

Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

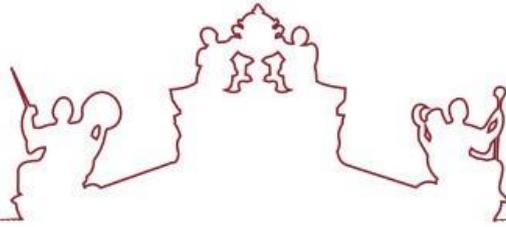
**Influência de diferentes tipos de silvicultura (sobreiral,
pinhal e eucalíptal) na abundância e diversidade de
macroartrópodes do solo**

Joana Filipa Palma Jerónimo

Orientador(es) | Amália Maria Marques Espiridião de Oliveira

João Tiago Sabino Lino Marques

Évora 2022



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

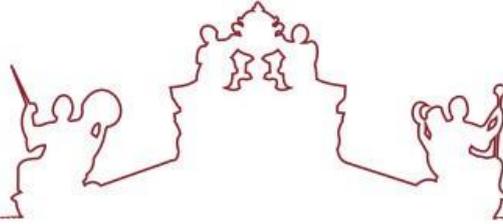
**Influência de diferentes tipos de silvicultura (sobreiral,
pinhal e eucaliptal) na abundância e diversidade de
macroartrópodes do solo**

Joana Filipa Palma Jerónimo

Orientador(es) | Amália Maria Marques Espiridião de Oliveira

João Tiago Sabino Lino Marques

Évora 2022



A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

- Presidente | Paulo Alexandre da Cunha e Sá de Sousa (Universidade de Évora)
- Vogal-orientador | Amália Maria Marques Espiridião de Oliveira (Universidade de Évora)
- Vogal-arguente | Diogo Francisco Caeiro Figueiredo (Universidade de Évora)

Évora 2022

“If we and the rest of the back boned animals were to disappear overnight, the rest of the world would get on pretty well. But if the invertebrates were to disappear, the world’s ecosystems would collapse.”

Sir David Attenborough

“Bugs are not going to inherit the earth. They own it now. So we might as well make peace with the landlord.”

Thomas Eisner

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores, à Doutora Amália Espiridião de Oliveira e ao Doutor João Tiago Marques, pelo incentivo, acompanhamento e críticas que permitiram a realização desta dissertação.

À Dra Maria Otília Ferreira Miralto, que auxiliou durante a identificação dos artrópodes.

Agradeço à proprietária da Herdade do Pinheiro, a Senhora Stephanie Gicot, pelo interesse e disponibilização do espaço para a realização deste estudo e pelos almoços maravilhosos, assim como ao Eng. Carlos Gamito, Eng. Hernani Sobral e a toda a equipa da Herdade pela simpatia demonstrada.

Especialmente aos familiares e amigos, que nunca deixaram de acreditar em mim mesmo quando eu duvidava, pela disponibilização das suas casas para trabalhar na dissertação e pelo imenso apoio emocional, obrigada, sem o vosso apoio contínuo ao longo dos anos não seria possível realizar este trabalho.

Às centenas de ácaros que recolhi com uma pinça, pelo treino visual e prático, abriram-me os olhos para uma nova escala e a deteção e o manuseamento dos restantes artrópodes foi uma brisa.

E agradeço a mim, que nunca deixei de lutar durante 7 anos para ter a possibilidade de me inscrever no mestrado e por não desistir da sua concretização, apesar dos obstáculos constantes e dias cinzentos.

RESUMO

Influência de diferentes tipos de silvicultura (sobreiral, pinhal e eucaliptal) na abundância e diversidade de macroartrópodes do solo

Os artrópodes são dominantes nos ecossistemas florestais em termos de riqueza de espécies, biomassa e função e são responsáveis por processos chave para a manutenção e estabilidade dos solos e da sua fertilidade. No entanto, pouco é conhecido sobre como diferentes silviculturas influenciam as suas comunidades. Assim, foram analisados três tipos de silviculturas, um eucaliptal, um pinhal e o sobreiral na Herdade do Pinheiro (Reserva Natural do Estuário do Sado) e realizadas amostragens com armadilhas pitfall entre maio e junho de 2021, para comparar a abundância e a diversidade de diferentes grupos taxonómicos entre habitats.

Os nossos resultados indicaram maior abundância de artrópodes, em geral, no sobreiral e no pinhal. Em cada silvicultura, as famílias Carabidae e Tenebrionidae apresentaram (juntas) um número de espécies idêntico, contudo, a composição das comunidades foi distinta. Os seus indivíduos foram mais abundantes no sobreiral e pinhal e demonstraram maior diversidade de espécies no eucaliptal.

Palavras-chave: Artrópodes do solo, Carabidae, Tenebrionidae, uso do solo.

ABSTRACT

The influence of different types of forestry (cork oak, pine and eucalyptus) on the abundance and diversity of terrestrial macroarthropods

Arthropods are dominant in forest ecosystems in terms of species richness, biomass and function and are responsible for key processes for the management of soil stability and fertility. However, little is known about how different types of forestry influence their communities. In this context we analysed three types of forestry, with eucalyptus, pine and cork oak in Herdade do Pinheiro (Sado Estuary Natural Reserve) and took samples of soil macro arthropods with pitfall traps, between May and June of 2021, to compare the abundance and diversity of the different taxonomic groups between habitats.

Our results indicate higher abundance of arthropods, in general, in cork oak and pine plantations. In each forestry, the families Carabidae and Tenebrionidae have shown (together) a similar number of species, however, the community composition was distinct. Their individuals were more abundant in cork oak and pine plantations and showed higher species diversity in eucalyptus plantations.

Key-words: Soil arthropods, Carabidae, Tenebrionidae, land use.

Índice geral

AGRADECIMENTOS	V
RESUMO	VI
ABSTRACT	VII
Índice das Figuras	IX
Índice das Tabelas	X
Introdução	1
CAPÍTULO 1 O Solo e as Silviculturas.....	2
CAPÍTULO 2 Os Artrópodes	4
Material e Métodos	7
Área de Estudo.....	7
Amostragem.....	9
Identificação de macroartrópodes do solo	10
Análise e tratamento dos dados	11
Exploração dos dados	12
Análise estatística	12
Resultados	14
Abundância e riqueza de espécies de macroartrópodes do solo por silvicultura.....	14
Índices de Diversidade	23
Espécies da família Carabidae por tipo de silvicultura	24
Espécies da família Tenebrionidae por tipo de silvicultura.....	27
Discussão	30
Abundância de macroartrópodes do solo por silvicultura.....	30
Abundância e riqueza de espécies das famílias Carabidae e Tenebrionidae por silvicultura	32
Conclusão	35
Limitações do estudo	36
Referências	37
ANEXOS	47

Índice das Figuras

Figura 1. Habitats estudados, uma área de eucaliptal (A), uma área de pinhal (B) e uma área de sobreiral (C).....	8
Figura 2. Localização aproximada das áreas de amostragem de cada tipo de habitat (Distrito de Setúbal)	9
Figura 3. Exemplo de uma armadilha pitfall, interior da armadilha (A) e armadilha colocada com telhado (B).....	10
Figura 4. Média de macroartrópodes capturados por pitfall em cada habitat, com o respetivo desvio padrão	14
Figura 5. Abundância de indivíduos das famílias Carabidae e Tenebrionidae, respetivo desvio padrão e potenciais <i>outliers</i> , por habitat.....	20
Figura 6. Abundância e desvio padrão dos indivíduos capturados das espécies da família Carabidae.....	24
Figura 7. Abundância de indivíduos das espécies capturadas da família Carabidae por habitat ..	25
Figura 8. Abundância e desvio padrão dos indivíduos capturados das espécies da família Tenebrionidae.....	27
Figura 9. Abundância de indivíduos das espécies capturadas da família Tenebrionidae por habitat	28

Índice das Tabelas

Tabela 1. Total de indivíduos capturados de cada classe por habitat, média de indivíduos capturados por pitfall e o respetivo desvio padrão	15
Tabela 2. Resultados dos testes estatísticos de Shapiro-Wilk, Bartlett e Kruskal-Wallis sobre o número de indivíduos de cada classe por habitat. A negrito os valores do teste Kruskal-Wallis com significância (p-value < 0,05).	15
Tabela 3. Número total de indivíduos capturados das ordens mais representadas da classe Chelicerata, média de indivíduos capturados por pitfall e o respetivo desvio padrão.	16
Tabela 4. Número total de indivíduos capturados das ordens mais representadas da classe Insecta, média de indivíduos capturados por pitfall e o respetivo desvio padrão.....	17
Tabela 5. Resultados dos testes estatísticos de Shapiro-Wilk, Bartlett e Kruskal-Wallis sobre o número de indivíduos das ordens mais representadas das classes Chelicerata e Insecta por habitat. A negrito os valores do teste Kruskal-Wallis com significância (p-value < 0,05).....	18
Tabela 6. Diferenças detetadas com o teste post hoc Nemenyi entre os habitats, do número de indivíduos das classes e ordens mais representadas. Códigos de significância: 0 (***) , 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().....	19
Tabela 7. Número total de indivíduos capturados das famílias Carabidae e Tenebrionidae, média de indivíduos capturados por pitfall e o respetivo desvio padrão.....	20
Tabela 8. Resultados dos testes estatísticos de Shapiro-Wilk, Bartlett e Kruskal-Wallis sobre o número de indivíduos das famílias Carabidae, Staphilinidae e Tenebrionidae por habitat. A negrito os valores do teste Kruskal-Wallis com significância (p-value < 0,05).....	21
Tabela 9. Diferenças detetadas com o teste post hoc Nemenyi entre os habitats, do número de indivíduos das famílias Carabidae e Tenebrionidae. Códigos de significância: 0 (***) , 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().....	21
Tabela 10. Riqueza de espécies (S) e o número total de indivíduos capturados das famílias Carabidae e das respetivas espécies por habitat.....	22
Tabela 11. Riqueza de espécies (S) e o número total de indivíduos capturados da família Tenebrionidae e das respetivas espécies por habitat.....	22
Tabela 12. Riqueza de espécies (S) e valores dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de equabilidade de Pielou (J) e de dominância de Simpson (λ), por habitat.	23
Tabela 13. Diferenças entre habitats da abundância das comunidades da família Carabidae. Dev = deviância, Pr(>Dev) = p-value. Códigos de significância: 0 (***) , 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().....	26
Tabela 14. Diferenças entre habitats da abundância de cada espécie da família Carabidae e média de indivíduos das respetivas espécies capturados por pitfall, em cada habitat. (0) indica que a espécie não foi capturada no habitat. Dev = deviância, Pr(>Dev) = p-value. Códigos de significância: 0 (***) , 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().....	26
Tabela 15. Diferenças entre habitats da abundância das comunidades da família Tenebrionidae. Dev = deviância, Pr(>Dev) = p-value. Códigos de significância: 0 (***) , 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().....	29
Tabela 16. Diferenças entre habitats da abundância de cada espécie da família Tenebrionidae e média de indivíduos das respetivas espécies capturados por pitfall, em cada habitat. (0) indica que a espécie não foi capturada no habitat. Dev = deviância, Pr(>Dev) = p-value. Códigos de significância: 0 (***) , 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().....	29

Introdução

Atualmente o nosso planeta está a sofrer uma grande crise ambiental. Relatórios recentes demonstram-no e afirmam ser fundamental realizar alterações genuinamente transformativas direcionadas não só na proteção como na restauração da natureza (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [IPBES] and United Nations, 2020). Até agora, os esforços para mitigar os danos nos ecossistemas têm sido insuficientes, sem grande impacto na conservação da biodiversidade e ainda menos em processos de restauração ecológica (Zeng et al., 2020).

A perda de biodiversidade e alterações nos ciclos bioquímicos estão a atingir limites que colocam a sobrevivência da nossa espécie em risco (Hasan *et al.*, 2020; Schapheer et al., 2021). As interações biológicas são fundamentais para alcançar a conservação biológica e restauração dos processos ecológicos, e os artrópodes desempenham um papel fundamental, mas em grande parte ignorado (Paoletti, 1999), quanto aos serviços de ecossistema que fornecem, tanto à escala da parcela como à de paisagem (Lavelle *et al.*, 2006). Os serviços de ecossistema são os processos e funções do ecossistema que beneficiam os humanos direta ou indiretamente (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2005). Por exemplo, uma função do ecossistema é a movimentação dos gâmetas das flores, e o serviço de ecossistema é a polinização (Costanza et al., 1997). Os ecossistemas são multidimensionais e a ligação entre os seus processos e funções com os humanos é bastante complexa e ainda mal compreendida. Não existe uma maneira correta de avaliar um serviço de ecossistema, no entanto deve ser reconhecido que o bem-estar e sobrevivência dos humanos depende dos serviços que o ecossistema fornece, que somos parte integrante da biosfera, e que funções como a biodiversidade e produção primária estão na base dos outros serviços de ecossistema (Costanza et al., 2017). Pelo menos 15 tipos de serviços de ecossistema a nível global estão em declínio, como por exemplo a regulação da erosão do solo, de desastres naturais e da purificação da água, com tendência a aumentarem no futuro (MEA, 2005; Bai et al., 2019).

Com a urbanização rápida e em grande escala, aumenta também a conversão drástica do tipo de usos do solo, com consequências na estrutura e função dos ecossistemas que antecederiam (Alberti, 2010; Jiali Wang et al., 2019). O aumento constante da população mundial e da procura de recursos naturais para consumo, conduz também a um aumento rápido das áreas de cultivo e da sua intensificação (Humphrey et al., 2000). As alterações climáticas representam outra problemática bastante debatida, no entanto,

são as atividades antropogénicas que continuam a ser em grande parte responsáveis pela acumulação de problemas ambientais, como as próprias alterações climáticas, a poluição ambiental e a degradação dos recursos naturais, incluindo a perda de biodiversidade e a degradação do solo (R. Singh & G. S. Singh, 2017).

CAPÍTULO 1 O Solo e as Silviculturas

O solo, é um recurso não-renovável, que sustenta a vida na Terra, suportando cerca de 95% da produção de comida a nível global e fornecendo serviços de ecossistema (Food Agriculture Organization [FAO], 2015; Ferreira et al., 2022). Fornece vários serviços relevantes para o bem-estar humano como a produção de biomassa, fornecimento de matéria-prima, filtração de contaminantes, regulação da água, do ciclo de nutrientes e do clima (Commission of the European Communities [CEC], 2006; Panagos et al., 2020). Representa um papel fundamental na regulação do fluxo e transferência de massa e energia entre a litosfera, biosfera, hidrosfera e atmosfera (FAO, 2015). Na União Europeia, cerca de 70% dos solos estão degradados e perderam a capacidade de realizar funções ecológicas, como resultado direto de práticas de manutenção não sustentáveis (European Commission [EC], 2020a). As alterações nos sistemas agrícolas, em conjunto com outras alterações de uso do solo, estão a conduzir a níveis críticos de perda de biodiversidade (Bourlion & Ferrer, 2018). O avanço tecnológico tem vindo a substituir práticas agrícolas tradicionais por monoculturas intensivas, que se destacam por apresentarem grandes parcelas homogéneas e pela utilização de máquinas, fertilizantes, herbicidas e pesticidas, para controlo de doenças e pragas e para uma maior produtividade da cultura explorada. No entanto, este tipo de práticas, para além de degradar os solos, contaminar o ar, a água e os próprios alimentos cultivados, eliminam as diferentes comunidades de macroartrópodes, reduzindo drasticamente a biodiversidade e com consequências irreversíveis nos ecossistemas (Zhang et al., 2017). A região Mediterrânica é caracterizada como uma região de extraordinária biodiversidade e elevado número de espécies endémicas (EC, 2020b), favorecida pela interface biogeográfica entre os biomas de zonas temperadas e áridas (Tramblay et al., 2020). Esta região é particularmente vulnerável à degradação do solo (Lahmar & Ruellan, 2007) e devido à intensificação agrícola tem vindo a reduzir bastante a sua biodiversidade (Spanish National Ecosystem Assessment [SNEA], 2011), diminuindo também a sua capacidade de resiliência face aos efeitos das alterações climáticas (Hevia et al., 2018; R. Singh & G. S. Singh, 2017).

As silviculturas (florestas de produção) têm vindo a aumentar na Europa desde 1990 (Keenan et al., 2015), apresentam menos biodiversidade que florestas antigas (Lindenmayer & Hobbs, 2004; Ohsawa, 2005; Maleque et al., 2009), no entanto, o seu papel na preservação de biodiversidade não deve ser ignorado (Oberhauser 1997; Parrotta et al., 1997; Humphrey et al., 2000; Brockerhoff et al., 2003; Lindenmayer & Hobbs, 2004; Barbaro et al., 2005; Nelson & Halpern, 2005; Carnus et al., 2006). O crescimento de áreas com plantações por todo o mundo, leva à necessidade de adotar técnicas de manutenção sustentáveis de modo a preservar a biodiversidade e fertilidade dos solos (Kangas & Kuusipalo, 1993; Spellerberg & Sawyer, 1996; Hodge et al., 1998; Maleque et al., 2009). O tipo de uso do solo afeta a biota do solo, sendo as zonas florestais geralmente associadas a fungos e micófitos (Jackson et al., 2019). No entanto, a intensiva exploração do solo e utilização do mesmo pelo ser humano, em conjunto com as alterações climáticas, modificam as propriedades físicas e químicas do solo, conduzindo à agregação de diferentes comunidades do solo (Santorufó et al., 2014). Os artrópodes apresentam alguma resistência às atividades de corte e colheita em sistemas florestais. No entanto, é importante e necessário compreender como práticas de manutenção específicas afetam grupos taxonómicos específicos (Hartshorn, 2020) e o seu papel na regeneração do solo. A intensificação da agricultura, pecuária e utilização indiscriminada de fertilizantes, estão a causar alterações profundas no ciclo do azoto, que é a chave para a vida no nosso planeta, uma vez que constitui grande parte de moléculas que constroem os organismos vivos, como o DNA, RNA, aminoácidos e proteínas (Guiry et al., 2018; Jinyang Wang et al., 2018). O ciclo de azoto no solo, está dependente da diversidade das comunidades de micro-organismos e das suas funções, que estão associadas com o azoto em todas as suas fases de fixação, mineralização, nitrificação e desnitrificação (Hayatsu et al., 2008). De acordo com Bray et al. (2019) devemos também considerar o papel importante que as comunidades de macroartrópodes do solo desempenham a moldar a composição e a atividade destas comunidades de micro-organismos. Com a degradação dos solos e consequente perda dos serviços de ecossistema que os macroartrópodes do solo promovem, o crescimento económico será afetado, assim como a sustentabilidade e saúde social (Ferreira et al., 2022).

CAPÍTULO 2 Os Artrópodes

Os invertebrados constituem cerca de 96% de todas as espécies descritas no reino Animalia (excluindo protistas). Das estimadas 1 335 188 espécies descritas em 34 filos (Metazoa), só a filo Arthropoda apresenta 1 097 631 (Brusca et al., 2003), onde estão incluídos dos organismos terrestres considerados mais antigos, que acompanharam as plantas na sua evolução e colonização no ambiente terrestre há pelo menos 400 milhões de anos, como é o caso dos insetos (subfilo Hexapoda), milípedes (subfilo Myriapoda) e aracnídeos (subfilo Cheliceriformes) (Grimaldi & Engel, 2005). Em comparação, a filo Chordata onde estão inseridos os humanos e todos os outros vertebrados, apresenta menos de 5% de espécies de todos os animais descritos (Brusca et al., 2003).

Os artrópodes habitam em todos os habitats terrestres e dulcícolas e menos comumente, à superfície do mar e na zona litoral marinha. A grande diversidade que apresentam aparenta resultar da combinação de características vantajosas, da coevolução com espécies vegetais (particularmente, as angiospérmicas i.e., plantas com flor), da miniaturização e da invenção do voo (Brusca et al., 2003). Os macroartrópodes que vivem no solo, sob a manta morta, consistem num dos componentes mais proeminentes nos ecossistemas em termos de biomassa, diversidade e função (Werner & Raffa, 2000). Em florestas bem desenvolvidas de zonas temperadas, podem existir milhares de espécies, incluindo populações que podem ultrapassar os 2 milhões por metro quadrado (e.g., Acari e Collembola) (Anderson, 1975; Werner & Raffa, 2000). São assim, partes críticas de ecossistemas florestais, responsáveis pela sua estabilidade e produtividade (Kremen et al., 1993; W. B. Perry et al., 1997). Devido à sua diversidade filogenética e funcional fornecem uma ampla extensão de serviços de ecossistema, com impactos significativos nos outros níveis tróficos (Rosenberg et al., 1986; Chen & Wise, 1999; Hartshorn, 2020). Nomeadamente, atuam como polinizadores (Westman, 1990), dispersores de sementes (Bell et al., 2007), predadores (Cameron & Reeves, 1990; Hammond & Miller, 1998; Raymond et al., 2002), decompositores de matéria orgânica (Petal, 1978; Reichle, 1977; Moldenke & Lattin, 1990) e mesmo as espécies fitófagas, responsáveis pela fragmentação e consumo de matéria vegetal (com impacto económico), demonstram ser importantes nos ecossistemas e auxiliam na mineralização de certos nutrientes no solo, promovendo a sua recuperação (Petersen & Luxton, 1982; Wilson, 1987; Asquith et al., 1990; Ashwini & Sridhar, 2006). A alimentação por estes artrópodes estimula o crescimento de microorganismos e adiciona matéria fecal no substrato, com influência nas sucessões vegetais (Webb, 1977;

Bray et al., 2019). No entanto, a maioria dos humanos considera os artrópodes indesejáveis, sendo realizados mais estudos sobre o impacto nocivo e o seu controlo do que sobre a sua potencial utilidade nos sistemas agrícolas (Paoletti, 1999).

As comunidades de artrópodes, como as térmitas e as formigas, foram identificadas como espécies chave na regulação dos nutrientes no solo, e da diversidade e dinâmica dentro das comunidades vegetais (De Almeida et al., 2020). Através das suas atividades de exploração e alimentação, ajudam a melhorar a estrutura física dos solos, promovendo a capacidade de infiltração e armazenamento de água e reduzindo a erosão do solo (Orgiazzi & Panagos, 2016). Em sistemas florestais, as formigas são também importantes como predadores que podem auxiliar na prevenção e controlo de insetos com impacto negativo (Philpott & Armbrecht, 2006). Estas comunidades são consideradas bio-engenheiras, pois movimentam o solo e alteram a composição das comunidades microbianas influenciando os serviços de ecossistema a elas associados (Schapheer et al., 2021), assim como a dispersão de fungos, facilitando a decomposição e a reciclagem de nutrientes (Lavelle et al., 2006), essenciais para a sobrevivência e o crescimento de espécies vegetais (Griffiths et al., 2021), sendo esta biodiversidade do solo indispensável para processos de restauro ecológico (Snyder & Hendrix, 2008; Schapheer et al., 2021).

Alguns artrópodes são também utilizados como bioindicadores, isto é, indicadores (biológicos) da qualidade de um ambiente e de alterações sofridas ao longo do tempo e são utilizadas na avaliação de impactos ecológicos e da sustentabilidade ecológica (Refseth, 1980; Pearson & Cassola, 1992; Taylor & Doran, 2001). São bons indicadores de alterações nos ecossistemas e da alteração de habitat devido às suas pequenas dimensões, curto período de geração (Kremen et al., 1993), elevada sensibilidade a alterações de temperatura e humidade (Schowalter et al., 2003) e devido aos serviços de ecossistema que providenciam (Longcore, 2003). Estas características tornam os artrópodes indicadores adequados da integridade das práticas de manutenção florestal (Progar & Schowalker, 2002; Maleque et al., 2009). Como uma só espécie, um só táxon, ou um só grupo funcional, não pode ser utilizado como substituto para representar a biodiversidade geral, uma vez que diferentes espécies e diferentes grupos respondem de maneira diferente a alterações ambientais, têm sido utilizados vários grupos taxonómicos juntos como indicadores da biodiversidade (Maleque et al., 2009).

Atualmente, muitas das espécies de artrópodes, encontram-se em risco de extinção devido à perda de habitat e exposição a pesticidas (The IUCN Red List of Threatened Species [IUCN], 2021). A eliminação indiferenciada das comunidades de artrópodes pode levar ao desaparecimento de grupos funcionais essenciais para os processos de

regeneração e de manutenção dos ecossistemas. Estas comunidades estão envolvidas em processos chave nos ecossistemas terrestres, determinantes para a captação de dióxido de carbono, infiltração de água e para a produção primária (Morón-Rios et al., 2010), desempenhando um papel crucial para a manutenção da estabilidade estrutural dos solos e da sua fertilidade (Gillison et al., 2003) no entanto, geralmente não são consideradas na avaliação de ecossistemas restaurados, e a colonização do mesmo por estas comunidades é feita por processos naturais, e pode ser difícil para alguns grupos com limitada capacidade de dispersão (Wodika & Baer, 2015). Podemos estar a subestimar o impacto que as alterações na utilização do solo têm nas comunidades de artrópodes, tornando os solos estéreis, degradados e dependentes de manutenção humana para o estabelecimento de comunidades vegetais e eliminando, propositadamente, os potenciais e principais aliados para as ações de restauro ecológico. É por isso importante compreender de que forma os diferentes tipos de uso do solo podem influenciar as comunidades de macroartrópodes do solo.

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo verificar se diferentes tipos de silvicultura (uso do solo) têm influência na abundância e diversidade das comunidades de macroartrópodes do solo. Foi comparada a abundância e a diversidade de comunidades de artrópodes do solo em três silviculturas com habitats diferentes: um eucaliptal, um pinhal e um sobreiral (cultura de sobreiro).

Os objetivos específicos são:

- Comparar a abundância de artrópodes por silvicultura, ao nível da classe e da ordem.
- Analisar a abundância e a riqueza de espécies nas comunidades de coleópteros das famílias Carabidae e Tenebrionidae.
- Verificar quais as silviculturas mais adequadas para alguns grupos de artrópodes.

Material e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado na Herdade do Pinheiro (Alcácer do Sal), inserida na Reserva Natural do Estuário do Sado. A Herdade tem cerca de 5 000ha e apresenta áreas com diferentes atividades (uso do solo), desde exploração agrícola e florestal, à criação de cavalos e santuário para aves, com uma grande variedade de habitats disponíveis para diversas espécies de aves, mamíferos, reptéis, anfíbios e artrópodes. A atividade com mais relevância na Herdade do Pinheiro é a exploração florestal (silvicultura) dividida em quatro culturas:

O pinheiro manso (*Pinus pinea*), pode ser encontrado um pouco por toda a propriedade, com algumas áreas de maior densidade, é utilizado na produção biológica de pinhões. É uma exploração relevante na Herdade, no entanto tem vindo a diminuir, devido a pressões climáticas e biológicas.

O pinheiro marítimo (*Pinus pinaster*), era utilizado para a exploração de resina, mas devido à sua regressão florestal resultante do ataque do curculionídeo *Pissodes castaneus* e pressões climáticas, não é atualmente explorado. É encontrado principalmente junto aos bancos de areia do estuário do Sado, onde 700ha destas áreas de pinhal são agora consideradas santuários para aves, e representam um local de relevância como dormitório ou nidificação para as mesmas (Herdade do Pinheiro, s.d.).

O sobreiro (*Quercus suber*), é utilizado para a exploração de cortiça, que é retirada de 9 em 9 anos, sendo a primeira recolha de cortiça realizada após os 25-30 anos da árvore. Podem ser encontrados dispersos por toda a propriedade (3 600ha), umas zonas menos densas (montado), utilizadas também como local de pasto para as atividades de pecuária e outras zonas de plantação (sobreiral) e regeneração natural, com maior densidade de árvores.

E o eucalipto (*Eucalyptus globulus*), é utilizado para a exploração de madeira para a pasta de papel, e a sua manutenção é realizada de acordo com o protocolo com a empresa Navigator. O eucaliptal é gerido de maneira que em cada linha são plantadas árvores com 1 ano de diferença entre si e são cortadas apenas as árvores com 12 anos de idade, desta forma existem sempre mais árvores em crescimento (de diferentes idades) do que as que são cortadas. As árvores são exploradas durante cerca de 30 anos e depois os pés são retirados (Navigator, s.d.).

Foram selecionadas três áreas de amostragem em diferentes silviculturas (habitats) (Figura 1), uma área de sobreiral (cultura de *Quercus suber*), uma área de pinhal (cultura de *Pinus pinaster*) e uma área de eucaliptal (cultura de *Eucalyptus globulus*). O sobreiral é uma área (Vinha velha) onde se plantaram sobreiros para a exploração de cortiça. Os sobreiros têm cerca de 30 anos, não tendo ainda a maioria sido descortiçados. O pinhal (*Pinus pinaster*), utilizado agora como santuário para aves, não tem sofrido intervenções nos últimos anos. O eucaliptal é constituído por culturas jovens, e também não têm sofrido intervenções nos últimos anos, a área de estudo foi plantada aproximadamente em 1980.

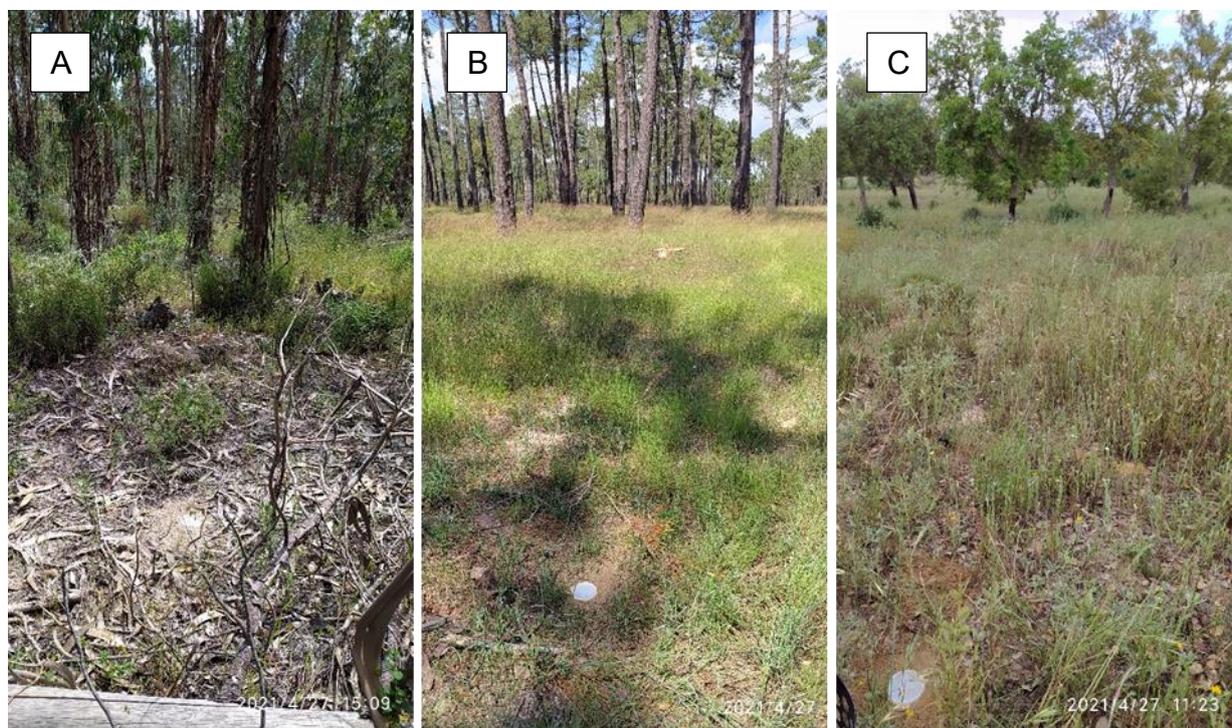


Figura 1. Habitats estudados, uma área de eucaliptal (A), uma área de pinhal (B) e uma área de sobreiral (C).

O sobreiral (S) e o pinhal (P) distam cerca de 6,2km entre si, e o pinhal situa-se a cerca de 950m do eucaliptal (E), ficando este a aproximadamente 7km do sobreiral (Figura 2). Para cada área de amostragem foram selecionados aleatoriamente dois locais (A e B) para representar cada habitat. Os locais amostrados no sobreiral (SA e SB) distam 250m entre si, no pinhal os locais (PA e PB) distam 300m entre si, e no eucaliptal os locais (EA e EB) distam 400m entre si.

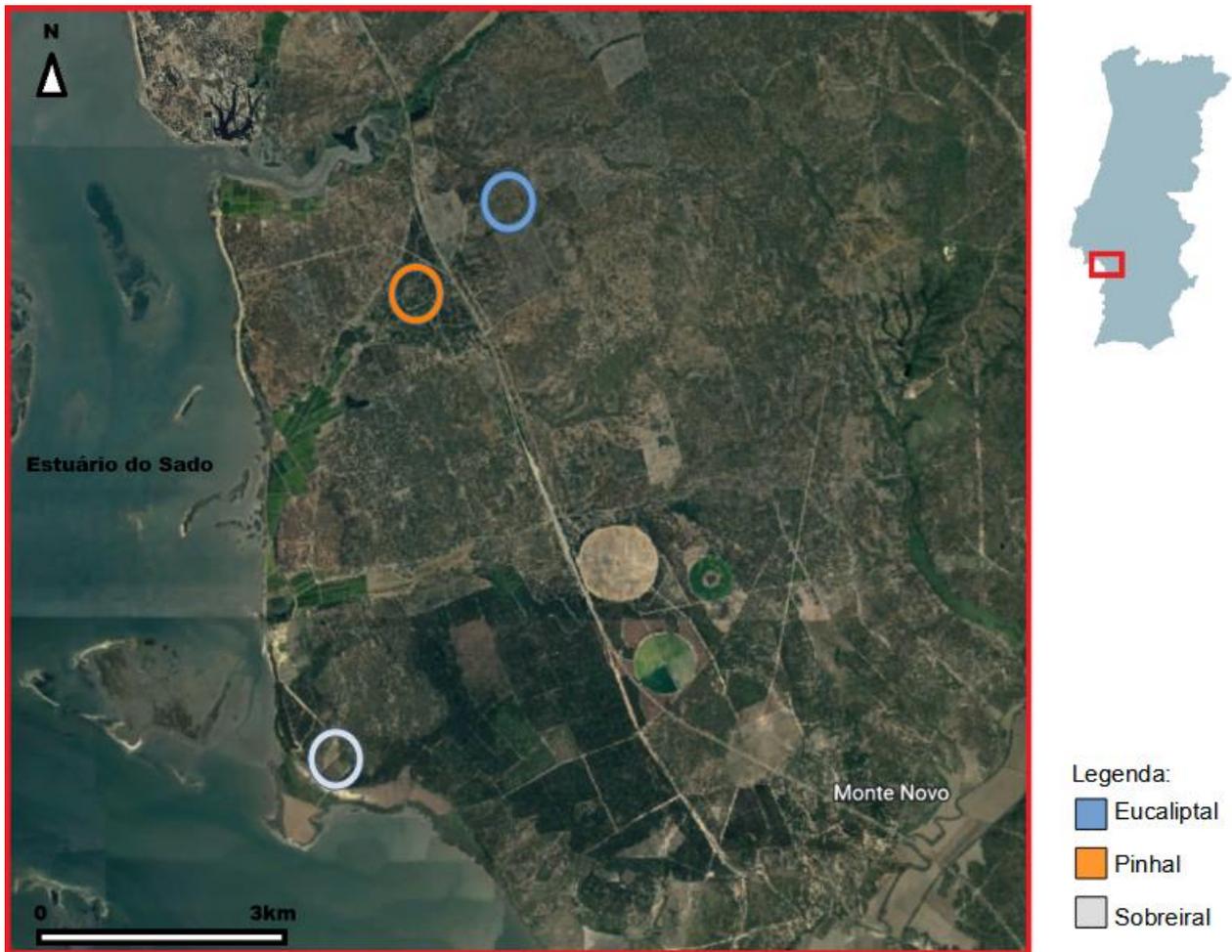


Figura 2. Localização aproximada das áreas de amostragem de cada tipo de habitat (Distrito de Setúbal).

Amostragem

Para realizar a captura de macroartrópodes terrestres foram colocadas armadilhas de queda do tipo “pitfall”, que consistem em copos com cerca de 15cm de profundidade e cerca de 8cm de diâmetro, enterrados no solo, com a abertura ao nível da superfície. Dentro de cada copo é colocado, até cerca de metade, uma mistura de etilenoglicol (diluído a 25%) que serve de conservante para os indivíduos capturados e um pouco de detergente para diminuir a tensão superficial e facilitar a captura de insetos que pousem na mistura. É ainda colocado um telhado sobre a armadilha para impedir a queda de pequenos vertebrados, assim como proteger de eventos de chuva e queda de detritos (Figura 3).



Figura 3. Exemplo de uma armadilha pitfall, interior da armadilha (A) e armadilha colocada com telhado (B).

Em cada tipo de habitat, foram selecionados dois locais de amostragem, onde foram colocadas cinco armadilhas pitfall, com distância de cerca de 10m entre si, aproximadamente 40m entre a primeira (1) e a última armadilha (5). As primeiras armadilhas foram colocadas, não muito perto do caminho, e as restantes pitfall, mais ou menos em linha, na direção do centro da silvicultura.

As armadilhas foram colocadas dia 4 de maio de 2021 e foram realizadas três recolhas de 15 em 15 dias. A primeira recolha (R1) foi realizada no dia 18 de maio, a segunda recolha (R2) no dia 1 de junho e a terceira recolha (R3) no dia 16 de junho, totalizando 90 amostras, 30 para cada tipo de habitat (15 em cada local). O material recolhido em cada armadilha foi drenado e guardado com um pouco de álcool (70%) para evitar a formação de fungos e a decomposição dos espécimes. De seguida as amostras foram conservadas no frigorífico, devidamente identificadas, até posterior análise laboratorial.

Identificação de macroartrópodes do solo

Em primeiro lugar foi realizada uma triagem: com o auxílio de pinças recolhemos os artrópodes, separámos pelos grupos mais distintos (e.g., aranhas, formigas, coleópteros, milípedes) e conservámos em frascos com álcool (70%) de forma a facilitar a sua posterior identificação e contagem.

A identificação dos espécimes foi realizada com o auxílio de uma lupa binocular de modelo “WILD M3” com poder de ampliação 40x e os livros: Curso Práctico de Entomología

(Barrientos, 2004) e *Insects of Britain and Western Europe* (Chinery, 2007). Para os Carabidae foi utilizado o livro: *Coleópteros carabídeos (Coleoptera, Carabidae) de Portugal Continental: Chaves para a sua identificação* (Aguiar & Serrano, 2012).

Uma vez que o presente estudo tem em foco as comunidades de macroartrópodes do solo, não foram considerados para análise os artrópodes capturados da classe Insecta das ordens Diptera (1 247 indivíduos) e Lepidoptera (2 indivíduos). Também não foram registadas as exúvias, pupas, larvas e lagartas (ordens Coleoptera, Mantodea e Neuroptera), nem indivíduos da ordem Collembola (classe Insecta) devido às suas condições precárias de conservação, difícil identificação e manuseamento.

Análise e tratamento dos dados

Após a identificação e contagem dos artrópodes capturados, os dados foram analisados no programa Excel, e foi calculada por habitat, a média e o desvio padrão (σ) dos indivíduos capturados das classes e ordens mais representadas, i.e., mais de 0.3% do total de indivíduos capturados. Os índices de diversidade foram calculados com os dados das famílias Carabidae e Tenebrionidae, onde foi possível identificar os indivíduos até à espécie. O número de espécies identificadas (Carabidae e Tenebrionidae) em cada habitat corresponde à riqueza de espécies (S), e juntamente com os valores da abundância foram calculados os índices de Simpson (λ), de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de equabilidade de Pielou (J') (Moreno, 2001).

O Índice de Simpson (λ) manifesta a probabilidade de que dois indivíduos retirados ao acaso de uma amostra sejam da mesma espécie. E é calculado com a seguinte fórmula, onde p_i é a abundância proporcional da espécie i , ou seja, o número de indivíduos da espécie i (n_i) a dividir pelo número total de indivíduos na amostra (N):

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Este índice é fortemente influenciado pela importância das espécies mais dominantes (Magurran, 1988; Peet, 1974; Moreno, 2001). O seu valor varia entre 0 e 1, e quanto mais próximo de 1 menor é a diversidade e maior a dominância (Moreno, 2001).

O Índice de Shannon-Wiener (H') assume que os indivíduos são selecionados aleatoriamente e que todas as espécies estão representadas na amostra. Adquire valores entre 0, quando há apenas uma espécie, e o logaritmo de S (H' máximo), quando todas as espécies estão representadas pelo mesmo número de indivíduos. Desta forma, H' é tanto maior quanto maior for a diversidade de espécies e equitabilidade existente, isto é, menor dominância (Magurran, 1988; Moreno, 2001). A fórmula utilizada para calcular este índice é a seguinte:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

O Índice de equabilidade de Pielou (J) mede a proporção da diversidade observada (H') em relação à diversidade máxima (H' máximo), e é calculado da seguinte forma:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Os valores deste índice variam entre 0 e 1, sendo 1 quando todas as espécies são igualmente abundantes (Megurran, 1988; Moreno, 2001). Assim, quanto maior for J , maior será a diversidade e menor a dominância.

Exploração dos dados

Na exploração dos dados foram utilizados histogramas para observar a frequência dos indivíduos em cada amostra (pitfall) e caixas de bigodes para visualizar a distribuição dos dados, os mínimos, máximos, quartis, mediana e a existência de potenciais *outliers*, para cada habitat, das classes e ordens mais representadas (Zuur et al., 2010).

Análise estatística

As diferenças entre as abundâncias de macroartrópodes por habitat foram analisadas no programa R (R Core Team, 2019) e RStudio (RStudio Team, 2020). Em primeiro lugar, para as classes e ordens mais representadas, foi analisada a diferença do número de indivíduos capturados por habitat. Utilizou-se o teste Shapiro-Wilk e Bartlett para verificar,

respetivamente, a normalidade e a homocedasticidade. Uma vez que os dados não cumpriam os pressupostos referidos, foi realizado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis para verificar se existem diferenças significativas entre o número de macroartrópodes recolhidos em cada habitat. Quando se verificaram diferenças significativas, realizou-se uma análise *post hoc*, utilizando o teste Nemenyi, para identificar entre que pares de habitats as diferenças são significativas. Em todos os testes realizados o nível de confiança foi de 95%. Depois foram analisadas as comunidades das famílias Carabidae e Tenebrionidae, e utilizados modelos estatísticos para a análise ecológica. Foi realizada a análise multivariada em R, da composição das comunidades de carabídeos e tenebrionídeos por tipo habitat. Com o pacote “mvabund”, foram utilizados modelos lineares generalizados e verificados os pressupostos pela análise gráfica dos resíduos (Y. I. Wang et al., 2012).

Resultados

Abundância e riqueza de espécies de macroartrópodes do solo por silvicultura

Nos três habitats amostrados foram capturados no total 18 277 macroartrópodes do solo, dos quais 1 442 foram recolhidos no eucaliptal, 9 594 no pinhal e 7 241 no sobreiral. De referir que das 90 amostras quatro foram destruídas, três no eucaliptal e uma no pinhal (EA2 na R1, EA1 na R2, EB2 na R2 e PB5 na R1). A média de macroartrópodes capturados por pitfall foi de 53 indivíduos no eucaliptal (desvio padrão $\sigma = 68,07$), 331 no pinhal ($\sigma = 479,99$) e 241 no sobreiral ($\sigma = 224,34$) (Figura 4).

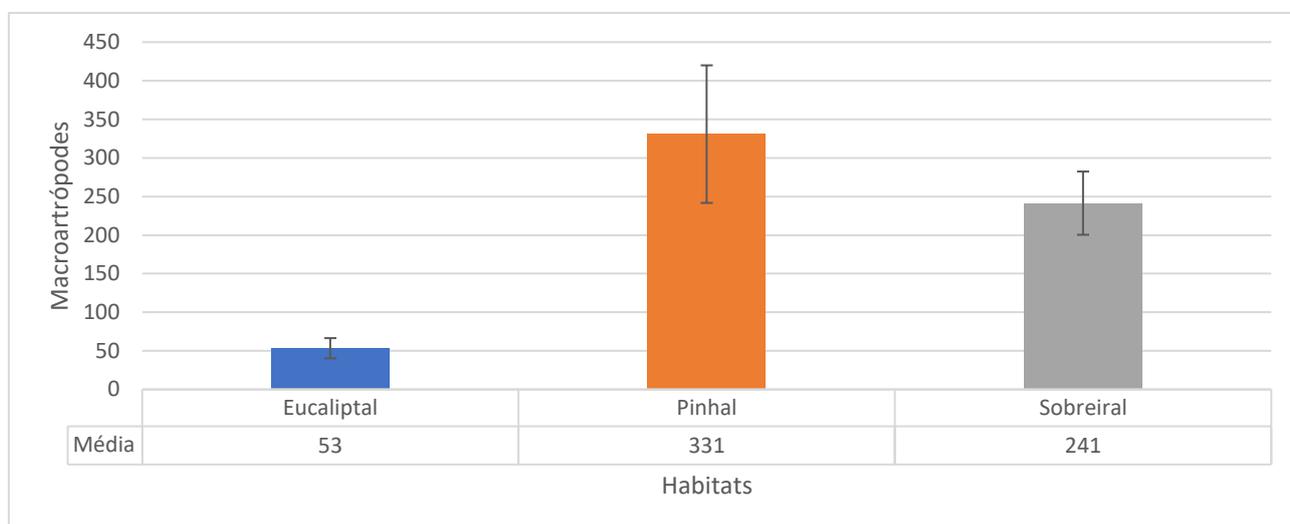


Figura 4. Média de macroartrópodes capturados por pitfall em cada habitat, com o respetivo desvio padrão.

Em todos os habitats, foram capturados macroartrópodes de cinco classes diferentes: Insecta (9 734), Chelicerata (8 308), Chilopoda (144), Malacostraca (77) e Diplopoda (14). No pinhal, a classe Chelicerata (7 338) foi a mais representada e em média foram capturados por pitfall 253 indivíduos ($\sigma = 512,29$), cerca de 13 e 16 vezes mais que no sobreiral e no eucaliptal, respetivamente (Tabela 1). No sobreiral, a classe mais representada foi a Insecta (6 620) e foram capturados em média 221 indivíduos por pitfall ($\sigma = 114,73$), cerca de 3 vezes mais que no pinhal e 6 vezes mais que no eucaliptal. No eucaliptal, a classe Insecta (994) é a mais representada, seguida pela classe Chelicerata (397).

Tabela 1. Total de indivíduos capturados de cada classe por habitat, média de indivíduos capturados por pitfall e o respectivo desvio padrão.

	Total	Média	Desvio padrão (σ)
Chelicerata			
Eucaliptal	397	14,70	13,91
Pinhal	7338	253,03	512,29
Sobreiral	573	19,10	9,02
Insecta			
Eucaliptal	994	36,81	33,49
Pinhal	2120	73,10	44,86
Sobreiral	6620	220,67	114,73
Chilopoda			
Eucaliptal	7	0,26	0,38
Pinhal	115	3,97	3,49
Sobreiral	22	0,73	0,94
Malacostraca			
Eucaliptal	40	1,48	1,89
Pinhal	15	0,52	0,71
Sobreiral	22	0,73	1,05
Diplopoda			
Eucaliptal	4	0,15	0,55
Pinhal	6	0,21	0,51
Sobreiral	4	0,13	0,28

Nas classes com mais de 0,3% do total de macroartrópodes capturados (i.e., 55 indivíduos), os dados analisados não apresentaram uma distribuição normal (ver Figuras I-IV, em anexo). Foram detetadas diferenças significativas entre os três habitats, em relação à abundância de indivíduos, com a exceção da classe Malacostraca (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados dos testes estatísticos de Shapiro-Wilk, Bartlett e Kruskal-Wallis sobre o número de indivíduos de cada classe por habitat. A negrito os valores do teste Kruskal-Wallis com significância (p -value < 0,05).

	Shapiro-Wilk	Bartlett	Kruskal-Wallis
Chelicerata	< 2,2e-16	< 2,2e-16	0,0114
Insecta	< 2,2e-16	< 2,2e-16	0,0001
Chilopoda	< 2,2e-16	< 2,2e-16	0,0001
Malacostraca	2,14e-1	1,933e-05	0,0700

Seguiu a análise das ordens mais representadas (> 0,3%) das classes Chelicerata e Insecta, que também não apresentaram uma distribuição normal de dados (ver Figuras V-XII, em anexo). Nas restantes classes, não foram determinadas as ordens ou famílias de alguns macroartrópodes e outros foram identificados em níveis taxonómicos diferentes (ver Tabela I, em anexo).

Foram identificadas cinco ordens diferentes na classe Chelicerata e a que apresentou o maior número de indivíduos foi a Acari (7 488). Os dados apresentaram uma grande dispersão no pinhal, e o valor máximo de 2 360. No eucaliptal e no sobreiral, foram capturados em média 7 indivíduos ($\sigma = 10,65$ e $\sigma = 7,20$, respetivamente), enquanto no pinhal foram capturados em média 244 indivíduos ($\sigma = 473,41$) (Tabela 3). A ordem Araneae (776) foi a segunda mais representada da classe e a média de indivíduos em cada habitat foi semelhante, 11 no sobreiral ($\sigma = 7,42$), 9 no pinhal ($\sigma = 5,30$) e 7 no eucaliptal ($\sigma = 6,92$).

Tabela 3. Número total de indivíduos capturados das ordens mais representadas da classe Chelicerata, média de indivíduos capturados por pitfall e o respetivo desvio padrão.

	Total	Média	Desvio padrão (σ)
Classe Chelicerata			
Acari			
Eucaliptal	202	7	10,65
Pinhal	7069	244	473,41
Sobreiral	217	7	7,20
Araneae			
Eucaliptal	191	7	6,92
Pinhal	264	9	5,30
Sobreiral	321	11	7,42

Na classe Insecta foram identificadas 11 ordens diferentes, as mais representadas foram a Hymenoptera (6 997), a Coleoptera (1 599), a Hemiptera (646), a Orthoptera (118) e a Blattodea (116), detetadas nos três habitats. A ordem Hymenoptera apresentou o maior número de indivíduos capturados da classe, em todos os habitats, com maior dispersão de dados no sobreiral. A média de indivíduos capturados no sobreiral foi de 177 ($\sigma = 201,88$), cerca de 4 e 10 vezes maior que no pinhal e eucaliptal, respetivamente (Tabela 4). Mais de 92% dos indivíduos desta ordem, em todos os habitats, pertencem à família Formicidae. A segunda ordem mais representada foi a ordem Coleoptera (1 599) com maior abundância no sobreiral. Em média foram capturados 26 indivíduos ($\sigma = 14,68$) por pitfall no sobreiral, 15 no pinhal ($\sigma = 11,39$) e 14 no eucaliptal ($\sigma = 32,26$). Das 31 famílias identificadas, a maior

parte dos coleópteros capturados pertencem às famílias Tenebrionidae (57%), Staphilinidae (15%) e Carabidae (12%).

Tabela 4. Número total de indivíduos capturados das ordens mais representadas da classe Insecta, média de indivíduos capturados por pitfall e o respectivo desvio padrão.

	Total	Média	Desvio padrão (σ)
Classe Insecta			
Hymenoptera			
Eucaliptal	459	17	23,79
Pinhal	1232	42	56,52
Sobreiral	5306	177	201,88
Coleoptera			
Eucaliptal	373	14	32,26
Pinhal	449	15	11,39
Sobreiral	777	26	14,68
Hemiptera			
Eucaliptal	35	1	1,56
Pinhal	329	11	9,71
Sobreiral	282	9	15,78
Zygentoma			
Eucaliptal	12	0	0,68
Pinhal	59	2	4,09
Sobreiral	147	5	3,68
Orthoptera			
Eucaliptal	58	2	3,17
Pinhal	31	1	1,36
Sobreiral	29	1	1,17
Blattodea			
Eucaliptal	46	2	4,67
Pinhal	11	0	0,84
Sobreiral	59	2	3,81

Em relação à abundância de indivíduos capturados das ordens mais representadas, foram detetadas diferenças significativas entre os habitats, com a exceção da ordem Orthoptera (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados dos testes estatísticos de Shapiro-Wilk, Bartlett e Kruskal-Wallis sobre o número de indivíduos das ordens mais representadas das classes Chelicerata e Insecta por habitat. A negrito os valores do teste Kruskal-Wallis com significância (p -value < 0,05).

	Shapiro-Wilk	Bartlett	Kruskal-Wallis
Chelicerata			
Acari	< 2,2e-16	< 2,2e-16	4,453e-09
Araneae	7,776e-06	0,1949	0,0385
Insecta			
Hymenoptera	2,303e-14	< 2,2e-16	1,411e-07
Coleoptera	5,066e-13	6,367e-08	1,306e-05
Hemiptera	6,276e-14	< 2,2e-16	6,098e-08
Zygentoma	1,311e-11	1,18e-13	2,593e-07
Orthoptera	2,217e-13	5,727e-08	0,4348
Blattodea	< 2,2e-16	8,595e-13	0,0012

Para a classe Chelicerata, no geral, a abundância de indivíduos capturados foi significativamente diferente entre o eucaliptal e o pinhal (*post hoc* Nemenyi: p -value < 0,05 (Pinhal-Eucaliptal)). A ordem Acari apresentou diferenças entre o pinhal e as restantes culturas (*post hoc* Nemenyi: p -value < 0,05 (Pinhal-Eucaliptal), p -value < 0,05 (Sobreiral-Pinhal)) e não foram detetadas diferenças entre a abundância no eucaliptal e no sobreiral. Na ordem Araneae foram detetadas diferenças entre o sobreiral e o eucaliptal (*post hoc* Nemenyi: p -value < 0,05), o pinhal apresentou um valor intermédio de abundância e não foi significativamente diferente dos restantes habitats (Tabela 6).

Na classe Insecta, no geral, foram encontradas diferenças entre a abundância de indivíduos capturados no sobreiral e no eucaliptal (*post hoc* Nemenyi: p -value < 0,05). Para a ordem Coleoptera as diferenças significativas foram detetadas entre o sobreiral e as restantes culturas (*post hoc* Nemenyi: p -value < 0,05 (Sobreiral-Eucaliptal), p -value < 0,05 (Sobreiral-Pinhal)), assim como para as ordens Zygentoma e Blattodea, sem diferenças entre a abundância no eucaliptal e no pinhal. Para a ordem Hemiptera, foram encontradas diferenças significativas entre o eucaliptal e os restantes habitats (*post hoc* Nemenyi: p -

value < 0,05 (Pinhal-Eucaliptal), p-value < 0,05 (Sobreiral-Eucaliptal)), que apresentaram cerca de 8-9 vezes mais abundância de indivíduos capturados. Na ordem Hymenoptera, foram detetadas diferenças significativas entre todos os habitats (*post hoc* Nemenyi: p-value < 0,05 (Pinhal-Eucaliptal), p-value < 0,05 (Sobreiral-Eucaliptal), p-value < 0,05 (Sobreiral-Pinhal)), o eucaliptal apresentou o valor mais baixo de abundância de indivíduos desta ordem, enquanto no pinhal foi quase 3 vezes maior e no sobreiral foi quase 12 vezes maior.

Para a classe Chilopoda, foram detetadas diferenças significativas entre o pinhal e o eucaliptal (*post hoc* Nemenyi: p-value < 0,05 (Pinhal-Eucaliptal)), que apresentou valores inferiores de abundância de indivíduos. No sobreiral os valores foram intermédios e não foram significativamente diferentes dos restantes habitats.

*Tabela 6. Diferenças detetadas com o teste post hoc Nemenyi entre os habitats, do número de indivíduos das classes e ordens mais representadas. Códigos de significância: 0 (***)*, 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().

	Pinhal - Eucaliptal	Sobreiral - Eucaliptal	Sobreiral - Pinhal
Chelicerata	0,0357 *	0,0790 .	0,9369
Acari	3,0861e-08 ***	0,5871	3,2048e-06 ***
Araneae	0,1344	0,0401 *	0,8674
Insecta	0,1523	0,0003 ***	0,1072
Hymenoptera	0,0227 *	6,2676e-08 ***	0,0076 **
Coleoptera	0,0552	6,5469e-06 ***	0,0373 *
Hemiptera	9,7835e-08 ***	8,2244e-05 ***	0,3378
Zygentoma	0,3338	1,2167e-06 ***	0,0006 ***
Blattodea	0,9483	0,0306 *	0,0113 *
Chilopoda	0,0166 *	0,7610	0,0893 .

A restante análise dos dados foi realizada com foco nas famílias Carabidae e Tenebrionidae da ordem Coleoptera, onde foi possível identificar os indivíduos até à espécie. Na família Carabidae a média de indivíduos capturados por pitfall foi 5 vezes maior no sobreiral que nos restantes habitats e na família Tenebrionidae as médias de indivíduos capturados no pinhal e no sobreiral foram idênticas e 4-5 vezes maiores que no eucaliptal (Tabela 7).

Tabela 7. Número total de indivíduos capturados das famílias Carabidae e Tenebrionidae, média de indivíduos capturados por pitfall e o respectivo desvio padrão.

	Total	Média	Desvio padrão (σ)
Carabidae			
Eucaliptal	18	1	1,44
Pinhal	26	1	1,12
Sobreiral	153	5	3,88
Tenebrionidae			
Eucaliptal	70	3	3,73
Pinhal	325	11	10,26
Sobreiral	512	17	13,89

Os dados recolhidos, das famílias Carabidae e Tenebrionidae, não exibiram uma distribuição normal. A família Carabidae (197) apresentou maior abundância e distribuição de dados no sobreiral e o valor máximo de 18 (Figura 5).

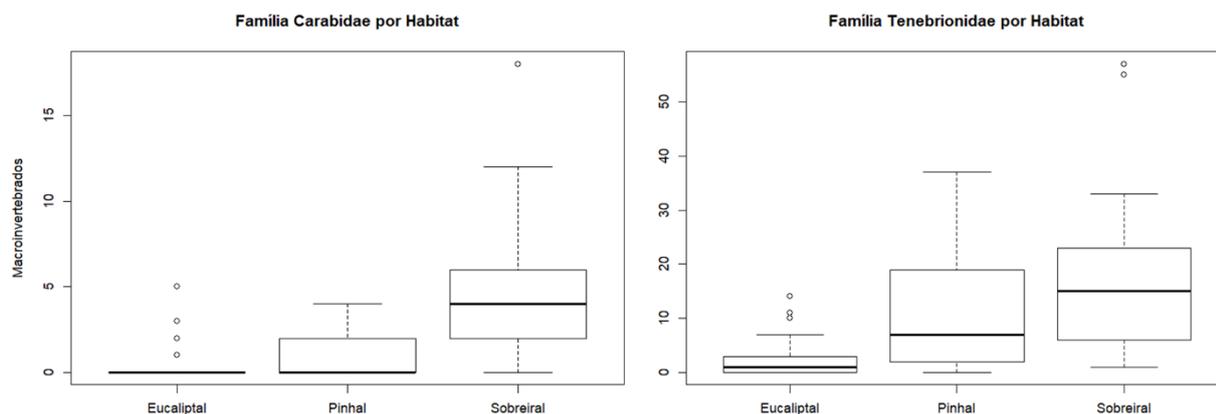


Figura 5. Abundância de indivíduos das famílias Carabidae e Tenebrionidae, respectivo desvio padrão e potenciais outliers, por habitat.

A família Tenebrionidae (907), apresentou maior dispersão de dados no pinhal e no sobreiral e as abundâncias foram idênticas, mas a simetria da dispersão de dados foi diferente. Sendo a segunda família com maior número de indivíduos, a família Staphilinidae (238) foi também analisada e não foram encontradas diferenças significativas entre os habitats (Tabela 8). A sua elevada abundância está relacionada com o valor máximo obtido no eucaliptal (121) (ver Figura XIII, em anexo).

Tabela 8. Resultados dos testes estatísticos de Shapiro-Wilk, Bartlett e Kruskal-Wallis sobre o número de indivíduos das famílias Carabidae, Staphilinidae e Tenebrionidae por habitat. A negrito os valores do teste Kruskal-Wallis com significância (p -value < 0,05).

	Shapiro-Wilk	Bartlett	Kruskal-Wallis
Carabidae	2,519e-11	3,288e-11	1,527e-09
Staphilinidae	< 2,2e-16	< 2,2e-16	0,2294
Tenebrionidae	6,089e-09	1,6e-08	4,76e-07

Na família Carabidae, os resultados obtidos revelaram a existência de diferenças significativas entre o sobreiral e os outros habitats (*post hoc* Nemenyi: p -value < 0,05 (Sobreiral-Eucaliptal), p -value < 0,05 (Sobreiral-Pinhal)), e na família Tenebrionidae entre o eucaliptal (menos abundância) e os restantes habitats (*post hoc* Nemenyi: p -value < 0,05 (Pinhal-Eucaliptal), p -value < 0,05 (Sobreiral-Eucaliptal)) (Tabelas 9).

Tabela 9. Diferenças detetadas com o teste *post hoc* Nemenyi entre os habitats, do número de indivíduos das famílias Carabidae e Tenebrionidae. Códigos de significância: 0 (***), 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().

	Pinhal - Eucaliptal	Sobreiral - Eucaliptal	Sobreiral - Pinhal
Carabidae	0,59755000	5,6885e-08 ***	6,6213e-06 ***
Tenebrionidae	0,00089234 ***	3,8397e-07 ***	0,21588243

A riqueza de espécies (S) em cada habitat foi semelhante, sendo maior no pinhal (17), seguido pelo eucaliptal (14) e o sobreiral (13), mas a composição e estrutura das comunidades foi diferente. Na família Carabidae foram identificadas 10 espécies diferentes, 4 no eucaliptal, 7 no pinhal e 2 no sobreiral (Tabela 10). A espécie *Scarites cyclops* apresentou o maior número de indivíduos capturados (149), da família Carabidae e ocorreu apenas no sobreiral. A segunda espécie com mais indivíduos capturados foi a *Steropus globosus* (24), muito menos abundante e detetada em todos os habitats, apresentou cerca de 46% dos indivíduos capturados no pinhal.

Tabela 10. Riqueza de espécies (S) e o número total de indivíduos capturados da família Carabidae e das respetivas espécies por habitat.

	Eucaliptal	Pinhal	Sobreiral	Total geral
(S) Carabidae	4	7	2	10
Nº de indivíduos Carabidae	18	26	153	197
<i>Calathus granatensis</i>	4	0	0	4
<i>Carabus rugosus</i>	1	0	0	1
<i>Harpalus neglectus</i>	0	2	0	2
<i>Laemostenus complanatus</i>	0	1	0	1
<i>Pristonycus terricola</i>	0	1	0	1
<i>Scarites cyclops</i>	0	0	149	149
<i>Steropus globosus</i>	9	11	4	24
<i>Syntomus foveatus</i>	0	6	0	6
<i>Syntomus truncatellus</i>	0	2	0	2
<i>Trechus obtusus</i>	4	3	0	7

Na família Tenebrionidae foram identificadas 16 espécies diferentes, 10 no eucaliptal e pinhal e 11 no sobreiral (Tabela 11). A espécie mais abundante foi a *Tentyria* sp1 (370), ocorreu em todos os habitats e cerca de 76% dos indivíduos foram capturados no pinhal, seguida pela espécie *Erodium* sp (goryi) (277), também detetada em todos os habitats e onde aproximadamente 94% dos indivíduos foram capturados no sobreiral.

Tabela 11. Riqueza de espécies (S) e o número total de indivíduos capturados da família Tenebrionidae e das respetivas espécies por habitat.

	Eucaliptal	Pinhal	Sobreiral	Total geral
(S) Tenebrionidae	10	10	11	16
Nº de indivíduos Tenebrionidae	70	325	512	907
<i>Akis granulifera</i>	0	16	30	46
<i>Blaps hispanica</i>	1	2	0	3
<i>Cnemeplatia</i> sp	6	53	0	59
<i>Dichillus subcostatus</i>	0	0	7	7
<i>Erodium</i> sp (goryi)	4	12	261	277
<i>Latheticus</i> sp	0	1	0	1
<i>Maladera holosericea</i>	0	0	7	7
<i>Micrositus</i> sp (gibbulus)	3	1	1	5
<i>Pimelia costata</i>	0	0	2	2
<i>Pimelia fornicata</i>	0	0	84	84
<i>Sepidium elongatum</i>	4	7	1	12
<i>Stenosis hispanica</i>	2	0	18	20
<i>Dendarus</i> sp	1	5	0	6
<i>Tentyria</i> sp1	45	227	98	370
<i>Tentyria</i> sp2	3	1	3	7
<i>Tentyria</i> sp3	1	0	0	1

Índices de Diversidade

Em cada habitat, os índices de diversidade foram calculados com a riqueza de espécies e o número de indivíduos capturados de cada espécie das famílias Carabidae e Tenebrionidae. Os resultados obtidos demonstraram que, em comparação com os outros habitats, o eucaliptal apresentou maior diversidade de espécies ($H' = 1,84$), valores do Índice de Pielou ($J = 0,70$) mais perto de 1 e do Índice de Simpson ($\lambda = 0,29$) mais perto de 0, indicando que as espécies neste habitat apresentam abundâncias semelhantes e existe menos dominância (Tabela 12).

Tabela 12. Riqueza de espécies (S) e valores dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de equabilidade de Pielou (J) e de dominância de Simpson (λ), por habitat.

	S	H'	J	λ
Eucaliptal	14	1,84	0,70	0,29
Pinhal	17	1,35	0,48	0,45
Sobreiral	13	1,67	0,65	0,24

No pinhal, apesar de apresentar o maior número de espécies, foi o habitat que se demonstrou menos diverso ($H' = 1,35$), com o valor mais baixo no Índice de Pielou ($J = 0,48$) e o valor mais elevado no Índice de Simpson ($\lambda = 0,45$), o que indica que as espécies apresentam abundâncias diferentes, existindo espécies mais dominantes na comunidade, em comparação com os outros habitats em estudo. O sobreiral apresentou valores próximos do eucaliptal, em todos os índices calculados, mas sempre inferiores, o que no caso do índice de Simpson ($\lambda = 0,24$) indica a existência de menos espécies dominantes na comunidade e, portanto, maior diversidade.

Espécies da família Carabidae por tipo de silvicultura

Na família Carabidae, as espécies *Scarites cyclops* (sca.cyc) e *Steropus globosus* (ste.glo) demonstraram uma maior distribuição de dados que as restantes espécies identificadas e a *Scarites cyclops* foi a mais abundante (Figura 6).

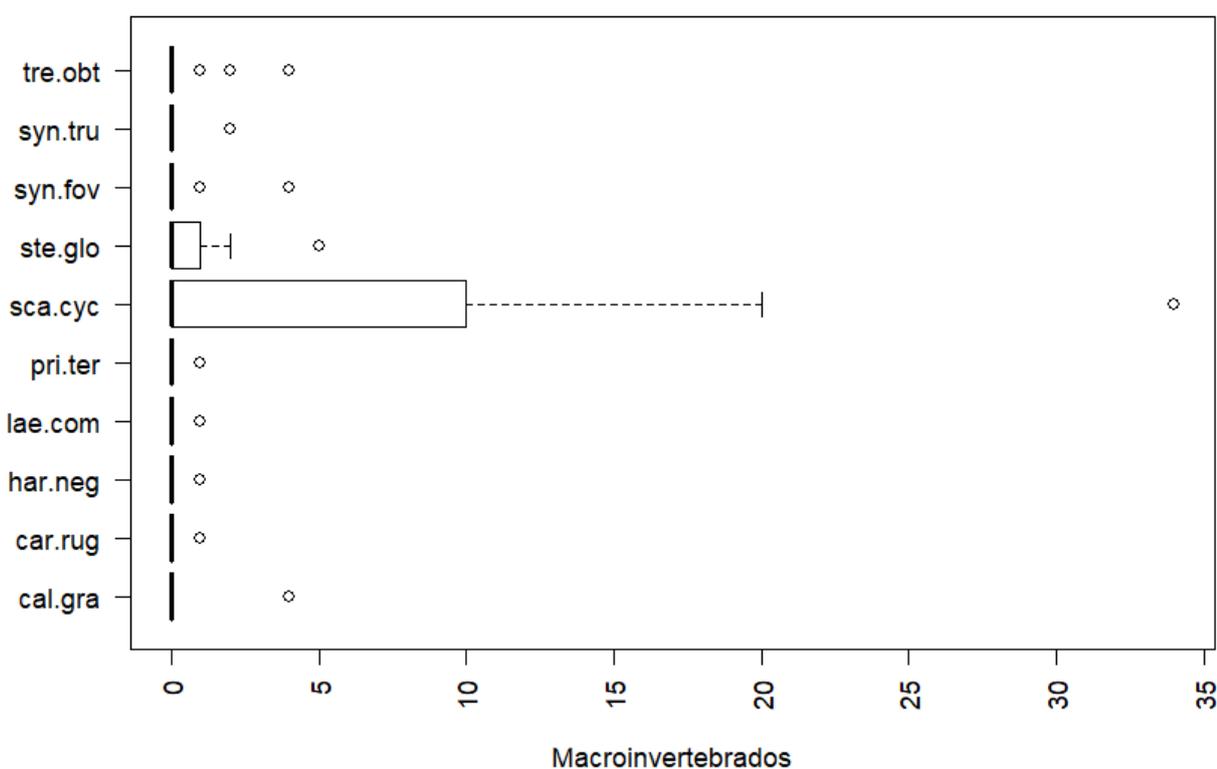


Figura 6. Abundância e desvio padrão dos indivíduos capturados das espécies da família Carabidae.

Os indivíduos da espécie *Scarites cyclops* (sca.cyc), exibem preferência pelo habitat do sobreiral, onde foram capturados e em grande abundância (Figura 7). No caso da espécie *Steropus globosus* (ste.glo), esta foi detetada em todos os habitats e com abundância semelhante. As restantes espécies ocorreram em muito menor abundância. Os indivíduos da espécie *Trechus obtusus* (tre.obt) foram capturados apenas no eucaliptal e no pinhal, com maior abundância no primeiro. Os indivíduos das espécies *Syntomus foveatus* (syn.fov), *Harpalus neglectus* (har.neg), *Syntomus truncatellus* (syn.tru),

Laemostenus complanatus (lae.com) e *Pristonycus terricola* (pri.ter) foram capturados apenas no pinhal, e os indivíduos das espécies *Calathus granatensis* (cal.gra) e *Carabus rugosus* (car.rug) foram detetados apenas no eucaliptal.

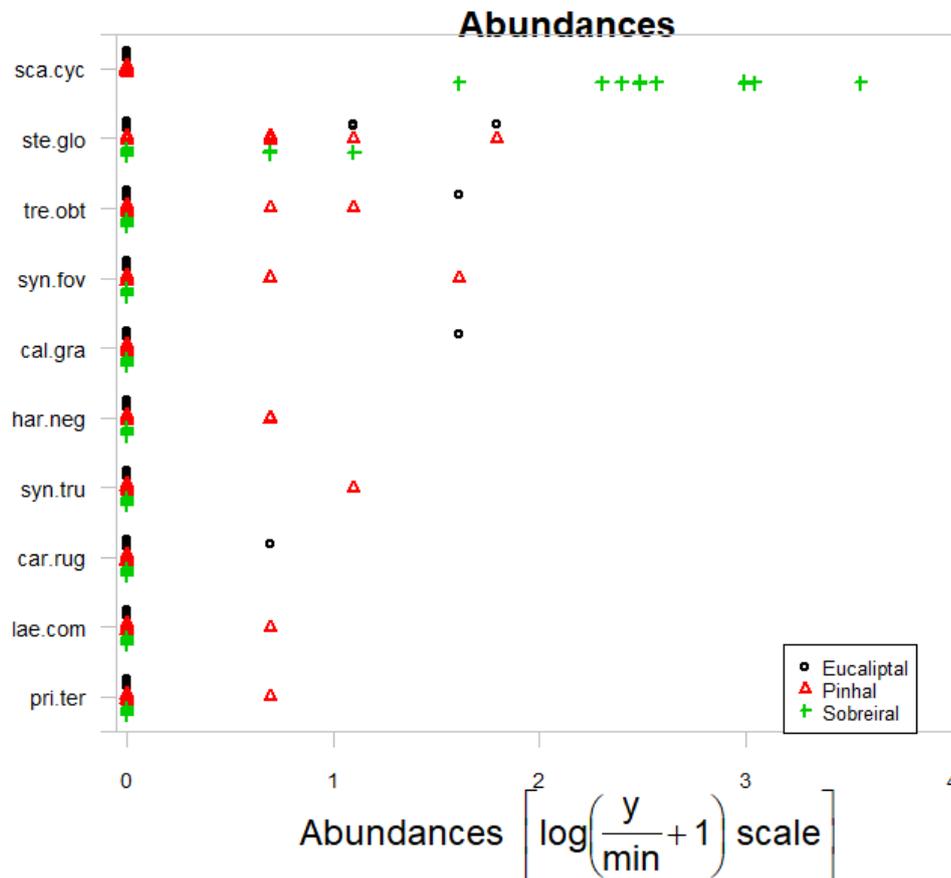


Figura 7. Abundância de indivíduos das espécies capturadas da família Carabidae por habitat.

As espécies que apresentam maior média, apresentam também maior variância (ver Figura XIV, em anexo). Assim, foram utilizados modelos lineares generalizados para analisar as comunidades de carabídeos em cada tipo de habitat.

Inicialmente, foram utilizados gráficos para analisar os resíduos e foi verificado que os dados não se ajustavam ao modelo com distribuição Poisson (ver Figura XV, em anexo). O modelo que se demonstrou o mais adequado para a análise dos dados foi o com distribuição Binomial Negativa (ver Figura XVI, em anexo). A análise multivariada detetou diferenças significativas ($p\text{-value} < 0,05$) entre a composição das comunidades de carabídeos nos diferentes habitats (Tabela 13).

Tabela 13. Diferenças entre habitats da abundância das comunidades da família Carabidae. Dev = deviância, Pr(>Dev) = p-value. Códigos de significância: 0 (***) , 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().

	Dev	Pr(>Dev)
Abundância por habitat	80,02	0,001***

Na análise univariada (por espécie) foram encontradas diferenças significativas entre a abundância de *Scarites cyclops* nos diferentes habitats. A média de indivíduos capturados no sobreiral foi de 4,97 ($\sigma = 52,758$) e não ocorreram nos outros habitats. (Tabela 14).

Tabela 14. Diferenças entre habitats da abundância de cada espécie da família Carabidae e média de indivíduos das respectivas espécies capturados por pitfall, em cada habitat. (0) indica que a espécie não foi capturada no habitat. Dev = deviância, Pr(>Dev) = p-value. Códigos de significância: 0 (***) , 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().

	Dev	Pr(>Dev)	Eucaliptal	Pinhal	Sobreiral
<i>Calathus granatensis</i>	2,309	0,784	0,15	0	0
<i>Carabus rugosus</i>	2,197	0,784	0,04	0	0
<i>Harpalus neglectus</i>	4,394	0,556	0	0,07	0
<i>Laemosternus complanatus</i>	2,197	0,784	0	0,03	0
<i>Pristhonycus terricola</i>	2,197	0,784	0	0,03	0
<i>Scarites cyclops</i>	52,758	0,001***	0	0	4,97
<i>Steropus globosus</i>	1,734	0,784	0,33	0,38	0,13
<i>Syntomus foveatus</i>	7,246	0,135	0	0,21	0
<i>Syntomus truncatellus</i>	2,311	0,784	0	0,07	0
<i>Trechus obtusus</i>	2,678	0,698	0,15	0,10	0

Espécies da família Tenebrionidae por tipo de silvicultura

Na família Tenebrionidae, as espécies *Tentyria* sp1 (ten.sp1) e *Erodius* sp (ero.sp) apresentaram uma maior distribuição de dados, seguidas pela *Pimelia fornicata* (pim.for). As restantes espécies foram capturadas em muito menor abundância, em comparação com as espécies acima referidas e a *Tentyria* sp1 (ten.sp1) foi a mais abundante e os seus dados apresentaram uma distribuição simétrica (Figura 8).

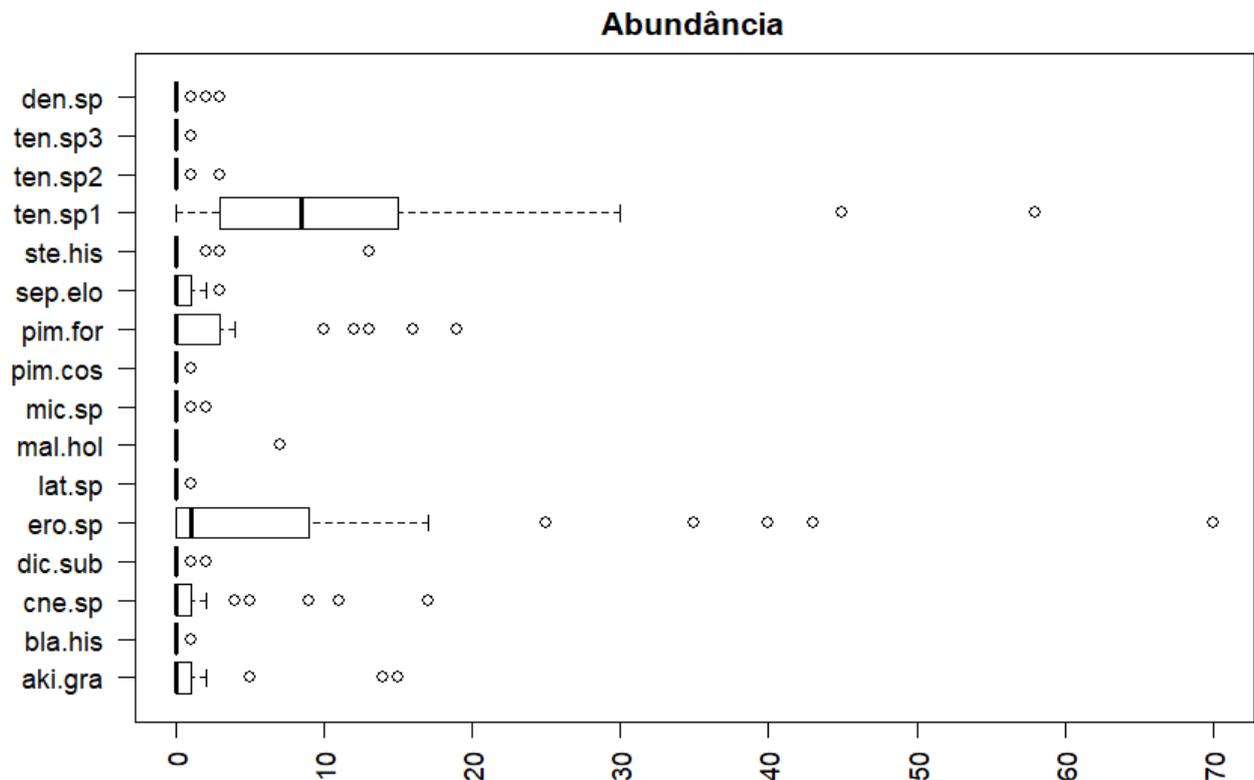


Figura 8. Abundância e desvio padrão dos indivíduos capturados das espécies da família Tenebrionidae.

Os indivíduos das espécies *Tentyria* sp1 (ten.sp1) foram capturados em todos os habitats com abundância semelhante e valores mais elevados no pinhal e mais baixos no eucaliptal (Figura 9). Os indivíduos da espécie *Erodius* sp (ero.sp) também foram capturados em todos os habitats, no entanto, com valores de abundância baixos no eucaliptal, valores intermédios no pinhal e com abundância mais elevada no sobreiral. A espécie *Pimelia fornicata* (pim.for) ocorreu apenas no sobreiral e em elevada abundância, assim como as espécies *Maladera holosericea* (mal.hol) e *Dichillus subcostatus* (dic.sub)

em abundâncias mais baixas. A espécie *Cnemeplatia* sp (cne.sp) foi capturada no eucaliptal e pinhal, com valores de abundância mais elevados no pinhal. A *Akis granulifera* (aki.gra) não foi detetada no eucaliptal e exibiu valores semelhantes de abundância entre os outros habitats. Os indivíduos de *Stenosis hispanica* (ste.his) foram capturados em maior abundância no sobreiral e em menor no eucaliptal, não sendo detetados no pinhal. As restantes espécies apresentaram valores mais baixos de abundância, a *Sepidium elongatum* (sep.elo), *Tentyria* sp2 (ten.sp2) e *Micrositus* sp (mic.sp) foram detetadas em todos os habitats e a espécie *Dendarus* sp (den.sp) foi capturada apenas no pinhal e no eucaliptal, com maior abundância no primeiro.

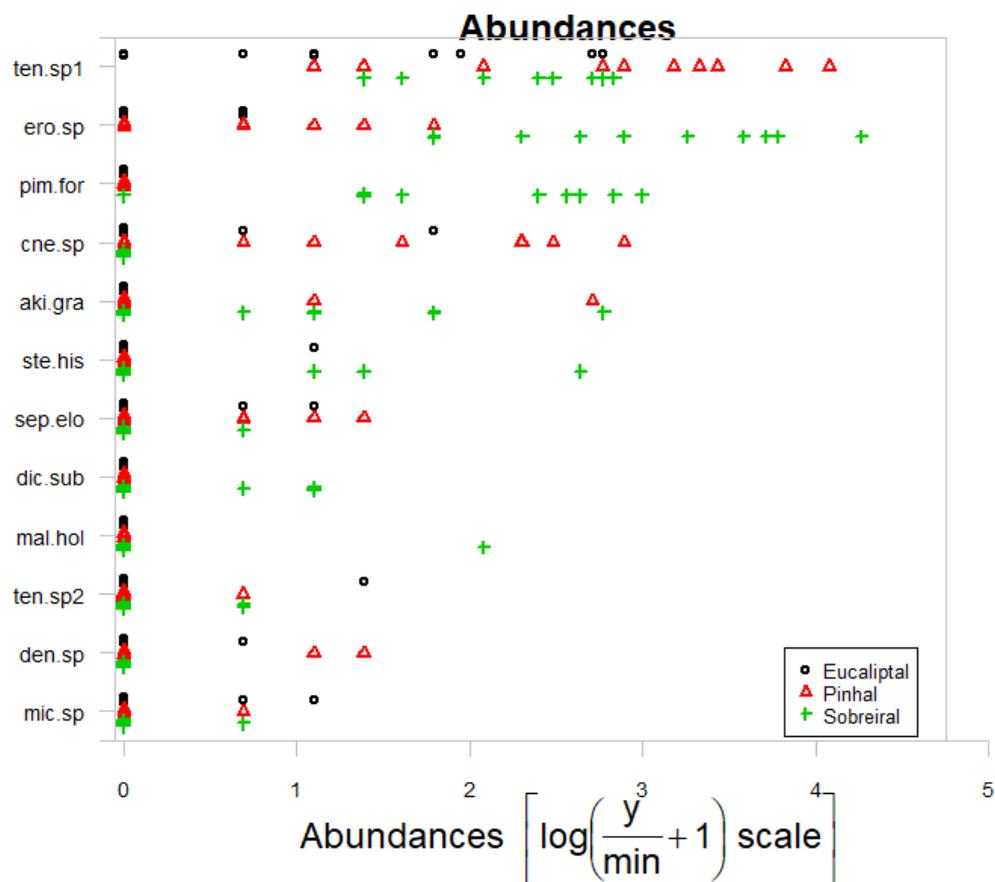


Figura 9. Abundância de indivíduos das espécies capturadas da família Tenebrionidae por habitat.

Foram utilizados modelos lineares para analisar as comunidades de tenebrionídeos, uma vez que as espécies apresentam uma relação linear entre a média e variância (ver Figura XVII, em anexo). Para a análise destas comunidades, o modelo com distribuição Poisson não foi o mais adequado (ver Figura XVIII, em anexo) e o modelo com distribuição Binomial Negativa demonstrou ser o mais ajustado para a análise de dados (ver Figura XIX,

em anexo). A análise multivariada detetou diferenças significativas (p-value < 0,05) entre a abundância das comunidades de tenebrionídeos nos diferentes habitats (Tabela 15).

Tabela 15. Diferenças entre habitats da abundância das comunidades da família Tenebrionidae. Dev = deviância, Pr(>Dev) = p-value. Códigos de significância: 0 (***), 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().

	Dev	Pr(>Dev)
Abundância por habitat	166,3	0,001***

Com a análise univariada foram encontradas diferenças significativas entre a abundância das espécies *Cnemeplatia* sp, *Dichillus subcostatus*, *Erodius* sp, *Pimelia fornicata* e *Tentyria* sp1, entre os habitats em estudo. Os indivíduos da espécie *D. subcostatus*, em relação às restantes espécies acima mencionadas, ocorreram em menor abundância (Tabela 16). A espécie *Erodius* sp e *Tentyria* sp1 ocorreram em todos os habitats e apresentaram a maior média de indivíduos capturados no sobreiral e pinhal, respetivamente.

Tabela 16. Diferenças entre habitats da abundância de cada espécie da família Tenebrionidae e média de indivíduos das respetivas espécies capturados por pitfall, em cada habitat. (0) indica que a espécie não foi capturada no habitat. Dev = deviância, Pr(>Dev) = p-value. Códigos de significância: 0 (***), 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.) e 0.1 ().

	Dev	Pr(>Dev)	Eucaliptal	Pinhal	Sobreiral
<i>Akis granulifera</i>	8,497	0,099	0	0,55	1
<i>Blaps hispanica</i>	2,773	0,759	0,04	0,07	0
<i>Cnemeplatia</i> sp	14,88	0,004***	0,22	1,83	0
<i>Dichillus subcostatus</i>	10,941	0,027*	0	0	0,23
<i>Erodius</i> sp (goryi)	37,586	0,001***	0,15	0,41	8,70
<i>Lathetius</i> sp	2,197	0,866	0	0,03	0
<i>Maladera holosericae</i>	2,308	0,866	0	0	0,23
<i>Micrositus</i> sp (gibbus)	1,169	0,912	0,11	0,03	0,03
<i>Pimelia costata</i>	4,394	0,544	0	0	0,07
<i>Pimelia fornicata</i>	35,66	0,001***	0	0	2,80
<i>Sepidium elongatum</i>	3,731	0,709	0,15	0,24	0,03
<i>Stenosis hispanica</i>	5,525	0,387	0,07	0	0,60
<i>Dendarus</i> sp	3,872	0,709	0,04	0,17	0
<i>Tentyria</i> sp1	12,685	0,011*	1,67	7,83	3,27
<i>Tentyria</i> sp2	0,887	0,912	0,11	0,03	0,10
<i>Tentyria</i> sp3	2,197	0,866	0,04	0	0

Discussão

Os locais estudados situam-se na mesma região e partilham do mesmo tipo de solo arenoso e condições climáticas, contudo distinguem-se pelo tipo de uso do solo (silviculturas) que apresentam, resultando em habitats diferentes (eucaliptal, pinhal e sobreiral). Nas silviculturas analisadas estão sempre presentes árvores nos terrenos, existe subcoberto e algumas zonas abertas. As árvores apresentam diferentes características de copa e altura e conseqüentemente as silviculturas apresentam diferentes características de exposição do solo à sombra e ao sol. Em relação ao subcoberto vegetal, no sobreiral foram observadas espécies arbustivas, herbáceas, áreas com clareiras e alguma folhagem, com bastante exposição ao sol. No pinhal o subcoberto era denso e majoritariamente constituído por herbáceas. E no eucaliptal o subcoberto apresentava alguns arbustos e herbáceas, mas grande parte do solo não tinha vegetação e estava coberta por folhas, casca e ramos das árvores.

A conversão florestal pode ter efeitos positivos ou negativos nos ecossistemas, dependendo da sua manutenção, pode contribuir para um declínio da biodiversidade (Van Swaay & Warren, 2003) ou promover a ocorrência de espécies relevantes, particularmente em silviculturas com árvores nativas (Vasconcelos et al., 2019), como é o caso do pinheiro e do sobreiro no nosso estudo. As silviculturas com árvores exóticas, como o eucaliptal, são caracterizadas por promover a ocorrência de espécies generalistas, com impacto negativo na redução de habitats abertos disponíveis para espécies típicas de pastagens e no suporte de espécies florestais com valor para a conservação (Vasconcelos et al., 2019).

Abundância de macroartrópodes do solo por silvicultura

A abundância de macroartrópodes, em geral, foi mais elevada no pinhal e no sobreiral. Em grande parte, estes resultados devem-se ao elevado número de indivíduos capturados da ordem Acari (classe Chelicerata) no pinhal e indivíduos da ordem Hymenoptera (classe Insecta) no sobreiral. A abundância de indivíduos no eucaliptal, em comparação, foi muito inferior. Estes resultados, estão de acordo com outros estudos realizados em eucaliptais, que apresentaram reduzida abundância nas comunidades de artrópodes neste habitat, em comparação com florestas naturais ou silviculturas com espécies de árvore nativas (Zahn et al., 2009; Martello et al., 2018). Alguns autores demonstraram que os lixiviados das folhas de *Eucalyptus globulus* e fenómenos de alelopatia, podem reduzir a viabilidade de algumas

espécies de artrópodes por inibirem o desenvolvimento de algumas espécies de plantas (Canhoto & Laranjeira, 2007; Martello et al., 2018). E de acordo com Graça et al. (2002), os óleos presentes nas folhas de eucalipto também têm propriedades antibióticas que interferem com a decomposição bacteriana e a taxa de alimentação de artrópodes. Estas características, podem explicar a baixa abundância de macroartrópodes do solo fitófagos e decompositores e, conseqüentemente, menos espécies de artrópodes predadores pela baixa abundância de presas disponíveis em comparação com os outros habitats.

A classe Chelicerata foi maioritariamente representada pela ordem Acari (e.g., ácaros), no eucaliptal e no pinhal, com abundância significativamente maior no pinhal. Estes resultados, estão de acordo com outros estudos realizados em silviculturas de pinheiro onde detetaram que várias espécies de ácaros podem coexistir localmente e atingir elevadas densidades populacionais (Minor & Cianciolo, 2007). Este grupo, em sistemas florestais, é dos mais abundantes e ricos em espécies, alimenta-se preferencialmente de fungos e desempenha um papel importante na decomposição de matéria vegetal, no ciclo de nutrientes e na formação de solo (Schneider et al., 2004). No sobreiral, a ordem desta classe, mais representada foi a Araneae (e.g., aranhas). Este grupo é de grande importância económica para o homem, são dos predadores generalistas mais abundantes e diversos, responsáveis pela supressão populacional de outros artrópodes com impactos negativos em ecossistemas agrícolas (Birkhofer et al., 2013; Michalko et al., 2019). São influenciados pela estrutura dos micro-habitats disponíveis, condições de sombra e humidade (Entling *et al.*, 2007). Os nossos resultados indicam existir diferenças significativas entre o sobreiral e o eucaliptal, talvez por apresentar uma maior disponibilidade de nichos disponíveis e abundância de potenciais presas. No pinhal ocorrem valores intermédios de abundância, não sendo detetadas diferenças entre este e os restantes habitats.

A classe Insecta foi maioritariamente representada por indivíduos da família Formicidae em todos os habitats (ordem Hymenoptera). A família Formicidae, no geral, apresenta elevada sensibilidade a perturbações no habitat (Andersen, 1990; Andersen, 1991; Andersen, 1995; King et al., 1998; Bromham et al., 1999; Andrew et al., 2000; Vanderwoude et al., 2000), são insetos sociais que normalmente exibem comportamento estacionário de nidificação (i.e., construção de formigueiros), o que nos permite associar a sua ecologia à área onde foram recolhidas (Stephens & Wagner, 2006). Estes artrópodes demonstraram preferência sobre o sobreiral, onde apresentaram elevado número de indivíduos e diversidade, no entanto, no nosso estudo não foram identificadas as espécies nem estabelecidos os grupos funcionais das formigas capturadas e desta forma não é

possível fazer previsões sobre as condições dos ecossistemas (Andersen 1995; Andersen 1997), mas foram detetadas diferenças significativas entre todos os habitats na análise ao nível da ordem. De seguida, a ordem mais representada da classe Insecta, em todos os habitats, foi a Coleoptera. A sua distribuição de espécies está maioritariamente relacionada com as características ao nível do micro-habitat, como a humidade do solo (Epstein & Kuhlman, 1990; Niemelä et al., 1992; Rykken et al., 1997), profundidade de matéria vegetal em decomposição (Michaels & McQuillan, 1995) e heterogeneidade do habitat (Niemelä et al., 1996). A abundância de coleópteros, foi significativamente maior no sobreiral em relação aos restantes habitats, provavelmente por o sobreiro se tratar de uma espécie endémica, bem adaptada ao clima mediterrânico e associada a diversas espécies nativas de plantas do subcoberto, resultando num habitat com maior heterogeneidade de nichos disponíveis, que favorecem este grupo. Nesta classe, foi também detetada preferência sobre o sobreiral, nas ordens Blattodea e Zygentoma, responsáveis por facilitar a decomposição da manta morta. Para a ordem Hemiptera, a abundância de indivíduos foi significativamente mais baixa no eucaliptal em relação às restantes silviculturas, o que pode ser explicado devido a esta ordem apresentar uma grande diversidade de grupos fitófagos, predadores e hematófagos (Krinsky, 2019), sendo beneficiados em habitats com maior diversidade de flora e fauna.

Os indivíduos da classe Chilopoda apresentaram preferência sobre o pinhal, o que pode ser explicado por este habitat reunir as condições de humidade no solo e a presença de presas disponíveis que beneficiam estes predadores generalistas, típicos de ecossistemas florestais (Daas et al., 1995; Voigtländer, 2005; Trucchi et al., 2009).

Abundância e riqueza de espécies das famílias Carabidae e Tenebrionidae por silvicultura

O número de espécies (Carabidae e Tenebrionidae), foi idêntico nos três habitats, mas a composição das comunidades em cada habitat foi distinta. Estes resultados estão de acordo com Sax (2002), que obteve valores semelhantes de diversidade de espécies entre habitats com carvalhos (*Quercus agrifolia*) e habitats com eucaliptos (*Eucalyptus spp.*). A riqueza de espécies, geral, foi de 10 espécies da família Carabidae e de 16 da família Tenebrionidae. Este resultado é semelhante ao obtido por Pérez (2014) na revisão e atualização da informação sobre a ordem Coleoptera na Península Ibérica (Huelva). A diversidade de espécies obtida foi semelhante entre as diferentes silviculturas e maior no

eucaliptal, o que pode ser explicado pela presença de espécies dominantes nas comunidades das restantes silviculturas, resultando em índices de diversidade mais baixos. Esta diversidade também pode ser explicada pela regeneração natural observada no subcoberto do eucaliptal que, de acordo com outros estudos pode contribuir para um aumento da riqueza de espécies neste habitat (Lamb et al., 2005; Carnus et al., 2006; Jun Wang et al., 2008; Brockerhoff et al., 2013; Martello et al., 2018).

A família Carabidae é caracterizada pela sua elevada diversidade de tamanho e formas, pela sua dieta bastante variada e por ocuparem diversos habitats. Na maioria, as suas espécies são predadoras, mas podem também alimentar-se de matéria vegetal ou fungos e desempenham um papel importante nos ecossistemas do solo (Aguiar & Serrano, 2012, Negro et al., 2008), sendo responsáveis pelo controlo de artrópodes fitófagos (Lang & Henschel, 1999).

Os resultados obtidos demonstraram preferência da espécie *Scarites cyclops* sobre o sobreiral. Esta espécie de escaravelho é especialista e bastante dependente de solos arenosos sem subcoberto vegetal, para as suas atividades de escavação e exploração (Butterfield et al., 1997; Watt et al., 1997; Eufrazio et al., 2020), o que pode explicar a sua ocorrência apenas no sobreiral, uma vez que, no eucaliptal e no pinhal existia uma elevada densidade de cobertura vegetal. Isto está de acordo com outros estudos que detetaram a influencia da manta morta na abundância de carabídeos e habitats com subcoberto mais desenvolvido influenciaram negativamente as comunidades de carabídeos e as florestas de sobreiro exibiram maior abundância de indivíduos desta família (Butterfield et al., 1997; Watt et al., 1997; Humphrey et al., 1999; Koivula et al., 1999; Zahn et al., 2009). A espécie *Steropus globosus* aparenta ser mais generalista e foi detetada em todos os habitats com reduzida abundância, o que pode estar relacionado com a sua dependência de condições de humidade para o desenvolvimento larvar (Cardenas & Hidalgo, 1998).

A família Tenebrionidae é um dos grupos mais importantes nos ecossistemas da região mediterrânica, onde apresentam uma elevada endemicidade e importância para a conservação (Fattorini, 2008; Reinhard et al., 2019). Estes coleópteros de mobilidade limitada, maioritariamente detritícos e saprófagos, desenvolveram adaptações ecológicas e comportamentais para evitar condições extremas e resistência à dissecação e beneficiam de elevada temperatura corporal para realizar uma digestão mais eficiente, sendo elementos bem visíveis de ecossistemas terrestres áridos ou semi-áridos (De los Santos et al., 2002; Fattorini, 2008).

Existe pouca informação sobre a ecologia das espécies e géneros identificados. Os nossos resultados detetaram uma preferência geral pelo pinhal e sobreiral, que reúnem condições favoráveis para o desenvolvimento do subcoberto com flora típica da região (Fattorini, 2008; Zahn et al., 2009), importante para a ocorrência de tenebrionídeos (Cartagena et al., 2002) e de acordo com Li et al. (2022) a riqueza de espécies desta família está associada a áreas com espécies endémicas.

As espécies *Tentyria sp1* e *Erodius sp (goryi)* aparentam ser generalistas, ocorrendo em todos os habitats, mas demonstraram preferência sobre o pinhal e o sobreiral, respetivamente. Em comparação, as espécies *Cnemeplatia sp*, *Pimelia fornicata* e *Dichillus subcostatus* aparentam ser mais especializadas. A *P. fornicata* e *D. subcostatus* exibiram preferência sobre o sobreiral, talvez pelas características do solo arenoso e áreas abertas que, de acordo com De los Santos *et al.* (2002), são características importantes para alguns tenebrionídeos na exploração de alimento, com influência na taxa de sobrevivência dos adultos e larvas. Por outro lado, a *Cnemeplatia sp* ocorreu apenas no eucaliptal e pinhal, demonstrando preferência por estes habitats com subcoberto mais denso.

Conclusão

As silviculturas analisadas apresentaram comunidades de coleópteros com composição diferente, mas número de espécies em cada cultura foi idêntico (Carabidae e Tenebrionidae). As comunidades de coleópteros no pinhal e sobreiral apresentaram uma estrutura semelhante à encontrada em ecossistemas maduros, onde poucas espécies são dominantes, várias apresentam níveis intermédios de abundância e muitas são naturalmente raras. Por outro lado, no eucaliptal as comunidades eram semelhantes às encontradas em fases iniciais de colonização (Magurran, 2004).

O pinhal e o sobreiral apresentaram condições favoráveis para espécies diferentes de tenebrionídeos, relacionadas com o tipo de vegetação presente no subcoberto, demonstrando ser habitats importantes para a conservação da família. O sobreiral demonstrou ser o habitat mais relevante para a ocorrência de espécies de coleópteros especialistas, típicas da região e adaptadas a condições quentes e secas, em solos expostos, como a *Scarites cyclops* (carabídeo). O pinhal demonstra ser um habitat relevante para grupos que beneficiam de mais humidade (Acari e Chilopoda), resultante de um subcoberto mais denso e condições de sombra. E o eucaliptal, devido ao desenvolvimento do subcoberto e elevada produção de biomassa (folhas, casca e troncos), revelou ter potencial como refúgio e abrigo para espécies generalistas. Este trabalho espera também ter contribuído para aumentar o conhecimento sobre a preferência de habitat das espécies *Tentyria* sp1, *Erodius* sp, *Pimelia fornicata* e *Cnemeplatia* sp.

É importante preservar o subcoberto natural e a sua diversidade estrutural, no desenvolvimento e manutenção de silviculturas, estas podem ser habitats alternativos importantes para a conservação de muitas espécies de ecossistemas perdidos ou degradados. No nosso estudo foi observado que em diferentes silviculturas resultavam subcobertos com diferentes características e estudos futuros devem explorar os diferentes tipos de micro-habitat existentes em cada cultura, para o desenvolvimento de técnicas de manutenção que promovam a resiliência destes sistemas florestais, garantindo os serviços de ecossistema prestados pelos artrópodes.

Limitações do estudo

As silviculturas selecionadas ocupam pequenas parcelas e não estão isoladas umas das outras, é possível que exista influência das comunidades de artrópodes das áreas de pasto e culturas vizinhas e que tenham sido detetados alguns artrópodes menos comuns nos locais amostrados.

A presença de javalis na propriedade levou à destruição de algumas armadilhas e em todas as silviculturas algumas amostras apresentaram areia. As amostras com areia foram utilizadas (EB3 em R1, EB4 e EB5 em R3, PA1 e PA2 em R2, SA5 em R1, SA1 e SA3 em R2, SA1 e SA4 em R3), umas apresentavam um número de capturas semelhante ao de outras armadilhas do mesmo local de amostragem, no entanto, algumas exibiram uma redução acentuada no número de indivíduos capturados.

Referências

- Aguiar, C. A., & Serrano, A. R. M. (2012). Coleópteros Carabídeos (Coleoptera, Carabidae) de Portugal continental: chaves para a sua identificação. Sociedade Portuguesa de Entomologia.
- Alberti, M. (2010). Maintaining ecological integrity and sustaining ecosystem function in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(3), 178-184.
- Andersen, A. N. (1990). The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *In Proc. Ecol. Soc. Aust.*, 16, 347-357.
- Andersen, A. N. (1991). Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. *Biotropica*, 575-585.
- Andersen, A. N. (1995). Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, 73(1), 39-43.
- Andersen, A. N. (1997). Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation ecology*, 1(1).
- Anderson, J. M. (1975). Succession, Diversity and Trophic Relationships of Some Soil Animals in Decomposing Leaf Litter. *The Journal of Animal Ecology*, 44(2), 475.
- Andrew, N., Rodgerson, L., & York, A. N. D. A. (2000). Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. *Austral Ecology*, 25(1), 99-107.
- Ashwini, K. M. & Sridhar, K. R. (2006). Breakdown of plantation residues by pill millipedes (*Arthrosphaera magna*) and assessment of compost quality. *Current Science*, 954-959.
- Asquith, A., Lattin, J. D., & Moldenke, A. R. (1990). Arthropods-the invisible diversity. *Northwest Environmental Journal*, 6(2), 404-405.
- Bai, Y., Ochuodho, T. O., & Yang, J. (2019). Impact of land use and climate change on water-related ecosystem services in Kentucky, USA. *Ecological Indicators*, 102, 51-64.
- Barbaro, L., Pontcharraud, L., Vetillard, F., Guyon, D., & Jactel, H. (2005). Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. *Ecoscience*, 12(1), 110-121.
- Barrientos, J. A. (Ed.). (2004). *Curso práctico de entomología*. (Vol. 41). Univ. Autónoma de Barcelona.
- Bell, W. J., Roth, L. M., & Nalepa, C. A. (2007). *Cockroaches: ecology, behavior, and natural history*. JHU Press.
- Birkhofer, K., Entling, M. H., & Lubin, Y. (2013). Trait composition, spatial relationships, trophic interactions. Spider Research in the 21st Century: Trends and Perspectives. *Siri Scientific Press*, 200-229.

- Bray, N., Kao-Kniffin, J., Frey, S. D., Fahey, T., & Wickings, K. (2019). Soil macroinvertebrate presence alters microbial community composition and activity in the rhizosphere. *Frontiers in microbiology*, 10, 256.
- Brockerhoff, E. G., Ecroyd, C. E., Leckie, A. C., & Kimberley, M. O. (2003). Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 185(3), 307-326.
- Bromham, L., Cardillo, M., Bennett, A. F., & Elgar, M. A. (1999). Effects of stock grazing on the ground invertebrate fauna of woodland remnants. *Australian Journal of Ecology*, 24(3), 199-207.
- Brusca, R. C., Brusca, G. J., & Haver, N. J. (2003). *Invertebrates*. (2nd ed.). Sinauer Associates.
- Butterfield, J. (1997). Carabid community succession during the forestry cycle in conifer plantations. *Ecography*, 20(6), 614-625.
- Cameron, E. A., & Reeves, R. M. (1990). Carabidae (Coleoptera) associated with gypsy moth, *Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera: Lymantriidae), populations subjected to *Bacillus thuringiensis* Berliner treatments in Pennsylvania. *The Canadian Entomologist*, 122(1), 123-129.
- Canhoto, C., & Laranjeira, C. (2007). Leachates of *Eucalyptus globulus* in intermittent streams affect water parameters and invertebrates. *International Review of Hydrobiology*, 92(2), 173-182.
- Carmen Cartagena, M., & Galante, E. (2002). Loss of Iberian island tenebrionid beetles and conservation management recommendations. *Journal of Insect Conservation*, 6(2), 73-81.
- Carnus, J. M., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K. & Walters, B. (2006). Planted forests and biodiversity. *Journal of forestry*, 104(2), 65-77.
- Chen, B., & Wise, D. H. (1999). Bottom-up limitation of predaceous arthropods in a detritus-based terrestrial food web. *Ecology*, 80(3), 761-772.
- Chinery, M. (2007). *Insects of Britain and Western Europe*. Domino field guide.
- Commission of the European Communities (CEC) (2006). Thematic Strategy for Soil Protection.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.
- Costanza, R., De Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go?. *Ecosystem services*, 28, 1-16.
- Daas, T., Bouzerna, N., & Descamps, M. (1995). Influence des facteurs écologiques sur la répartition des chilopodes dans l'est algérien. *Bulletin de la Société zoologique de France*, 120(1), 21-27.

- De Almeida, T., Blight, O., Mesléard, F., Bulot, A., Provost, E., & Dutoit, T. (2020). Harvester ants as ecological engineers for Mediterranean grassland restoration: Impacts on soil and vegetation. *Biological Conservation*, 245, 108547.
- De los Santos, A., De Nicolas, J. P., & Ferrer, F. (2002). Habitat selection and assemblage structure of darkling beetles (Col. Tenebrionidae) along environmental gradients on the island of Tenerife (Canary Islands). *Journal of Arid Environments*, 52(1), 63-85.
- Doblas-Miranda, E., Wardle, D. A., Peltzer, D. A., & Yeates, G. W. (2008). Changes in the community structure and diversity of soil invertebrates across the Franz Josef Glacier chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(5), 1069-1081.
- Entling, W., Schmidt, M. H., Bacher, S., Brandl, R., & Nentwig, W. (2007). Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global ecology and biogeography*, 16(4), 440-448.
- Epstein, M. E., & Kulman, H. M. (1990). Habitat distribution and seasonal occurrence of carabid beetles in east-central Minnesota. *American Midland Naturalist*, 209-225.
- Eufrazio, S., Oliveira, A., Miralto, O., Medinas, D., Silva, C., Sá, C., Mira, A., & Salgueiro, P. A. (2020). Unraveling the dynamics of a ground - dwelling beetle population exposed to quarry exploitation and restoration practices. *Restoration Ecology*, 28(3), 697-705.
- European Commission [EC] (2020a). *Caring for soil is caring for life*. https://research-and-innovation.ec.europa.eu/knowledge-publications-tools-and-data/publications/all-publications/caring-soil-caring-life_en.
- European Commission [EC] (2020b). *The Mediterranean Region*. https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/biogeog_regions/mediterranean/index_en.htm.
- Ferreira, C. S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., & Kalantari, Z. (2022). Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Science of the Total Environment*, 805, 150106.
- Food Agriculture Organization (FAO) (2015). *World Fertilizer Trends and Outlook to 2018*. <https://www.fao.org/3/i4324e/i4324e.pdf>.
- Gillison, A. N., Jones, D. T., Susilo, F. X., & Bignell, D. E. (2003). Vegetation indicates diversity of soil macroinvertebrates: a case study with termites along a land-use intensification gradient in lowland Sumatra. *Organisms Diversity & Evolution*, 3(2), 111-126.
- Graça, M. A., Pozo, J., Canhoto, C., & Elosegí, A. (2002). Effects of Eucalyptus plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *The Scientific World Journal*, 2, 1173-1185.
- Griffiths, H. M., Ashton, L. A., Parr, C. L., & Eggleton, P. (2021). The impact of invertebrate decomposers on plants and soil. *New Phytologist*, 231(6), 2142–2149.
- Grimaldi, D. & Engel, M. S. (2005). *Evolution of the Insects*. Cambridge University Press.

- Guiry, E., Beglane, F., Szpak, P., Schulting, R., McCormick, F., & Richards, M. P. (2018). Anthropogenic changes to the Holocene nitrogen cycle in Ireland. *Science advances*, 4(6), eaas9383.
- Hammond, P. C., & Miller, J. C. (1998). Comparison of the biodiversity of Lepidoptera within three forested ecosystems. *Annals of the Entomological Society of America*, 91(3), 323-328.
- Hartshorn, J. (2020). A Review of Forest Management Effects on Terrestrial Leaf Litter Inhabiting Arthropods. *Forests*, 12(1), 23.
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, 100527.
- Hayatsu, M., Tago, K., & Saito, M. (2008). Various players in the nitrogen cycle: diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification. *Soil Science and Plant Nutrition*, 54(1), 33-45.
- Heaviside, A., & Arthur, W. (1999). Size-selective predation by *Geophilus insculptus* on *Blaniulus guttulatus*. *Bull. British Myriapod Group*, 15, 5-8.
- Herdade do Pinheiro. (s.d.). <https://www.herdadedopinheiro.com>.
- Hevia, V., Ortega, J., Azcárate, F. M., López, C. A., & González, J. A. (2019). Exploring the effect of soil management intensity on taxonomic and functional diversity of ants in Mediterranean olive groves. *Agricultural and Forest Entomology*, 21(1), 109-118.
- Hodge, S. J., Patterson, G., & McIntosh, R. (1998). The approach of the British Forestry Commission to the conservation of forest biodiversity. *Assessment of biodiversity for improved forest planning*, 91-101.
- Humphrey, J. W., Newton, A. C., Peace, A. J., & Holden, E. (2000). The importance of conifer plantations in northern Britain as a habitat for native fungi. *Biological conservation*, 96(2), 241-252.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) and United Nations (2020). *Nature's Dangerous Decline 'Unprecedented'. Species Extinction Rates 'Accelerating'*.
- Jackson, L. E., Bowles, T. M., Ferris, H., Margenot, A. J., Hollander, A., Garcia-Palacios, P., Daufresne, T., & Sánchez-Moreno, S. (2019). Plant and soil microfaunal biodiversity across the borders between arable and forest ecosystems in a Mediterranean landscape. *Applied Soil Ecology*, 136, 122-138.
- Kangas, J., & Kuusipalo, J. (1993). Integrating biodiversity into forest management planning and decision-making. *Forest Ecology and Management*, 61(1-2), 1-15.
- Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., & Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 9-20.

- King, J. R., Andersen, A. N., & Cutter, A. D. (1998). Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity & Conservation*, 7(12), 1627-1638.
- Koivula, M., Punttila, P., Haila, Y., & Niemelä, J. (1999). Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography*, 22(4), 424-435.
- Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. A., & Sanjayan, M. A. (1993). Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation biology*, 796-808.
- Krinsky, W. L. (2019). True bugs (Hemiptera). *Medical and veterinary entomology*, 107-127.
- Lahmar, R., & Ruellan, A. (2007). Soil degradation in the Mediterranean region and cooperative strategies. *Cahiers Agricultures*, 16(4), 318-323.
- Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310(5754), 1628-1632.
- Lang, A., Filser, J., & Henschel, J. R. (1999). Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. *Agriculture, ecosystems & environment*, 72(2), 189-199.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. & Rossi, J. P. (2006). Soil invertebrates and ecosystem services. *European journal of soil biology*, 42, 3-15.
- Leidinger, J., Seibold, S., Weisser, W. W., Lange, M., Schall, P., Türke, M., & Gossner, M. M. (2019). Effects of forest management on herbivorous insects in temperate Europe. *Forest ecology and management*, 437, 232-245.
- Li, Y., Wang, Y., Zhang, H., Li, S., Chai, Z., & Ren, G. (2022). Exploring the Species Richness Pattern and Areas of Endemism of Tenebrionidae (Coleoptera) in Xinjiang, China. *Diversity*, 14(7), 558.
- Lindenmayer, D. B., & Hobbs, R. J. (2004). Fauna conservation in Australian plantation forests – a review. *Biological Conservation*, 119(2), 151-168.
- Longcore, T. (2003). Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, USA). *Restoration Ecology*, 11(4), 397-409.
- Magurran, A. E. (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.
- Maleque, M. A., Maeto, K., & Ishii, H. T. (2009). Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Applied entomology and zoology*, 44(1), 1-11.
- Maraun, M., & Scheu, S. (2000). The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. *Ecography*, 23(3), 374-382.

- Martello, F., De Bello, F., Morini, M. S. D. C., Silva, R. R., Souza-Campana, D. R. D., Ribeiro, M. C., & Carmona, C. P. (2018). Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. *Scientific reports*, 8(1), 1-11.
- Michaels, K. F., & McQuillan, P. B. (1995). Impact of commercial forest management on geophilous carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in tall, wet Eucalyptus obliqua forest in southern Tasmania. *Australian Journal of Ecology*, 20(2), 316-323.
- Michalko, R., Pekàr, S., Dul'a, M., & Entling, M. H. (2019). Global patterns in the biocontrol efficacy of spiders: A meta - analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 28(9), 1366-1378.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water*. World Resources Institute.
- Minor, M. A. (2011). Spatial patterns and local diversity in soil oribatid mites (Acari: Oribatida) in three pine plantation forests. *European Journal of Soil Biology*, 47(2), 122-128.
- Minor, M. A., & Cianciolo, J. M. (2007). Diversity of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) along a gradient of land use types in New York. *Applied Soil Ecology*, 35(1), 140-153.
- Moldenke, A. R., & Lattin, J. D. (1990). Dispersal characteristics of old-growth soil arthropods: the potential for loss of diversity and biological function. *Northwest Environmental Journal*, 6, 408-409.
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *Manuales y tesis SEA*, 83.
- Morón-Ríos, A., Rodríguez, M. Á., Pérez-Camacho, L., & Rebollo, S. (2010). Effects of seasonal grazing and precipitation regime on the soil macroinvertebrates of a Mediterranean old-field. *European journal of soil biology*, 46(2), 91-96.
- Navigator. (s.d.). <https://www.navigator-paper.com>.
- Negro, M., Casale, A., Migliore, L., Palestrini, C., & Rolando, A. (2008). Habitat use and movement patterns in the endangered ground beetle species, *Carabus olympiae* (Coleoptera: Carabidae). *European Journal of Entomology*, 105(1), 105.
- Nelson, C. R., & Halpern, C. B. (2005). Edge-related responses of understory plants to aggregated retention harvest in the Pacific Northwest. *Ecological Applications*, 15(1), 196-209.
- Niemelä, J., Haila, Y., & Punttila, P. (1996). The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. *Ecography*, 19(3), 352-368.
- Niemelä, J., Spence, J. R., & Spence, D. H. (1992). Habitat associations and seasonal activity of ground-beetles (Coleoptera, Carabidae) in central Alberta. *The Canadian Entomologist*, 124(3), 521-540.
- Oberhauser, U. (1997). Secondary forest regeneration beneath pine (*Pinus kesiya*) plantations in the northern Thai highlands: a chronosequence study. *Forest Ecology and Management*, 99(1-2), 171-183.

- Ohsawa, M. (2005). Species richness and composition of Curculionidae (Coleoptera) in a conifer plantation, secondary forest, and old-growth forest in the central mountainous region of Japan. *Ecological Research*, 20(6), 632-645.
- Orgiazzi, A., Panagos, P., Yigini, Y., Dunbar, M. B., Gardi, C., Montanarella, L., & Ballabio, C. (2016). A knowledge-based approach to estimating the magnitude and spatial patterns of potential threats to soil biodiversity. *Science of the Total Environment*, 545, 11-20.
- Panagos, P., Ballabio, C., Poesen, J., Lugato, E., Scarpa, S., Montanarella, L., & Borrelli, P. (2020). A soil erosion indicator for supporting agricultural, environmental and climate policies in the European Union. *Remote Sensing*, 12(9), 1365.
- Paoletti, M. G. (1999). Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes*, 1-18.
- Parrotta, J. A., Turnbull, J. W., & Jones, N. (1997). Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99(1-2), 1-7.
- Pearson, D. L., & Cassola, F. (1992). World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology*, 6(3), 376-391.
- Peet, R. K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 285-307.
- Pérez, J. J. L. (2014). Contribución al conocimiento de los coleópteros (Coleoptera) de Huelva III- Los Puntales, Paraje Natural de Marismas del Odiel (SO de Andalucía, España). *Archivos Entomolológicos*, (12), 37-52.
- Perry, W. B., Christiansen, T. A., & Perry, S. A. (1997). *Ecotoxicology*, 6(2), 87–99.
- Petal, J. (1977). The role of ants in ecosystems. *Production Ecology of Ants and Termites IBP*, 13.
- Petersen, H., & Luxton, M. (1982). A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos*, 288-388.
- Philpott, S. M., & Armbrecht, I. (2006). Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological entomology*, 31(4), 369-377.
- Progar, R. A., & Schowalter, T. D. (2002). Canopy arthropod assemblages along a precipitation and latitudinal gradient among Douglas-fir *Pseudotsuga menziesii* forests in the Pacific Northwest of the United States. *Ecography*, 25(2), 129-138.
- Raymond, B., Vanbergen, A., Watt, A., Hartley, S. E., Cory, J. S., & Hails, R. S. (2002). Escape from pupal predation as a potential cause of outbreaks of the winter moth, *Operophtera brumata*. *Oikos*, 98(2), 219–228.
- R Core Team (2019). R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. URL <https://www.R-project.org>.

- RStudio Team (2020) *RStudio: Integrated Development Environment for R*. URL <https://www.Rstudio.com>.
- Refseth, D. (1980). Ecological analyses of carabid communities — potential use in biological classification for nature conservation. *Biological Conservation*, 17(2), 131-141.
- Reichle, D. E. (1977). The role of soil invertebrates in nutrient cycling. *Ecological Bulletins*, 145-156.
- Reinhard, J. E., Geissler, K., & Blaum, N. (2019). Short - term responses of darkling beetles (Coleoptera: Tenebrionidae) to the effects of fire and grazing in savannah rangeland. *Insect Conservation and Diversity*, 12(1), 39-48.
- Rosenberg, D. M., Danks, H. V., & Lehmkuhl, D. M. (1986). Importance of insects in environmental impact assessment. *Environmental management*, 10(6), 773-783.
- Rykken, J. J., Capen, D. E., & Mahabir, S. P. (1997). Ground Beetles as Indicators of Land Type Diversity in the Green Mountains of Vermont: Escarabajos Terrestres como Indicadores del Tipo de Diversidad del Suelo en Green Mountains, Vermont. *Conservation Biology*, 11(2), 522-530.
- Santorufu, L., Van Gestel, C. A., & Maisto, G. (2014). Sampling season affects conclusions on soil arthropod community structure responses to metal pollution in Mediterranean urban soils. *Geoderma*, 226, 47-53.
- Sax, D. F. (2002). Equal diversity in disparate species assemblages: a comparison of native and exotic woodlands in California. *Global Ecology and Biogeography*, 11(1), 49-57.
- Schapheer, C., Pellens, R., & Scherson, R. (2021). Arthropod-Microbiota Integration: Its Importance for Ecosystem Conservation. *Frontiers in microbiology*, 12, 2094.
- Schneider, K., Renker, C., Scheu, S., & Maraun, M. (2004). Feeding biology of oribatid mites: a minireview. *Phytophaga*, 247-256.
- Schowalter, T. D., Zhang, Y. L., & Rykken, J. J. (2003). Litter invertebrate responses to variable density thinning in western Washington forest. *Ecological Applications*, 13(5), 1204-1211.
- Seely, M. K., Roberts, C. S., & Mitchell, D. (1988). High body temperatures of Namib dune tenebrionids — why?. *Journal of arid environments*, 14(2), 135-143.
- Singh, R., & Singh, G. S. (2017). Traditional agriculture: a climate-smart approach for sustainable food production. *Energy, Ecology and Environment*, 2(5), 296-316.
- Snyder, B. A., & Hendrix, P. F. (2008). Current and potential roles of soil macroinvertebrates (earthworms, millipedes, and isopods) in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 16(4), 629-636.
- Spanish National Ecosystem Assessment (SNEA), Montes, C., Santos-Martín, F., Aguado, M., Martín-López, B., González, J. A., Benayas, J., López, C., Piñeiro, C., Gómez-Sal, A., Carpintero,

- O., & Díaz-Pineda, F. (2011). *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados.*
- Spellerberg, I. F., & Sawyer, J. W. (1996). Standards for biodiversity: a proposal based on biodiversity standards for forest plantations. *Biodiversity & Conservation*, 5(4), 447-459.
- Steiner, F. M., Schlick-Steiner, B. C., Holzinger, W., Komposch, C., Pazoutova, S., Sanetra, M., & Christian, E. (2004). A novel relationship between ants and a leafhopper (Hymenoptera: Formicidae; Hemiptera: Cicadellidae). *European Journal of Entomology*, 101(4), 689-692.
- Stephens, S. S., & Wagner, M. R. (2006). Using ground foraging ant (Hymenoptera: Formicidae) functional groups as bioindicators of forest health in northern Arizona ponderosa pine forests. *Environmental Entomology*, 35(4), 937-949.
- Taylor, R. J., & Doran, N. (2001). Use of terrestrial invertebrates as indicators of the ecological sustainability of forest management under the Montreal Process. *Journal of Insect Conservation*, 5(4), 221-231.
- The IUCN Red List of Threatened Species. (2021). <https://www.iucnredlist.org/search?taxonomies=100824&searchType=species>.
- Tramblay, Y., Koutroulis, A., Samaniego, L., Vicente-Serrano, S. M., Volaire, F., Boone, A., Le Page, M., Llasat, M. C., Albergel, C., Burak, S., Cailleret, M., Kalin, K. C., Davi, H., Dupuy, J., Greve, P., Grillakis, M., Hanich, L., Jarlan, L., Martin-StPaul, N., ... Polcher, J. (2020). Challenges for drought assessment in the Mediterranean region under future climate scenarios. *Earth-Science Reviews*, 210, 103348.
- Trucchi, E., Pitzalis, M., Zapparoli, M., & Bologna, M. (2009). Short-term effects of canopy and surface fire on centipede (Chilopoda) communities in a semi natural Mediterranean forest. *Entomologica Fennica*, 20(3), 129-138.
- Uetz, G. W. (1991). Habitat structure and spider foraging. *Habitat structure*, 325-348.
- Vanderwoude, C., De Bruyn, L. A. L., & House, A. P. (2000). Long-term ant community responses to selective harvesting of timber from Spotted Gum (*Corymbia variegata*)-dominated forests in south-east Queensland. *Ecological Management & Restoration*, 1(3), 204-214.
- Van Swaay, C., & Warren, M. (2003). Prime butterfly areas in Europe. *Priority sites for conservation.*
- Vasconcelos, S., Pina, S., Reino, L., Beja, P., Moreira, F., Sánchez-Oliver, J. S., Catry, I., Faria, J., Rotenberry, J. T., & Santana, J. (2019). Long-term consequences of agricultural policy decisions: How are forests planted under EEC regulation 2080/92 affecting biodiversity 20 years later?. *Biological conservation*, 236, 393-403.
- Voigtländer, K. A. R. I. N. (2005). Habitat preferences of selected Central European centipedes. *Peckiana*, 4(2005), 163-179.
- Wang, J., Chadwick, D. R., Cheng, Y., & Yan, X. (2018). Global analysis of agricultural soil denitrification in response to fertilizer nitrogen. *Science of the Total Environment*, 616, 908-917.

- Wang, J., Liao, Q. S., Ding, W. M., & Tong, X. L. (2008). Invertebrate biodiversity in litter layers of natural forest and Eucalyptus plantation in eastern Guangdong, China. *The Journal of Applied Ecology*, 19(1), 25-31.
- Wang, J., Zhou, W., Pickett, S. T., Yu, W., & Li, W. (2019). A multiscale analysis of urbanization effects on ecosystem services supply in an urban megaregion. *Science of the total environment*, 662, 824-833.
- Wang, Y. I., Naumann, U., Wright, S. T., & Warton, D. I. (2012). mvabund—an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), 471-474.
- Webb, D. P. (1977). Regulation of deciduous forest litter decomposition by soil arthropod feces. *The role of arthropods in forest ecosystems*, 57-69.
- Werner, S. M., & Raffa, K. F. (2000). Effects of forest management practices on the diversity of ground-occurring beetles in mixed northern hardwood forests of the Great Lakes Region. *Forest Ecology and Management*, 139(1-3), 135-155.
- Westman, W. E. (1990). Managing for biodiversity. *BioScience*, 40(1), 26-33.
- Wilson, E. O. (1987). The little things that run the world. *Conservation Biology*, 1, 342-346.
- Wodika, B. R., & Baer, S. G. (2015). If we build it, will they colonize? A test of the field of dreams paradigm with soil macroinvertebrate communities. *Applied Soil Ecology*, 91, 80-89.
- Zahn, A., Rainho, A., Rodrigues, L., & Palmeirim, J. M. (2009). Low macro-arthropod abundance in exotic Eucalyptus plantations in the Mediterranean. *Applied Ecology and Environmental Research*, 7(4), 297-301.
- Zeng, Y., Maxwell, S., Runtig, R. K., Venter, O., Watson, J. E., & Carrasco, L. R. (2020). Environmental destruction not avoided with the Sustainable Development Goals. *Nature Sustainability*, 3(10), 795-798.
- Zhang, Y., Min, Q., Li, H., He, L., Zhang, C., & Yang, L. (2017). A conservation approach of globally important agricultural heritage systems (GIAHS): improving traditional agricultural patterns and promoting scale-production. *Sustainability*, 9(2), 295.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1), 3-14.

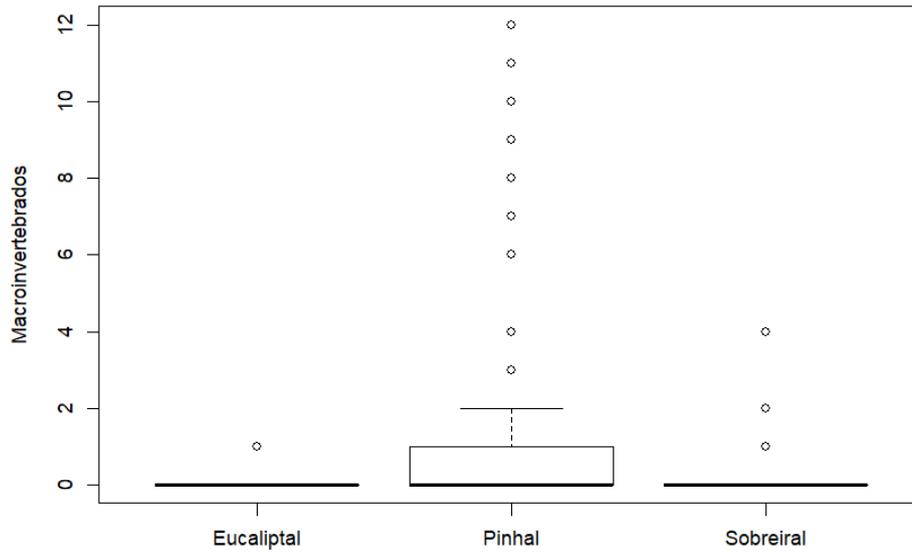


Figura III. Abundância de macroartrópodes da classe Chilopoda capturados por habitat.

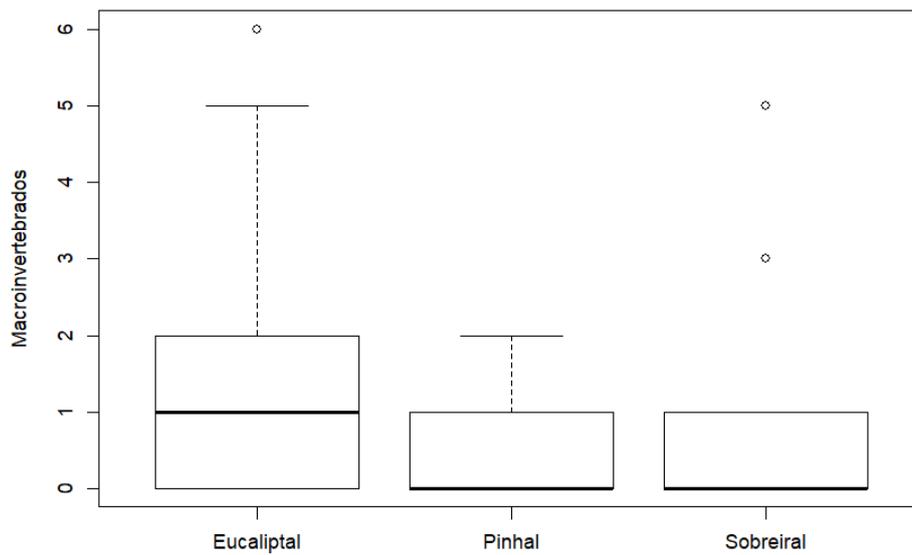


Figura IV. Abundância de macroartrópodes da classe Malacostraca capturados por habitat.

Tabela 1. Número de macroartrópodes do solo capturados por habitat, de cada classe, ordem e famílias identificadas. (NI) significa Não Identificado. Na ordem Hymenoptera, "Parasita" refere-se ao grupo das vespas parasíticas.

	Eucaliptal	Pinhal	Sobreiral	Total Geral
Chelicerata	397	7338	573	8308
Acari	202	7069	217	7488
Araneae	191	264	321	776
Opiliones	1	3	30	34
Pseudoscorpiones	3	1	2	6
Scorpiones		1	3	4
Chilopoda	7	115	22	144
Chilopoda	5	35	13	53
Lithobiomorpha	2	80	8	90
Lithobiidae	2	80	8	90
Scutigermorpha			1	1
Scutigeidae			1	1
Diplopoda	4	6	4	14
Insecta	994	2120	6620	9734
Blattodea	46	11	59	116
BlattodeaNI	46	10	59	115
<i>Infraordem Isoptera</i>		1		1
Coleoptera	373	449	777	1599
Tenebrionidae	70	325	512	907
Staphilinidae	143	50	45	238
Carabidae	18	26	153	197
Histeridae	32	2		34
Leiodidae	29	2		31
Ptinidae	25	2	3	30
Melolonthidae	17		12	29
Silvanidae	4	3	13	20
Scarabaeidae	13	4	2	19
Silphidae	9	1	4	14
Endomychidae	2	10	1	13
Bruchidae			12	12
Curculionidae	1	6	1	8
Malachidae			7	7
Nitidulidae	3	4		7
Buprestidae		5		5
Elateridae	1	1	2	4
Dermestidae	1	1	1	3
Anthicidae	2		1	3
Latridiidae		2	1	3
Anobiidae	1	1		2
Cryptophagidae			2	2
Scolytidae		2		2
Coccinelidae			2	2
Phalacridae			1	1
Apionidae	1			1
Cerambicidae		1		1
Oedemeridae		1		1

Tabela I. Número de macroartrópodes do solo capturados por habitat, de cada classe, ordem e famílias identificadas. (NI) significa Não Identificado. Na ordem Hymenoptera, "Parasita" refere-se ao grupo das vespas parasíticas. (Continuação)

	Eucaliptal	Pinhal	Sobreiral	Total Geral
Alleculidae			1	1
Scydmaenidae			1	1
Lampyridae	1			1
Embioptera	7	2		9
Hemiptera	35	329	282	646
Cicadellidae	5	232	155	392
HemipteraNI	10	51	82	143
Aphididae	17	35	45	97
Tingidae		10		10
Psyllidae	1			1
Cydnidae	1			1
Lygaeidae	1			1
Delphacidae		1		1
Hymenoptera	459	1232	5306	6997
Formicidae	425	1144	5220	6789
<i>Parasitica</i>	15	75	62	152
HymenopteraNI	19	9	14	42
Mutillidae		4	10	14
Mantodea			2	2
Mantidae			2	2
Neuroptera	2			2
Orthoptera	58	31	29	118
OrthopteraNI	47	31	25	103
Gryllidae	11		4	15
Psocoptera	1	5	12	18
Thysanoptera	1	2	6	9
Zygentoma	12	59	147	218
Malacostraca	40	15	22	77
Isopoda	40	15	22	77
Armadillidiidae	40	15	22	77
Total Geral	1442	9594	7241	18277

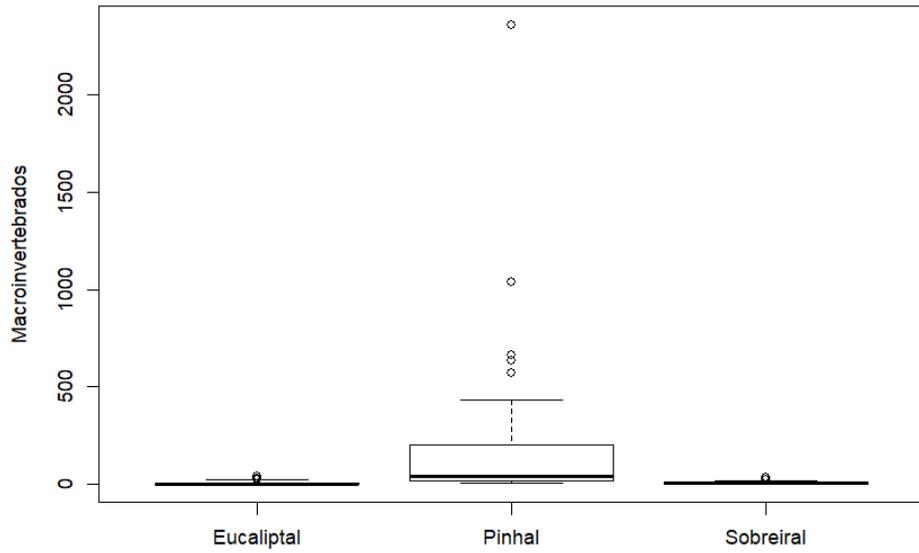


Figura V. Abundância de macroartrópodes da ordem Acari capturados por habitat.

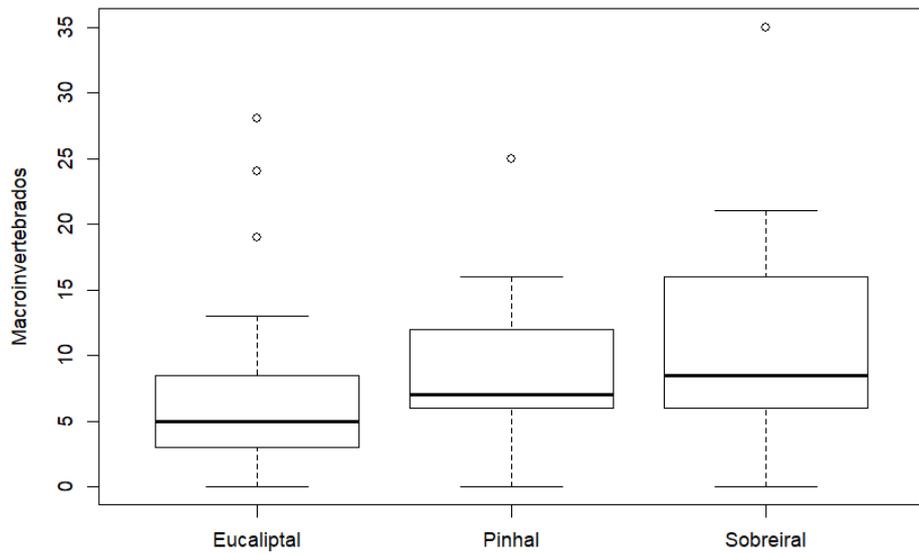


Figura VI. Abundância de macroartrópodes da ordem Araneae capturados por habitat.

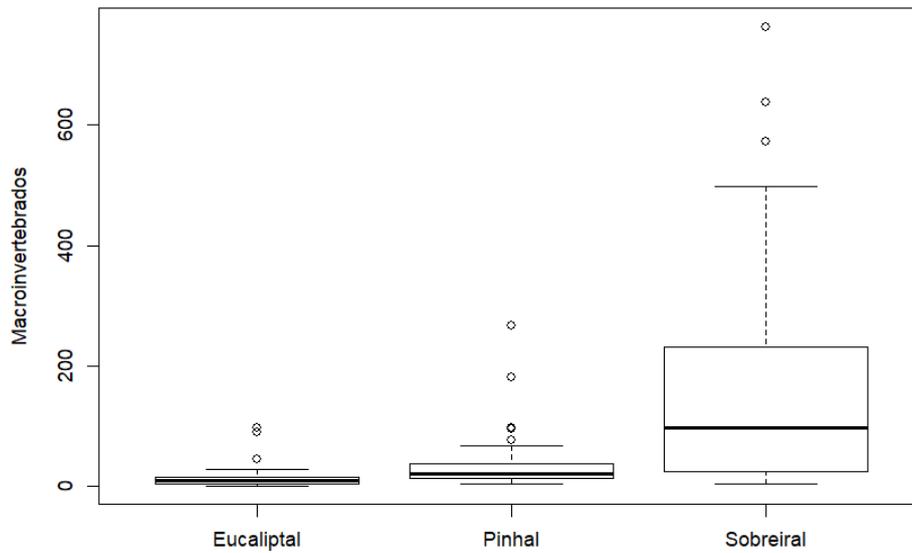


Figura VII. Abundância de macroartrópodes da ordem Hymenoptera capturados por habitat.

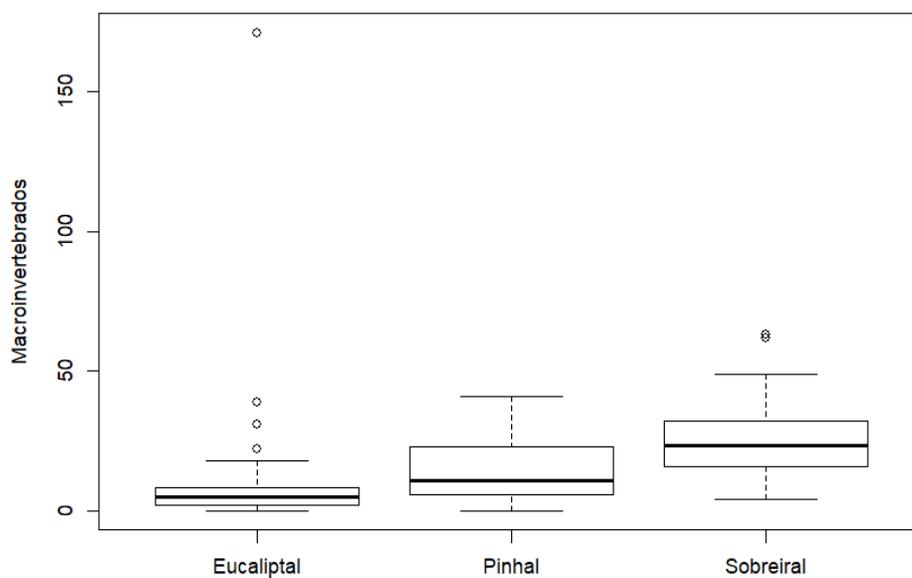


Figura VIII. Abundância de macroartrópodes da ordem Coleoptera capturados por habitat.

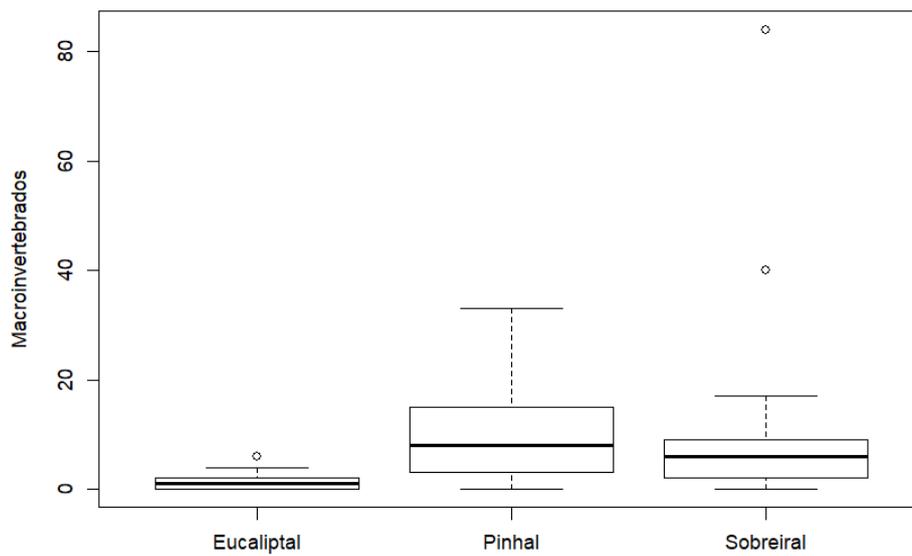


Figura IX. Abundância de macroartrópodes da ordem Hemiptera capturados por habitat.

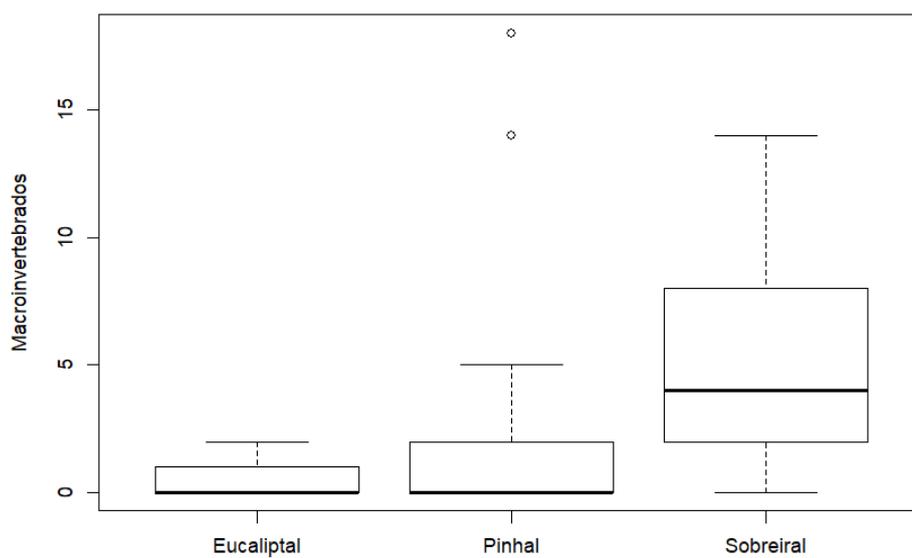


Figura X. Abundância de macroartrópodes da ordem Zygentoma capturados por habitat.

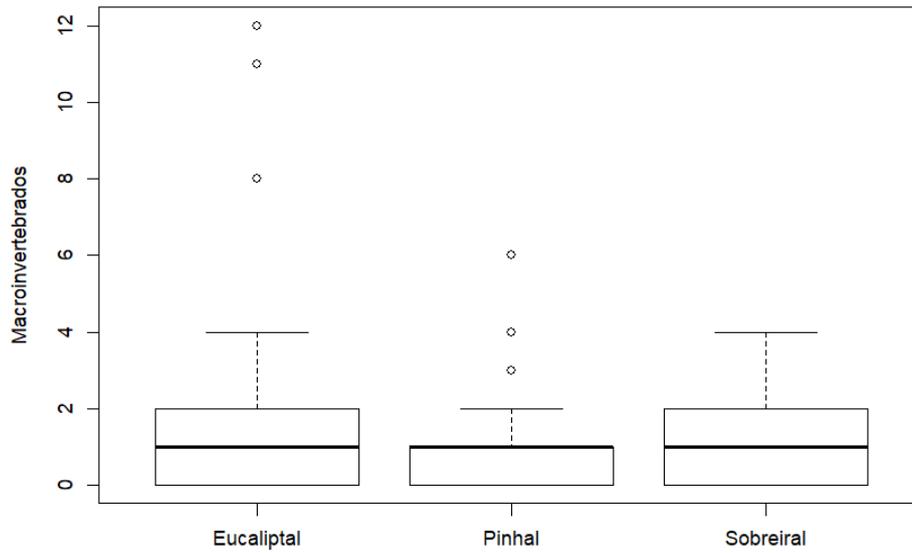


Figura XI. Abundância de macroartrópodes da ordem Orthoptera capturados por habitat.

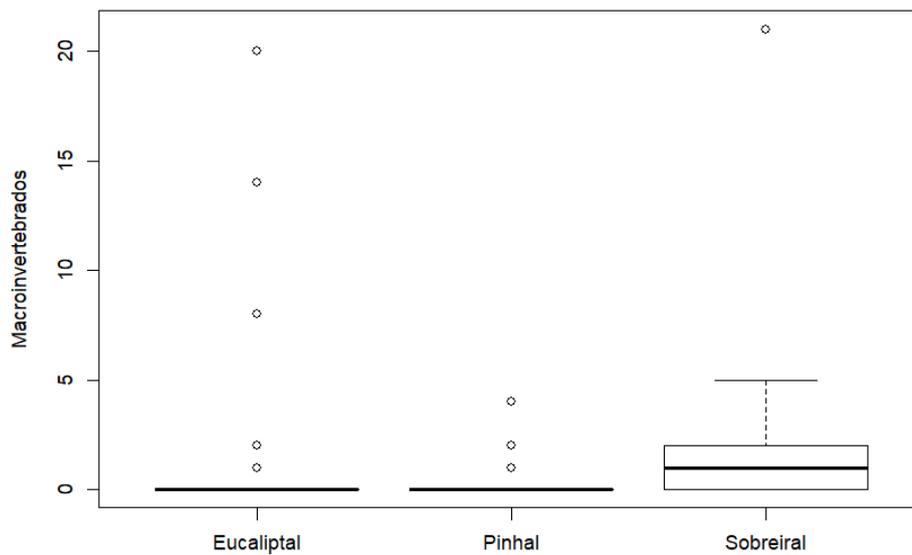


Figura XII. Abundância de macroartrópodes da ordem Blattodea capturados por habitat.

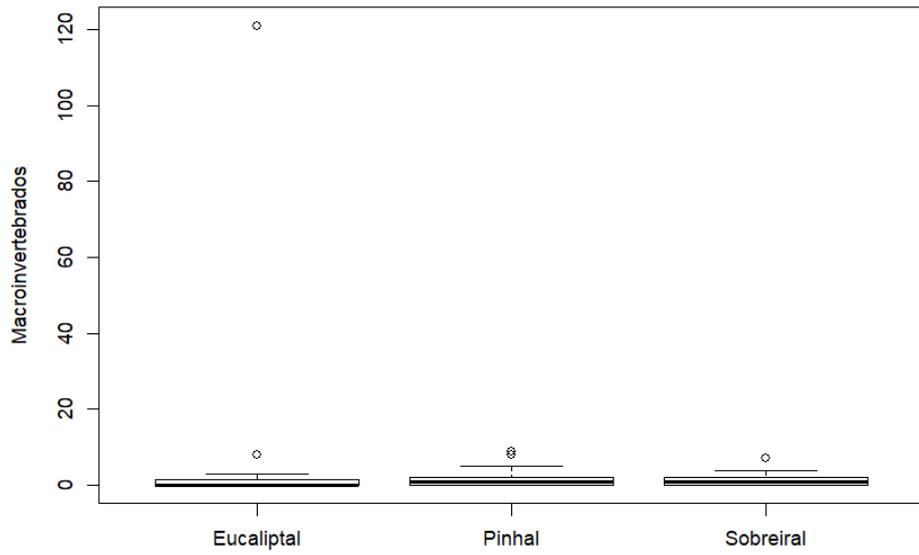


Figura XIII. Abundância de macroartrópodes da família Staphilinidae capturados por habitat.

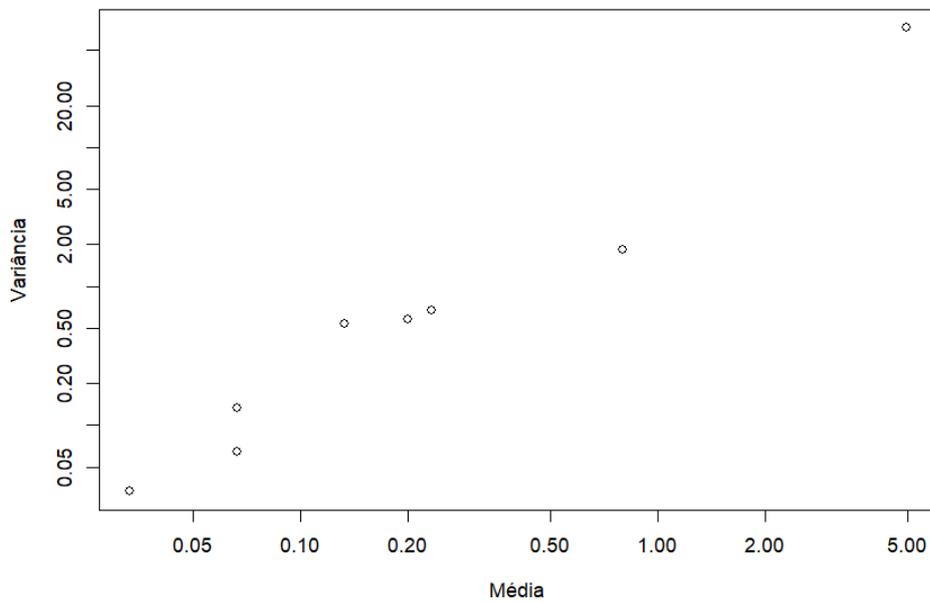


Figura XIV. Relação entre a média e a variância dos indivíduos das espécies da família Carabidae.

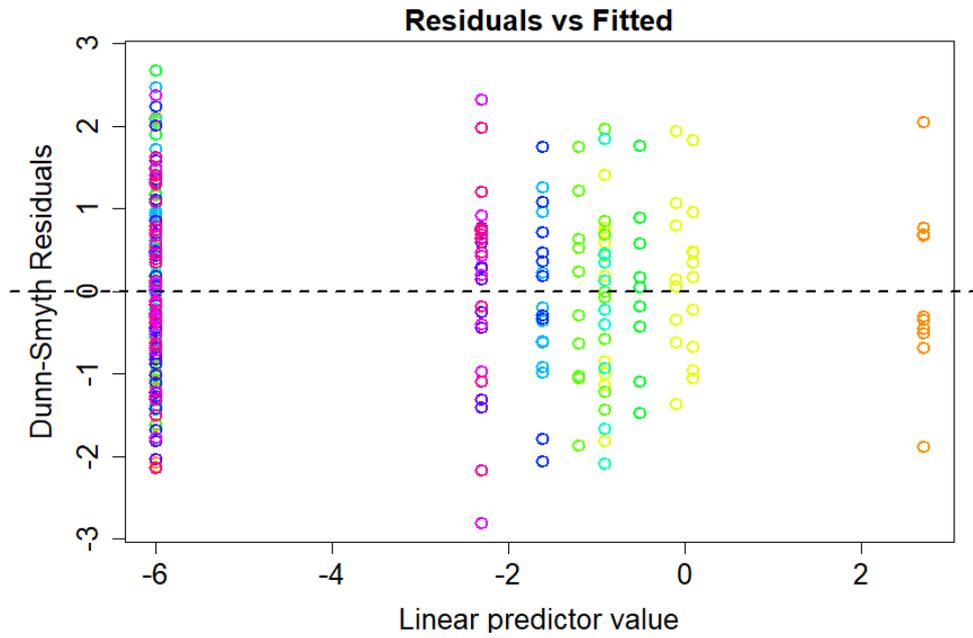


Figura XV. Resíduos dos dados das comunidades da família Carabidae ajustados ao modelo com distribuição Poisson.

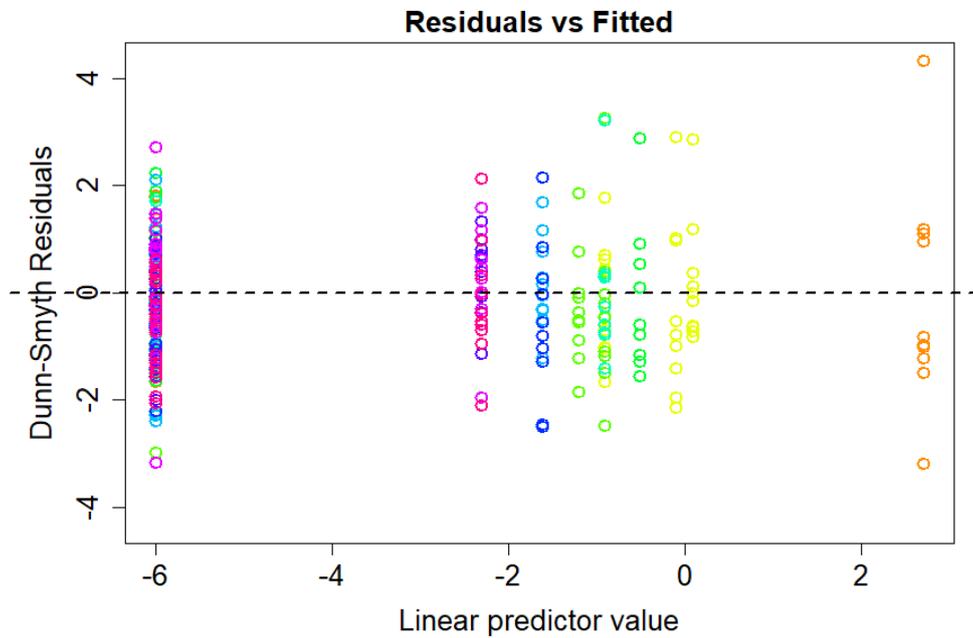


Figura XVI. Resíduos dos dados das comunidades da família Carabidae ajustados ao modelo com distribuição Binomial Negativa.

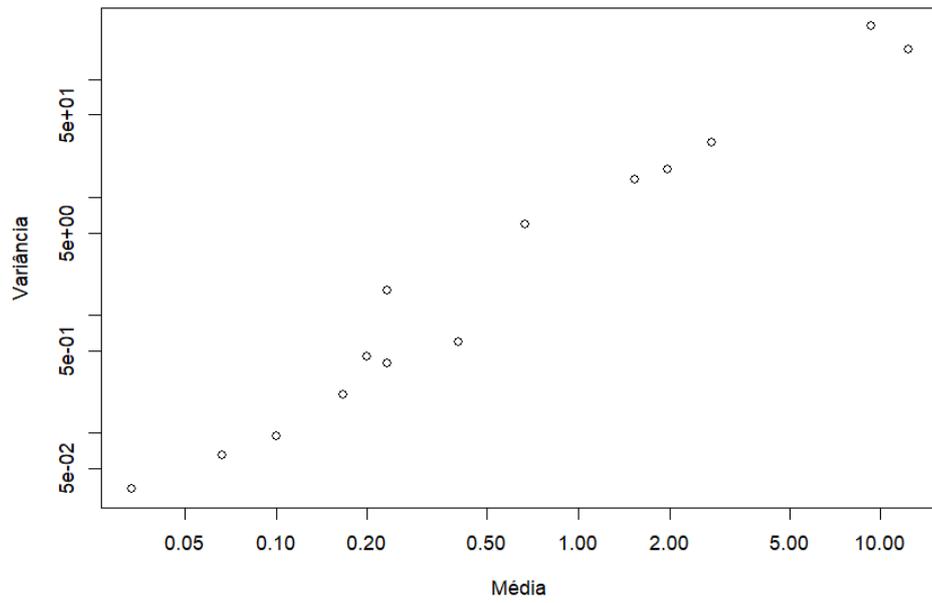


Figura XVII. Relação entre a média e a variância dos indivíduos capturados das espécies da família Tenebrionidae.

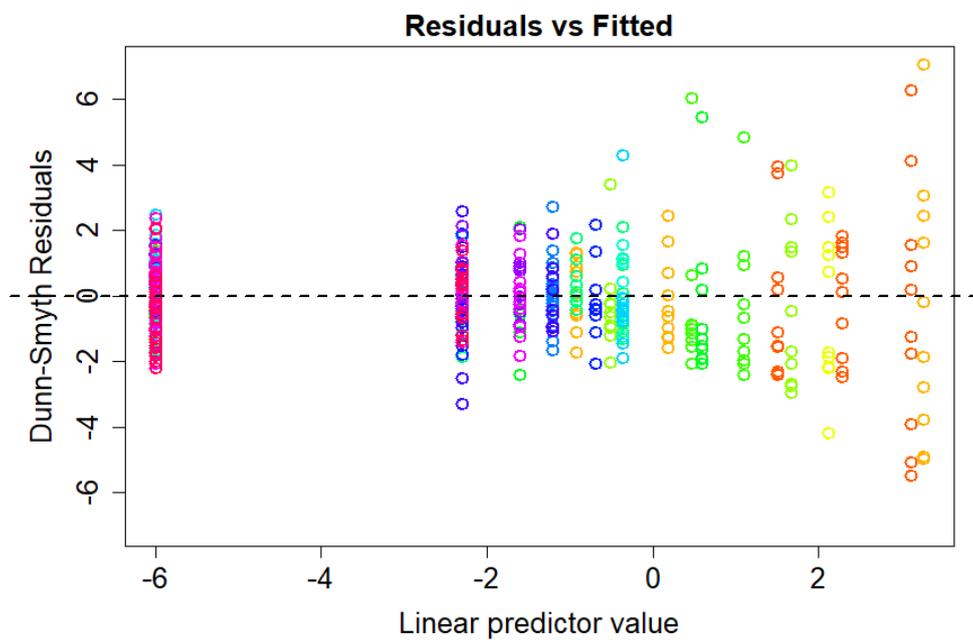


Figura XVIII. Resíduos dos dados das comunidades da família Tenebrionidae ajustados ao modelo com distribuição Poisson.

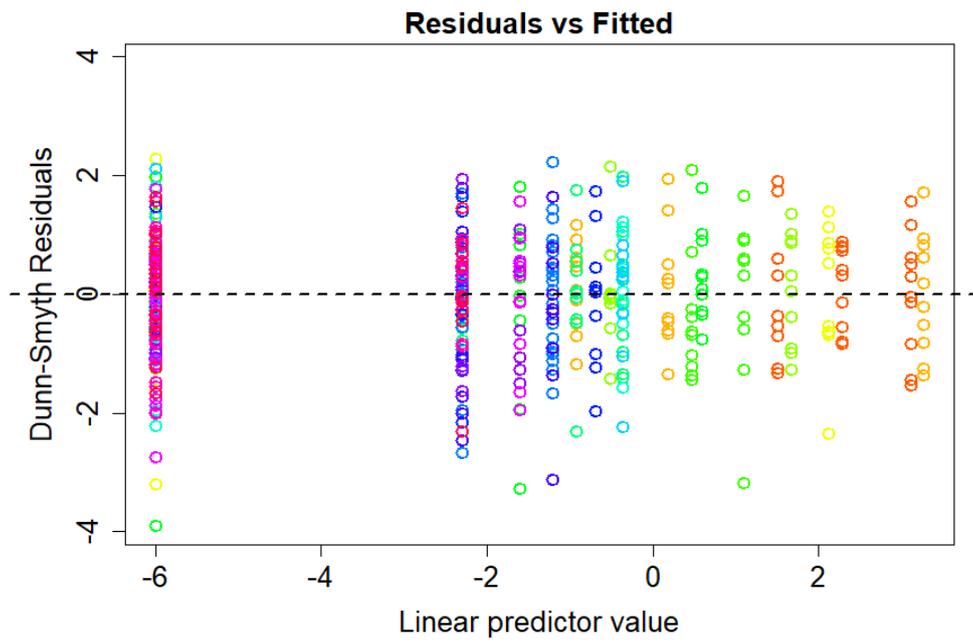


Figura XIX. Resíduos dos dados das comunidades da família Tenebrionidae ajustados ao modelo com distribuição Binomial Negativa.