2015a), tendo detetado, no geral, um efeito negativo do eucaliptal nos padrões de ocupação dos mesocarnívoros, mesmo nas espécies consideradas generalistas (ex. raposa, *Vulpes vulpes*; Cruz et.al, 2015a). No entanto, a informação sobre este tema em Portugal, para a maioria dos vertebrados é muito escassa (mas ver Cruz et.al, 2015b), sendo mesmo inexistente para o grupo de micromamíferos (roedores e insectívoros).

#### **1.4. MICROMAMÍFEROS COMO MODELO DE ESTUDO**

Os pequenos mamíferos (*Mammalia*: ordens *Rodentia* e *Insectivora*) têm uma elevada importância ecológica e funcional nos ecossistemas pois são as principais presas de níveis tróficos superiores, como por exemplo aves de rapina e mamíferos carnívoros (Rosalino et al., 2011a). Para além de serem influenciados em termos ecológicos por esses predadores, também afetam a sua ecologia e conservação. Assim, perceber como variam a abundância/densidade e a distribuição dos micromamíferos, e que fatores condicionam essa variação, é crucial para entender a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas (Rosalino et al., 2011b). Por outro lado, os roedores são um importante vetor de dispersão de sementes (Ascensão et al., 2012; Rosalino et al., 2011b), e por isso moldam a composição e estrutura do coberto vegetal, especialmente em ambientes ricos em espécies produtoras de frutos, como são os montados (Rosalino et al., 2011b).

Para além deste papel no funcionamento dos ecossistemas, as comunidades de micromamíferos são importantes indicadores da estabilidade e grau de perturbação de sistemas antrópicos, pois podem ser afetadas pela heterogeneidade associada aos ciclos produtivos e pela ocorrência de sobrepastoreio e pisoteio do solo. A redução cíclica dos recursos alimentares, a compactação dos solos, que ficam desta forma menos adequados para a construção de túneis e tocas, e o excesso de pastoreio, que pode reduzir a cobertura vegetal aumentando a exposição dos micromamíferos aos predadores (Ascensão et al., 2012), têm seguramente um impacto sobre as populações destes mamíferos.

Tendo em conta estes fatores e o reduzido tempo de geração da maioria destas espécies (Cabral et al., 2005), que faz com que o tempo de resposta dos micromamíferos a estas perturbações seja relativamente curto tornando mais fácil detetar a sua resposta a

essas alterações, os micromamíferos são um bom modelo para estudar os impactos das atividades agrícolas e silvícolas na fauna (Wei-chun, 1989).

Apesar desta importância como indicadores ecológicos (Wei-chun, 1989), os estudos que avaliam os impactos dos eucaliptais nos pequenos mamíferos na Europa são praticamente inexistentes (mas ver Calviño-Cancela et al., 2012), embora noutras regiões do mundo, como é o caso do Brasil (ex. Gheler-Costa et al., 2012; Martin et al., 2012) e da Austrália (ex. Lindenmayer et al., 2010) essa avaliação já começou a ser efetuada.

## **1.5. OBJETIVOS**

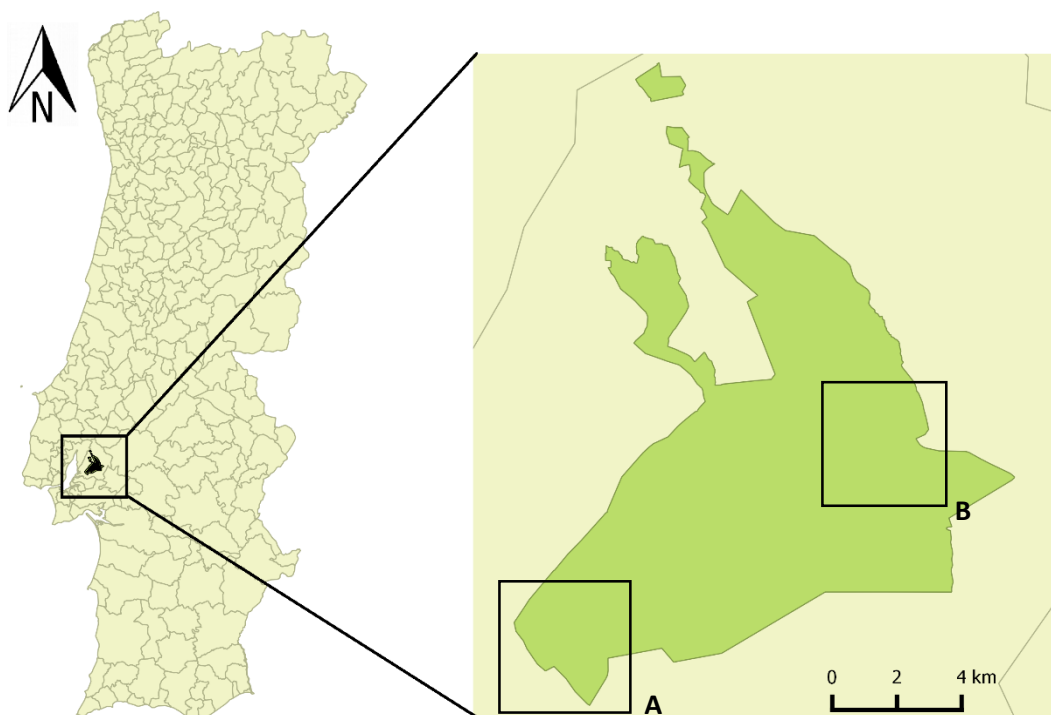
Tendo em conta a falta de evidências científicas da perda de biodiversidade relacionada com as comunidades de micromamíferos presentes nos eucaliptais portugueses, com este estudo pretende-se analisar o efeito do eucaliptal na comunidade de micromamíferos, nomeadamente a nível da riqueza e diversidade específica, densidade das suas populações e condição física dos indivíduos.

Especificamente, queremos avaliar se existem variações nos parâmetros referidos em populações de micromamíferos residentes nos eucaliptais, em dois períodos distintos do ciclo de vida (pré e pós-reprodução) assumindo como situação controlo as comunidades que habitam florestas autóctones contíguas. Assim, com este trabalho pretendemos testar as seguintes hipóteses: a) a riqueza específica e as capturas totais de micromamíferos no eucaliptal são menores quando comparadas com a detetada na floresta nativa; b) as densidades de micromamíferos, tanto na época de pré como na de pós-reprodução, são menores no eucaliptal em comparação com a floresta autóctone; c) a condição corporal e urinária dos micromamíferos é menor no eucaliptal em ambas as épocas; d) a carga parasitária dos micromamíferos é mais elevada no eucaliptal em ambas as épocas de amostragem.

Finalmente, pretendemos que os resultados deste trabalho contribuam para uma gestão sustentável das florestas de produção, nomeadamente garantindo a presença de diferentes espécies de micromamíferos e o bom desempenho das suas funções, e como é que essa gestão pode ser otimizada.

### 2.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi desenvolvido na Charneca do Infantado, área integrante de uma propriedade pertencente à Companhia das Lezírias, S.A., localizada no Ribatejo, mais concretamente no concelho de Benavente, distrito de Santarém (Figura 1). A região onde esta propriedade está inserida é caracterizada por verões secos e quentes, e invernos frios e chuvosos, clima tipicamente mediterrânico, atingindo uma média anual de temperatura de 16.3°C e 662.5 mm de precipitação (Companhia das Lezírias, 2010).



**Figura 1.** Localização da área de estudo e das duas zonas amostradas.

A Companhia das Lezírias, S.A. é a maior exploração agropecuária e florestal existente em Portugal, ocupando uma área de 11 mil hectares, dos quais mais de metade (6725 ha) estão cobertos por montado de sobro (*Quercus suber*); destes, 4.328 ha foram classificados como “Floresta Modelo” no Plano de Ordenamento Florestal do Ribatejo no

ano de 2006. Uma grande parte do montado está incluído na Rede Natura 2000 (Sítios de Importância Comunitária e Zonas de Proteção Especial do *Estuário do Tejo* – PTZPE0010) o que lhe confere uma elevada importância em matéria de conservação da natureza (Companhia das Lezírias, 2015b). A restante área engloba uma extensão elevada de pinhal (1500ha), incluindo pilheiro bravo (*Pinus pinaster*) e pilheiro manso (*Pinus pinea*), e uma floresta de produção de eucalipto (*Eucalyptus globulus*), que ocupa cerca de 476 ha. Uma parte significativa do uso do solo é também ocupado por terrenos agrícolas (aproximadamente 2 mil hectares), nomeadamente arrozais, vinhas, olivais e culturas de milho (Companhia das Lezírias, 2015a).

A quase totalidade das zonas de montado de sobro são igualmente utilizadas para pastoreio de gado bovino, albergando cerca de 3.149 cabeças de gado, organizadas em manadas que utilizam, de forma rotativa, diferentes parcelas no terreno. As manadas são retiradas da Charneca no período quente, regressando no início do Outono de forma a permitir uma otimização dos recursos, repouso dos solos e regeneração das pastagens (Companhia das Lezírias, 2010).

As elevadas dimensões da Charneca e as opções de gestão da Companhia das Lezírias S.A. permitem a existência de um mosaico de habitats estruturalmente muito diferentes e com distintos graus de naturalidade, que vão desde as florestas de produção de eucalipto, até às zonas naturais de mato Mediterrânico, passando pelos montados de sobro e os pinhais. Esta variabilidade possibilita a presença de uma comunidade faunística, em particular de mamíferos, com elevada diversidade, onde se incluem algumas espécies importantes em termos de conservação [p.e. o toirão, *Mustela putorius*, e o rato de Cabrera, *Microtus cabreræ* – Cabral et al., 2005; Gonçalves et al., 2013]. No caso dos micromamíferos, a Charneca como um todo apresenta uma comunidade rica e diversa que engloba espécies ecologicamente muito diferentes, como por exemplo o ouriço-cacheiro (*Erinaceus europæus*), o musaranho-de-dentes-brancos (*Crocidura russula*), a toupeira (*Talpa occidentalis*), o rato de Cabrera, o rato-cego (*Microtus lusitanicus*), o rato-do-campo (*Apodemus sylvaticus*) ou o rato-das-hortas (*Mus spretus*). Ocasionalmente foram também detetados o musaranho-anão-de-dentes-brancos (*Suncus etruscus*) e a ratazana (*Rattus norvegicus*) (Gonçalves et al., 2013). Em relação às aves, foram inventariadas 65 espécies das quais 28 estão incluídas no Anexo I da Diretiva Aves (2006/105/CE) (Companhia das Lezírias, 2010).

Na Charneca existe um único curso de água permanente (Ribeira de Vale Cobrão), que alimenta a Barragem de Vale Cobrão, localizada no lado Este da Companhia.

Contudo, na época das chuvas são formadas ainda várias linhas de água temporárias e charcos temporários Mediterrânicos, caracterizando-se por serem zonas sazonalmente inundáveis por água doce. Esses charcos são habitats prioritários em termos de conservação, devido há sua fragilidade, singularidade e riqueza ecológica. Por esta razão encontram-se protegidos no contexto da Diretiva Habitats (Anexo 1 - 92/43/CEE), que regula os tipos de habitats naturais de interesse na comunidade europeia e cuja conservação exige a designação de zonas especiais de conservação (Companhia das Lezírias, 2010). Na área ocupada pela plantação de eucaliptos alvo de estudo apenas existe um charco permanente e diversos charcos temporários, elementos estruturais da paisagem extremamente importantes para a fauna residente neste habitat.

## **2.2. ESTRATÉGIA DE CAMPO:**

### **2.2.1. Desenho Amostral**

Tendo em conta os objetivos do trabalho, este estudo incidiu em duas áreas distintas da Charneca do Infantado: na mancha de floresta de produção de eucalipto e numa área equivalente de montado de sobreiro, que funcionou como área controlo, representando a floresta autóctone. As áreas encontram-se localizadas relativamente próximas, para minimizar as variações regionais nos fatores abióticos e bióticos, mas longe o suficiente (8.000 m) para assegurar a inexistência de autocorrelação espacial, ou seja, que o mesmo indivíduo não fosse capturado em ambas as áreas e que a estrutura da comunidade de ambas não fosse influenciada pela presença da outra unidade de paisagem.

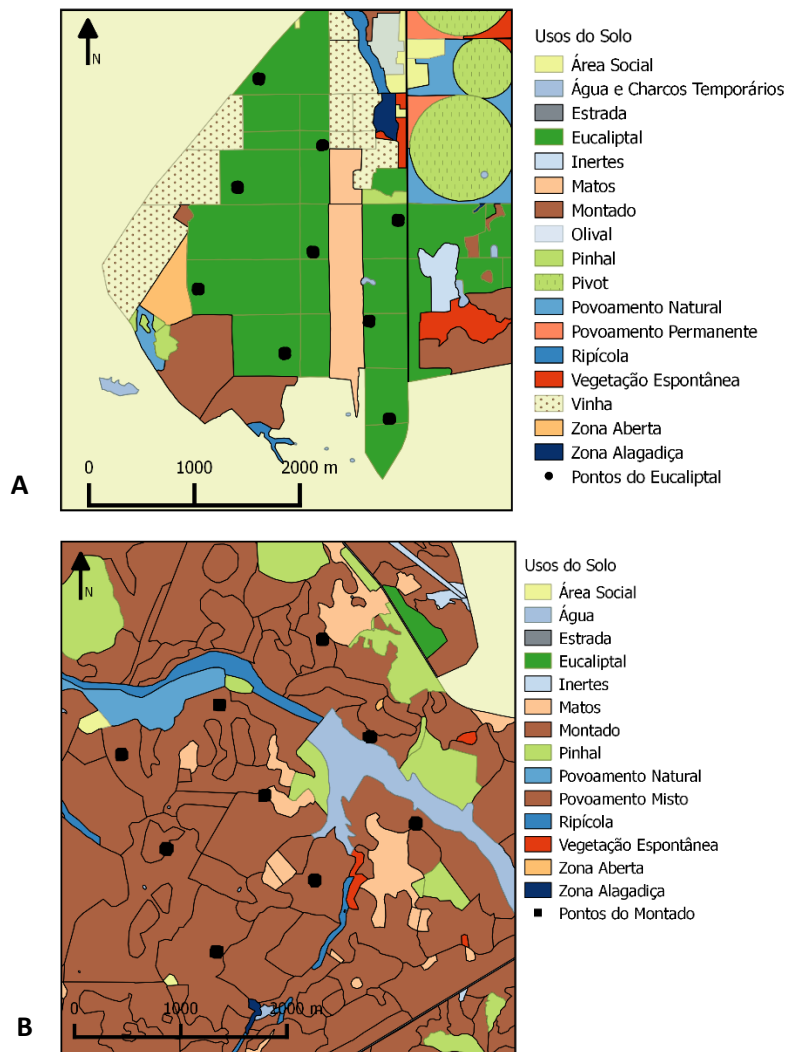
Com recursos a ferramentas SIG (Sistemas de Informação Geográfica), mais concretamente através do uso do programa *Quantum GIS*, versão 2.8.2 (Quantum GIS Development Team, 2015), e a fotografias aéreas disponibilizadas no *software Google Earth* (versão 7.1.5.1557, Google Inc, 2014), em cada área de estudo foi sobreposta uma grelha 2x2 km (Figura 2), seguindo o critério de que esta grelha deveria abranger uma área heterogénea no que se refere à estrutura da vegetação do subcoberto. A fim de garantir o cumprimento deste critério, a localização da grelha de pontos foi posteriormente validada no terreno.

Diferentes opções de gestão dos eucaliptos possibilitam a formação de zonas distintas dentro do mesmo eucaliptal, desde eucaliptos recentemente plantados, a eucaliptais com intervenção humana em fase de pré-corte, até talhões que não possuem

qualquer tipo de intervenção humana, e nos quais ocorre outro tipo de coberto arbóreo, nomeadamente pinheiros e, ocasionalmente sobreiros. Na área de estudo, foram selecionadas zonas com estruturas diferentes ao nível do sub-bosque: sem vegetação arbustiva, com reduzida cobertura de vegetação arbustiva e com vegetação arbustiva densa. A inclusão desta heterogeneidade permitiu que fossem amostrados praticamente todos os tipos de estrutura de subcoberto do eucaliptal presente na área de estudo e, desta forma, assegurar que os dados recolhidos são representativos do habitat eucaliptal na área de estudo.

A mesma estratégia foi adotada para definição no terreno da grelha de amostragem no montado, i.e. a localização dos nódulos da grelha de amostragem abrangeram áreas de montado com diferentes estruturas de subcoberto de modo que a amostragem, na sua globalidade, fosse representativa do montado como um todo.

As amostragens de campo foram baseadas num desenho experimental que consiste numa grelha com 9 pontos de amostragem (i.e. nódulos da grelha de 2 x 2 km atrás mencionada), distanciados aproximadamente 1km entre si, perfazendo uma área total de 4Km<sup>2</sup> (Figura 2). Em cada um desses pontos implementou-se uma segunda grelha de 25 pontos de armadilhagem em grelha (5x5) distanciados de 10m, cobrindo uma área total de 1600m<sup>2</sup>. Em cada um desses 25 pontos foram colocados três tipos de armadilhas distintas destinadas à captura de micromamíferos: armadilhas de caixa (*Sherman - Folding Traps with Aluminium Treadle and Doors Galvanized*), de dois modelos com dimensões diferentes (38 x 10 x 12cm e 23 x 8 x 9cm) e armadilhas de queda (*Pitfall*) com dimensões de 14 x 14 x 17cm. O uso combinado dos três tipos de armadilhas permitem maximizar a probabilidade de captura de espécies com características morfológicas e ecológicas diferentes (Gurnell e Flowerdew, 2006).



**Figura 2.** Localização dos pontos de amostragem de pequenos mamíferos no eucaliptal (A) e no montado (B) na Charneca do Infantado.

As amostragens decorreram em duas épocas do ano com o objetivo de abranger dois períodos distintos do ciclo de vida dos micromamíferos, que representam também os picos de abundância de diferentes espécies (e.g. Rosário e Mathias, 2004): Outubro e Novembro, correspondendo ao período de pré-reprodução, e Março e Abril, representando a fase de pós-reprodução. As amostragens foram realizadas na mesma época em ambas as áreas para assegurar a não influência do fator tempo ou das condições climáticas nos resultados.

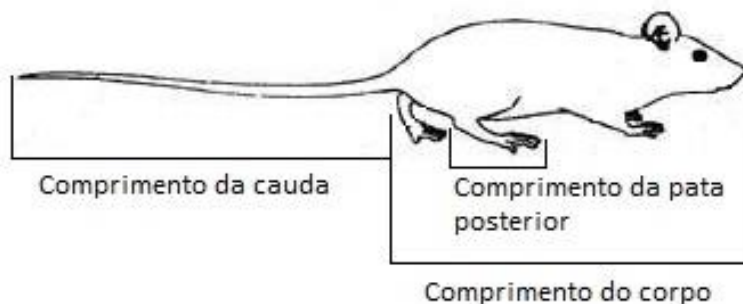
### 2.2.2. Captura e Manuseamento de Micromamíferos

As armadilhas *Sherman* foram iscadas com uma mistura de sardinha em conserva e flocos de aveia, que funcionou como atrativo. A cada uma foi igualmente adicionado

algodão cardado, com o objetivo de permitir que os micromamíferos pudessem fazer ninho e, assim, minimizar eventuais efeitos de *stress* e hipotermia (Gurnell e Flowerdew, 2006). As armadilhas foram colocadas ao nível do solo e cobertas por vegetação para evitar a exposição solar direta (impedindo o seu sobreaquecimento e possível morte dos animais mais sensíveis) e o furto. Por sua vez as armadilhas de queda foram enterradas ao nível do solo, contendo furos no fundo para permitir a drenagem de água das chuvas e, assim, impedir o afogamento dos animais capturados. No seu interior foi colocado um pedaço de esferovite para evitar igualmente o afogamento dos animais caso a drenagem da água através dos orifícios não fosse efetuada de uma forma eficiente.

As armadilhas foram colocadas no campo e mantidas fechadas durante 2 noites para permitir habituação dos animais a estas estruturas e, posteriormente foram abertas permanecendo ativas 4 noites consecutivas, sendo vistoriadas todas as manhãs. Sempre que se tenha verificado que o isco estava seco ou que tinha desaparecido, era colocado um novo isco.

Todos os animais capturados foram anestesiados com vapores de éter etílico e tratados de forma asséptica, tanto quanto possível (e.g. uso de luvas descartável e desinfecção do material utilizado entre capturas), para evitar a transmissão de agentes patogénicos entre indivíduos e ao operador. Os animais foram identificados a nível de espécie (Macdonald e Barrett, 2002), sendo ainda registado o sexo e idade (usando os critérios mencionados por Gurnell e Flowerdew, 2006), e ainda diversas métricas corporais (peso, comprimentos da pata posterior, cauda e corpo; Figura 3). Estes parâmetros morfométricos foram utilizados na diagnose das espécies (ex. comprimento da pata posterior; Macdonald e Barrett, 2002) e permitiram calcular os índices de condição corporal dos indivíduos (ex. comprimento do corpo, peso). Foi também avaliado o estado reprodutivo dos indivíduos, ou seja se as fêmeas estavam prenhes ou em lactação, e se os machos apresentavam os testículos em posição escrotal, o que indicaria que estariam sexualmente ativos (Gurnell e Flowerdew, 2006).



**Figura 3.** Métricas corporais em micromamíferos (desenho de D. Teixeira).

Para além das métricas corporais mencionadas, sempre que possível foram recolhidas amostras de urina através de ligeira pressão no abdómen dos animais. Esta permite determinar parâmetros bioquímicos (nomeadamente pH, sangue, glicose, cetonas e nitratos) indicadores de patologias, infeções ou inflamações, através do uso de testes rápidos de urina *in-situ* (“Combur Urine Test Strips”).

Foram também recolhidos os ectoparasitas (carraças e pulgas) visíveis, para avaliar a carga parasitária dos micromamíferos. Estes parasitas foram identificados posteriormente no Instituto de Higiene e Medicina Tropical da Universidade Nova de Lisboa através do apoio das Unidades de Microbiologia Médica e de Parasitologia Médica (Dias, 1994; Ribeiro, 2007; Estrada-Peña et al., 2004).

Todos os indivíduos capturados foram marcados individualmente através de cortes na pelagem em locais pré-definidos seguindo o protocolo definido por Gurnell e Flowerdew (2006). Estes locais definem um código, ou seja, cada corte está associado a um único indivíduo, para desta forma ser possível um reconhecimento individual em eventos de recaptura. Todos os indivíduos foram libertados no respetivo local de captura após recuperação da anestesia. A captura e manuseamento dos animais respeitaram as normas nacionais e obtiveram autorização prévia da autoridade responsável (ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas) através das licenças de captura 151/2014/CAPT e 419/2015/CAPT.

Em cada visita, as armadilhas que se encontravam fechadas, mas vazias, ou que continham animais de outras espécies que não de micromamíferos (p.e. passeriformes e anfíbios) foram contabilizadas como inativas. As que estavam abertas, mas com indícios de presença de micromamíferos foram registadas como armadilhas visitadas, mas não foram contabilizadas nos cálculos das densidades.

### **2.2.3 Análise do Subcoberto**

De modo a analisar as variações ao nível do subcoberto entre os pontos de amostragem, e posteriormente testar os efeitos desta variação nos parâmetros em análise, em cada local de armadilhagem (i.e. 225 pontos por área de amostragem; 25 por ponto de amostragem) foi avaliado o subcoberto. Tendo por base a localização de cada armadilha, foi definido um círculo com 1m de raio no interior do qual se avaliou a presença de espécies de porte arbóreos e a respetiva identificação, as projeções verticais da vegetação herbácea e arbustiva (i.e., cobertura), registando-se ainda a espécie dominante bem como a altura média dos arbustos, e a percentagem de manta morta/solo nu. Para ser possível obter um valor médio para cada um dos nove pontos de amostragem por grelha, calculou-se a média aritmética dos valores obtidos nos 25 locais de armadilhagem em cada um dos pontos de amostragem.

## **2.3. ANÁLISE DE DADOS**

Todos os locais de armadilhagem foram georreferenciados e as respetivas coordenadas geográficas foram transferidas para o *Software Quantum GIS*. No SIG criado para a análise da informação obtida neste estudo foi criada uma camada de informação (*layer*) referente ao mapa de usos do solo da Companhia das Lezírias, para permitir calcular as distâncias de cada local de armadilhagem a outros habitats e à linha/ponto de água mais próximo, variáveis utilizadas na avaliação dos fatores que influenciam a densidade, condição corporal e carga parasitária da comunidade de micromamíferos estudada.

Todas as análises foram efetuadas com recurso ao *Software RStudio* (Versão 0.98.1103) (R Core Team, 2015) utilizando os “Packages” específicos que permitem efetuar os cálculos necessários (ver descrição abaixo).

### **2.3.1 Densidade e efeito dos parâmetros ambientais**

Para o cálculo da densidade de micromamíferos, em cada um dos pontos de amostragem e período de amostragem, utilizou-se o *package* SECR “Spatially Explicit Capture-Recapture Models” (Efford 2015), que permite criar modelos de captura-

recaptura espacialmente explícitos. Estes modelos permitem calcular a densidade tendo em conta a localização geográfica das armadilhas e os eventos de captura e recapturas dos indivíduos. Para todas as densidades foram produzidos quatro modelos: modelo nulo ( $g_0 \sim 1$ ) em que o  $g_0$  é constante, i.e. não há influência do animal, da ocasião de captura e da armadilha; modelo tendo em conta o fator tempo ( $g_0 \sim t$ ), em que existe um efeito do dia de captura (a probabilidade de captura varia consoante o dia de armadilhagem); modelo de influência da aprendizagem ( $g_0 \sim b$ ), em que ocorre uma alteração após a primeira deteção (um animal capturado uma vez, apresenta uma maior ou menor probabilidade de ser capturado uma segunda vez); e o modelo que alia a influência da aprendizagem e do local da armadilha ( $g_0 \sim bk$ ).

A seleção do modelo que mais se adequava aos dados foi efetuada usando uma abordagem baseada em critérios de informação (AIC – *Akaike Information Criteria*) (Burnham e Anderson 2002). Assim, dos quatro modelos foi escolhido o modelo com o menor valor do AIC e cujo  $\Delta AIC$  (i.e. diferença entre o menor AIC e o AIC do modelo em análise) é menor que 2. Quando o número de amostras é reduzido utiliza-se AICc (AIC corrigido), próprio para amostras reduzidas (Bolker et al., 2009). Com base nesse melhor modelo foi então calculado o valor da densidade para o grupo em análise (ver Anexo I).

Os resultados obtidos permitiram calcular a densidade total de micromamíferos, de roedores e de *Apodemus sylvaticus* (por ser a espécie com maior representatividade no estudo), por habitat, época e ponto de amostragem. As densidades de insectívoros, e das restantes espécies isoladamente, não foram calculadas por o número de capturas e recapturas não permitir os cálculos (R Core Team, 2015).

A homogeneidade das variâncias foi verificada através do uso do teste Levene (Glass, 1966) e a normalidade nas diferentes densidades foi testada usando o teste Shapiro-Wilk (Zuur et al., 2009), e consoante os dados respeitavam, ou não, os pressupostos da estatística paramétrica, utilizou-se o *test t* ou ao teste Mann-Whitney (Zar, 2010), permitindo avaliar as diferenças entre os dois tipos de habitats e os períodos de amostragem.

Para testar a influências de variáveis associadas ao período de amostragem, tipo e estrutura de habitat (Tabela 1), recorreu-se previamente ao índice de *Moran I* (Dormann et.al., 2007) para testar antecipadamente a existência de autocorrelação espacial significativa (*p-value* <0.05) através do uso do *package* APE (Paradis et.al., 2004). No caso de haver autocorrelação espacial, utilizaram-se de seguida os Modelos Lineares

Generalizados Mistos (GLMM) através do *package* LME4 (Bates et al., 2014), utilizando a família de distribuição *Gaussian*, a densidade como variável dependente e as variáveis independentes previamente definidas (e.g., habitat, época de amostragem, distância a outros habitats, distância à água e percentagem média de subcoberto arbustivo – Tabela 1). Para incorporar a correlação espacial na análise, usamos como fator aleatório o ponto de amostragem. Esta abordagem é considerada robusta para analisar dados não normalizados que envolvem efeitos aleatórios (Bolker et al., 2009). No caso de autocorrelação não ser significativa, utilizaram-se Modelos Lineares Generalizados (GLM) também do mesmo *package*, mas sem incorporar nos modelos fatores aleatórios.

Produzimos em seguida um conjunto de modelos com todas as combinações possíveis das variáveis independentes, tendo em conta o modelo global (função *dredge*) através do uso do *package* MuMin (Barton, 2015). Estes foram ordenados tendo em conta o AICc, tendo sido selecionados os modelos em que a soma de W fosse  $\leq 0.95$  (i.e. máximo número de modelos cuja soma de W não ultrapassasse 0.95, ou seja, têm uma elevada probabilidade de serem os melhores modelos – Wagenmakers e Farrel 2004) e/ou com  $\Delta AICc < 2$  que equivalem aos melhores modelos (Burnham e Anderson 2002). Quando mais que um modelo cumpria este critério, foi necessário efetuar uma média dos modelos, usando novamente o *package* MuMin. Por último, foram calculados os intervalos de confiança (IC a 90%) das variáveis que integram os melhores modelos para determinar para as quais é possível definir a direção (positiva ou negativa) da influência sobre a densidade, i.e. aquelas cujos IC não cruzam o 0. A validação dos modelos foi efetuada analisando o padrão de homogeneidade de dispersão dos resíduos dos modelos *versus* os valores ajustados ao modelo (Zuur et al., 2009). Nas análises dos dados de densidade de roedores e de *Apodemus sylvaticus*, foi excluído o ponto M2, uma vez que, após a análise da distribuição dos resíduos em função das estimativas do modelo, se verificou que este ponto se comportava como um *outlier*.

### **2.3.2 Condição Corporal e Carga Parasitária**

Para calcular a condição corporal dos indivíduos, foi utilizado o “Scaled Mass Index” (Equação 1), considerado um eficiente indicador no cálculo da condição corporal (Peig e Green, 2009).

## Equação 1

$$SMi = \hat{M}i \left[ \frac{L0}{Li} \right]^{bSMA}$$

Onde  $\hat{M}i$  e  $Li$  representam, respetivamente, o peso e o comprimento do corpo do indivíduo  $i$ ,  $L0$  é a média aritmética do comprimento do corpo de todos os indivíduos da mesma espécie do indivíduo  $i$ , e o  $bSMA$  é uma exponencial derivada da regressão do SMA (*Standardized major-axis*) do peso sobre o comprimento do corpo (valor obtido através do *Software RMA (Reduced Major Axis Regression)* – Bohonak, 2004).

Idêntica abordagem à efetuada para a densidade (incluindo, sempre que possível, as variáveis independentes testadas) foi seguida para avaliar quais os fatores que poderiam estar a influenciar a condição corporal e a carga parasitária (i.e número total de ectoparasitas – carraças e pulgas – por animal) dos indivíduos amostrados.

As variáveis independentes usadas na análise da condição corporal foram o sexo do indivíduo, habitat de captura, época de amostragem, espécie arbórea e percentagem de subcoberto arbustivo, e usadas as armadilhas e a espécie do indivíduo como fator aleatório. Na análise da carga parasitária utilizaram-se as variáveis independentes espécie e sexo do indivíduo, habitat de captura, época de amostragem e percentagem de subcoberto arbustivo, e como fator de aleatório foram usadas as armadilhas (Tabela 1). Na construção dos modelos da condição corporal foi usada a família de distribuição *Gaussian*, e nos da carga parasitária a família *Poisson*.

A análise dos fatores que podem influenciar a condição corporal teve por base as três espécies com maior representatividade (*Apodemus sylvaticus*, *Crocidura russula* e *Mus spretus*), sendo que todas as outras foram excluídas da análise. Foram também retirados da análise todos os indivíduos juvenis e as fêmeas prenhas, pois a presença destes indivíduos iria gerar variações nos valores do índice. Já no caso da carga parasitária foram usados todos os indivíduos capturados, independentemente da espécie, sexo e idade.

Na segunda época de amostragem (pós-reprodução) foi necessário excluir o ponto de amostragem número 3 do eucaliptal devido ao corte inesperado dos eucaliptos em todo o talhão por parte da empresa que gere os terrenos.

**Tabela 1.** Definição e abreviaturas das variáveis utilizadas no cálculo dos diferentes modelos.

<b>Variáveis</b>	<b>Abreviatura</b>	<b>Definição</b>
<b>Ponto de amostragem</b>	ID	Identificação atribuída a cada um dos locais de amostragem; Eucaliptal – E1 até E9; Montado – M1 até M9;
<b>Espécie</b>	Sp	Espécie dos animais capturados;
<b>Sexo</b>	sex	Sexo dos indivíduos capturados;
<b>Armadilha</b>	arm	Código atribuído a cada armadilha consoante o local de captura;
<b>Habitat</b>	hbt	Habitat amostrado – Montado (M) e Eucaliptal (E);
<b>Época de amostragem</b>	est	Pré-reprodução (Outono) Pós-reprodução (Primavera);
<b>Arbóreo</b>	arbr	Presença ou ausência de árvores em todos os pontos de armadilhagem e qual o tipo;
<b>Arbustivo</b>	per_arb	Porcentagem média de subcoberto em cada um dos pontos de armadilhagem;
	med_arb	Porcentagem média de subcoberto arbustivo em cada ponto de amostragem;
<b>Distância à água</b>	dst_agu	Distância ao ponto de água mais perto de cada um dos pontos de amostragem;
<b>Distância a outro habitat</b>	dst_hbt	Distância do habitat amostrado ao habitat mais perto; Calculado para cada um dos pontos de amostragem do estudo.

### 3.1. RIQUEZA ESPECÍFICA E CAPTURAS TOTAIS

No total dos dois locais de amostragem (18 pontos de amostragem), e no decorrer das duas épocas de amostragem, foram efetuadas 1299 capturas/recapturas de 681 indivíduos pertencentes a seis espécies, sendo que 53% (N=363) das capturas ocorreram em montado e 47% (N=318) em eucaliptal. Das espécies capturadas cinco foram roedores – rato-do-campo (*Apodemus sylvaticus*), rato-das-hortas (*Mus spretus*), rato de Cabrera (*Microtus cabreræ*), rato-cego (*Microtus lusitanicus*) e rato-preto (*Rattus rattus*), e uma insetívora – musaranho-de-dentes-brancos (*Crocidura russula*) (Figura 4).

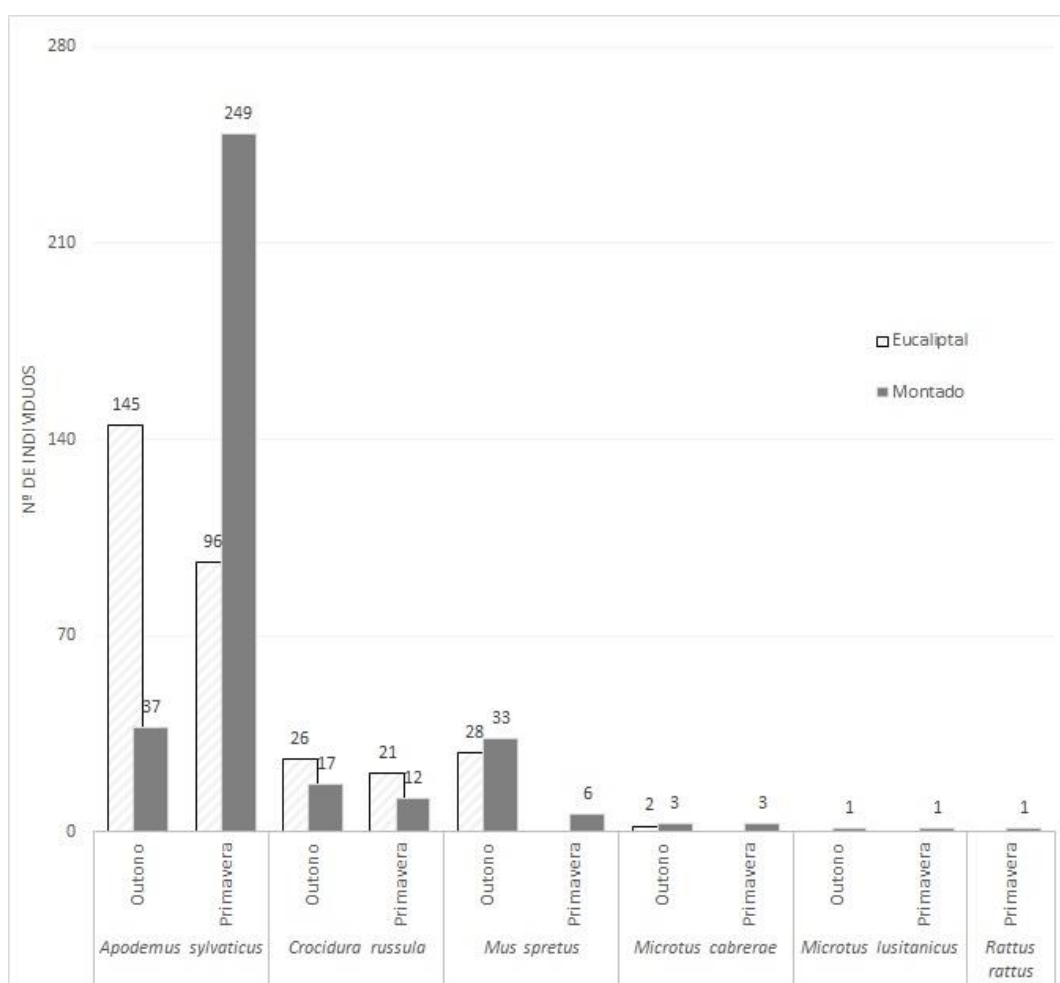


Figura 4. Capturas de micromamíferos por espécie, habitat e época de amostragem.

Tanto no eucaliptal, como no montado, a espécie dominante foi *Apodemus sylvaticus* que, no somatório das duas épocas de amostragem, obteve um total de 241 (75.8% das capturas) indivíduos no eucaliptal e 286 (78.8% das capturas) no montado. O maior número de capturas de *A. sylvaticus* ocorreu no montado durante a Primavera, embora no Outono tenha sido significativamente superior no eucaliptal (Figura 4). *Mus spretus* e *Crocidura russula* foram as outras duas espécies mais capturadas, sendo que indivíduos da espécie *Microtus cabreræ*, *Microtus lusitanicus* e *Rattus rattus* apenas foram capturados ocasionalmente, em especial no montado.

A riqueza específica de espécies por ponto de amostragem e por época de amostragem variou entre 1 e 4, embora o ponto M4 tenha revelado, no total das duas épocas de amostragem, uma riqueza específica de 5 espécies (Tabela 2).

**Tabela 2.** Número de indivíduos capturados por espécie, por época (Outono e Primavera) e por ponto de amostragem nos dois habitats amostrados (E - eucaliptal e M - montado). N/A – não amostrado.

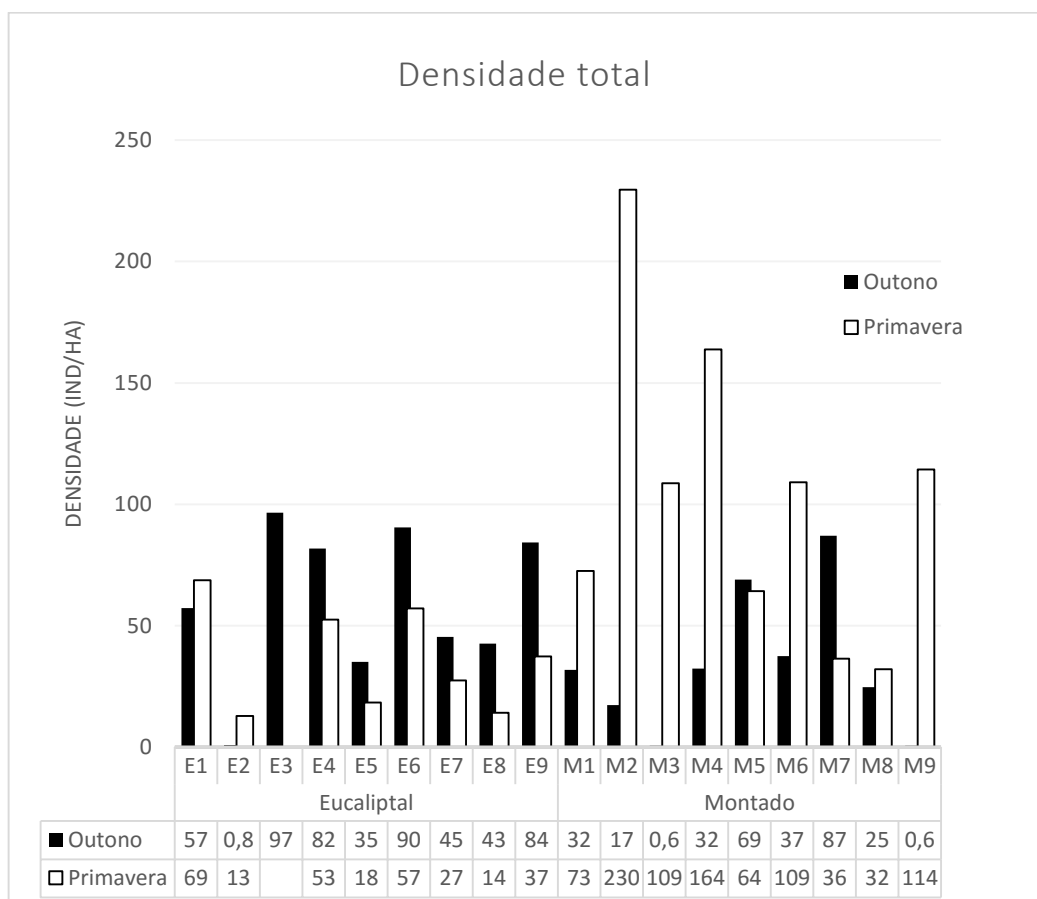
	<i>Apodemus sylvaticus</i>		<i>Crocidura russula</i>		<i>Mus spretus</i>		<i>Microtus cabreræ</i>		<i>Microtus lusitanicus</i>		<i>Rattus rattus</i>		<b>Total</b>
	Out	Prim	Out	Prim	Out	Prim	Out	Prim	Out	Prim	Out	Prim	
<b>E1</b>	12	15	6	5	7	0	0	0	0	0	0	0	45
<b>E2</b>	2	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<b>E3</b>	19	N/A	1	N/A	8	N/A	0	N/A	0	N/A	0	N/A	28
<b>E4</b>	18	14	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	37
<b>E5</b>	11	9	3	2	3	0	0	0	0	0	0	0	28
<b>E6</b>	33	21	2	2	3	0	0	0	0	0	0	0	61
<b>E7</b>	20	14	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	38
<b>E8</b>	10	5	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	19
<b>E9</b>	20	12	10	7	3	0	0	0	0	0	0	0	52
<b>Total</b>	145	96	26	21	28	0	2	0	0	0	0	0	318
<b>M1</b>	3	32	2	1	4	0	1	0	0	0	0	0	43
<b>M2</b>	3	46	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	54
<b>M3</b>	3	20	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	24
<b>M4</b>	4	28	3	7	1	0	0	2	1	1	0	0	47
<b>M5</b>	11	21	2	2	1	0	0	0	0	0	0	1	38
<b>M6</b>	4	35	0	1	9	6	1	0	0	0	0	0	56
<b>M7</b>	6	14	1	0	17	0	0	0	0	0	0	0	38
<b>M8</b>	3	17	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	24
<b>M9</b>	0	36	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39
<b>Total</b>	37	249	17	12	33	6	3	3	1	1	0	1	363

É possível verificar que o ponto E2, para além de ser o teve o menor número de indivíduos capturados, no total das duas épocas de amostragem, é também um dos pontos com menor riqueza específica.

### 3.2. DENSIDADES DE MICROMAMÍFEROS

#### 3.2.1. Densidade total

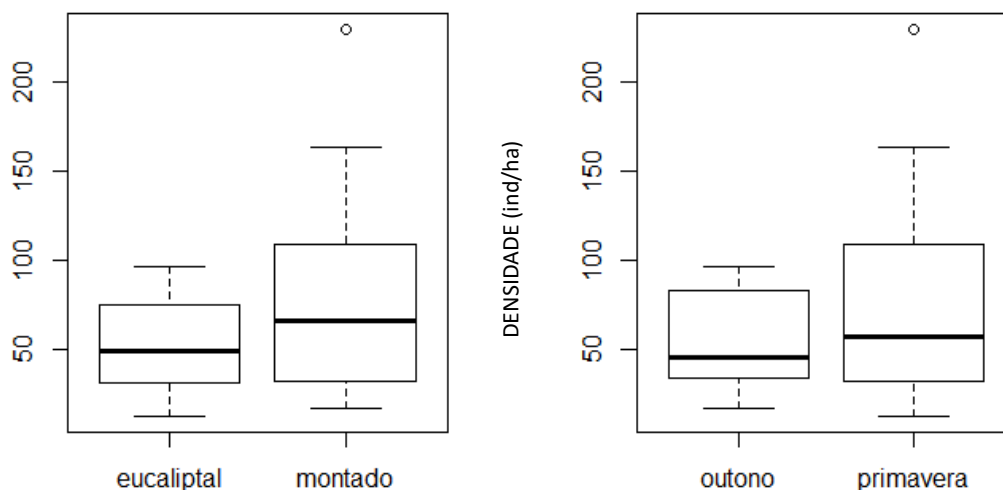
A densidade total de micromamíferos variou muito por época e entre pontos de amostragem, variando entre 84 (OUT) e 37 (PRI) ind/ha no ponto E9 e 17 (OUT) e 230 (PRI) ind/ha no ponto M2, valor máximo atingido no presente estudo (Figura 5).



**Figura 5.** Valores da densidade total de micromamíferos (ind/ha) em cada um dos pontos de amostragem por habitat e época de amostragem.

O valor do índice de *Moran I* ( $I= 0.042$ ;  $p= 0.054$ ) confirmou a inexistência de autocorrelação espacial. Isto revela que a densidade total de micromamíferos nos diferentes locais de amostragem nas duas épocas de amostragem não está dependente da localização espacial dos pontos de amostragem.

A densidade total de micromamíferos apresenta uma distribuição não normal ( $W=0.847$ ;  $p=0.00036$ ), sem homogeneidade das variâncias entre os habitats (Levene's Test=5.012,  $p=0.032$ ) mas com homogeneidade entre épocas de amostragem (Levene's Test=3.805,  $p=0.061$ ). Não detetamos diferenças significativas da densidade total entre habitats e época de amostragem ( $U_{\text{habitat}} = 99$ ;  $U_{\text{Estação}} = 120$ ;  $p>0.05$ ; Figura 6).



**Figura 6.** Variação da densidade total de micromamíferos consoante o habitat (eucaliptal e montado) e a época de amostragem (Outono e Primavera).

Apesar de não se detetarem diferenças estatisticamente significativas as densidades médias de micromamíferos no montado e na Primavera foram superiores.

De todos os modelos criados ( $N=32$ ) para analisar que variáveis poderiam estar a influenciar a densidade total de micromamíferos, 23 GLMM cumprem os critérios definidos previamente. Na Tabela 3 são listados os melhores modelos por ordem crescente de AICc (ver o significado dos acrónimos na Tabela 1), encontrando-se a lista completa no Anexo II.

**Tabela 3.** Modelos GLMM referentes à variação da densidade total de micromamíferos, que cumpriram os requisitos de  $W \leq 0.95$  para a seleção dos melhores modelos.

Variável	AICc	$\Delta$ AICc	Weight
med_arb	337.0	0.00	0.18
hbt + med_arb	337.8	0.89	0.11
dst_agu + med_arb	338.1	1.09	0.10
est + med_arb	338.9	1.99	0.07
hbt	339.5	2.50	0.05
dst_habt + med_arb	339.5	2.59	0.05

hbt + dist_agu + med_arb	339.6	2.60	0.05
null model	339.6	2.67	0.05
hbt + dst_habt + med_arb	339.8	2.85	0.04
hbt + dst_habt	339.9	2.94	0.04
est + hbt + med_arb	340.1	3.12	0.04
est + dst_agu + med_arb	340.3	3.31	0.03
dst_agu + dst_habt + med_arb	340.8	3.85	0.03
est	341.1	4.10	0.02
est + hbt	341.2	4.22	0.02
dst_agu	341.5	4.57	0.02
dst_habt	341.7	4.72	0.02
est + dst_habt + med_arb	341.7	4.77	0.02
hbt + dst_agu + dst_habt + med_arb	341.8	4.79	0.02
hbt + dst_agu	341.8	4.81	0.02
est + hbt + dst_habt	341.9	4.93	0.02
est + hbt + dst_agu + med_arb	342.0	5.08	0.01
est + hbt + dst_habt + med_arb	342.3	5.30	0.01

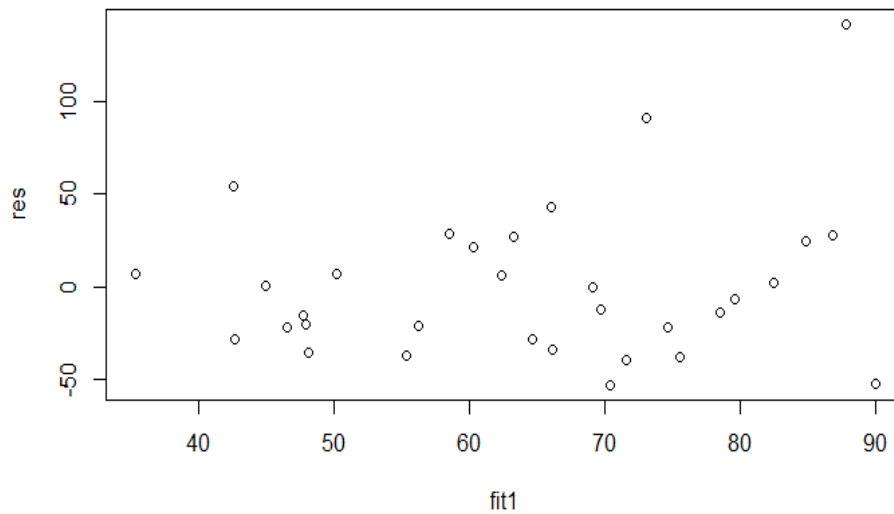
Os modelos considerados mais adequados incluem todas as variáveis consideradas: época de amostragem, habitat, percentagem média de subcoberto arbustivo, distância à água e distância a outros habitats (Tabela 4). No entanto, considerando o modelo médio construído a partir destes melhores modelos, a sua influência na variação da densidade total de micromamíferos foi distinta (Tabela 4).

**Tabela 4.** Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da densidade total de micromamíferos.

Variáveis	Estimate	Std error	CI (90%)	
(Intercept)	29.995	27.982	-16.924	76.915
media_arbustivo	1.936	0.916	0.382	3.491
as.factor(habitat) montado	23.475	17.197	-5.661	52.610
dist_agua	-0.024	0.023	-0.063	0.015
as.factor(estacao)Primavera	12.384	15.812	-14.491	39.259
dist_habit	-0.042	0.064	-0.150	0.065

Tendo em conta a variação do CI, a única variável para a qual é possível determinar a direção do seu efeito na densidade total de micromamíferos é a percentagem média de subcoberto arbustivo, que está positivamente relacionada com a variável dependente, ou seja, a densidade total de micromamíferos é maior onde a percentagem média de subcoberto arbustivo é também mais elevada.

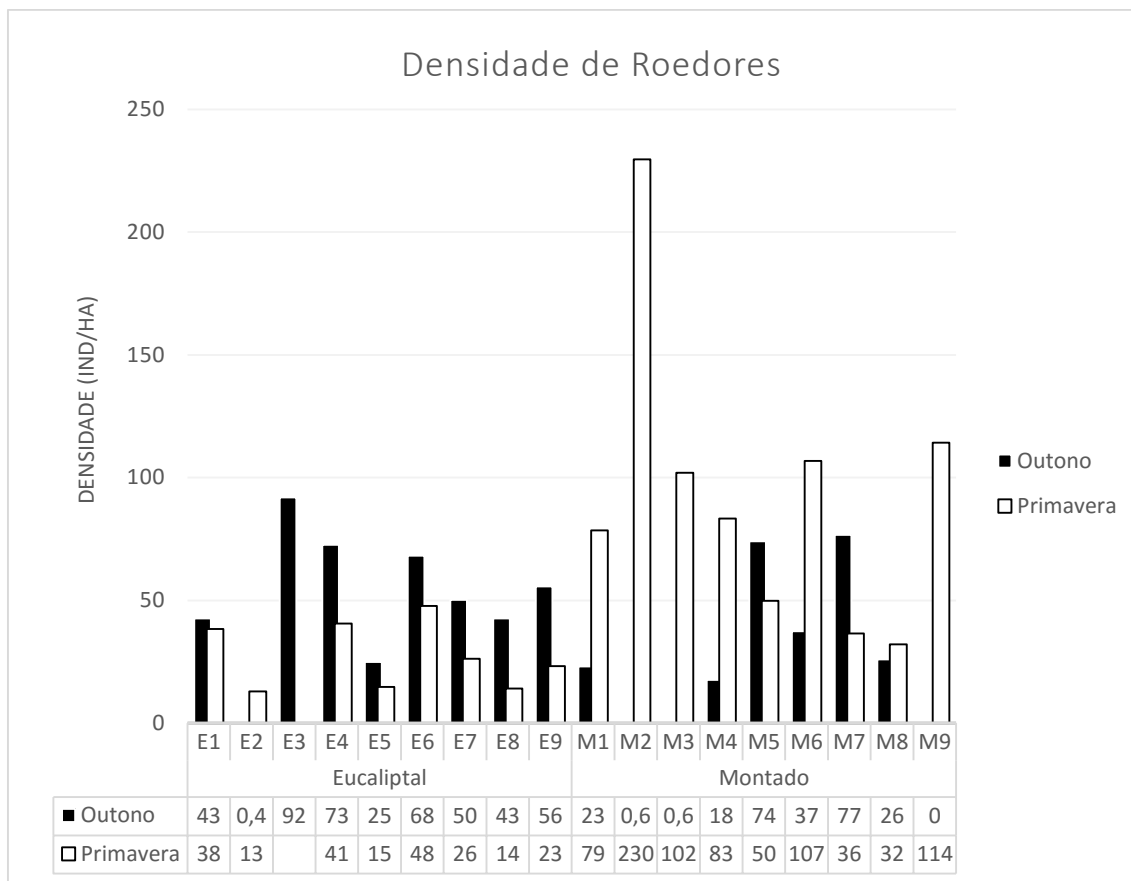
Na Figura 7 podemos verificar que apesar de se registrar uma tendência para uma maior variância nos resíduos para valores mais elevados de densidade, a mesma não aparenta ser muito significativa.



**Figura 7.** Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da densidade total de micromamíferos.

### 3.2.2. Densidade de roedores

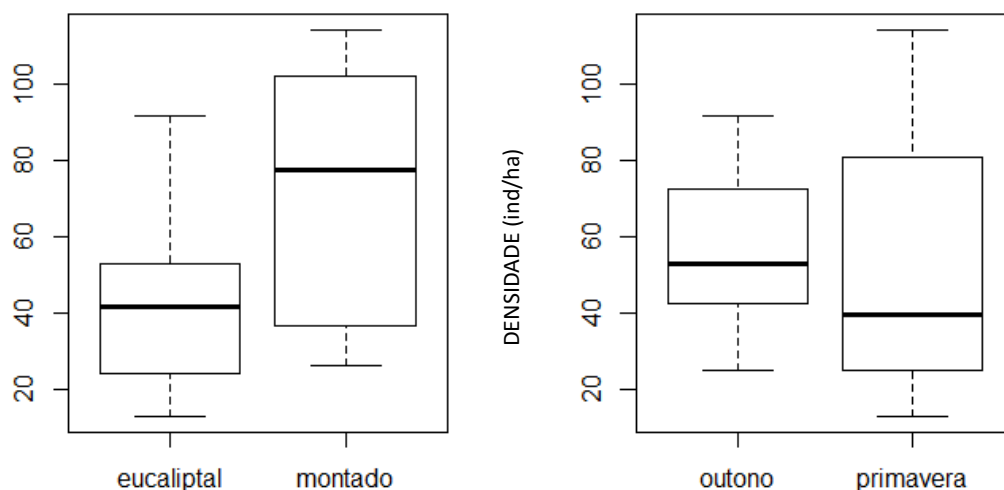
O padrão detetado para a densidade total de micromamíferos é extensível ao detetado para a densidade de Roedores (Figura 8). Observa-se assim uma grande variabilidade na densidade entre época de amostragem e habitat, embora o ponto de amostragem M2 na Primavera apresente igualmente os maiores valores de densidade de roedores - 230 ind/ha.



**Figura 8.** Valores da densidade de roedores (ind/ha) em cada um dos pontos de amostragem por habitat e época de amostragem.

O índice de *Moran I* ( $I= 0.115$ ;  $p= 0.002$ ) revelou a existência de autocorrelação espacial significativa, revelando que a densidade de roedores nos diferentes locais de amostragem nas duas épocas apresenta dependência espacial locais.

Os testes de normalidade permitem-nos aceitar a hipótese de normalidade dos dados da densidade de roedores ( $W= 0.935$ ;  $p= 0.100$ ), a hipótese de homogeneidade das variâncias foi também ela aceite para os dados selecionados (Levene's Test<sub>habitat</sub>=3.263; Levene's Test<sub>estação</sub>=2.791;  $p>0.05$ ). Apesar de as densidades de roedores atingirem os valores mais elevados na Primavera (Figura 8), os valores médios são ligeiramente mais reduzidos nesta (Figura 9), não foram detetadas diferenças significativas entre as duas épocas de amostragem ( $t_{Estação}= 0.343$   $p> 0.05$ ); o mesmo já não se verificou para os dois habitats ( $t_{habitat}= -2.465$   $p< 0.027$ ), tendo sido registada uma densidade significativamente mais elevada de roedores no montado (Figura 9).



**Figura 9.** Variação da densidade de roedores consoante o habitat (eucaliptal e montado) e a época de amostragem (Outono e Primavera).

Os modelos GLMM construídos para avaliar que variáveis podem estar a influenciar a variabilidade observada na densidade de roedores encontram-se resumidos na Tabela 5 onde estão representados os modelos mais adequados aos dados, ordenados de acordo com os valores crescentes de AICc. A lista completa dos modelos encontra-se no Anexo II.

**Tabela 5.** Modelos GLMM referentes à variação da densidade de roedores que cumpriram os requisitos de  $W \leq 0.95$  para seleção dos melhores modelos (Ver significado dos acrónimos na Tabela 1).

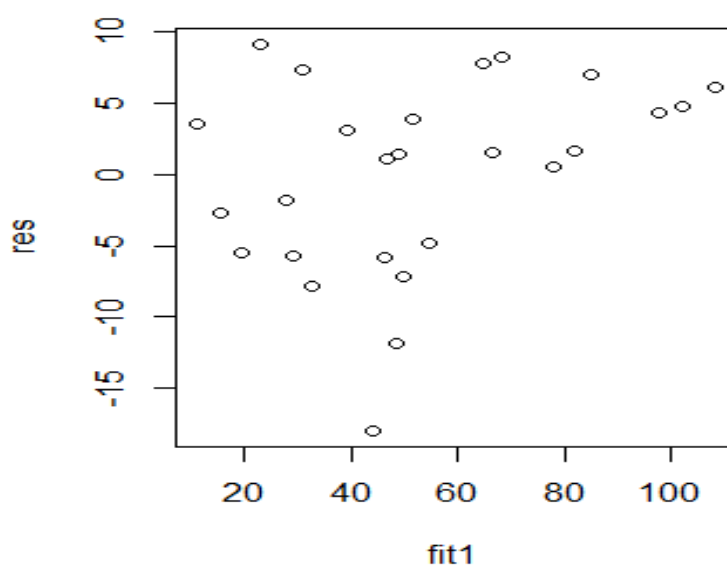
Variável	AICc	$\Delta AICc$	Weight
est + hbt	227.13	0.00	0.51
est + hbt+ med_arb	227.98	0.83	0.33
est + hbt + dst_hbt	229.51	2.38	0.16

Os três GLMM considerados mais adaptados à variabilidade dos dados ( $W \leq 0.95$ ), incluem as variáveis época de amostragem, habitat, percentagem média de cobertura do subcoberto arbustivo e distância a outros habitats. É possível determinar que, com exceção da percentagem média de cobertura do subcoberto arbustivo, todas as restantes variáveis, influenciam a densidade de roedores uma vez que apenas nestas os intervalos de confiança não cruzam o 0 (Tabela 6). Assim, os resultados dos GLMM revelam que o montado influencia positivamente a densidade de roedores, enquanto a Primavera e a distância a outro habitat demonstram uma influência negativa.

**Tabela 6.** Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da densidade de roedores.

Variáveis	Estimate	Std error	CI (90%)	
(Intercept)	49.725	16.396	22.076	77.374
as.factor(estacao) Primavera	-20.713	5.142	-29.567	-11.859
as.factor(habitat) montado	42.674	14.030	18.657	66.691
media_arbustivo	0.862	0.651	-0.261	1.985
dist_habit	-0.105	0.042	-0.177	-0.033

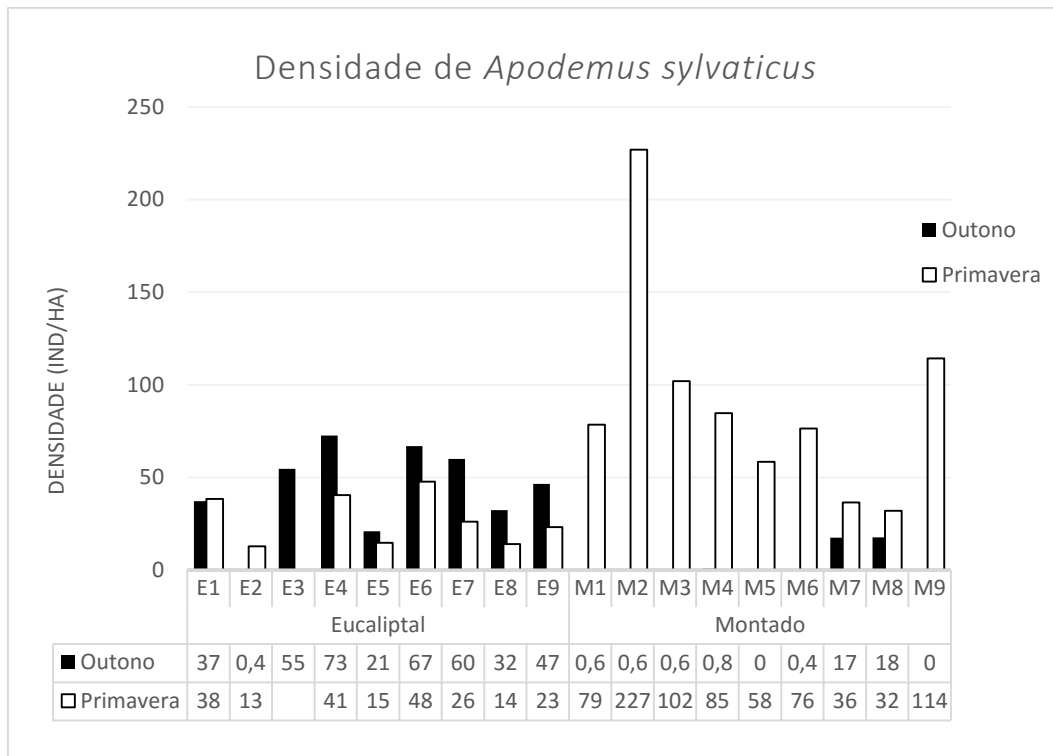
Na Figura 10 podemos verificar a existência de alguma heterogeneidade na variância nos resíduos, em especial para valores medianos de densidade.



**Figura 10.** Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da densidade de roedores.

### 3.2.3. Densidade de *Apodemus sylvaticus*

Devido ao elevado número de rato-do-campo capturados - 527 animais no total das duas épocas do ano nos dois habitats - e ao elevado número de recapturas, foi possível calcular a densidade apenas para esta espécie (Figura 11).

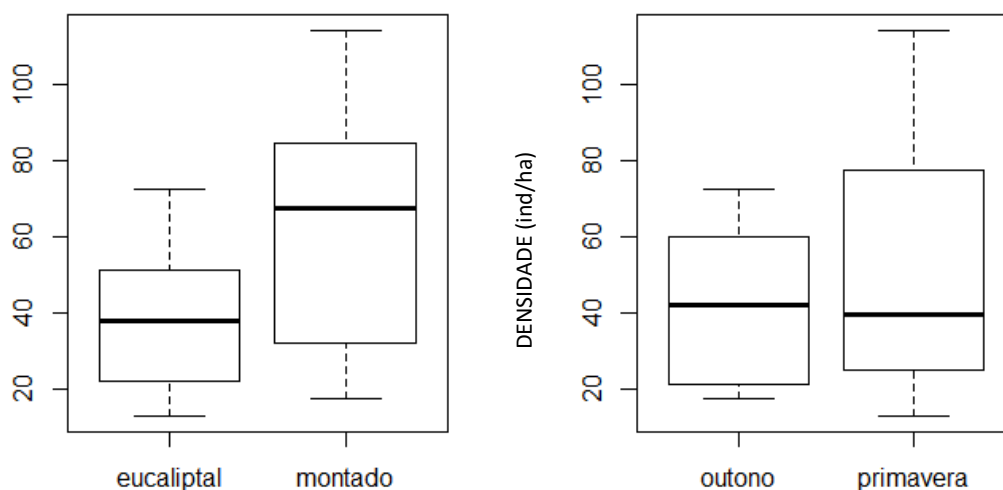


**Figura 11.** Valores da densidade (ind/ha) de *Apodemus sylvaticus* em cada um dos pontos de amostragem por habitat e época de amostragem.

À semelhança do observado para o total de micromamíferos e para os roedores, o mesmo padrão de variabilidade espacial e temporal nas densidades médias foi detetado para *Apodemus sylvaticus*, com o local de amostragem M2 na Primavera a atingir os valores mais elevados (Figura 11).

O valor obtido para o índice de *Moran I* ( $I= 0.067$ ;  $p= 0.03$ ) também aqui revela a existência de autocorrelação espacial, ou seja, que a densidade de *Apodemus sylvaticus* nos diferentes locais de amostragem nas duas épocas apresenta dependência espacial.

Também a hipótese de normalidade dos dados de densidade de *A. sylvaticus* foi aceite ( $W= 0.930$ ;  $p= 0.077$ ), bem como a da homogeneidade das variâncias entre estações (Levene's Test=2.632,  $p>0.05$ ), mas não entre habitats (Levene's Test=7.601,  $p=0.011$ ), não tendo sido igualmente possível detetar diferenças significativas nas densidades entre habitats e épocas de amostragem ( $U_{\text{habitat}}= 48$ ;  $U_{\text{Estação}}= 74$ ;  $p >0.05$ ; Figura 12), embora os valores maiores tenham sido estimados para a Primavera (ex. M2 na Figura 11).



**Figura 12.** Variação da densidade de *Apodemus sylvaticus* consoante o habitat (eucaliptal e montado) e a época de amostragem (Outono e Primavera).

Os modelos GLMM com menor AICc, e que cumprem o critério para serem considerados melhores modelos ( $W \leq 0.95$ ), estão listados na Tabela 7 com ordem crescente de AICc. A lista completa dos modelos da densidade de *Apodemus sylvaticus* encontra-se no Anexo II.

**Tabela 7.** Modelos GLMM referentes à variação da densidade de *Apodemus sylvaticus* que cumpriram os requisitos de  $W \leq 0.95$  para a seleção dos melhores modelos. (Ver significado dos acrónimos na Tabela 1).

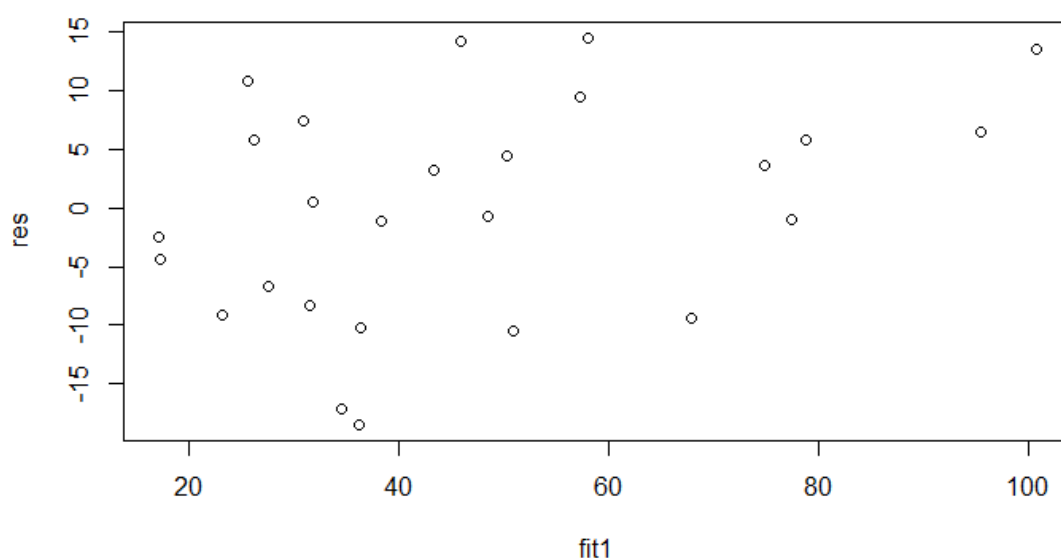
Variável	AICc	$\Delta AICc$	Weight
est + hbt + dst_hbt	228.66	0.00	0.38
est + hbt	230.00	1.34	0.19
est + hbt + med_arb	230.08	1.42	0.19
est + hbt + dst_hbt + med_arb	230.17	1.51	0.18
hbt + dst_hbt	233.26	4.60	0.04
hbt	234.25	5.59	0.02

Estes 6 modelos podem ser considerados mais adequados aos dados recolhidos, e integram as variáveis época do ano, habitat, percentagem média de cobertura do subcoberto arbustivo e distância a outros habitats. Na Tabela 8 estão listadas as variáveis que influenciam a densidade de *Apodemus sylvaticus* e os respetivos intervalos de confiança. No entanto, apenas para duas dessas variáveis (i.e. aquelas cujos IC não cruzam o zero) é possível estabelecer o tipo de relação com a densidade de *A. sylvaticus* (a sombreado na Tabela 8): habitat e a distância a outro habitat. Assim, a densidade de *Apodemus sylvaticus* é maior no montado e quando a distância a outro habitat é menor.

**Tabela 8.** Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da densidade de *Apodemus sylvaticus*.

Variáveis	Estimate	Std error	CI (90%)	
(Intercept)	47.195	18.781	15.717	78.673
as.factor(estacao) Primavera	-10.220	6.353	-21.170	0.729
as.factor(habitat) montado	42.717	14.234	18.542	66.891
dist_habit	-0.122	0.036	-0.183	-0.061
media_arbustivo	0.882	0.623	-0.190	1.954

Na Figura 13 podemos verificar uma tendência para haver uma maior variância nos resíduos para valores mais reduzidos de densidade, embora pouco significativa.



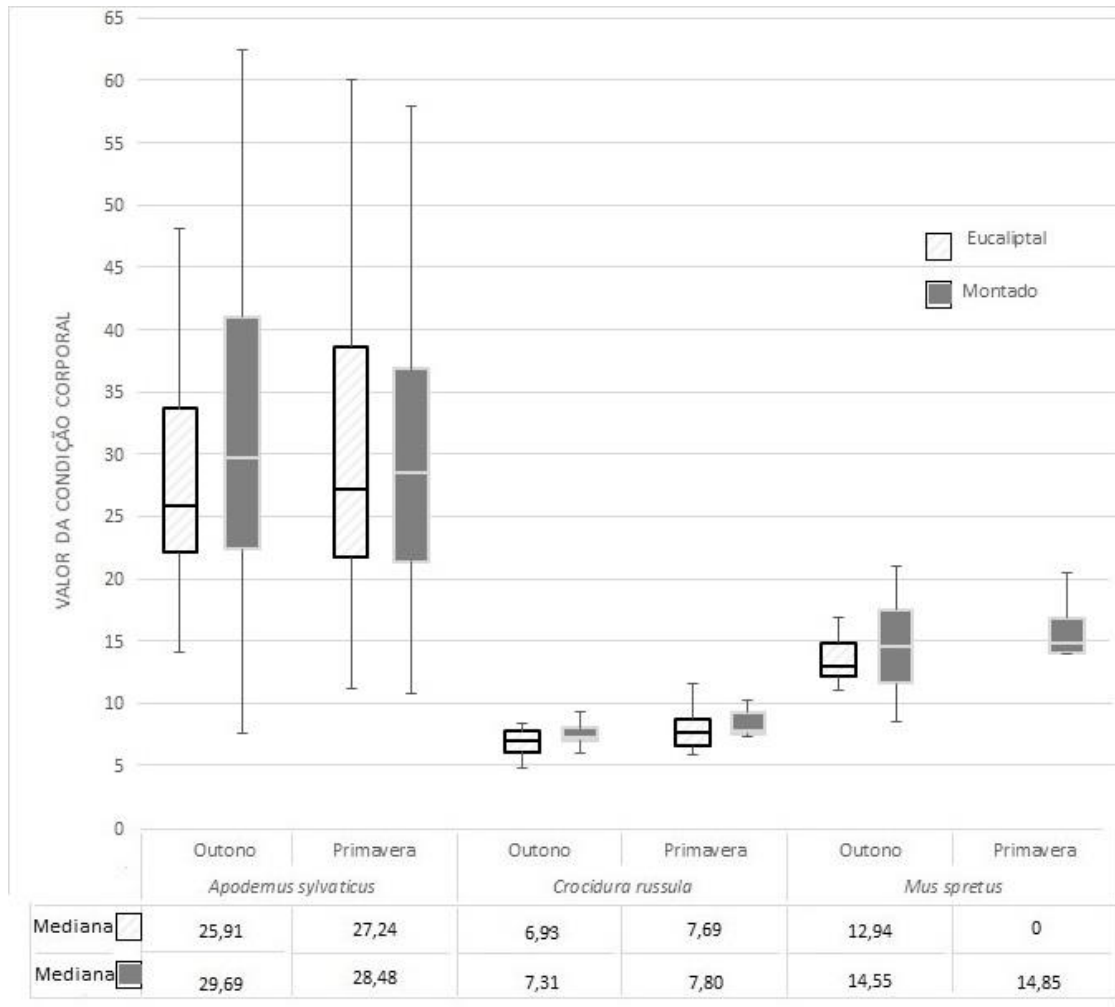
**Figura 13.** Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da densidade de *Apodemus sylvaticus*.

### 3.3. CONDIÇÃO FÍSICA DOS MICROMAMÍFEROS

A análise dos fatores que influenciam a condição física dos animais foi efetuada utilizando três abordagens diferentes, mas complementares: a condição corporal, a carga parasitária e análises de alguns parâmetros da urina.

### 3.3.1. Condição corporal

A condição corporal apresentou uma ligeira variação entre espécie e época de amostragem (Figura 14).



**Figura 14.** Valores da condição corporal das espécies *Apodemus sylvaticus*, *Crocidura russula* e *Mus spretus* por época de amostragem (Outono e Primavera) em cada um dos habitats (eucaliptal e montado).

*Apodemus sylvaticus* revela uma melhor condição corporal no montado no Outono, contudo existe uma variação entre habitats consoante a estação do ano. As espécies *Crocidura russula* e *Mus spretus* revelaram, apesar de pouco expressiva, uma melhor condição corporal na Primavera em especial no montado, ainda que o facto de não ter sido capturado nenhum exemplar da espécie *Mus spretus* no eucaliptal na Primavera não ter permitido calcular a condição corporal para essa espécie nessa época.

O cálculo do índice de *Moran I* ( $I = 0.055$ ;  $p < 0.001$ ) voltou a revelar a existência de autocorrelação espacial significativa, ou seja uma dependência espacial na respectiva condição física. Os GLMM construídos para analisar a variabilidade na condição corporal dos indivíduos capturados encontram-se resumidos na Tabela 9, onde os melhores modelos ( $W \leq 0.95$ ) estão listados por ordem crescente de AICc. A lista completa dos modelos encontra-se no Anexo II.

**Tabela 9.** GLMM referentes à variação da condição corporal que cumpriram os requisitos de  $W \leq 0.95$  para a seleção dos melhores modelos.

Variável	AICc	$\Delta$ AICc	Weight
arbr + est + hbt + sex	4354.44	0.00	0.45
arbr + est + sex	4354.58	0.14	0.42
arbr + hbt + sex	4357.06	2.62	0.12

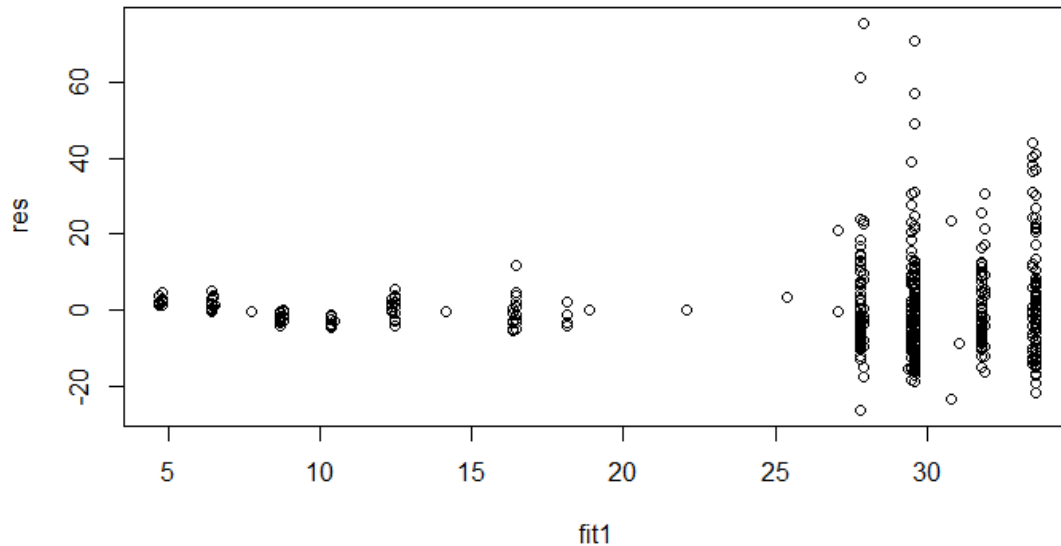
Os três modelos identificados como melhores incluem, no seu conjunto, as variáveis: tipo de árvore, época de amostragem, habitat e sexo. Os coeficientes de cada uma das variáveis, bem como o erro padrão e os respectivos intervalos de confiança do melhor modelo, encontram-se na Tabela 10.

**Tabela 10.** Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da condição corporal.

Variáveis	Estimate	Std. Error	CI (90%)	
(Intercept)	18.945	6.934	7.521	30.370
as.factor(arboreo) carrasco	-7.510	12.201	-27.613	12.593
as.factor(arboreo) carvalho	-14.627	12.223	-34.766	5.511
as.factor(arboreo) medronheiro	2.923	7.149	-8.855	14.702
as.factor(arboreo) pinheiro	0.014	1.528	-2.504	2.532
as.factor(arboreo) sobreiro	-2.414	5.492	-11.463	6.635
as.factor(estacao) Primavera	1.935	1.188	-0.022	3.892
as.factor(habitat) montado	0.156	1.237	-1.881	2.194
as.factor(sexo) Macho	-3.989	1.050	-5.719	-2.260

Tendo em conta os valores dos IC, apenas é possível determinar que a única variável que tem efeito na condição corporal é o sexo (apenas para esta o IC não cruza o zero), revelando que os machos têm uma condição corporal menor comparativamente com as fêmeas.

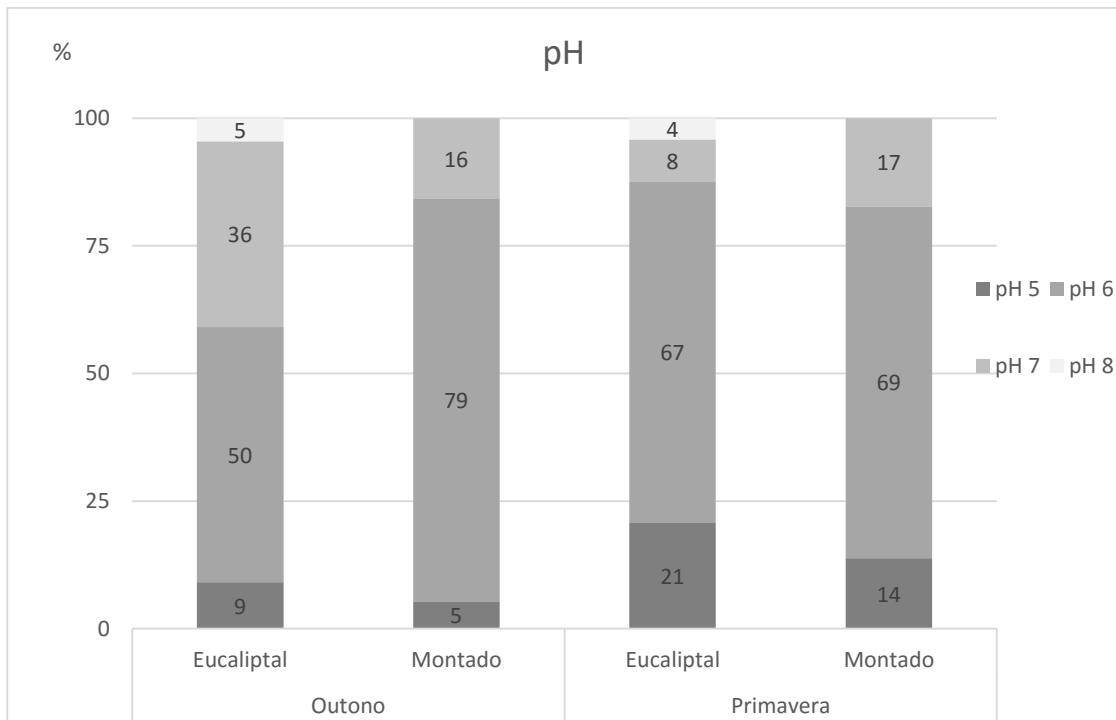
Na Figura 15 podemos verificar que apesar de se observar uma tendência para haver uma maior variância nos resíduos para valores mais elevados de condição corporal, esta diferença poderá estar relacionada com o facto de termos menos animais com menor condição corporal (i.e. uma amostragem desequilibrada).



**Figura 15.** Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da condição corporal dos micromamíferos.

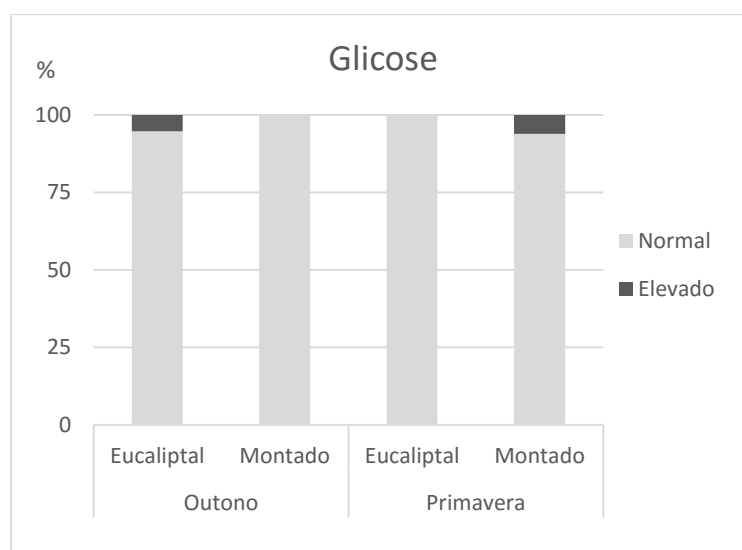
### 3.3.2 Análise dos parâmetros urinários

A análise dos parâmetros de urina foi realizada apenas para a espécie *Apodemus sylvaticus*, devido ao reduzido número de testes recolhidos para as restantes espécies. Os diversos parâmetros de urina em estudo apresentam variações no padrão intraespecífico. Assim, em relação aos valores de pH, é possível analisar através da Figura 16, que a maioria dos animais capturados, independentemente do habitat ou da época do ano, obtiveram um valor de pH de 6. Já o pH 8, apesar de pouco significativo encontra-se presente unicamente em indivíduos capturados no eucaliptal.

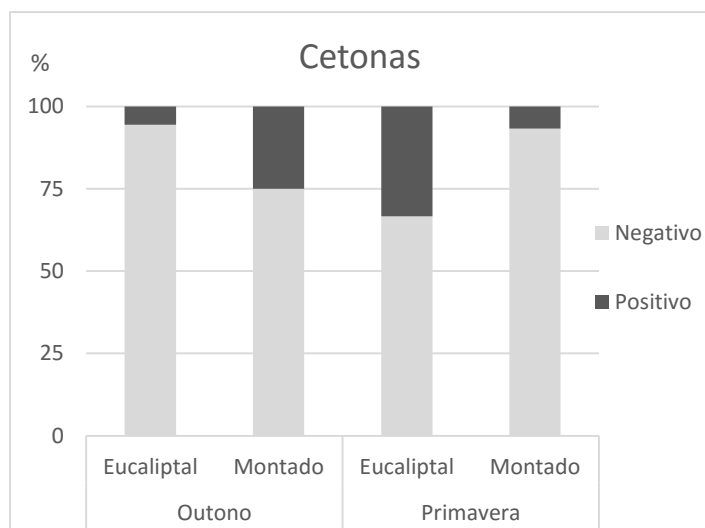


**Figura 16.** Valor de pH da urina de *Apodemus sylvaticus*.

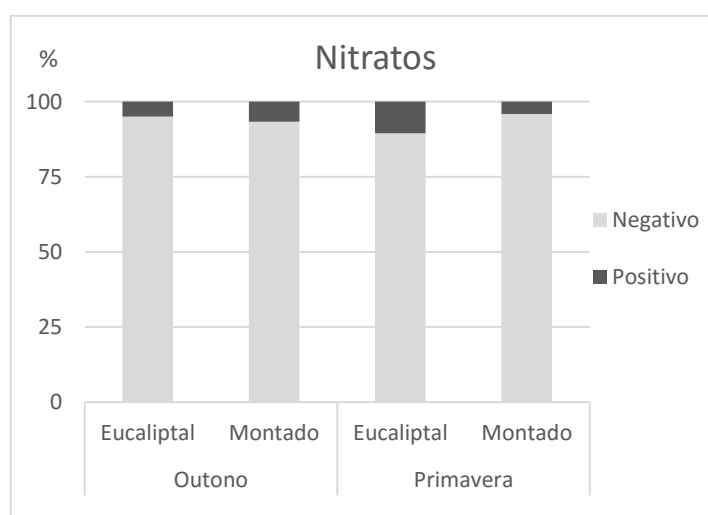
Analisando o parâmetro de glicose (Figuras 17), é possível verificar que os valores presentes na urina dos animais são maioritariamente normais. Nas cetonas e nitratos (Figuras 18 e 19 respetivamente), verifica-se que estes parâmetros foram pouco detetados na urina dos animais, exceto as cetonas em indivíduos capturados no eucaliptal na Primavera, detetada em 35% dos animais em que o teste foi efetuado (Figura 19).



**Figura 17.** Valor de glicose presente na urina de *Apodemus sylvaticus*.

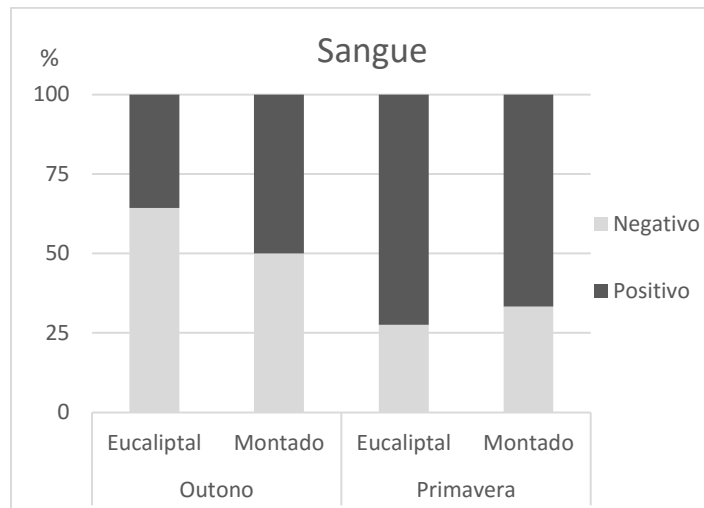


**Figura 19.** Valor de cetonas presentes na urina de *Apodemus sylvaticus*.



**Figura 18.** Valor de nitratos presentes na urina de *Apodemus sylvaticus*.

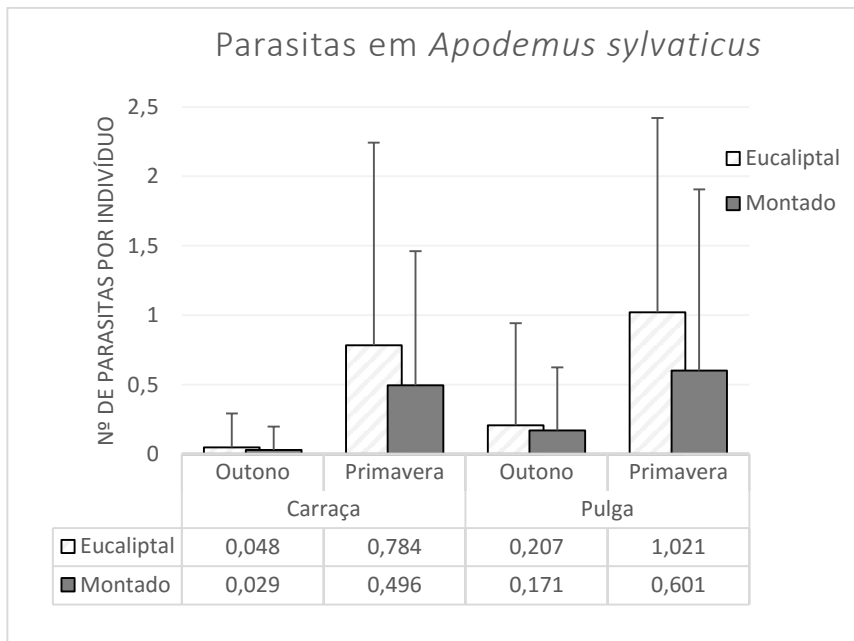
No caso da ocorrência de sangue na urina, é possível verificar através da Figura 20 que a sua detecção nas análises é relativamente frequente. Na Primavera, quase 73% dos micromamíferos do eucaliptal e 67% do montado apresentam sangue na urina, sendo a sua presença menos acentuada no Outono (35 e 50% dos testes, no eucaliptal e montado respetivamente).



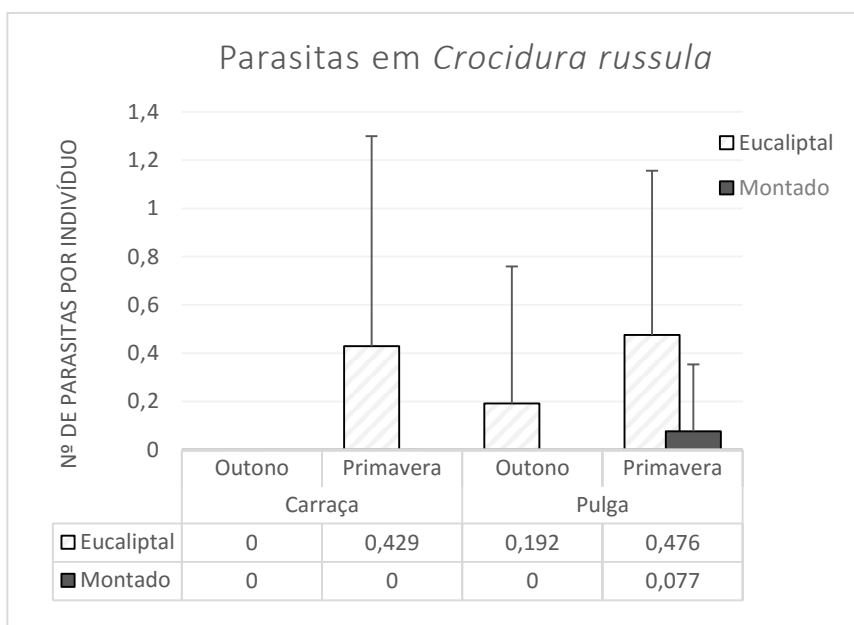
**Figura 20.** Presença de sangue na urina de *Apodemus sylvaticus*.

### 3.3.3 Carga parasitária

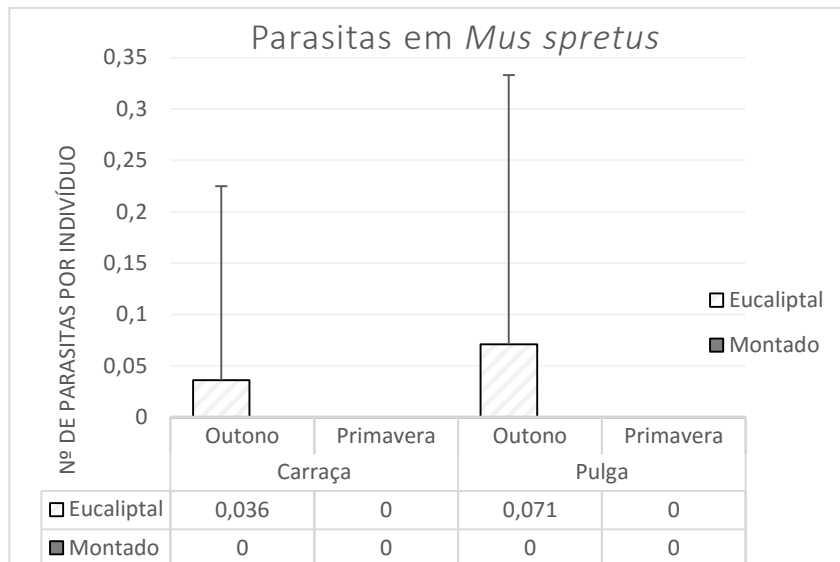
No total do período de estudo foram recolhidos 566 ectoparasitas: 305 pulgas e 261 carraças. As Figuras 21, 22 e 23 ilustram o número médio de ectoparasitas por micromamífero, recolhidos nas três espécies mais capturadas ao longo do estudo, sendo possível verificar uma maior carga parasitária no eucaliptal, comparativamente ao montado, e na Primavera, à exceção da espécie *Mus spretus* (facto provavelmente influenciado pelo reduzido número de capturas na Primavera). É possível também observar uma maior carga parasitária em *Apodemus sylvaticus* comparativamente às outras duas espécies, e dentro dos parasitas o número médio de pulgas é superior ao das carraças em ambas as estações.



**Figura 21.** Valor médio de ectoparasitas detetados por indivíduo de *Apodemus sylvaticus* e respetivo desvio padrão.



**Figura 22.** Valor médio de ectoparasitas detetados por indivíduo *Crocidura russula* e respetivo desvio padrão.



**Figura 23.** Valor médio de ectoparasitas detetados por indivíduo de *Mus spretus* e respetivo desvio padrão.

O índice de *Moran I* ( $I = 0.053$ ;  $p < 0.001$ ) voltou a revelar a existência de autocorrelação espacial significativa, indicando que a carga parasitária dos micromamíferos nas duas épocas de amostragem mostra dependência espacial. Os modelos Lineares Generalizados Mistos construídos para analisar a variabilidade na carga parasitária das três espécies, encontram-se resumidos na Tabela 11, estando ordenados por ordem crescente de AICc. Utilizando o critério anteriormente usado para selecionar os melhores modelos ( $W \leq 0.95$ ), apenas seria selecionado um modelo que teria apenas 57% de probabilidade de ser o melhor modelo, assim, optámos, neste caso específico por usar um outro critério também usado para selecionar os modelos mais adequados ( $\Delta AIC < 2$ ; Tabela 11). A lista completa dos modelos encontra-se no Anexo II.

**Tabela 11.** GLMM referentes à variação da carga parasitária que cumpriram os requisitos de  $\Delta AIC < 2$  para a seleção dos melhores modelos.

Variável	AICc	$\Delta AICc$	Weight
est + hbt + sex + sp	1431.7	0.00	0.571
est + hbt + sex + sp + per_arbs	1432.4	0.70	0.402

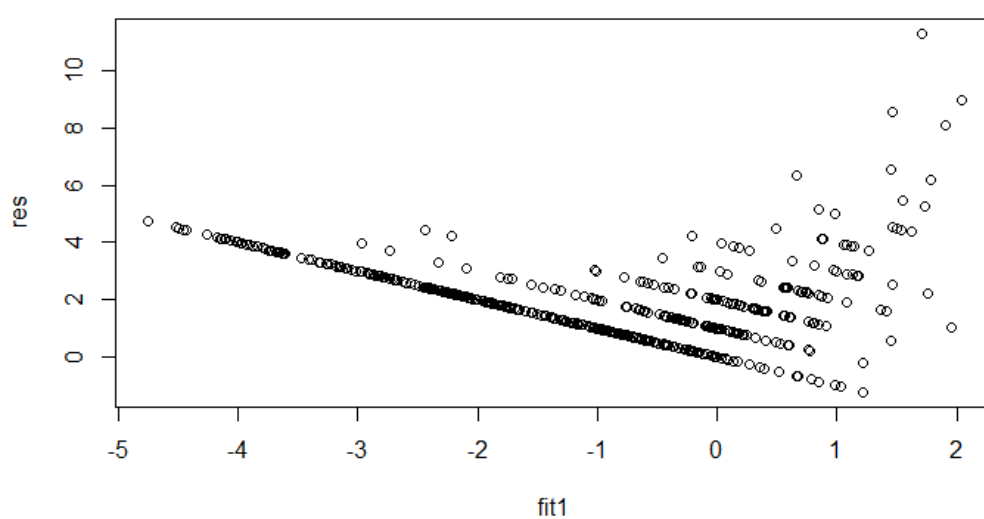
Apenas dois modelos foram considerados mais adequados aos dados e incluem as variáveis época de amostragem, espécie, habitat, sexo e percentagem de cobertura do subcoberto arbustivo. Os coeficientes de cada uma das variáveis, bem como o erro padrão e os respetivos intervalos de confiança do melhor modelo, encontram-se na Tabela 12.

**Tabela 12.** Coeficientes, respetivo erro padrão e intervalos de confiança a 90% das variáveis incluídas no modelo médio da carga parasitária.

Variáveis	Estimate	Std error	CI (90%)	
(Intercept)	-1.960	0.220	-2.321	-1.598
as.factor(estacao) Primavera	1.975	0.180	1.678	2.271
as.factor(habitat) montado	-0.532	0.173	-0.816	-0.247
as.factor(sexo) Macho	0.491	0.118	0.297	0.685
as.factor(sp) <i>Crocidura russula</i>	-0.762	0.256	-1.184	-0.340
as.factor(sp) <i>Mus spretus</i>	-1.600	0.607	-2.599	-0.599
per_arbustivo	-0.005	0.005	-0.013	0.002

Apenas para a percentagem de subcoberto arbustivo não é possível identificar o sentido da influência da variável (uma vez que o IC cruza o 0). Em relação às restantes variáveis é possível observar que: a) existe uma maior prevalência de parasitas na estação da Primavera em relação ao Outono; b) os micromamíferos apresentam mais parasitas no habitat eucaliptal em comparação com o montado; c) os machos são mais parasitados em comparação com as fêmeas; e d) *Apodemus sylvaticus* tem, em média, um maior número de ectoparasitas por indivíduo quando comparada com as outras duas espécies em estudo.

Na Figura 24 podemos verificar que o modelo criado apresenta uma variação mais clara na variância dos resíduos, quando comparada com os anteriores. É evidente que o modelo lida menos bem com os vários 0 da matriz (animais em que não foram detetados parasitas), havendo igualmente uma tendência para haver uma maior variância nos resíduos para valores mais elevados de carga parasitária.



**Figura 24.** Variação dos resíduos (res) em função dos valores ajustados (fit1) do modelo médio da carga parasitária dos micromamíferos.

## DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

### 4.1 RIQUEZA ESPECÍFICA E CAPTURAS TOTAIS

Apesar do conhecimento prévio sobre a comunidade de mamíferos que habita a Charneca do Infantado na Companhia das Lezírias (Gonçalves et al., 2012; Gonçalves et al., 2013), a ausência de dados relativos à unidade de paisagem que é o eucaliptal tem limitado o conhecimento sobre a biodiversidade da região como um todo. Nesta primeira abordagem foi possível confirmar a presença de três espécies de roedores (*Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus* e *Microtus cabreræ*) e de um insetívoro (*Crocidura russula*), representando apenas 40% da diversidade inventariada nas outras unidades de paisagem da região (Gonçalves et al., 2012; Gonçalves et al., 2013), dados parcialmente confirmados na área de montado, que serviu de controlo neste estudo (do total de 10 espécies documentadas confirmou-se a presença de seis – as referidas para o eucaliptal e os roedores *Microtus lusitanicus* e *Rattus rattus*). Outros estudos realizados neste último habitat revelaram igualmente a existência de mais quatro espécies, contudo não foram detetadas, devido a preferências de habitats muito específicos (e.g. ratazana *Rattus norvegicus*, encontrada associada a habitats aquáticos; toupeira *Talpa occidentalis*, por habitar no subsolo) ou pelas suas dimensões, impedindo a captura com as armadilhas disponíveis (e.g. ouriço *Erinaceus europæus*; Macdonald e Barrett 2002). A ausência de capturas da espécie *Suncus etruscus* deverá estar associado à natural baixa abundância desta espécie nas zonas em estudo (Gonçalves et al., 2013).

Com este estudo foi possível comprovar que, de facto, a riqueza de espécies no eucaliptal é ligeiramente menor (apenas menos duas espécies) do que a detetada na floresta nativa (i.e. montado), nas duas épocas distintas do ciclo de vida dos micromamíferos, estando possivelmente relacionado com a disponibilidade e variedade de alimento e água em cada um dos habitats. No entanto uma vez que não efetuamos uma avaliação da distribuição e disponibilidade destes recursos não podemos confirmar esta hipótese.

Em ambos os habitats, o número total de indivíduos capturados foi bastante próximo (45 indivíduos de diferença) nos dois habitats, mas o montado apresentou o valor mais elevado. Nas zonas de eucaliptal, ocorreu um decréscimo no total de indivíduos capturados por espécie da primeira época de amostragem para a segunda, inversamente ao que foi observado no montado mas unicamente para a espécie *Apodemus sylvaticus*, aumentando consideravelmente o número de indivíduos capturados na época pós-reprodutiva. O mesmo foi descrito igualmente por Rosário e Mathias (2004) para o rato-do-campo numa área de montado a cerca de 100km da Charneca do Infantado.

O decréscimo do número de micromamíferos capturados bem como do número de espécies, entre épocas de amostragem, contraria o esperado e registado por diferentes autores (p. e.: Fernandez et al., 1996; Rosário e Mathias, 2004). Este resultado poderá estar relacionado com uma maior perturbação humana na área do eucaliptal na Primavera, associada à intervenção no terreno para corte de árvores nos talhões.

No Outono o número de capturas no eucaliptal contrariou também o esperado, i.e. que no montado, um habitat nativo e reconhecidamente mais importante em termos de biodiversidade, o número de capturas seria superior ao do eucaliptal. Contudo não é possível assumir estes resultados como definitivos uma vez que existe uma grande variabilidade inter-anual no número de pequenos mamíferos (Fernandez et al., 1996; Rosário e Mathias, 2004) sendo, por isso, necessário a repetição das amostragens de campo durante mais 3-4 anos.

*A. sylvaticus* foi sem dúvida a espécie com maior representatividade nos dois habitats, devido, essencialmente à sua adaptabilidade aos recursos alimentares disponíveis – raízes e fetos no eucaliptal e bagas, frutos e sementes no montado – e ao facto de ser uma espécie generalista (Macdonalds e Barrett 2002). Apesar do carácter igualmente generalista, a espécie *Mus spretus* mostrou-se pouco abundante, concentrando-se em zonas mais abertas ou com reduzida vegetação arbustiva, ao contrário de *A. sylvaticus* que é frequentemente associado a zonas com subcoberto arbustivo mais desenvolvido (Palomo e Gisbert, 2002), e por isso é o roedor mais comum nas zonas amostradas deste estudo.

A presença de *Microtus cabreræ* em ambos os habitats é de extrema importância, pois apesar de estudos anteriores na Charneca do Infantado revelarem uma moderada abundância local (Gonçalves et al., 2013), esta espécie possui, a nível nacional, o estatuto de ameaça de “Vulnerável” (Cabral et al., 2005). Devido a este estatuto, a sua presença no eucaliptal contribui para aumentar o valor de conservação destes habitats, indicando

que o mesmo, quando gerido de forma sustentável, proporciona condições de alimento e abrigo que permitem a sobrevivência dos indivíduos num habitat, habitualmente considerado degradado e com elevado impacto a nível das comunidades nativas.

## 4.2. DENSIDADES DE MICROMAMÍFEROS

A análise da densidade total de micromamíferos não revelou que o eucaliptal tivesse um impacto negativo neste parâmetro populacional nas populações dos mesmos. Neste habitat, os valores obtidos, na maioria dos pontos da amostragem de Outono, chegaram a ultrapassar os obtidos no montado, todavia na segunda época de amostragem o mesmo não foi verificado. A única variável que demonstrou uma influência significativa, positiva, na densidade total de micromamíferos foi a cobertura de subcoberto; ou seja, a densidade total de micromamíferos é maior nos locais onde a percentagem de subcoberto arbustivo é mais elevada. Esta proporciona abrigo aos micromamíferos e proteção contra predadores terrestres (e.g. geneta, *Genetta genetta*) e alados (ex. coruja do mato, *Strix aluco*), bem como maior disponibilidade de alimento (ver Eccard et al., 2000; Schmidt et al., 2005). Assim, as populações destes mamíferos mais do que responderem à espécie arbórea dominante estão dependentes da estrutura e complexidade do subcoberto arbustivo, pois este influencia o risco predatório e a capacidade de suporte (i.e. alimento) do meio. O mesmo foi registado em estudos anteriores realizados em outras áreas de montado da Charneca do Infantado (Guilherme, 2010; Simões, 2009). O modelo médio selecionado na densidade total de micromamíferos foi desta forma considerado aceitável.

O padrão de densidade de roedores foi bastante semelhante ao da densidade total por ponto de amostragem, devido ao evidente número de indivíduos desta ordem capturados, contudo neste foi detetada uma dependência espacial associada aos locais de armadilhagem. Os resultados revelam que o montado suporta uma maior densidade de roedores quando comparado com o eucaliptal. Na Primavera os eucaliptais têm uma menor densidade de roedores e a densidade deste grupo aumenta com a distância a outros habitats, ou seja, quanto mais próximo se encontra o ponto de amostragem de outros habitats, menor é a densidade de roedores. Este padrão indica uma maior preferência dos animais por zonas mais homogêneas e longe de orlas. Esta preferência poderá estar

relacionada com as características das zonas de ecótono, áreas localizadas em zonas de contacto entre dois ecossistemas, que albergam comunidades existentes nos dois habitats, aumentando assim a diversidade local (Graves, 2011; Naiman et al., 1993). Consequentemente são zonas onde a abundância e diversidade de predadores é igualmente maior.

O facto de o montado revelar uma maior densidade de roedores poderá dever-se, acima de tudo, à maior disponibilidade ao alimento existente nestes ambientes (nomeadamente bolotas; Onofre, 2007), caracterizados pela heterogeneidade e diversidade de produções. Por outro lado, os montados são ambientes que proporcionam mais oportunidades de refúgio, devido à existência de sobreiros antigos com cavidades, aumentando a disponibilidade de abrigos para os animais; os eucaliptos, devido à sua estrutura e idade das árvores de produção (máximo 10-12 anos), não apresentam este tipo de cavidades.

Finalmente, em relação à época do ano, os resultados são contrários aos esperados, pois seria espectável que a densidade fosse maior na fase pós-reprodutiva devido à presença de um maior número de juvenis (Macdonals e Barrett, 2002). No entanto, variações no ciclo de vida dos micromamíferos do eucaliptal, relacionadas com possíveis perturbações do habitat associadas ao ciclo produtivo (corte de árvores na Primavera) podem estar a influenciar estes resultados.

Atendendo que o objetivo desta análise não é fazer predições da variação da densidade para outras áreas/épocas tendo em conta as variáveis incluídas no modelo, mas apenas perceber que variáveis podem estar a influenciar a densidade de roedores na área de estudo específica, através dos dados recolhidos, consideramos que o modelo selecionado é aceitável.

A notória dominância da espécie *Apodemus sylvaticus* nos dois habitats e épocas de amostragem, representando mais de 77% do total de capturas, influenciou os resultados ao nível dos roedores e inclusivamente quando consideramos os micromamíferos na generalidade. Revelando também aqui, valores mais elevados no montado durante a Primavera e no eucaliptal no Outono, verificando-se novamente uma dependência espacial dos locais de armadilhagem relacionadas com as variações observadas no desenvolvimento do subcoberto. As variáveis habitat e distância a outros habitats, revelaram-se novamente preponderantes no cálculo da densidade, neste caso da espécie *Apodemus sylvaticus*.

O modelo selecionado no cálculo da densidade de *Apodemus sylvaticus* foi considerado aceitável para perceber que variáveis podem estar a influenciar as variações de densidade nas populações estudadas, não sendo, no entanto, a sua aplicação extensível a outras populações.

### **4.3.CONDIÇÃO FÍSICA**

#### **4.3.1 Condição corporal**

Os resultados do presente estudo, e à semelhança do observado para o parâmetro densidade populacional, demonstram que, aparentemente, o eucaliptal não produz um efeito negativo significativo a nível da condição corporal dos micromamíferos, apesar de no montado os valores obtidos serem ligeiramente melhores. Os índices de condição corporal das três espécies com maior representatividade (*Apodemus sylvaticus*, *Crocidura russula* e *Mus spretus*) não revelaram diferenças significativas entre os dois habitats. As fêmeas aparentam ter uma melhor condição corporal que os machos, facto que poderá estar relacionado com os comportamentos territoriais destes últimos, que faz com que se desloquem mais frequentemente e maiores distâncias que as fêmeas, tendo por isso maiores gastos energéticos (Fernandez et al., 1996) e conseqüentemente menores condições corporais.

O modelo selecionado no cálculo da condição corporal é considerado aceitável para perceber que variáveis podem estar a influenciar as variações de densidade nas populações estudadas, não sendo, no entanto, a sua aplicação extensível a outras populações. Este resultado, ainda que carecendo de validação com replicados noutras áreas e em plantações de eucaliptos com características estruturais distintas, leva à rejeição da hipótese inicial de que no eucaliptal a condição corporal dos indivíduos presentes é menor, reforçando novamente o padrão de que os animais encontram neste habitat fontes de alimento essenciais para a sua sobrevivência e necessidades energéticas.

#### **4.3.2 Análise dos parâmetros urinários**

A análise da urina dos micromamíferos revelou valores normais para a maioria dos parâmetros em ambos os habitats, levando à rejeição da hipótese testada (i.e. à diferenças nos parâmetros de urina estudados entre animais capturados no eucaliptal e no

montado). Por exemplo, no caso do pH, a maioria dos indivíduos obteve o valor de pH 6 (valor assumido como normal); valores mais baixos de pH podem estar associados, entre outras causas a infecções urinárias (Combur<sup>10</sup> Test<sup>®</sup> Parameters, 2010), contudo há uma variação neste parâmetro resultante da alimentação de cada indivíduo e da espécie

Nos parâmetros glicose e nitratos, a quase totalidade de indivíduos também revela normalidade destes parâmetros nas análises em ambos os habitats, indicando uma ausência de *stress* ou de doenças endócrinas (por exemplo diabetes) e a inexistência de infecções urinárias associadas. Já as cetonas, devido ao número significativo de indivíduos com resultados positivos nas análises, em especial na amostragem da Primavera e no eucaliptal, poderemos assumir a existência de algumas alterações metabólicas que poderão estar associadas ao *stress* nos animais (Combur<sup>10</sup> Test<sup>®</sup> Parameters, 2010).

A presença de sangue na urina é bastante notória nos animais dos dois habitats e estações, mas novamente com maior incidência na amostragem da Primavera e no eucaliptal, indicando a possível existência de infecções no trato urinário dos micromamíferos, ou, em casos mais extremos, de tumores na bexiga ou nos rins (Combur<sup>10</sup> Test<sup>®</sup> Parameters, 2010).

De um modo geral, a análise dos parâmetros da urina dos micromamíferos revelaram diferenças pouco significativas entre os dois habitats em cada uma das estações. Por isso, trabalhos futuros deverão igualmente tentar testar se este ténue padrão é extensível a outras áreas de eucaliptal e durante vários anos.

### **4.3.3 Carga parasitária**

Contrariando o padrão observado nas restantes análises, os dados referentes à carga parasitária sugerem um impacto positivo ao revelaram que a maioria dos parasitas foram recolhidos no eucaliptal, sobretudo em animais capturados na Primavera. Estes resultados poderão estar relacionados com o aumento de temperatura na Primavera, que induz um aumento da atividade dos ectoparasitas (Estrada-Penã et al., 2004; Ribeiro, 2007), e a maior percentagem de subcoberto arbustivo que promove a abundância dos mesmos (Estrada-Penã et al., 2004).

Das três espécies com maior representatividade na nossa amostra, *A. sylvaticus* foi a que apresentou o maior número de parasitas por indivíduo e são os machos os maiores portadores. Estes dados podem estar associados, ao facto de esta ser a espécie com maior tamanho corporal, ter uma área vital mais extensa e serem territoriais (Fernandez et al.,

1996; Macdonald e Barret, 2002), fatores que contribuem para uma maior mobilidade por parte da espécie e, conseqüentemente, a maior probabilidade de serem parasitados por ectoparasitas que se encontram na vegetação arbustiva (por exemplo, carraças). Por outro lado, as lutas/interações sociais em populações densas proporcionam igualmente mais oportunidades para a transmissão de pulgas entre indivíduos (Fernandez et al., 1996; Macdonald e Barret, 2002).

Apesar de todas estas limitações, que restringem a aplicabilidade do modelo da carga parasitária, apenas poderemos discutir quais das variáveis selecionadas podem estar a influenciar as variações na carga parasitária dos animais capturados, não sendo, no entanto, possível a aplicação deste modelo a outras populações.

#### **4.4. CONCLUSÕES FINAIS E OPÇÕES DE GESTÃO**

Com este trabalho foi possível demonstrar que os eucaliptais albergam uma diversidade de espécies de micromamíferos ligeiramente menor que os ambientes nativos, como o montado, embora ainda assim possam ter um papel na conservação de algumas espécies. Efetivamente foi possível detetar uma espécie endémica da Península Ibérica e com estatuto de ameaça em Portugal (“Vulnerável” - Vu, Cabral et al., 2005) e no mundo (“Quase Ameaçada” – LC, Fernandes et al., 2008), todavia, o facto de a plantação estar localizada numa região em que a espécie não tem problemas de conservação explica o resultado observado. Por outro lado, as densidades detetadas, pelo menos para algumas espécies e em certos períodos do ano, atestam a sua importância como habitat para estes taxa. Mais ainda, quer os dados da condição corporal e quer os parâmetros de urina, parecem também indicar que os animais que habitam o eucaliptal, não estão aparentemente em condições fisicamente/metabólicas piores, o que pode valorizar o papel dos eucaliptais nos planos de gestão e conservação de pequenos mamíferos, ou pelo menos alertar gestores e conservacionista que estes ambientes produtivos não devem ser descartados à partida dos referidos planos.

Os resultados parecem indicar que uma gestão consistente e ecologicamente adaptada das florestas de produção pode permitir a existência de populações saudáveis de micromamíferos, que através de um efeito de cascata na cadeia trófica, possibilitam que estes ambientes possam também ser utilizados por espécies de outros níveis tróficos,

nomeadamente predadores terrestres (e.g. serpentes e mamíferos carnívoros) e alados (ex. aves de rapina noturna e diurna) trazendo benefícios para a própria floresta. Por outro lado, parecem contradizer a ideia geral que as florestas de produção são “desertos verdes”.

Dado o limitado conhecimento ecológico acerca da biodiversidade associada aos eucaliptais, os resultados decorrentes deste estudo traduzem um contributo significativo para o conhecimento da comunidade de micromamíferos presentes no eucaliptal da Charneca do Infantado, com potencial para serem generalizados a outros eucaliptais. As limitações espaciais e temporais deste estudo não permitem generalizações, tornando-se necessário replicar o mesmo em plantações de noutras regiões do país, onde a gestão possa ser distinta da existente na Companhia das Lezírias. Apenas desta forma será possível, por um lado, ter uma caracterização geral do impacto dos eucaliptais nas comunidades de micromamíferos e, por outro, avaliar qual o verdadeiro impacto da gestão local dessas florestas de produção.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Águas A., Ferreira A., Maia P., Fernandes P., Roxo L., Keizer J., Silva J., Rego F., Moreira F. (2014). Natural establishment of *Eucalyptus globulus* Labill. in burnt stands in Portugal. *Forest Ecology and Management*, **323**: 47–56.
- Alves A., Pereira J. e Silva J. (2007). Capítulo 1. A introdução e a expansão do eucalipto em Portugal. Pp. 13-25. In Alves, A. et al. (eds.). *O Eucalipto em Portugal – Impactes ambientais e investigação científica*. ISA Press. Lisboa.
- Ascensão F., Clevenger A., Grilo C., Filipe J., Santos-Reis M. (2012). Highway verges as habitat providers for small mammals in agrosilvopastoral environments. *Biodiversity and Conservation*, **21**: 3681–3697.
- APCOR – Associação Portuguesa da Cortiça (2015). *O Montado*. URL: <http://www.apcor.pt/artigo/montado.htm> (acedido a 25 de Março de 2015).
- Bajocco S., Angelis A., Perini L., Ferrara A., Salvati L. (2012). The Impact of Land Use/Land Cover Changes on Land Degradation Dynamics: A Mediterranean Case Study. *Environmental Management*; **49**: 980–989.
- Barton K. (2015). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.13.4. URL: <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S. (2014). lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-7. URL: <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Bohonak A. (2004). RMA Software for Reduced Major Axis Regression San Diego State University v. 1.17. URL: <http://www.bio.sdsu.edu/pub/andy/rma.html>

- Bolker B., Brooks M., Clark C., Geange S., Poulsen J., Stevens M. e White J. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**: 127-135.
- Burnham K. e Anderson D. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Blondel J. (2006). The ‘Design’ of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period. *Human Ecology*, **34**: 713–729.
- Blondel J., Aronson J., Bodiou J. e Boeuf G. (2010). *The Mediterranean Region: Biological Diversity in Space and Time*. 2<sup>nd</sup> edition, Oxford University Press Inc. New York.
- Cabral M., Almeida J., Almeida P., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M., Palmeirim J., Queiroz A., Rogado L., Santos-Reis M. (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa 660 pp.
- Calviño-Cancela M., Rubido-Bará M., Etten E. (2012). Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management* **270**: 153–162.
- Combur<sup>10</sup> Test<sup>®</sup> Parameters (2010). Roche Diagnostics Ltd. Switzerland. URL: [www.roche.com](http://www.roche.com) (acedido a 7 de Junho de 2015).
- Companhia das Lezírias, S.A. (2010). *Relatório de Sustentabilidade*. Companhia das Lezírias, S.A. Samora Correia, Portugal. 147 p.
- Companhia das Lezírias, S.A. (2015a). Apresentação da Empresa. URL: [http://www.cl.pt/htmls/pt/empresa\\_apresenta.shtml](http://www.cl.pt/htmls/pt/empresa_apresenta.shtml) (acedido a 9 de Fevereiro de 2015).

- Companhia das Lezírias, S.A. (2015b). Produção Florestal. URL: [http://www.cl.pt/htmls/pt/producao\\_florestal.shtml](http://www.cl.pt/htmls/pt/producao_florestal.shtml) (acedido a 9 de Fevereiro de 2015).
- Costa A. e Pereira H. (2007a). A silvicultura do sobreiro. J.S. Silva (Ed.), *Árvores e Florestas De Portugal – Volume 3 Os Montados, Muito para além das árvores*. Público, Comunicação Social, S.A. e Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento. Lisboa, Portugal, pp. 39-58.
- Costa A. e Pereira H. (2007b). Montados e sobreirais: uma espécie, duas perspectivas. J.S. Silva (Ed.), *Árvores e Florestas De Portugal – Volume 3 Os Montados, Muito para além das árvores*. Público, Comunicação Social, S.A. e Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento. Lisboa, Portugal, pp. 17-37
- Cruz J., Sarmiento P., White P. (2015a). Influence of exotic forest plantations on occupancy and co-occurrence patterns in a Mediterranean carnivore guild. *Journal of Mammalogy*, **10**: 1-13.
- Cruz J., Sarmiento P., Rydevik G., Rebelo H., White P. (2015b). Bats like vintage: managing exotic eucalypt plantations for bat conservation in a Mediterranean landscape. *Animal Conservation*, n/a-n/a.
- Dias J. (1994). *As Carraças (Acarina-ixodoidea) da Península Ibérica*. Lisboa.
- Dormann C., McPherson J., Araújo M., Bivand R., Bolliger J., Carl G., Davies R., Hirzel A., Jetz W., Kissling W., Kühn I., Ohlemüller R., Peres-Neto P., Reineking B., Schröder B., Schurr F., Wilson R. (2007). Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, **30**: 609-628.
- Eccard J., Walther R., Milton S. (2000). How livestock grazing affects vegetation structure and small mammal distribution in the semi-arid Karoo. *Journal of Arid Environments*, **46**: 103-106.

- Efford, M. (2015). secr: Spatially explicit capture-recapture models. R package version 2.9.4. URL: <http://CRAN.R-project.org/package=secr>
- Estrada-Penã A., Bouattour A., Camicas J., Walker A. (2004). *Ticks of Domestic Animals in the Mediterranean Region*. University of Zaragoza, Zaragoza.
- FAO (2010). *Global forest resources assessment – Main report*. Food and Agriculture Organization (of the United Nations) Forestry Paper 163. Rome, Italy. URL: [www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/](http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/) (accedido a 20 de Novembro de 2014).
- Fernandes M., Pita R., Mira A. (2008). *Microtus cabreræ*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T13418A3915236. URL: <http://www.iucnredlist.org/details/13418/0> (accedido a 18 de Janeiro de 2015).
- Fernandez F., Evans P., Dunstone N. (1996). Population dynamics of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) in a Sitka spruce successional mosaic. *Journal of Zoology London*, **239**: 717-730.
- Forrester D., Smith R. (2012). Faster growth of *Eucalyptus grandis* and *Eucalyptus pilularis* in mixed-species stands than monocultures. *Forest Ecology and Management*, **286**: 81–86.
- Geri F., Amici V., Rocchini D. (2010). Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography*, **30**: 370–379.
- Gheler-Costa C., Vettorazzi C., Pardini R. and Verdade L. (2012). The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. *Mammalia* **76**: 185–191.
- Glass G. (1966). Testing Homogeneity of Variances. *American Educational Research Journal*, **3**: 187–190.

- Gonçalves P., Alcobia S., Simões L., Santos-Reis M. (2012). Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforestry Systems*, **85**: 383-395.
- Gonçalves P., Alcobia S., Santos-Reis M. (2013). *Atlas dos Mamíferos na Charneca do Infantado*. Companhia das Lezírias S.A./Centro de Biologia Ambiental (FCUL), Benavente e Lisboa, 99pp.
- Google, Inc. (2014). Google Earth software. URL: <http://earth.google.com/> (acedido a 15 de Setembro, 2014)
- Graves, R. (2011). *Ecotone*. Encyclopedia of Earth's Student Science Communication Project. University of Vermont. URL: <http://www.eoearth.org/view/article/152345>
- Guilherme F. (2010). *Abundância e diversidade de pequenos mamíferos em habitats marginais numa paisagem rural*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Gurnell, J. e Flowerdew, J. (2006). *Live Trapping Small Mammal. A Practical Guide*. The Mammal Society, London.
- ICNF (2013). *IFN6 – Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental. Resultados preliminares*. [pdf]. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa, 34 pp.
- Johnstone C., Lill A., Reina R. (2014). Habitat loss, fragmentation and degradation effects on small mammals: Analysis with conditional inference tree statistical modelling. *Biological Conservation*, **176**: 80–98.
- Lindenmayer D., Knight E., McBurney L., Michael D., Banks S. (2010). Small mammals and retention islands: An experimental study of animal response to alternative logging practices. *Forest Ecology and Management*, **260**: 2070–2078.

- Lomba A., Vicente J., Moreira F, Honrado J. (2011). Effects of multiple factors on plant diversity of forest fragments in intensive farmland of Northern Portugal. *Forest Ecology and Management*, **262**: 2219–2228.
- Macdonald D. e Barrett P. (2002). *Mammals of Europe*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 448 pp.
- Madeira M., Cortez N., Azevedo A., Magalhães M., Ribeiro C. e Fabião A. (2007). Capítulo 5. As plantações de eucalipto e o solo. Pp. 137-175. In Alves, A. et.al. (eds.). *O Eucalipto em Portugal – Impactes ambientais e investigação científica*. ISA Press. Lisboa.
- Martin P., Gheler-Costa C., Lopes P., Rosalino L., Verdade L. (2012). Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, **282**: 185–195.
- Naiman, R., Décamps, H. e Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*. **3**: 209-212.
- Onofre F. (2007). A fauna dos montados de azinho. J.S. Silva (Ed.), *Árvores e Florestas De Portugal – Volume 3 Os Montados, Muito para além das árvores*. Público, Comunicação Social, S.A. e Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento, Lisboa, Portugal, pp. 131–159.
- Palomo, L. J. e Gisbert, J. (2002). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Paradis E., Claude J. e Strimmer K. (2004). APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, **20**: 289-290.
- Peig J. e Green A. (2009). New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos*, **118**: 1883–1891.

- Pereira J. (2007) Uma espécie altamente produtiva. J.S. Silva (Ed.), *Árvores e Florestas De Portugal – Volume 4 Pinhais e Eucaliptais, A Floresta Cultivada*. Público, Comunicação Social, S.A. e Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento, Lisboa, Portugal, pp. 167–183.
- Proença V., Pereira H., Guilherme J., Vicente L. (2010). Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecologica*, **36**: 219–226.
- Quantum GIS Development Team (2015). Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Quercus – Associação Nacional de Conservação da Natureza (2015). *A Importância dos Montados de Sobro em Portugal*. URL: <http://www.quercus.pt/artigos-floresta/2411-a-importancia-dos-montados-de-sobro-em-portugal> (acedido a 5 de Maio de 2015).
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>
- Radich M. (2007). Introdução e expansão do eucalipto em Portugal. J.S. Silva (Ed.), *Árvores e Florestas De Portugal – Volume 4 Pinhais e Eucaliptais, A Floresta Cultivada*. Público, Comunicação Social, S.A. e Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento, Lisboa, Portugal (2007), pp. 151–165.
- Reidsma P., Tekelenburg T., Berg M., Alkemade R. (2006). Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **114**: 86–102
- Ribeiro H. (2007). *Fauna entomológica de Portugal: Lista Anotada de Pulgas de Portugal*. Sociedade Portuguesa de Entomologia, Lisboa.

- Rosalino L., Ferreira D., Leitão I., Santos-Reis M. (2011a). Selection of nest sites by wood mice *Apodemus sylvaticus* in a Mediterranean agro-forest landscape. *Ecological Research*, **26**: 445–452.
- Rosalino L., Ferreira D., Leitão I., Santos-Reis M. (2011b). Usage patterns of Mediterranean agro-forest habitat components by wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Mammalian Biology*, **76**: 268–273.
- Rosário I. e Mathias M. (2004). Annual weight variation and reproductive cycle of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in a Mediterranean environment. *Mammalia*, **68**: 133–140.
- Schmidt NM, Olsen H, Bildsøe M (2005). Effects of grazing intensity on small mammal population ecology in wet meadows. *Basic and Applied Ecology*, **6**: 57-66.
- Silva J. e Catry F. (2006). Forest fires in cork oak (*Quercus suber L.*) stands in Portugal. *International Journal of Environmental Studies*, **63**: 235–257.
- Silva P., Poggiani F., Sebbenn A., Mori E. (2011). Can Eucalyptus invade native forest fragments close to commercial stands? *Forest Ecology and Management*, **261**: 2075–2080.
- Simões L. (2009). *Factores determinantes da diversidade e abundância de mamíferos num sistema agro-silvo-pastoril mediterrânico*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Tárrega R., Calvo L., Taboada Á., García-Tejero S., Marcos E. (2009). Abandonment and management in Spanish dehesa systems: Effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest Ecology and Management*, **257**: 731–738.
- Wagenmakers E. e Farrel S. (2004). AIC model selection using Akaike weights. *Psychonomic Bulletin e Review*, **11**: 192-196.

Wei-chun M. (1989). Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alterations in small mammals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. **18**: 617- 622.

Zar J. (2010). *Biostatistical analysis*. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, 944 p.

Zuur A., Ieno E., Walker N., Saveliev, A., Smith, G. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York, 574 p.

# 6

## ANEXOS

## ANEXO I

**Anexo I.1** – Modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos para a densidade total de micromamíferos, nas duas épocas de amostragem (1a e 2a), em ambos os habitats (eucaliptal – E1 até E9; e montado – M1 até M9).

<b>Eucaliptal</b>		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
<b>secr0_E1_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-154.9894	315.979	317.122	0.000	0.8055
<b>secrbk_E1_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-155.4468	318.894	320.894	3.772	0.1222
<b>secrb_E1_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-156.0528	320.106	322.106	4.984	0.0666
<b>secrt_E1_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-155.1806	322.361	327.028	9.906	0.0057
<b>secr0_E3_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-150.5182	307.036	308.036	0.000	0.5906
<b>secrb_E3_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-149.7642	307.528	309.267	1.231	0.3191
<b>secrbk_E3_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-151.0272	310.054	311.793	3.757	0.0903
<b>secrt_E3_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-151.1651	314.330	318.330	10.294	0.0000
<b>secr0_E4_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-123.9620	253.924	255.524	0.000	0.7750
<b>secrb_E4_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-124.2332	256.466	259.323	3.799	0.1160
<b>secrbk_E4_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-124.2942	256.588	259.446	3.922	0.1091
<b>secrt_E4_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-124.4132	260.826	267.826	12.302	0.0000
<b>secr0_E5_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-118.5803	243.161	245.007	0.000	0.7863
<b>secrb_E5_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-118.4670	244.934	248.267	3.260	0.1541
<b>secrbk_E5_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-119.4151	246.830	250.163	5.156	0.0597

<b>seprt_E5_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-118.8981	249.796	258.196	13.189	0.0000
<b>secr0_E6_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-243.4469	492.894	493.600	0.000	0.6722
<b>secrb_E6_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-243.4941	494.988	496.200	2.600	0.1832
<b>secrbk_E6_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-243.8772	495.754	496.967	3.367	0.1248
<b>seprt_E6_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-242.9696	497.939	500.649	7.049	0.0198
<b>secr0_E7_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-158.0016	322.003	323.266	0.000	0.6628
<b>secrbk_E7_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-157.4604	322.921	325.143	1.877	0.2593
<b>secrb_E7_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-158.7274	325.455	327.677	4.411	0.0730
<b>seprt_E7_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-157.9340	327.868	333.118	9.852	0.0048
<b>secr0_E8_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-105.1257	216.251	218.433	0.000	0.7642
<b>secrbk_E8_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-105.0184	218.037	222.037	3.604	0.1261
<b>secrb_E8_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-105.1571	218.314	222.314	3.881	0.1098
<b>seprt_E8_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-105.1392	222.278	232.778	14.345	0.0000
<b>secrb_E9_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-226.2113	460.423	461.851	0.000	0.5147
<b>secrbk_E9_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-226.9543	461.909	463.337	1.486	0.2448
<b>secr0_E9_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-228.2728	462.546	463.373	1.522	0.2405
<b>seprt_E9_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-232.1984	476.397	479.628	17.777	0.0000
		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>

<b>secr0_E1_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-116.5966	239.193	240.693	0.000	0.7018
<b>secrbk_E1_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-116.5281	241.056	243.723	3.030	0.1543
<b>secrb_E1_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-116.5973	241.195	243.861	3.168	0.1440
<b>secrt_E1_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-117.1837	246.367	252.829	12.136	0.0000
<b>secr0_E2_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-50.49863	106.997	118.997	NA	NA
<b>secrbk_E2_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-50.88482	109.770	149.770	NA	NA
<b>secrb_E2_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-50.94863	109.897	149.897	NA	NA
<b>secrt_E2_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-50.59393	113.188	NA	NA	NA
<b>secr0_E4_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-96.75312	199.506	201.221	0.000	0.7480
<b>secrbk_E4_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-96.76619	201.532	204.609	3.388	0.1375
<b>secrb_E4_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-96.94831	201.897	204.974	3.753	0.1145
<b>secrt_E4_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-96.66811	205.336	212.973	11.752	0.0000
<b>secr0_E5_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-100.4956	206.991	210.420	0.000	0.9651
<b>secrbk_E5_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-101.6854	211.371	218.038	7.618	0.0214
<b>secrb_E5_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-102.1451	212.290	218.957	8.537	0.0135
<b>secrt_E5_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-102.7746	217.549	238.549	28.129	0.0000
<b>secr0_E6_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-167.5615	341.123	342.386	0.000	0.6901
<b>secrb_E6_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-167.1099	342.220	344.442	2.056	0.2469
<b>secrbk_E6_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-168.5579	345.116	347.338	4.952	0.0580
<b>secrt_E6_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-167.5047	347.009	352.259	9.873	0.0050

<b>secr0_E7_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-125.0741	256.148	258.330	0.000	0.8607
<b>secrb_E7_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-125.0593	258.119	262.119	3.789	0.1294
<b>secrbk_E7_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-127.6293	263.259	267.259	8.929	0.0099
<b>secr_t_E7_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-125.6314	263.263	273.763	15.433	0.0000
<b>secr0_E8_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-49.23999	104.480	128.48	NA	NA
<b>secrb_E8_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-48.93251	105.865	NA	NA	NA
<b>secr_t_E8_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-50.06608	112.132	NA	NA	NA
<b>secrbk_E8_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-49.62048	107.241	NA	NA	NA
<b>secr0_E9_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-152.8198	311.640	313.240	0.000	0.9331
<b>secrbk_E9_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-154.4356	316.871	319.728	6.488	0.0364
<b>secrb_E9_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-154.6124	317.225	320.082	6.842	0.0305
<b>secr_t_E9_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-155.2838	322.568	329.568	16.328	0.0000
<b>Montado</b>		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
<b>secr0_M1_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-61.12493	128.250	132.250	0.000	0.9244
<b>secrb_M1_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-61.26642	130.533	138.533	6.283	0.0400
<b>secrbk_M1_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-61.38112	130.762	138.762	6.512	0.0356
<b>secr_t_M1_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-61.21995	134.440	162.440	30.190	0.0000
<b>secr0_M4_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-50.52001	107.040	111.840	0.000	0.9346

<b>secrbk_M4_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-50.26659	108.533	118.533	6.693	0.0329
<b>secrb_M4_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-50.28064	108.561	118.561	6.721	0.0324
<b>secrt_M4_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-50.24453	112.489	154.489	42.649	0.0000
<b>secr0_M5_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-67.64899	141.298	143.480	0.000	0.8294
<b>secrb_M5_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-67.77913	143.558	147.558	4.078	0.1080
<b>secrbk_M5_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-68.32381	144.648	148.648	5.168	0.0626
<b>secrt_M5_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-67.43955	146.879	157.379	13.899	0.0000
<b>secr0_M6_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-87.07600	180.152	182.552	0.000	0.7930
<b>secrb_M6_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-86.93995	181.880	186.324	3.772	0.1203
<b>secrbk_M6_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-87.26670	182.533	186.978	4.426	0.0867
<b>secrt_M6_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-86.94081	185.882	197.882	15.330	0.0000
<b>secr0_M7_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-114.0340	234.068	235.211	0.000	0.6871
<b>secrbk_M7_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-113.9740	235.948	237.948	2.737	0.1748
<b>secrb_M7_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-114.2101	236.420	238.420	3.209	0.1381
<b>secrt_M7_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-114.2856	240.571	245.238	10.027	0.0000
<b>secr0_M8_1a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-41.41421	88.828	96.828	NA	NA
<b>secrb_M8_1a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-41.41319	90.826	110.826	NA	NA
<b>secrbk_M8_1a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-41.41881	90.838	110.838	NA	NA
<b>secrt_M8_1a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-41.45950	94.919	NA	NA	NA

		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
<b>secr0_M1_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-225.0812	456.162	456.990	0.000	0.8174
<b>secrbk_M1_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-225.5909	459.182	460.610	3.620	0.1338
<b>secrb_M1_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-226.7872	461.574	463.003	6.013	0.0404
<b>secrt_M1_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-225.4524	462.905	466.136	9.146	0.0084
<b>secrbk_M2_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-181.2326	370.465	371.418	0.000	0.5343
<b>secr0_M2_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-183.1516	372.303	372.861	1.443	0.2597
<b>secrb_M2_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-182.3234	372.647	373.599	2.181	0.1795
<b>secrt_M2_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-181.6637	375.327	377.427	6.009	0.0265
<b>secr0_M3_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-92.87973	191.759	193.171	0.000	0.6374
<b>secrb_M3_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-92.57848	193.157	195.657	2.486	0.1839
<b>secrbk_M3_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-92.60740	193.215	195.715	2.544	0.1787
<b>secrt_M3_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-92.84386	197.688	203.688	10.517	0.0000
<b>secr0_M4_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-171.3785	348.757	349.443	0.000	0.7211
<b>secrbk_M4_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-171.5204	351.041	352.217	2.774	0.1802
<b>secrb_M4_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-172.2531	352.506	353.683	4.240	0.0866
<b>secrt_M4_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-171.4931	354.986	357.611	8.168	0.0121
<b>secr0_M5_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-158.1370	322.274	323.474	0.000	0.6830
<b>secrbk_M5_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-158.0657	324.131	326.237	2.763	0.1716
<b>secrb_M5_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-158.2308	324.462	326.567	3.093	0.1455

<b>secre_M5_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-158.5120	329.024	333.965	10.491	0.0000
<b>secre0_M6_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-227.8282	461.656	462.288	0.000	0.6532
<b>secrebk_M6_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-227.4415	462.883	463.964	1.676	0.2826
<b>secreb_M6_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-228.9228	465.846	466.927	4.639	0.0642
<b>secre_M6_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-229.8063	471.613	474.013	11.725	0.0000
<b>secre0_M7_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-86.57075	179.142	181.542	0.000	0.7816
<b>secreb_M7_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-86.49231	180.985	185.429	3.887	0.1119
<b>secrebk_M7_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-86.54229	181.085	185.529	3.987	0.1065
<b>secre_M7_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-86.38277	184.766	196.766	15.224	0.0000
<b>secre0_M8_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-118.7587	243.517	245.517	0.000	0.6641
<b>secrebk_M8_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-118.0850	244.170	247.806	2.289	0.2115
<b>secreb_M8_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-118.6155	245.231	248.867	3.350	0.1244
<b>secre_M8_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-118.3036	248.607	257.941	12.424	0.0000
<b>secre0_M9_2a_t</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-219.8295	445.659	446.409	0.000	0.7647
<b>secreb_M9_2a_t</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-219.8269	447.654	448.944	2.535	0.2153
<b>secrebk_M9_2a_t</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-222.7418	453.484	454.774	8.365	0.0117
<b>secre_M9_2a_t</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-220.2686	452.537	455.434	9.025	0.0084

**Anexo I.2** – Modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos para a densidade de roedores, nas duas épocas de amostragem (1a e 2a), em ambos os habitats (eucaliptal – E1 até E9; e montado – M1 até M9).

<b>Eucaliptal</b>		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
<b>secr0_E1_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-129.2622	264.524	266.124	0.000	0.7834
<b>secrbk_E1_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-129.4481	266.896	269.753	3.629	0.1276
<b>secrb_E1_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-129.8091	267.618	270.475	4.351	0.0890
<b>secr_t_E1_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-129.5374	271.075	278.075	11.951	0.0000
<b>secr0_E3_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-148.3688	302.738	303.781	0.000	0.6536
<b>secrbk_E3_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-148.1572	304.314	306.133	2.352	0.2016
<b>secrb_E3_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-148.5370	305.074	306.892	3.111	0.1380
<b>secr_t_E3_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-148.3594	308.719	312.919	9.138	0.0068
<b>secr0_E4_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-121.7510	249.502	251.216	0.000	0.7463
<b>secrb_E4_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-121.7526	251.505	254.582	3.366	0.1387
<b>secrbk_E4_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-121.9396	251.879	254.956	3.740	0.1150
<b>secr_t_E4_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-121.7211	255.442	263.078	11.862	0.0000
<b>secr0_E5_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-110.2248	226.450	228.850	0.000	0.5913
<b>secrbk_E5_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-109.0014	226.003	230.447	1.597	0.2661
<b>secrb_E5_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-109.6250	227.250	231.694	2.844	0.1426
<b>secr_t_E5_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-108.8560	229.712	241.712	12.862	0.0000

<b>secr0_E6_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-237.0748	480.150	480.900	0.000	0.5668
<b>secrbk_E6_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-236.4250	480.850	482.140	1.240	0.3049
<b>secrb_E6_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-237.3389	482.678	483.968	3.068	0.1223
<b>secr_t_E6_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-237.5544	487.109	490.005	9.105	0.0060
<b>secrb_E7_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-156.7259	321.452	323.805	0.000	0.7317
<b>secr0_E7_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-159.6376	325.275	326.608	2.803	0.1802
<b>secrbk_E7_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-159.1444	326.289	328.642	4.837	0.0652
<b>secr_t_E7_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-156.5634	325.127	330.727	6.922	0.0230
<b>secr0_E8_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-105.1257	216.251	218.433	0.000	0.7642
<b>secrbk_E8_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-105.0184	218.037	222.037	3.604	0.1261
<b>secrb_E8_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-105.1571	218.314	222.314	3.881	0.1098
<b>secr_t_E8_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-105.1392	222.278	232.778	14.345	0.0000
<b>secrbk_E9_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-190.3772	388.754	390.977	0.000	0.8994
<b>secr0_E9_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-194.2634	394.527	395.790	4.813	0.0811
<b>secr_t_E9_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-191.1048	394.210	399.460	8.483	0.0129
<b>secrb_E9_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-195.2944	398.589	400.811	9.834	0.0066
		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
<b>secr0_E1_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-90.09410	186.188	188.370	0.000	0.8295
<b>secrbk_E1_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-90.04485	188.090	192.090	3.720	0.1291
<b>secrb_E1_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-91.18347	190.367	194.367	5.997	0.0414

<b>secr0_E1_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-90.03449	192.069	202.569	14.199	0.0000
<b>secr0_E2_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	-3	50.498631	06.997	118.997	NA	NA
<b>secrbk_E2_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	-4	50.884821	09.770	149.770	NA	NA
<b>secrb_E2_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	-4	50.948631	09.897	149.897	NA	NA
<b>secr0_E2_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	-6	50.593931	13.188	NA	NA	NA
<b>secr0_E4_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-78.84478	163.690	166.090	0.000	0.8089
<b>secrb_E4_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-78.61392	165.228	169.672	3.582	0.1349
<b>secrbk_E4_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-79.48906	166.978	171.423	5.333	0.0562
<b>secr0_E4_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-78.74623	169.492	181.492	15.402	0.0000
<b>secr0_E5_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-78.89009	163.780	168.580	0.000	0.8589
<b>secrb_E5_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-77.28171	162.563	172.563	3.983	0.1172
<b>secrbk_E5_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-78.87368	165.747	175.747	7.167	0.0239
<b>secr0_E5_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-78.94075	169.881	211.881	43.301	0.0000
<b>secr0_E6_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-158.2154	322.431	323.843	0.000	0.6313
<b>secrb_E6_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-157.3445	322.689	325.189	1.346	0.3221
<b>secrbk_E6_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-159.2774	326.555	329.055	5.212	0.0466
<b>secr0_E6_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-158.1383	328.277	334.277	10.434	0.0000
<b>secr0_E7_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-124.6813	255.363	257.763	0.000	0.5462

secrbk_E7_2a_r	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-123.2465	254.493	258.937	1.174	0.3037
secrb_E7_2a_r	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-123.9514	255.903	260.347	2.584	0.1501
secr_t_E7_2a_r	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-123.6171	259.234	271.234	13.471	0.0000
secr0_E8_2a_r	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	-3	49.239991	04.480	128.48	NA	NA
secrb_E8_2a_r	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	-4	48.932511	05.865	NA	NA	NA
secr_t_E8_2a_r	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	-6	50.066081	12.132	NA	NA	NA
secrbk_E8_2a_r	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	-4	49.620481	07.241	NA	NA	NA
secr0_E9_2a_r	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-110.5496	227.099	230.099	0.000	0.7788
secrbk_E9_2a_r	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-109.6690	227.338	233.052	2.953	0.1779
secrb_E9_2a_r	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-111.0833	230.167	235.881	5.782	0.0432
secr_t_E9_2a_r	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-110.6552	233.310	250.110	20.011	0.0000
<b>Montado</b>		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc A</b>	<b>ICcwt</b>
secr0_M4_1a_r	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-41.85705	89.714	101.714	NA	NA
secrbk_M4_1a_r	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-41.64506	91.290	131.290	NA	NA
secrb_M4_1a_r	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-41.69022	91.380	131.380	NA	NA
secr_t_M4_1a_r	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-41.65130	95.303	NA	NA	NA
secr0_M5_1a_r	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-58.94991	123.900	126.900	0.000	0.8944
secrbk_M5_1a_r	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-59.01004	126.020	131.734	4.834	0.0798
secrb_M5_1a_r	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-60.13913	128.278	133.993	7.093	0.0258
secr_t_M5_1a_r	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-59.38476	130.770	147.570	20.670	0.0000

<b>secr0_M6_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-87.07600	180.152	182.552	0.000	0.7930
<b>secrb_M6_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-86.93995	181.880	186.324	3.772	0.1203
<b>secrbk_M6_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-87.26670	182.533	186.978	4.426	0.0867
<b>secr_t_M6_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-86.94081	185.882	197.882	15.330	0.0000
<b>secr0_M7_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-111.1052	228.210	229.473	0.000	0.7756
<b>secrb_M7_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-111.2367	230.473	232.696	3.223	0.1548
<b>secrbk_M7_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-112.0370	232.074	234.296	4.823	0.0696
<b>secr_t_M7_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-111.4476	234.895	240.145	10.672	0.0000
<b>secr0_M8_1a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-33.29627	72.593	96.593	NA	NA
<b>secrb_M8_1a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-33.46334	74.927	NA	NA	NA
<b>secr_t_M8_1a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-33.37008	78.740	NA	NA	NA
<b>secrbk_M8_1a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-33.38838	74.777	NA	NA	NA
		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
<b>secrbk_M1_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-224.4998	457.000	458.481	0.000	0.6047
<b>secrb_M1_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-225.2575	458.515	459.996	1.515	0.2835
<b>secr_t_M1_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-223.5205	459.041	462.401	3.920	0.0852
<b>secr0_M1_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-228.9340	463.868	464.725	6.244	0.0266

<b>secrbk_M2_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-181.2326	370.465	371.418	0.000	0.5343
<b>secr0_M2_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-183.1516	372.303	372.861	1.443	0.2597
<b>secrb_M2_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-182.3234	372.647	373.599	2.181	0.1795
<b>secrt_M2_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-181.6637	375.327	377.427	6.009	0.0265
<b>secr0_M3_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-91.90281	189.806	191.306	0.000	0.5108
<b>secrb_M3_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-90.99809	189.996	192.663	1.357	0.2592
<b>secrbk_M3_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-91.13793	190.276	192.943	1.637	0.2253
<b>secrt_M3_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-91.09991	194.200	200.661	9.355	0.0048
<b>secr0_M4_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-154.2783	314.557	315.446	0.000	0.7341
<b>secrbk_M4_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-154.4083	316.817	318.355	2.909	0.1714
<b>secrb_M4_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-155.1096	318.219	319.758	4.312	0.0850
<b>secrt_M4_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-154.3168	320.634	324.134	8.688	0.0095
<b>secr0_M5_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-154.2605	314.521	315.854	0.000	0.6025
<b>secrbk_M5_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-153.2769	314.554	316.907	1.053	0.3559
<b>secrb_M5_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-155.9488	319.898	322.250	6.396	0.0246
<b>secrt_M5_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-152.6966	317.393	322.993	7.139	0.0170
<b>secr0_M6_2a_r</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-226.3433	458.687	459.335	0.000	0.6685
<b>secrbk_M6_2a_r</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-226.2897	460.579	461.690	2.355	0.2059
<b>secrb_M6_2a_r</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-226.8491	461.698	462.809	3.474	0.1177
<b>secrt_M6_2a_r</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-226.8743	465.749	468.219	8.884	0.0079

secr0_M7_2a_r	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-86.57075	179.142	181.542	0.000	0.7816
secrb_M7_2a_r	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-86.49231	180.985	185.429	3.887	0.1119
secrbk_M7_2a_r	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-86.54229	181.085	185.529	3.987	0.1065
secr_t_M7_2a_r	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-86.38277	184.766	196.766	15.224	0.0000
secr0_M8_2a_r	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-118.7587	243.517	245.517	0.000	0.6641
secrbk_M8_2a_r	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-118.0850	244.170	247.806	2.289	0.2115
secrb_M8_2a_r	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-118.6155	245.231	248.867	3.350	0.1244
secr_t_M8_2a_r	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-118.3036	248.607	257.941	12.424	0.0000
secr0_M9_2a_r	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-219.8295	445.659	446.409	0.000	0.7647
secrb_M9_2a_r	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-219.8269	447.654	448.944	2.535	0.2153
secrbk_M9_2a_r	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-222.7418	453.484	454.774	8.365	0.0117
secr_t_M9_2a_r	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-220.2686	452.537	455.434	9.025	0.0084

**Anexo I.1** – Modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos para a densidade de *Apodemus sylvaticus*, nas duas épocas de amostragem (1a e 2a), em ambos os habitats (eucaliptal – E1 até E9; e montado – M1 até M9).

<b>Eucaliptal</b>		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
secr0_E1_1a_as	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-93.30645	192.613	195.280	0.000	0.7948
secrb_E1_1a_as	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-93.13159	194.263	199.263	3.983	0.1085
secrbk_E1_1a_as	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-93.24647	194.493	199.493	4.213	0.0967
secr_t_E1_1a_as	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-93.20746	198.415	212.415	17.135	0.0000

<b>secr0_E3_1a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-110.0485	226.097	227.697	0.000	0.6113
<b>secrb_E3_1a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-109.5063	227.013	229.870	2.173	0.2063
<b>secrbk_E3_1a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-109.6296	227.259	230.116	2.419	0.1824
<b>secrt_E3_1a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-110.5774	233.155	240.155	12.458	0.0000
<b>secr0_E4_1a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-121.7510	249.502	251.216	0.000	0.7463
<b>secrb_E4_1a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-121.7526	251.505	254.582	3.366	0.1387
<b>secrbk_E4_1a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-121.9396	251.879	254.956	3.740	0.1150
<b>secrt_E4_1a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-121.7211	255.442	263.078	11.862	0.0000
<b>secr0_E5_1a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-90.20797	186.416	189.845	0.000	0.8858
<b>secrbk_E5_1a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-90.14944	188.299	194.966	5.121	0.0684
<b>secrb_E5_1a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-90.55100	189.102	195.769	5.924	0.0458
<b>secrt_E5_1a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-89.87447	191.749	212.749	22.904	0.0000
<b>secr0_E6_1a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-224.2392	454.478	455.306	0.000	0.6856
<b>secrbk_E6_1a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-224.2450	456.490	457.918	2.612	0.1857
<b>secrb_E6_1a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-224.6512	457.302	458.731	3.425	0.1237
<b>secrt_E6_1a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-224.9726	461.945	465.176	9.870	0.0049
<b>secr0_E7_1a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-146.3876	298.775	300.275	0.000	0.5894
<b>secrbk_E7_1a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-145.5428	299.086	301.752	1.477	0.2816
<b>secrb_E7_1a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-146.3719	300.744	303.410	3.135	0.1229
<b>secrt_E7_1a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-145.4780	302.956	309.418	9.143	0.0061

<b>secr0_E8_1a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-89.17280	184.346	187.774	0.000	0.8711
<b>secrbk_E8_1a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-89.02485	186.050	192.716	4.942	0.0736
<b>secrb_E8_1a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-89.31135	186.623	193.289	5.515	0.0553
<b>secr_t_E8_1a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-89.76809	191.536	212.536	24.762	0.0000
<b>secrbk_E9_1a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-170.0962	348.192	350.859	0.000	0.9030
<b>secrb_E9_1a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-172.6882	353.376	356.043	5.184	0.0676
<b>secr0_E9_1a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-175.5121	357.024	358.524	7.665	0.0196
<b>secr_t_E9_1a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-170.7178	353.436	359.897	9.038	0.0098
		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
<b>secr0_E1_2a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-90.09410	186.188	188.370	0.000	0.8295
<b>secrbk_E1_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-90.04485	188.090	192.090	3.720	0.1291
<b>secrb_E1_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-91.18347	190.367	194.367	5.997	0.0414
<b>secr_t_E1_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-90.03449	192.069	202.569	14.199	0.0000
<b>secr0_E2_2a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-50.49863	106.997	118.997	NA	NA
<b>secrbk_E2_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-50.88482	109.770	149.770	NA	NA
<b>secrb_E2_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-50.94863	109.897	149.897	NA	NA
<b>secr_t_E2_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-50.59393	113.188	NA	NA	NA
<b>secr0_E4_2a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-78.84478	163.690	166.090	0.000	0.8089
<b>secrb_E4_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-78.61392	165.228	169.672	3.582	0.1349

<b>secrbk_E4_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-79.48906	166.978	171.423	5.333	0.0562
<b>secrt_E4_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-78.74623	169.492	181.492	15.402	0.0000
<b>secr0_E5_2a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-78.89009	163.780	168.580	0.000	0.8589
<b>secrb_E5_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-77.28171	162.563	172.563	3.983	0.1172
<b>secrbk_E5_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-78.87368	165.747	175.747	7.167	0.0239
<b>secrt_E5_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-78.94075	169.881	211.881	43.301	0.0000
<b>secr0_E6_2a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-158.2154	322.431	323.843	0.000	0.6313
<b>secrb_E6_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-157.3445	322.689	325.189	1.346	0.3221
<b>secrbk_E6_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-159.2774	326.555	329.055	5.212	0.0466
<b>secrt_E6_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-158.1383	328.277	334.277	10.434	0.0000
<b>secr0_E7_2a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-124.6813	255.363	257.763	0.000	0.5462
<b>secrbk_E7_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-123.2465	254.493	258.937	1.174	0.3037
<b>secrb_E7_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-123.9514	255.903	260.347	2.584	0.1501
<b>secrt_E7_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-123.6171	259.234	271.234	13.471	0.0000
<b>secr0_E8_2a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-49.23999	104.480	128.48	NA	NA
<b>secrb_E8_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-48.93251	105.865	NA	NA	NA
<b>secrt_E8_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-50.06608	112.132	NA	NA	NA
<b>secrbk_E8_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-49.62048	107.241	NA	NA	NA
<b>secr0_E9_2a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-110.5496	227.099	230.099	0.000	0.7788

secrbk_E9_2a_as	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-109.6690	227.338	233.052	2.953	0.1779
secrb_E9_2a_as	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-111.0833	230.167	235.881	5.782	0.0432
secrt_E9_2a_as	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-110.6552	233.310	250.110	20.011	0.0000
<b>Montado</b>		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
secr0_M7_1a_as	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-37.99582	81.992	93.992	NA	NA
secrb_M7_1a_as	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-38.05501	84.110	124.110	NA	NA
secrbk_M7_1a_as	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-38.12146	84.243	124.243	NA	NA
secrt_M7_1a_as	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-38.03070	88.061	NA	NA	NA
		<b>model</b>	<b>detectfn</b>	<b>npar</b>	<b>logLik</b>	<b>AIC</b>	<b>AICc</b>	<b>dAICc</b>	<b>AICcwt</b>
secrbk_M1_2a_as	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-224.4998	457.000	458.481	0.000	0.6047
secrb_M1_2a_as	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-225.2575	458.515	459.996	1.515	0.2835
secrt_M1_2a_as	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-223.5205	459.041	462.401	3.920	0.0852
secr0_M1_2a_as	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-228.9340	463.868	464.725	6.244	0.0266
secr0_M2_2a_as	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-180.9460	367.892	368.463	0.000	0.4557
secrb_M2_2a_as	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-180.2509	368.502	369.477	1.014	0.2744
secrbk_M2_2a_as	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-180.3022	368.604	369.580	1.117	0.2607
secrt_M2_2a_as	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-181.0530	374.106	376.260	7.797	0.0092
secr0_M3_2a_as	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-91.90281	189.806	191.306	0.000	0.5108

<b>secrb_M3_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-90.99809	189.996	192.663	1.357	0.2592
<b>secrbk_M3_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-91.13793	190.276	192.943	1.637	0.2253
<b>secr_t_M3_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-91.09991	194.200	200.661	9.355	0.0048
<b>secr0_M4_2a_as</b>	D~1 g0~l	sigma~1	halfnormal	3	-149.7711	305.542	306.542	0.000	0.5198
<b>secrb_M4_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-149.1442	306.288	308.028	1.486	0.2473
<b>secrbk_M4_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-149.2038	306.408	308.147	1.605	0.2330
<b>secr_t_M4_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-150.5165	313.033	317.033	10.491	0.0000
<b>secr0_M5_2a_as</b>	D~1 g0~l	sigma~1	halfnormal	3	-149.8086	305.617	307.029	0.000	0.6335
<b>secrbk_M5_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-149.4289	306.858	309.358	2.329	0.1977
<b>secrb_M5_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-149.6525	307.305	309.805	2.776	0.1581
<b>secr_t_M5_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-148.5950	309.190	315.190	8.161	0.0107
<b>secr0_M6_2a_as</b>	D~1 g0~l	sigma~1	halfnormal	3	-202.8332	411.666	412.441	0.000	0.7755
<b>secrb_M6_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-203.2983	414.597	415.930	3.489	0.1355
<b>secrbk_M6_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-203.9144	415.829	417.162	4.721	0.0732
<b>secr_t_M6_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-202.6125	417.225	420.225	7.784	0.0158
<b>secr0_M7_2a_as</b>	D~1 g0~l	sigma~1	halfnormal	3	-86.57075	179.142	181.542	0.000	0.7816
<b>secrb_M7_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-86.49231	180.985	185.429	3.887	0.1119
<b>secrbk_M7_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-86.54229	181.085	185.529	3.987	0.1065
<b>secr_t_M7_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-86.38277	184.766	196.766	15.224	0.0000
<b>secr0_M8_2a_as</b>	D~1 g0~l	sigma~1	halfnormal	3	-118.7587	243.517	245.517	0.000	0.6641

<b>secrbk_M8_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-118.0850	244.170	247.806	2.289	0.2115
<b>secrb_M8_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-118.6155	245.231	248.867	3.350	0.1244
<b>secrt_M8_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-118.3036	248.607	257.941	12.424	0.0000
<b>secr0_M9_2a_as</b>	D~1 g0~1	sigma~1	halfnormal	3	-219.8295	445.659	446.409	0.000	0.7647
<b>secrb_M9_2a_as</b>	D~1 g0~b	sigma~1	halfnormal	4	-219.8269	447.654	448.944	2.535	0.2153
<b>secrbk_M9_2a_as</b>	D~1 g0~bk	sigma~1	halfnormal	4	-222.7418	453.484	454.774	8.365	0.0117
<b>secrt_M9_2a_as</b>	D~1 g0~t	sigma~1	halfnormal	6	-220.2686	452.537	455.434	9.025	0.0084

## ANEXO II

### Modelos Lineares Generalizados Mistos

**Anexo II.1** – Lista completa dos Modelos GLMM referentes à variação da densidade total de micromamíferos.

	(Int)	as.fct(est)	as.fct(hbtt)	dst_agu	dst_habt	med_arb	df	logLik	AICc	delta	weight
<b>17</b>	18.570					2.006	3	-165.052	337.0	0.00	0.167
<b>19</b>	13.510		+			1.796	4	-164.183	337.8	0.89	0.107
<b>21</b>	28.320			-0.02681		2.187	4	-164.287	338.1	1.09	0.097
<b>18</b>	14.180	+				1.920	4	-164.733	338.9	1.99	0.062
<b>3</b>	51.380		+				3	-166.301	339.5	2.50	0.048
<b>25</b>	21.460				-0.009858	1.972	4	-165.034	339.5	2.59	0.046
<b>23</b>	22.440		+	-0.02269		1.977	5	-163.624	339.6	2.60	0.046
<b>1</b>	64.150						2	-167.611	339.6	2.67	0.044
<b>27</b>	27.030		+		-0.052360	1.535	5	-163.750	339.8	2.85	0.040
<b>11</b>	64.140		+		-0.083300		4	-165.210	339.9	2.94	0.038
<b>20</b>	9.525	+	+			1.720	5	-163.889	340.1	3.12	0.035
<b>22</b>	23.960	+		-0.02628		2.102	5	-163.984	340.3	3.31	0.032
<b>29</b>	32.430			-0.02714	-0.013580	2.142	5	-164.251	340.8	3.85	0.024
<b>2</b>	55.560	+					3	-167.100	341.1	4.10	0.022
<b>4</b>	44.070	+	+				4	-165.851	341.2	4.22	0.020
<b>5</b>	73.100			-0.01729			3	-167.335	341.5	4.57	0.017
<b>9</b>	71.420				-0.034080		3	-167.414	341.7	4.72	0.016
<b>26</b>	17.210	+			-0.010360	1.884	5	-164.712	341.7	4.77	0.015
<b>31</b>	35.460		+	-0.02226	-0.051090	1.719	6	-163.197	341.8	4.79	0.015
<b>7</b>	58.530		+	-0.01272			4	-166.143	341.8	4.81	0.015
<b>12</b>	56.970	+	+		-0.081090		5	-164.791	341.9	4.93	0.014

<b>24</b>	18.430	+	+	-0.02229		1.900	6	-163.340	342.0	5.08	0.013
<b>28</b>	23.000	+	+		-0.052050	1.461	6	-163.452	342.3	5.30	0.012
<b>15</b>	72.340		+	-0.01417	-0.084850		5	-165.000	342.3	5.35	0.012
<b>6</b>	64.460	+		-0.01708			4	-166.823	343.1	6.17	0.008
<b>30</b>	28.170	+		-0.02663	-0.013990	2.055	6	-163.944	343.2	6.29	0.007
<b>10</b>	62.740	+			-0.033300		4	-166.907	343.3	6.33	0.007
<b>13</b>	82.010			-0.01880	-0.038100		4	-167.087	343.7	6.70	0.006
<b>8</b>	51.200	+	+	-0.01270			5	-165.688	343.7	6.72	0.006
<b>32</b>	31.420	+	+	-0.02187	-0.050820	1.645	7	-162.910	344.5	7.53	0.004
<b>16</b>	65.150	+	+	-0.01411	-0.082640		6	-164.576	344.5	7.55	0.004
<b>14</b>	73.270	+		-0.01856	-0.037280		5	-166.578	345.5	8.50	0.002

**Anexo II.2** – Lista completa dos Modelos GLMM referentes à variação da densidade total de roedores.

	(Int)	as.fct(est)	as.fct(hbt)	dst_agu	dst_hbt	med_arb	df	logLik	AICc	delta	weight
<b>4</b>	52.77	+	+				5	-107.064	227.1	0.00	0.475
<b>20</b>	35.90	+	+			0.8621	6	-105.780	228.0	0.85	0.310
<b>12</b>	69.42	+	+		-0.10520		6	-106.544	229.5	2.38	0.144
<b>28</b>	55.92	+	+		-0.09578	0.6166	7	-105.635	231.5	4.36	0.054
<b>8</b>	61.96	+	+	-0.01709			6	-109.686	235.8	8.67	0.006
<b>24</b>	44.93	+	+	-0.02183		1.0010	7	-108.171	236.6	9.44	0.004
<b>3</b>	42.37		+				4	-114.333	238.6	11.44	0.002
<b>16</b>	78.20	+	+	-0.01649	-0.10450		7	-109.228	238.7	11.55	0.001
<b>2</b>	71.35	+					4	-114.635	239.2	12.05	0.001
<b>18</b>	49.06	+				1.0440	5	-113.149	239.3	12.17	0.001
<b>19</b>	25.49		+			0.8134	5	-113.159	239.3	12.19	0.001

<b>32</b>	63.56	+	+	-0.02022	-0.09274	0.7610	8	-108.085	240.6	13.51	0.001
<b>11</b>	55.84		+		-0.08824		5	-114.497	242.0	14.87	0.000
<b>27</b>	43.50		+		-0.07908	0.5255	6	-113.703	243.8	16.70	0.000
<b>10</b>	77.77	+			-0.03002		5	-116.454	245.9	18.78	0.000
<b>22</b>	60.85	+		-0.03183		1.2130	6	-115.050	246.5	19.39	0.000
<b>26</b>	55.25	+			-0.02160	0.9736	6	-115.086	246.6	19.47	0.000
<b>6</b>	84.63	+		-0.02740			5	-116.803	246.6	19.48	0.000
<b>7</b>	51.65		+	-0.01705			5	-116.973	246.9	19.82	0.000
<b>23</b>	33.78		+	-0.02144		0.9753	6	-115.552	247.5	20.40	0.000
<b>17</b>	34.94					1.0050	4	-119.365	248.6	21.51	0.000
<b>1</b>	57.38						3	-120.807	248.7	21.58	0.000
<b>15</b>	65.07		+	-0.01707	-0.08765		6	-117.152	250.7	23.60	0.000
<b>31</b>	50.13		+	-0.02042	-0.07490	0.7075	7	-116.139	252.5	25.37	0.000
<b>14</b>	92.09	+		-0.02818	-0.03325		6	-118.594	253.6	26.48	0.000
<b>30</b>	67.87	+		-0.03212	-0.02388	1.1340	7	-117.000	254.2	27.09	0.000
<b>9</b>	62.94				-0.02551		4	-122.762	255.4	28.30	0.000
<b>21</b>	45.18			-0.02897		1.1740	5	-121.322	255.6	28.52	0.000
<b>25</b>	40.29				-0.01620	0.9296	5	-121.447	255.9	28.77	0.000
<b>5</b>	69.55			-0.02503			4	-123.056	256.0	28.89	0.000
<b>13</b>	76.16			-0.02577	-0.02880		5	-124.984	263.0	35.84	0.000
<b>29</b>	51.28			-0.02921	-0.01812	1.0910	6	-123.438	263.3	36.17	0.000

**Anexo II.3** – Lista completa dos Modelos GLMM referentes à variação da densidade de *Apodemus sylvaticus*.

	(Int)	as.fct(est)	as.fct(hbt)	dst_agu	dst_hbt	med_arb	df	logLik	AICc	delta	weight
<b>12</b>	62.28	+	+		-0.12560		6	-106.120	228.7	0.00	0.359
<b>4</b>	42.18	+	+				5	-108.499	230.0	1.34	0.184
<b>20</b>	21.65	+	+			1.0450	6	-106.832	230.1	1.42	0.176
<b>28</b>	46.61	+	+		-0.11460	0.7119	7	-104.974	230.2	1.51	0.169
<b>11</b>	55.97		+		-0.11770		5	-110.130	233.3	4.60	0.036
<b>3</b>	37.74		+				4	-112.171	234.2	5.59	0.022
<b>19</b>	18.78		+			0.9295	5	-110.752	234.5	5.84	0.019
<b>27</b>	42.05		+		-0.10750	0.5996	6	-109.235	234.9	6.23	0.016
<b>16</b>	73.03	+	+	-0.01981	-0.12500		7	-108.490	237.2	8.54	0.005
<b>32</b>	55.63	+	+	-0.02414	-0.11110	0.8996	8	-106.754	238.0	9.32	0.003
<b>24</b>	31.94	+	+	-0.02533		1.2180	7	-108.944	238.1	9.45	0.003
<b>8</b>	52.85	+	+	-0.01974			6	-111.005	238.4	9.77	0.003
<b>18</b>	29.81	+				1.2580	5	-113.237	239.5	10.81	0.002
<b>2</b>	56.75	+					4	-115.204	240.3	11.65	0.001
<b>15</b>	66.79		+	-0.01984	-0.11710		6	-112.479	241.4	12.72	0.001
<b>23</b>	28.47		+	-0.02447		1.1050	6	-112.900	242.2	13.56	0.000
<b>31</b>	50.31		+	-0.02367	-0.10330	0.7985	7	-111.055	242.3	13.67	0.000
<b>7</b>	48.29		+	-0.01950			5	-114.689	242.4	13.72	0.000
<b>17</b>	26.26					1.1540	4	-116.683	243.3	14.61	0.000
<b>1</b>	51.94						3	-118.462	244.0	15.35	0.000
<b>22</b>	41.77	+		-0.03308		1.4460	6	-114.849	246.1	17.46	0.000
<b>26</b>	41.49	+			-0.04361	1.1510	6	-114.950	246.3	17.66	0.000
<b>10</b>	68.19	+			-0.05391		5	-116.697	246.4	17.73	0.000
<b>6</b>	70.41	+		-0.02803			5	-117.292	247.6	18.92	0.000
<b>21</b>	37.35			-0.03145		1.3380	5	-118.327	249.7	20.99	0.000

<b>25</b>	37.97			-0.04296	1.0390	5	-118.414	249.8	21.17	0.000	
<b>9</b>	63.10			-0.05279		4	-119.969	249.8	21.18	0.000	
<b>5</b>	65.03			-0.02706		4	-120.575	251.1	22.39	0.000	
<b>30</b>	54.38	+		-0.03397	-0.04596	1.3380	7	-116.505	253.2	24.57	0.000
<b>14</b>	83.25	+		-0.02950	-0.05750		6	-118.693	253.8	25.15	0.000
<b>29</b>	49.97			-0.03239	-0.04507	1.2220	6	-119.990	256.4	27.74	0.000
<b>13</b>	77.65			-0.02856	-0.05634		5	-121.977	257.0	28.29	0.000

**Anexo II.4** – Lista completa dos Modelos GLMM referentes à variação da condição corporal de micromamíferos.

	(Int)	as.fct(arbr)	as.fct(est)	as.fct(hbt)	as.fct(sex)	per_arbs	df	logLik	AICc	delta	weight
<b>16</b>	18.92	+	+	+	+		12	-2164.934	4354.4	0.00	0.393
<b>12</b>	18.91	+	+		+		11	-2166.049	4354.6	0.14	0.367
<b>14</b>	19.16	+		+	+		11	-2167.289	4357.1	2.62	0.106
<b>10</b>	19.52	+			+		10	-2168.548	4357.5	3.06	0.085
<b>32</b>	19.74	+	+	+	+	-0.03431	13	-2166.853	4360.4	5.93	0.020
<b>28</b>	19.78	+	+		+	-0.03395	12	-2167.980	4360.5	6.09	0.019
<b>30</b>	19.94	+		+	+	-0.03191	12	-2169.304	4363.2	8.74	0.005
<b>26</b>	20.29	+			+	-0.02868	11	-2170.681	4363.8	9.40	0.004
<b>8</b>	16.95	+	+	+			11	-2173.104	4368.7	14.25	0.000
<b>4</b>	17.03	+	+				10	-2174.252	4368.9	14.47	0.000
<b>6</b>	17.20	+		+			10	-2174.957	4370.3	15.88	0.000
<b>2</b>	17.59	+					9	-2176.275	4370.9	16.44	0.000
<b>15</b>	18.85		+	+	+		7	-2179.746	4373.7	19.25	0.000
<b>11</b>	18.91		+		+		6	-2180.818	4373.8	19.35	0.000
<b>24</b>	17.89	+	+	+		-0.03806	12	-2174.873	4374.3	19.88	0.000

<b>20</b>	17.99	+	+			-0.03691	11	-2176.063	4374.6	20.17	0.000
<b>13</b>	19.07			+	+		6	-2181.884	4375.9	21.48	0.000
<b>22</b>	18.10	+		+		-0.03594	11	-2176.814	4376.1	21.67	0.000
<b>9</b>	19.53				+		5	-2183.210	4376.5	22.09	0.000
<b>18</b>	18.48	+				-0.03235	10	-2178.273	4376.9	22.51	0.000
<b>31</b>	19.64		+	+	+	-0.03251	8	-2181.734	4379.7	25.29	0.000
<b>27</b>	19.73		+		+	-0.03178	7	-2182.833	4379.9	25.43	0.000
<b>29</b>	19.82			+	+	-0.03035	7	-2183.955	4382.1	27.67	0.000
<b>25</b>	20.26				+	-0.02675	6	-2185.410	4383.0	28.53	0.000
<b>7</b>	16.91		+	+			6	-2187.733	4387.6	33.18	0.000
<b>3</b>	17.05		+				5	-2188.863	4387.8	33.39	0.000
<b>5</b>	17.14			+			5	-2189.483	4389.1	34.63	0.000
<b>1</b>	17.62						4	-2190.871	4389.8	35.37	0.000
<b>23</b>	17.81		+	+		-0.03614	7	-2189.573	4393.4	38.91	0.000
<b>19</b>	17.96		+			-0.03489	6	-2190.755	4393.7	39.22	0.000
<b>21</b>	18.01			+		-0.03430	6	-2191.402	4395.0	40.52	0.000
<b>17</b>	18.47					-0.03042	5	-2192.940	4396.0	41.55	0.000

**Anexo II.5** – Lista completa dos Modelos GLMM referentes à variação da carga parasitária de micromamíferos.

	(Int)	as.fct(est)	as.fct(hbt)	as.fct(sex)	as.fct(sp)	per_arb	df	logLik	AICc	delta	weight
<b>16</b>	-2.0080	+	+	+	+		7	-708.769	1431.7	0.00	0.571
<b>32</b>	-1.8920	+	+	+	+	-0.005313	8	-708.096	1432.4	0.70	0.402
<b>30</b>	-2.0690	+		+	+	-0.007622	7	-712.371	1438.9	7.20	0.016
<b>14</b>	-2.2580	+		+	+		6	-713.732	1439.6	7.88	0.011
<b>12</b>	-1.7350	+	+		+		6	-717.547	1447.2	15.51	0.000

8	-2.2980	+	+	+		5	-718.817	1447.7	16.01	0.000
24	-2.1540	+	+	+	-0.006456	6	-717.850	1447.8	16.12	0.000
28	-1.6340	+	+		+ -0.004522	7	-717.064	1448.3	16.59	0.000
22	-2.3190	+		+	-0.008369	5	-721.245	1452.6	20.87	0.000
6	-2.5300	+		+		4	-722.846	1453.8	22.04	0.000
26	-1.8240	+			+ -0.007056	6	-722.514	1457.2	25.44	0.000
10	-2.0020	+			+ -0.007056	5	-723.654	1457.4	25.69	0.000
4	-2.0330	+	+			4	-727.811	1463.7	31.97	0.000
20	-1.9040	+	+		-0.005601	5	-727.092	1464.3	32.56	0.000
18	-2.0850	+			-0.007754	4	-731.646	1471.4	39.64	0.000
2	-2.2840	+				3	-732.989	1472.0	40.30	0.000
13	-0.8984			+	+	5	-789.637	1589.4	157.65	0.000
29	-0.7637			+	+	6	-788.869	1589.9	158.15	0.000
15	-0.9637		+	+	+	6	-789.424	1591.0	159.27	0.000
31	-0.8360		+	+	+	7	-788.483	1591.1	159.43	0.000
9	-0.5844				+	4	-802.036	1612.1	180.42	0.000
25	-0.4600				+	5	-801.410	1612.9	181.20	0.000
11	-0.6147		+		+	5	-801.987	1614.1	182.35	0.000
27	-0.5001		+		+	6	-801.281	1614.7	182.98	0.000
21	-1.0010			+	-0.006916	4	-825.041	1658.1	226.43	0.000
23	-1.1150		+	+	-0.007857	5	-824.107	1658.3	226.59	0.000
5	-1.1680			+		3	-826.219	1658.5	226.76	0.000
7	-1.2790		+	+		4	-825.589	1659.2	227.53	0.000
1	-0.8139					2	-842.240	1688.5	256.79	0.000
17	-0.6569				-0.006383	3	-841.237	1688.5	256.80	0.000
19	-0.7400		+		-0.007075	4	-840.707	1689.5	257.76	0.000
3	-0.8922		+			3	-841.910	1689.9	258.14	0.000