

Impacto dos Usos do Solo na Comunidade de Polinizadores na Ilha Terceira: Um Estudo de Longo Prazo e Propostas de Mitigação

Dissertação de Mestrado

Raúl Miguel Oliveira

Mestrado em

**GESTÃO E CONSERVAÇÃO DA
NATUREZA**



Impacto dos Usos do Solo na Comunidade de Polinizadores na Ilha Terceira: Um Estudo de Longo Prazo e Propostas de Mitigação

Dissertação de Mestrado

Raúl Miguel Oliveira

Orientadores

Professor Doutor Paulo Alexandre Vieira Borges

Doutor Mário Rui Canelas Boieiro

Dissertação de Mestrado submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Gestão e Conservação da Natureza



*“Esta é a madrugada que eu esperava
O dia inicial inteiro e limpo
Onde emergimos da noite e do silêncio
E livres habitamos a substância do tempo”*

Sophia de Mello Breyner Andresen

Agradecimentos

Em primeiro lugar agradeço aos meus orientadores, o Professor Doutor Paulo Borges e o Doutor Mário Boieiro, por terem aceitado orientar a minha dissertação e pela partilha de conhecimento, disponibilidade e por todo o apoio durante todo o meu percurso na Universidade dos Açores.

Agradeço, também, à Mestre Enésima Pereira pelo auxílio na utilização da plataforma SIG, ao Mestre Ricardo Costa, ao Dr. Abrão Leite e à Mestre Laurine Parmentier pela ajuda na identificação de algumas espécies e a todas as pessoas que frequentam o laboratório do Grupo de Biodiversidade dos Açores (CE3C), por todo o apoio prestado durante a realização da dissertação.

Agradeço aos meus pais pelo apoio incondicional ao longo de todo o meu percurso académico, pelos esforços que fizeram para que eu tivesse a oportunidade de prosseguir com a minha educação e por todo o amor que me deram em todas as fases da minha vida. Agradeço, também, ao meu irmão e à minha irmã por me terem ajudado nos momentos mais complicados.

Um agradecimento à turma do mestrado de Gestão e Conservação da Natureza do ano 2022/2023, que facilitaram a realização do mesmo. Agradeço, também, aos meus amigos Ricardo Dias, Ricardo Sousa e Marcelo Faria e à equipa que frequento que me ajudaram a descontrair e a apreciar mais as pequenas coisas.

Um agradecimento à minha namorada por me ter ajudado não só na dissertação como também foi um apoio incondicional, ajudando-me em todos os momentos, ouvindo e pensando em novas ideias sobre este estudo.

Finalmente, agradeço à Universidade dos Açores- Polo de Angra do Heroísmo e ao corpo docente do mestrado de Gestão e Conservação da Natureza.

A todos o meu sincero,

Obrigado!

Índice

Resumo.....	2
Abstract	3
Introdução	4
Material e métodos.....	10
Áreas de estudo	10
Amostragem de polinizadores	11
Triagem e identificação de polinizadores.....	13
Análise de dados.....	13
Resultados	17
Diversidade de polinizadores nos diferentes tipos de uso do solo	17
Transectos.....	17
Armadilhas coloridas (pan-traps).....	18
Avaliação da importância das orlas das pastagens para os polinizadores	19
Interações planta-polinizador nos diferentes tipos de uso do solo	20
Variação temporal nas comunidades de polinizadores	22
Discussão.....	26
Conclusão.....	30
Referências bibliográficas	31

Resumo

Este estudo tem como principal objetivo investigar as comunidades de insetos polinizadores em diferentes usos do solo da ilha Terceira, nomeadamente pastagens intensivas, pastagens seminaturais e vegetação naturalizada. Foi analisada a abundância e riqueza específica de polinizadores e as interações ecológicas entre as plantas e os insetos que visitam as flores em 30 locais de estudo (10 por tipologia de uso do solo) e, de forma a complementar ao estudo, foi avaliada a importância das orlas das pastagens como reservatórios de biodiversidade. Foram também analisadas as variações temporais na estrutura das comunidades de polinizadores por comparação com um estudo realizado há uma década.

Aplicaram-se três tipos de técnicas complementares de amostragem de polinizadores: 1) transecto de observação; 2) montagem de armadilhas coloridas (pan-traps) e 3) técnica de varrimentos de vegetação (na orla e no cento das pastagens).

Não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas nos valores médios de abundância e riqueza específica de polinizadores entre os diferentes usos do solo, nem nas comparações entre o centro e a orla das pastagens. No entanto, as redes ecológicas evidenciaram diferenças na quantidade e diversidade de interações planta-polinizador ao longo do gradiente de perturbação, com valores mais baixos nas pastagens intensivas e mais elevados nas áreas de vegetação naturalizada.

Estes resultados indicam que a perturbação contribui para alterações na composição das espécies entre os diferentes usos do solo e na complexidade das interações planta-polinizador, com a dominância de interações entre espécies generalistas e a perda de espécies nativas nas áreas mais perturbadas.

Em comparação com os dados recolhidos em 2013, foram identificadas diferenças significativas relativamente à abundância e à riqueza em espécies de polinizadores nos diferentes usos do solo, que em parte se ficarão a dever à utilização de metodologias de amostragem diferentes.

Por fim foram enumeradas formas de uso e gestão das pastagens, nomeadamente a conservação das orlas das pastagens, a redução na utilização de produtos químicos e a criação de corredores ecológicos com plantas endémicas da Região, com o objetivo de conservar as comunidades de insetos polinizadores existentes nas mesmas.

Palavras-chave: Biodiversidade, comunidades de polinizadores, conservação da natureza, redes ecológicas, uso do solo.

Abstract

This study's main objective is to investigate pollinating insect communities in different land uses on Terceira Island, namely intensive pastures, semi-natural pastures and naturalized vegetation. The abundance and specific richness of pollinators and the ecological interactions between plants and insects that visit flowers in 30 study sites (10 by land use typology) were analyzed and, in order to complement the study, the importance of pasture edges as reservoirs of biodiversity. Temporal variations in the structure of pollinator communities were also analyzed by comparison with a study carried out a decade ago.

Three types of complementary pollinator sampling techniques were applied: 1) observation transect; 2) setting up colored traps (pan-traps) and 3) vegetation scanning technique (on the edge and in the center of the pastures).

No statistically significant differences were identified in the average values of abundance and specific richness of pollinators between the different land uses, nor in the comparisons between the center and the edge of the pastures. However, ecological networks showed differences in the quantity and diversity of plant-pollinator interactions along the disturbance gradient, with lower values in intensive pastures and higher in areas of naturalized vegetation.

These results indicate that disturbance contributes to changes in species composition between different land uses and in the complexity of plant-pollinator interactions, with the dominance of interactions between generalist species and the loss of native species in the most disturbed areas.

Compared to data collected in 2013, significant differences were identified in relation to the abundance and richness of pollinator species in different land uses, which is partly due to the use of different sampling methodologies.

Finally, ways of using and managing pastures were listed, namely the conservation of pasture edges, the reduction in the use of chemical products and the creation of ecological corridors with plants endemic to the Region, with the aim of conserving existing pollinating insect communities. in the same ones.

Key words: Biodiversity, ecological networks, land-use, pollinators community, preservation.

Introdução

A Biodiversidade proporciona uma elevada diversidade de serviços e desserviços de ecossistemas aos seres humanos (Haines-Young & Potschin, 2010; Sandifer et al., 2015; Brockerhoff et al., 2017). Entre os serviços mais importantes salientamos a polinização (Geisen et al., 2019), que suporta a produção de grande parte dos alimentos que são distribuídos à escala global. A polinização biótica é um processo ecológico que se enquadra na categoria de mutualismo, uma vez que os animais que visitam as flores (na sua maioria insetos) se alimentam de néctar e pólen, e, em troca, dispersam o pólen das plantas de forma que estas se reproduzam. A polinização biótica é essencial para o funcionamento dos diferentes ecossistemas terrestres dado que quase 90% das plantas com flor são polinizadas por animais e muitas delas dependem deles para produzirem frutos e sementes.

Enquanto serviço de ecossistema, a polinização é essencial na produção agrícola, uma vez que melhora a qualidade dos frutos e otimiza a produtividade das culturas (Kremen et al., 2002). Sem este serviço, a qualidade e quantidade dos alimentos produzidos seria muito reduzida, insuficiente para sustentar a humanidade. Vários estudos têm demonstrado que os serviços de polinização prestados dependem da diversidade e abundância de polinizadores, mas também das espécies vegetais e do contexto geográfico (Kleijn et al., 2015; Picanço et al., 2017a). Porém, tem-se verificado que este serviço começa a ficar comprometido em algumas regiões do planeta devido às perdas de biodiversidade, em particular devido ao declínio dos insetos polinizadores (Hallman et al., 2017; Carvalho et al., 2020).

Nas últimas décadas tem-se observado uma considerável perda de biodiversidade como consequência da perda e fragmentação de habitats, do uso insustentável dos recursos naturais, da poluição, da introdução de espécies invasoras, do aquecimento global, entre outros problemas antropogénicos, na sua maioria derivados do crescimento exponencial da população mundial (Butchart et al., 2010; Borges et al., 2019).

As alterações do uso do solo, decorrentes da ação humana ou de uma catástrofe natural, conduzem também à perda de biodiversidade. Os tipos de uso do solo determinam em grande medida a biodiversidade local, como tal, qualquer alteração neste parâmetro irá influenciar a riqueza e composição de espécies que habitam aquele ecossistema. Por exemplo, diversos estudos têm demonstrado que a transformação de áreas naturais pela ação do homem e a crescente homogeneização da paisagem com áreas urbanas ou de produção agrícola ou florestal intensiva levam a perdas consideráveis de biodiversidade (Geisen et al., 2019; Azevedo, 2022).

As alterações climáticas são também uma das principais ameaças à perda de biodiversidade no planeta. Este fenómeno é multicausal, na medida em que diferentes fatores

estão na sua origem como por exemplo: a deflorestação, o uso de fertilizantes com impactos negativos no ambiente, o aumento da atividade pecuária insustentável e a queima de combustíveis fósseis. Alguns destes fatores são responsáveis pela produção de grandes quantidades de gases, como dióxido de carbono, metano e óxido nítrico, que contribuem para o efeito de estufa e, desta forma, para o aquecimento global (Pugnaire et al., 2019). O aumento alarmante da temperatura no planeta está associado a uma maior regularidade nas catástrofes naturais, como os incêndios espontâneos, e um aumento da intensidade e extensão dos períodos de seca, cujas consequências conduzem a alterações nos processos naturais, nas interações ecológicas e na biodiversidade, podendo levar à extinção de populações de diferentes espécies, tanto animais como vegetais (Peters, 1990).

Os polinizadores são um grupo de animais que engloba uma diversidade de grupos taxonómicos, como as aves (sobretudo os colibris - família Trochilidae), os mamíferos (sobretudo os morcegos - famílias Pteropodidae e Phyllostomidae), os répteis, mas o mais importante é seguramente o dos insetos. São vários os grupos de insetos responsáveis pela polinização das plantas, como as borboletas, os escaravelhos, as moscas, as traças, as vespas e as formigas, mas muitos estudos destacam as abelhas como os polinizadores mais importantes dada a sua eficiência e eficácia no transporte de pólen entre flores (Kearns & Inouye, 1997; Garibaldi et al., 2013). Nos Açores, existe, ainda, um desconhecimento sobre a riqueza em espécies de insetos polinizadores, a sua abundância, distribuição, ecologia e interações com as plantas, sendo muito poucos os estudos realizados nesta área do conhecimento (Olesen et al., 2002; Picanço et al., 2017b; Weissmann & Schaefer, 2017; Ferreira, 2018). No entanto, a maioria das plantas que habitam o arquipélago são polinizadas tanto por insetos nativos como por insetos introduzidos.

Existem cerca de 18 espécies de abelhas nos Açores, incluindo uma espécie endémica na ilha do Pico (Weissman et al., 2017). Outro grupo de polinizadores importante nos Açores são as moscas-das-flores (ou sirfídeos), que conta com cerca de 20 diferentes espécies, duas delas endémicas (Borges et al., 2022); também várias espécies de borboletas, traças, escaravelhos, vespas, formigas e moscas foram observadas a visitar as flores de diversas plantas nos Açores (Picanço et al., 2017b; Weissmann & Schaefer, 2017). Algumas destas espécies são relativamente comuns, mas outras encontram-se ameaçadas por vários fatores estando classificadas pela IUCN como “quase ameaçadas” (IUCN, 2024)

O declínio dos insetos polinizadores é considerado um fenómeno de causas múltiplas resultante das alterações do uso do solo, da intensificação da agricultura que contribui para a reduções consideráveis na abundância de flores e riqueza de espécies de plantas, do uso de pesticidas e outros produtos químicos que afetam direta e indiretamente os polinizadores, e de algumas doenças e do aparecimento de espécies invasoras (Beringer, 2019).

A intensificação agrícola é outro fator que contribui para o declínio dos insetos polinizadores. Verifica-se que a crescente perturbação do habitat e a constante introdução de químicos nas culturas está relacionada com o desaparecimento dos insetos polinizadores tendo por consequência o prejuízo da qualidade dos produtos agrícolas, colocando em causa a segurança alimentar (Millard et al., 2021).

Ao contrário dos terrenos agrícolas, a vegetação naturalizada tem um grau menor de perturbação o que contribui para que aí ocorra uma maior quantidade de espécies endémicas e nativas, tanto na fauna como na flora.

Num estudo realizado nos Açores (Picanço et al., 2017b), observou-se que nas pastagens, as espécies animais e vegetais encontradas são maioritariamente introduzidas e, uma vez que existe um maior grau de perturbação e de mudança de cobertura do solo, as espécies polinizadoras são generalistas. Em consequência destes padrões de diversidade de polinizadores observados nas pastagens, Picanço et al. (2017b) sugerem a possibilidade de o estabelecimento e expansão de espécies de polinizadores exóticos com potencial invasor estar facilitada nestes ambientes. Estes autores destacaram ainda a alteração na composição de espécies entre os habitats estudados (Picanço et al., 2017b).

Desta forma, a perturbação do solo influencia diretamente a composição das espécies de polinizadores que existem no habitat, ou seja, quanto maior o nível de perturbação maior a chance de os polinizadores daquele habitat serem generalistas, o que poderá facilitar o estabelecimento e disseminação de espécies invasoras (Slupik et al., 2022).

As espécies invasoras causam graves problemas nas comunidades invadidas, principalmente aos ecossistemas em que se tornam dominantes. Os principais problemas são as ameaças às espécies endémicas e nativas, e os impactos causados no equilíbrio dos ecossistemas, na economia e na saúde pública (Torres et al., 2011).

As ilhas, embora representem pequenas massas de terra geograficamente isoladas, são importantes centros de biodiversidade por acomodarem um considerável número de espécies que lhes são exclusivas (endemismos insulares). É a presença de diferentes características geológicas e biogeográficas (como por exemplo, a idade geológica, a localização geográfica e o nível de isolamento em relação aos continentes) que produzem circunstâncias que nos permitem observar diferentes tipos de fauna e flora entre as ilhas e os continentes, mas também entre ilhas. Por outro lado, processos evolutivos particulares que ocorreram em diversas ilhas contribuíram para a ocorrência/prevalência de características específicas como o nanismo, o gigantismo e o apterismo (Wilson & Peter, 1988; Whittaker & Fernández-Palacios, 2007).

Embora as ilhas tenham uma biodiversidade notável, com espécies exclusivas e linhagens evolutivas singulares, estes ecossistemas são, também, dos mais ameaçados a nível mundial por ocuparem áreas mais restritas, acomodarem espécies muito vulneráveis a alterações ambientais e estarem fortemente sujeitas a pressões de natureza antrópica. Por esta razão, um grande número de extinções foi reportado em ilhas e muitas das espécies classificadas como ameaçadas na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza são endemismos insulares (Whittaker & Fernández-Palacios, 2007).

O arquipélago dos Açores é um importante repositório de biodiversidade, reconhecido a nível internacional. As suas características intrínsecas e o seu elevado grau de isolamento contribuem para a diversidade de espécies nele encontradas. Este arquipélago integra a região da Macaronésia e situa-se no meio do oceano Atlântico entre as latitudes 37° e 40° Norte e as longitudes 25° e 31° Oeste. O arquipélago é composto por nove ilhas de origem vulcânica e divide-se em três grupos: o grupo ocidental (com as ilhas Flores e Corvo), o grupo central (Terceira, São Jorge, Graciosa, Faial e Pico) e o grupo oriental (São Miguel e Santa Maria).

A ilha Terceira, onde decorreu este estudo, situa-se no grupo central nas coordenadas 38° 43' norte e 27° 12' oeste, tem uma área de 402,2 Km² e atinge uma altitude máxima de 1021 metros, no ponto mais alto da serra de Santa Bárbara. A ilha Terceira tem um papel importante para a conservação da biodiversidade dos Açores pois inclui a maior área de floresta natural do arquipélago e diversos fragmentos de floresta apresentam ainda reduzida perturbação pelo Homem (Cardoso et al., 2009; Tsafack et al., 2023). Por estas razões, a definição do Parque Natural da Ilha Terceira teve como principal objetivo contribuir para a conservação da biodiversidade do arquipélago.

Na ilha Terceira, tal como nas restantes ilhas dos Açores, a principal atividade económica é a agricultura, sendo que, em 2018, cerca de 48,82% do território da Região estava destinado à agricultura (Silva & Mendes, 2014). Na ilha Terceira uma parte considerável da área terrestre (61%) é ocupada por pastagens para a criação de gado bovino, mas a sua utilização difere ao longo do ano. Por exemplo, as pastagens podem estar a ser frequentadas por gado durante um determinado período e mais tarde podem estar a ser exploradas para criar plantações de alimentos, como o milho, podendo, neste período, estarem sujeitas aos processos de adubação e fertilização e à presença de químicos, como pesticidas.

Considerando a elevada percentagem de território atribuído à agricultura, torna-se indispensável promover as boas práticas de uso do solo, nomeadamente no que diz respeito à redução do uso de químicos nas pastagens e incentivando o areio do solo de forma a aumentar a sua porosidade, e, conseqüentemente, a sua capacidade de retenção de água e dos nutrientes necessários para o crescimento das plantas. Estas medidas têm impacto, também, na

biodiversidade local, permitindo o aumento das populações de espécies nativas de animais e plantas, algumas das quais se encontram em declínio (Kremen et al., 2002; Geisen et al., 2019).

O uso do solo na Região Autónoma dos Açores é considerado, na sua maioria, extensivo, à exceção das ilhas de São Miguel e Terceira, onde há alguma intensificação da agricultura. A intensificação de agricultura nestas ilhas facilita o estabelecimento de espécies exóticas nos diferentes habitats que a constituem, sendo necessário manter técnicas de agricultura extensiva em algumas zonas de forma a evitar a sua propagação (Dinis & Paulo, 2007).

Diversos estudos realizados nos Açores mostraram que o tipo do uso do solo é determinante na riqueza e composição das comunidades de plantas e animais (Borges & Brown, 1999; Picanço et al., 2017b). As zonas de floresta nativa apresentam invariavelmente um maior número de espécies endémicas, muitas das quais se encontram ameaçadas de extinção, enquanto as áreas de plantações florestais (ex: *Cryptomeria japonica*) e as pastagens intensivas têm menor biodiversidade nativa e uma maior ocorrência de espécies exóticas, algumas das quais invasoras.

É importante avaliar em que medida os usos do solo afetam a diversidade e composição de polinizadores e como essas alterações poderão ter consequências nos serviços de polinização, uma vez que, em locais onde há uma maior perturbação existe uma menor diversidade e quantidade de plantas e, conseqüentemente, uma menor quantidade de polinizadores, geralmente espécies mais comuns que toleram a perturbação (Kremen et al., 2002).

Dada a necessidade de salvaguardar a biodiversidade nativa dos Açores foi necessário criar diferentes métodos de conservação, como a proteção de algumas espécies que se encontram em vias de extinção, a criação de zonas protegidas e o controlo das espécies invasoras que as ameaçam (Butchart et al., 2010; Silva et al., 2011; Sandifer et al., 2015).

Por outro lado, foram implementados diversos projetos de monitorização de Biodiversidade nos Açores, nomeadamente: ‘Biodiversity of Arthropods from the Laurisilva of the Azores’ (BALA) (Pozsgai et al., 2024) e ‘Long Term Ecological Study of the Impacts of Climate Change in the Natural Forest of Azores’ (SLAM) (Lhoumeau & Borges, 2023). Estes estudos têm como objetivo a recolha de informação sobre alterações na abundância e distribuição das espécies e assim apoiar a tomada de decisão suportada por conhecimento científico em matérias de conservação da natureza e gestão da paisagem (Lhoumeau et al., 2024).

O presente estudo pretende: 1) avaliar a riqueza e abundância de polinizadores ao longo de um gradiente ecológico na ilha Terceira, compreendendo áreas de vegetação naturalizada (com reduzida perturbação humana), pastagens seminaturais e pastagens intensivas (onde a perturbação humana é mais evidente); 2) analisar as interações ecológicas entre plantas e polinizadores nos diferentes tipos de uso do solo, tendo em consideração se essas espécies são introduzidas ou

nativas dos Açores; 3) determinar a importância das orlas com vegetação natural que marginam as áreas de pastagem, enquanto reservatórios de biodiversidade local; e 4) investigar a existência de variações temporais na diversidade das comunidades de polinizadores por comparação com um estudo realizado nos mesmos locais há uma década (Picanço et al., 2017b).

Material e métodos

Áreas de estudo

O estudo decorreu na ilha Terceira, onde foram amostrados três tipos de uso do solo, nomeadamente as pastagens intensivas (PI), as pastagens seminaturais (PS), e zonas de vegetação naturalizada (VN). Seleccionaram-se dez locais de amostragem de cada tipologia distribuídos por toda a ilha, de forma a haver uma melhor caracterização das espécies que a eles se encontram associadas (Figura 1, Anexo 1). A amostragem foi iniciada no dia 26 de julho e terminou no dia 10 de setembro de 2023.

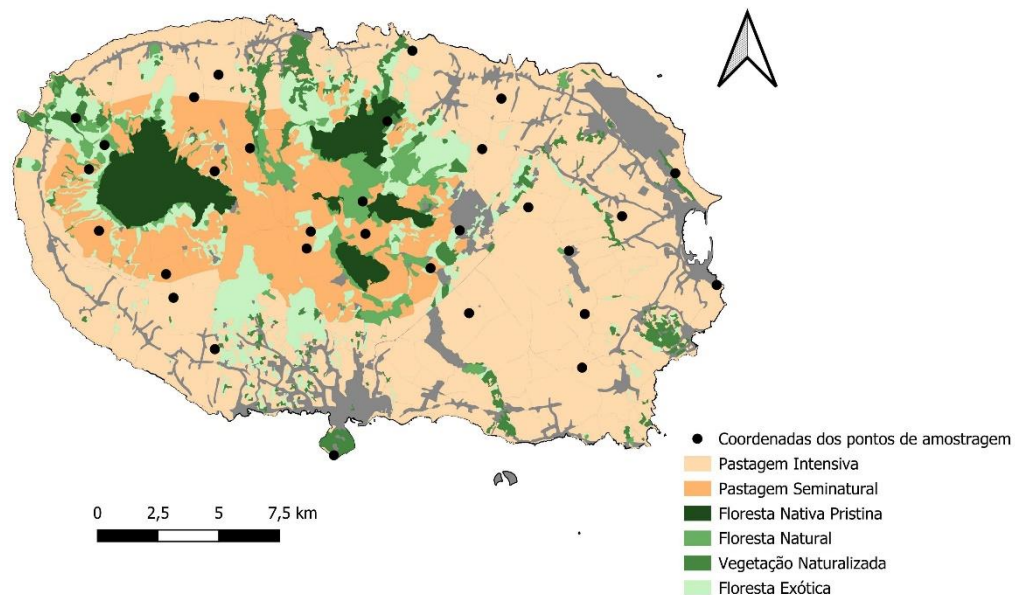


Figura 1 - Localização dos pontos de amostragem em diferentes usos do solo na ilha Terceira. (Fonte: Mapa elaborado no programa QGIS).

As pastagens intensivas são habitats regularmente frequentados por gado. Estes habitats apresentam reduzida complexidade estrutural, normalmente com poucas flores e uma vegetação dominada por gramíneas e diversas espécies de plantas exóticas (Figura 2) (Cardoso et al., 2009). Em função das diferentes estações do ano pode ser possível encontrar plantações de diversos alimentos. Por exemplo, no verão é comum ser plantado o milho nas áreas de pastagem intensiva que, por vezes, recebem alguma adubagem e pesticidas.

As pastagens seminaturais são ocasionalmente utilizadas para a alimentação do gado. Estas são caracterizadas por terem maior riqueza de espécies de plantas nativas comparativamente às pastagens intensivas e uma maior complexidade estrutural, com a presença de arbustos (Cardoso et al., 2009). Normalmente neste tipo de pastagens não há plantações, ou seja, não há uma adubagem do solo, sendo a única perturbação a resultante do pastoreio do gado (Figura 3) (Keith et al., 2022).

As áreas de vegetação naturalizada são áreas de pouca ou nenhuma presença humana e sem gado. Devido a este fator, as espécies de plantas que ocorrem nestas áreas são, na sua maioria, autóctones e muito influenciadas pela altitude e pelo clima (Gibson et al., 2011). A vegetação é mais complexa do que nas pastagens, com a presença de árvores e arbustos, incluindo algumas espécies ameaçadas e protegidas por lei (Figura 4).

Considera-se que estes três tipos de uso do solo correspondem a um gradiente de perturbação, sendo as pastagens intensivas o mais perturbado e a vegetação naturalizada o menos perturbado, possibilitando a avaliação da sua influência na biodiversidade de polinizadores na ilha Terceira.



Figura 2 - Ponto de amostragem de pastagem intensiva. (Fonte: Foto de Raúl Oliveira)



Figura 3 - Ponto de amostragem de pastagem seminatural. (Fonte: Foto de Raúl Oliveira)



Figura 4 - Ponto de amostragem de vegetação naturalizada. (Fonte: Foto de Raúl Oliveira)

Amostragem de polinizadores

A metodologia utilizada para a amostragem de polinizadores é semelhante à do projeto europeu SPRING - Strengthening Pollinator Recovery through INDicators and monitorinG (<https://pollinator-monitoring.net>), onde se analisou a implementação de um esquema de monitorização com vista à sua aplicação a nível europeu - EU Pollinator Monitoring Scheme (EU PoMS). Foram aplicadas três técnicas de amostragem, nomeadamente, a realização de observações de polinizadores e de interações polinizador-planta ao longo de transectos de 50 metros, a colocação de armadilhas coloridas (pan-traps) no início e no fim do transecto, e amostragem de polinizadores por varrimento da vegetação ao longo de transectos de 50 metros. A amostragem foi realizada em dias de sol ou com apenas algumas nuvens, sem chuva, e com

pouco ou nenhum vento, por serem as melhores condições para a observação de polinizadores (Pollard & Yates, 1993).

As observações de polinizadores e de interações polinizador-planta, realizadas entre as 10h00 e as 16h00, ao longo de transectos de 50 metros e com cerca de 2 metros de largura (100 m²/local), serviu para a identificação das espécies dos principais grupos de polinizadores, nomeadamente moscas-das-flores (dípteros da família Syrphidae), abelhas e borboletas, em cada um dos 30 locais de amostragem (Figura 5). Os insetos foram identificados no campo, sempre que possível ao nível de espécie, e para os que se encontraram nas flores foi também assinalada a espécie de planta visitada. Diversos insetos foram recolhidos e colocados em frascos com etanol (96%) para confirmação da identificação taxonómica em laboratório.

De forma a caracterizar cada local foram identificadas todas as espécies que estavam em floração e foi realizada a contagem das flores existentes no transecto. Foi também, registada a altura da vegetação em 6 pontos diferentes ao longo do transecto, separados entre si por aproximadamente 10 metros (Anexo 1).

As pan-traps são armadilhas coloridas que se destinam a atrair e capturar polinizadores e deverão estar ativas durante o período de maior atividade dos insetos. Foram utilizados dois conjuntos de armadilhas, cada um com três recipientes de plástico com 11cm de diâmetro com diferentes cores (azul, branco e amarelo) para otimizar a captura dos diferentes grupos de polinizadores (Vrdoljak & Samways, 2011) (Figura 6).

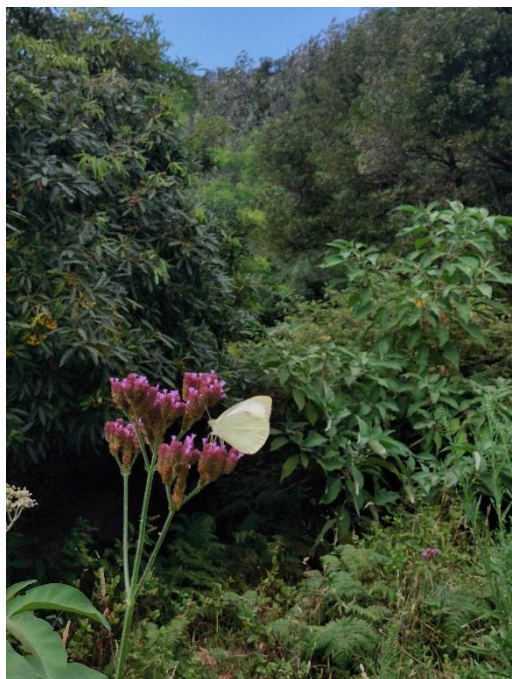


Figura 5 - Observação de uma borboleta durante a realização de um transecto. (Fonte: Foto de Raúl Oliveira)



Figura 6 - Armadilha "Pan-trap" em funcionamento. (Fonte: Foto de Raúl Oliveira)

Os recipientes são preparados com uma solução de água e detergente, sendo retirada a espuma que fica no recipiente. Os insetos são atraídos pelas cores e, ao entrarem em contacto com o líquido, ficam incapacitados de fugir. As pan-traps ficaram no local cerca de 9 horas, entre as 9h00 e as 18h00, tendo os insetos sido posteriormente recolhidos e colocados em frascos com etanol (96%), de forma a serem preservados. Os dois conjuntos de armadilhas foram colocados no início e no fim do transecto, separados entre si por aproximadamente 50 metros, e a altura de colocação das armadilhas foi ajustada localmente para corresponder ao valor médio das flores de cada ponto de amostragem.

Os varrimentos de vegetação consistiram na utilização de uma rede entomológica com 36cm de diâmetro ao longo de um transecto de 50m, de forma a recolher uma amostra das espécies de polinizadores que ocorrem naquele habitat, fornecendo informação complementar às observações dada a dificuldade na deteção visual de algumas espécies de polinizadores. Esta técnica foi executada no local do transecto original e, nas pastagens intensivas e nas pastagens seminaturais, foi também realizada nas orlas por forma a avaliar o seu potencial papel como reservatório de biodiversidade de polinizadores. Os insetos recolhidos foram colocados em frascos com etanol (96%) para posterior identificação no laboratório.

Triagem e identificação de polinizadores

Os insetos recolhidos nos transectos e nas pan-traps foram, numa primeira fase, triados e identificados em laboratório ao nível taxonómico da ordem/família usando uma lupa Leica S9i. Depois, para alguns grupos taxonómicos que compreendem os polinizadores considerados mais importantes, nomeadamente abelhas, moscas, borboletas e coleópteros, foi realizada a identificação específica/morfoespecífica usando literatura especializada (Goulet & Huber, 1993; Ball & Morris, 2015; Falk, 2019). As espécies de insetos amostradas foram classificadas em endémicas, nativas ou introduzidas seguindo a proposta de Borges et al. (2010; 2022). Os exemplares deste estudo foram integrados na coleção entomológica “Dalberto Teixeira Pombo” situada no Campus de Angra do Heroísmo da Universidade dos Açores.

Análise de dados

Após a identificação taxonómica dos exemplares recolhidos nos trabalhos de amostragem foi construída uma base de dados, que reuniu a informação ambiental dos locais de amostragem e os dados de biodiversidade georreferenciados. Para as análises de dados foram apenas selecionadas as espécies/morfoespécies de animais que se sabe serem polinizadores, tais como abelhas, borboletas, moscas das flores, alguns escaravelhos, formigas, vespas e moscas de maiores dimensões (e.g. Calliphoridae, Scathophagidae).

Os dados da riqueza específica (S) e da abundância relativa (N) das espécies/morfoespécies observadas nos transectos realizados em cada local de amostragem foram utilizados no cálculo dos números de Hill. Os números de Hill são importantes para caracterizar a diversidade taxonômica de um local, uma vez que fornecem informação relevante e complementar (Chao, et al. 2014). Estes são compostos pela riqueza específica (S ou H0) e pelos índices de Shannon (H1), Simpson (H2) e Berger-Parker (H3) (Da Silva et al., 2022). No cálculo dos números de Hill aplicou-se o exponencial do índice de Shannon-Wiener ($\exp H'$), o inverso do índice de Simpson (1/D) e o inverso do índice de Berger-Parker (1/d).

O índice de Shannon-Wiener (H' ou H1) calcula a incerteza dada a uma espécie relativamente ao número de espécies no local. Este índice é influenciado pelas espécies raras (Da Silva et al., 2022). A fórmula deste índice é:

$$H' = - \sum \frac{n_i}{N} \cdot \ln \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

Em que: N = número total de indivíduos amostrados; n_i = número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie; \ln = logaritmo de base neperiana (e).

O índice de Simpson (D ou H2) tem como objetivo calcular a probabilidade de dois indivíduos retirados ao acaso serem da mesma espécie (Da Silva et al., 2022). A sua fórmula é:

$$D = - \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

Em que: N = número total de indivíduos amostrados; n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie.

O índice de Berger-Parker (d ou H3) tem como objetivo calcular a dominância numa comunidade (Da Silva et al., 2022). A sua fórmula é:

$$d = \frac{N_{max}}{N}$$

Em que: N_{max} = o número de indivíduos da espécie mais abundante; e N = número total de indivíduos amostrados.

Ao longo do cálculo sequencial dos números de Hill (H0, H1, H2, H3), as espécies mais comuns ganham mais peso em relação às espécies raras, sendo assim possível retirar conclusões acerca da composição das comunidades. Com os diferentes valores obtidos ao realizar os números de Hill, é possível retirar-se várias conclusões acerca de uma comunidade, como saber se a comunidade é dominada por muitas ou poucas espécies e se estas são ou não espécies raras. Foi ainda calculada a equitabilidade de Pielou (J' ou E), métrica que nos dá uma indicação da distribuição das abundâncias das espécies de uma comunidade. Os resultados deste cálculo variam

entre 0 e 1, sendo que 0 indica que não existe equitabilidade entre as espécies do habitat, e o resultado 1 é onde existe um perfeito equilíbrio. A fórmula da equitabilidade é:

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

Em que J' = índice de Equabilidade de Pielou; $H'_{max} = \ln(S)$ = diversidade máxima; S = número de espécies amostradas = riqueza específica.

Após a realização destas análises foram estruturadas as bases de dados de cada tipo de amostragem e foi criada uma base de dados com a informação obtida numa amostragem anterior, realizada nos mesmos locais em 2013 (Picanço et al., 2017b), com o objetivo de comparar esses dados com os agora obtidos.

As bases de dados foram montadas no Microsoft Excel e depois transferidas para o *Statistical Package for the Social Sciences*® (IBM® SPSS), versão 26.0, onde foi realizada parte significativa da análise de dados.

Em cada tipo de amostragem de polinizadores foi pretendido verificar se existiam diferenças estatisticamente significativas entre os três tipos de uso do solo nas seguintes variáveis: abundância (N); riqueza de espécies (S); exponencial de Shannon (H1); inverso de Simpson (H2); inverso de Berger-Parker (H3) e equitabilidade (E).

Para a amostragem com transectos de observação, primeiro foi verificada a normalidade das amostras com o teste Kolmogorov-Smirnov. Após confirmar que estas não tinham uma distribuição normal foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis que tem como principal objetivo comparar médias quando a variável independente tem três ou mais grupos (Martins, 2011).

Na amostragem de pan-traps foi aplicada uma transformação logarítmica às variáveis que apresentavam uma distribuição não-normal, no entanto, apenas uma das variáveis (N) obteve uma distribuição normal.

Às variáveis LogN, S, H1 e H2, foi aplicada uma ANOVA Unifatorial, considerando que o objetivo é comparar médias porque a variável independente tem mais de dois grupos. Foram avaliados os pressupostos necessários para correr este teste através do teste Levene tendo por referência um valor da significância (p) inferior a 0,05 (Martins, 2011).

Nas restantes variáveis (H3 e equitabilidade), foi aplicado o equivalente não paramétrico da ANOVA Unifatorial, que corresponde ao teste Kruskal-Wallis.

Na amostragem de varrimentos da vegetação (sweeping), uma vez que o objetivo do teste era comparar o centro e a orla das pastagens intensivas e das pastagens seminaturais, os locais de transectos foram categorizados de 1 a 4 sendo que o valor 1 corresponde ao centro das pastagens

intensivas, o valor 2 à orla das pastagens intensivas, o valor 3 ao centro das pastagens seminaturais e o valor 4 à orla das pastagens seminaturais.

Após a categorização das variáveis foi verificada a normalidade da amostra, e uma vez que esta não apresentava uma distribuição normal, foi aplicado o teste Kruskal-Wallis.

A análise da distribuição das visitas de polinizadores às flores de diferentes espécies de plantas foi realizada através de redes ecológicas bipartidas, usando o pacote *bipartite* para o programa R (Dormann et al., 2008). As redes bipartidas ilustram as interações entre espécies de visitantes das flores e as espécies de plantas visitadas, usando a informação sobre a quantidade e diversidade de visitas. Os dados de visitação de cada local foram agrupados consoante o tipo de uso do solo e foi feita a sua representação e análise gráfica. Estas análises foram complementadas com a avaliação dos principais grupos e espécies de visitantes das flores nos diferentes tipos de usos do solo, tendo em consideração o seu estatuto de distribuição.

Por fim, foi feita a comparação dos resultados da amostragem por transectos de observação com a que foi realizada há uma década nos mesmos locais (Picanço et al., 2017b), tendo sempre presente a existência de algumas diferenças na metodologia de amostragem entre os dois estudos. No entanto, para a realização das comparações, foram utilizados apenas os dados obtidos na realização dos transectos de observação, sendo que, a única diferença neste método é a extensão do transecto. São apresentados os valores médios de abundância relativa e riqueza específica de polinizadores e feita uma análise comparativa dos principais grupos e espécies de polinizadores para cada tipo de uso do solo e para os dois períodos de amostragem.

De forma a comparar os dados dos transectos das amostragens de 2013 e de 2023, foram realizadas três bases de dados, uma para cada uso do solo. Quando houve uma distribuição normal dos dados (pastagem intensiva) foi aplicado o teste paramétrico Teste-T, uma vez que este tem o objetivo de comparar médias quando a variável independente tem dois grupos. Quando os dados tinham uma distribuição não-paramétrica foi aplicado o teste de Mann-Whitney, uma vez que é o equivalente ao Teste-T (Martins, 2011).

Resultados

Neste estudo foram recolhidos 3051 artrópodes, tendo sido identificadas 87 espécies (Anexos 2 e 3). Foram identificados 1903 exemplares pertencentes a 35 espécies de polinizadores, das quais 9 são introduzidas, 24 são nativas não endémicas e 2 são nativas endémicas. Durante este estudo foram registadas novas espécies de polinizadores para a Ilha Terceira, incluindo as abelhas *Lasioglossum lativentre* e *L. malachurum* e as vespas *Ancistrocerus gazella* e *Pemphredon* sp. (Boeiro et al., 2024).

Diversidade de polinizadores nos diferentes tipos de uso do solo

Transectos

Nas pastagens intensivas (PI), foi registada uma menor riqueza específica média comparativamente com os restantes usos do solo. Em média, os valores de diversidade foram semelhantes nas pastagens seminaturais (PS) e nas áreas de vegetação naturalizada (VN). Os valores de dominância (H3) foram semelhantes em todos os usos do solo (Figura 7).

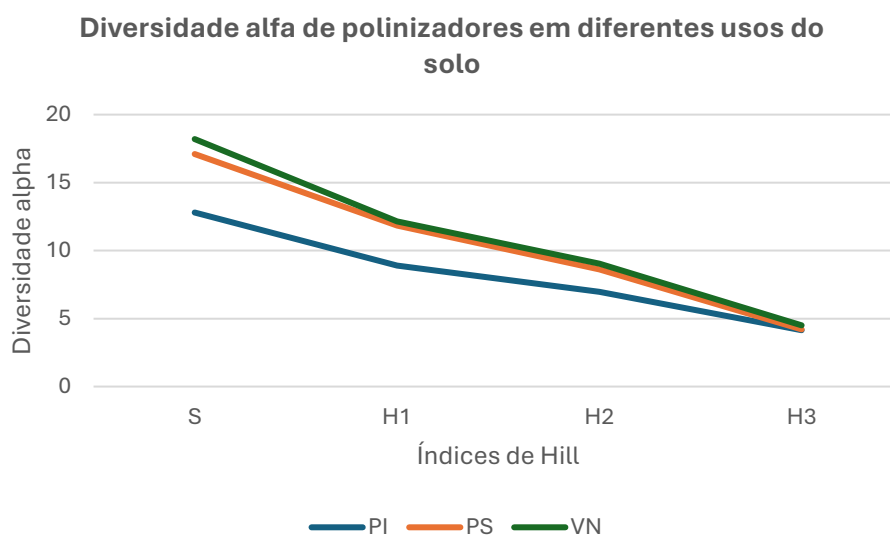


Figura 7- Diversidade alfa de polinizadores (representada por Números de Hill) em diferentes usos do solo. PI- Pastagem intensiva; PS- Pastagem seminatural; VN- Vegetação naturalizada; S- Riqueza de espécies; H1- Exponencial do Índice de Shannon; H2- Inverso do Índice de Simpson; H3- Inverso do Índice de Berger-Parker.

Apesar de uma maior abundância média de indivíduos na pastagem seminatural, a vegetação naturalizada apresentou maior variação, com um outlier de aproximadamente 175 indivíduos. Por outro lado, as pastagens intensivas exibiram menor variação, sugerindo maior estabilidade na quantidade de indivíduos nesses habitats (Figura 8).

A riqueza de espécies seguiu um padrão similar: menor variação nas pastagens intensivas e maior riqueza na pastagem seminatural (Figura 9). Não foram encontradas diferenças

estatisticamente significativas entre os tipos de uso do solo para as duas variáveis analisadas, $X^2(2)$, $p > 0,05$ (Anexo 4).

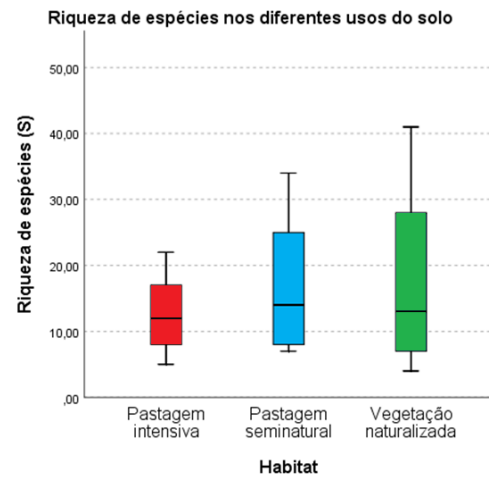
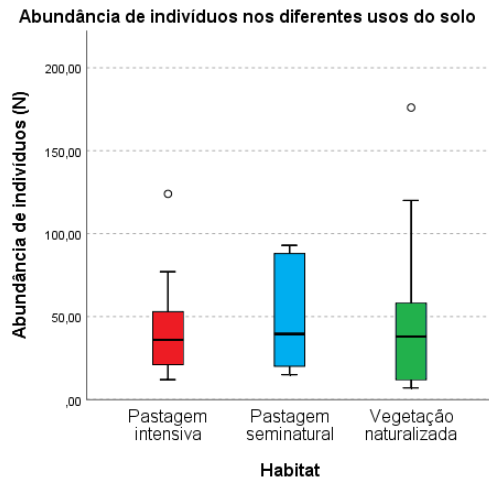


Figura 8 - Comparação da abundância de indivíduos entre os usos do solo nos transectos de observação.

Figura 9 - Comparação da riqueza de espécies entre usos do solo nos transectos de observação.

Armadilhas coloridas (pan-traps)

Nas amostragens com armadilhas coloridas (pan-traps), as pastagens intensivas apresentaram maior amplitude na abundância de polinizadores, enquanto as pastagens seminaturais mostraram menor variabilidade, com um outlier inferior a 100 indivíduos. Na vegetação naturalizada, a abundância variou de 0 a 75 indivíduos (Figura 10).

Quanto à riqueza em espécies, as pastagens intensivas apresentaram maior variância em relação às seminaturais, tendo sido possível identificar até 15 espécies nas pastagens intensivas e até 11 nas pastagens seminaturais. Na vegetação naturalizada, foi possível identificar até 10 espécies (Figura 11). Não houve diferenças significativas entre os tipos de uso do solo para as variáveis Log_N, H₀, H₁ e H₂; todos os valores de $p > 0,05$ (Anexo 5 - Tabela 1). Não há diferenças estatisticamente significativas entre os diferentes usos do solo relativamente às seguintes variáveis (H₃, Equitabilidade), $X^2(2)$, $p > 0,05$ (Anexo 5 - Tabela 2).

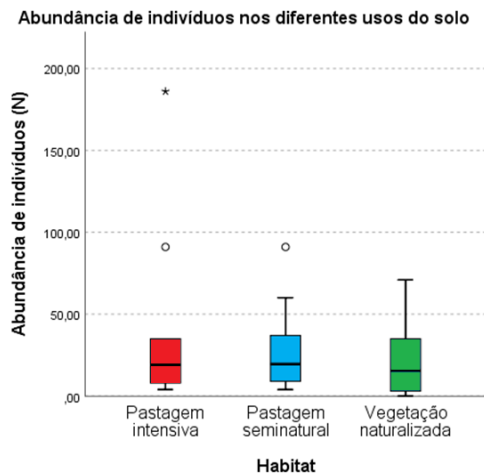


Figura 10 - Comparação da abundância de indivíduos entre os diferentes usos do solo nas pan-traps.

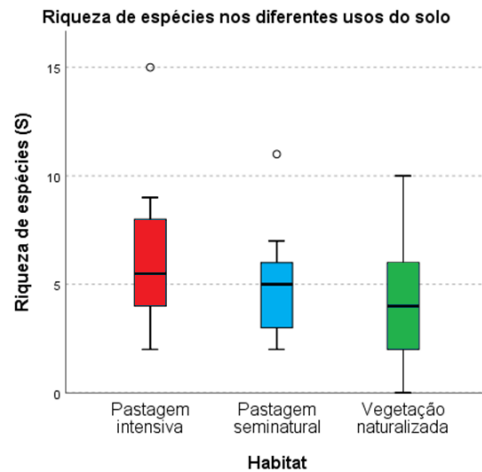


Figura 11 - Comparação da riqueza de espécies entre usos do solo nas pan-traps.

Avaliação da importância das orlas das pastagens para os polinizadores

Foi registrada uma maior variação na quantidade de indivíduos no centro das pastagens intensivas e no centro das pastagens seminaturais, relativamente às suas orlas (Figura 12). No entanto, existe, em média, uma maior quantidade de espécies na orla das pastagens tanto intensivas como seminaturais (Figura 13).

Novamente, não foram encontradas diferenças significativas para nenhuma das variáveis $X^2(3)$, $p > 0,05$ (Anexo 6).

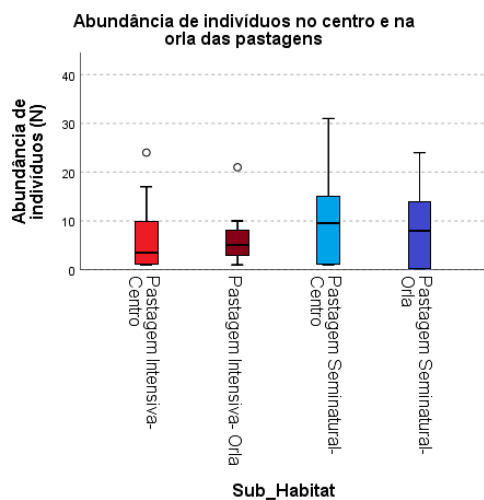


Figura 12 - Comparação entre a quantidade de indivíduos no centro e na orla das pastagens amostradas.

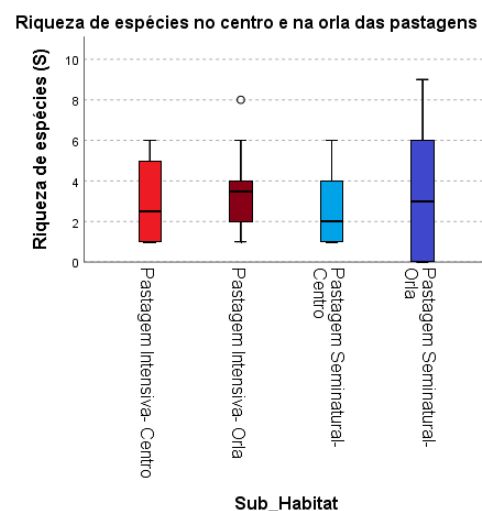


Figura 13 - Comparação entre a riqueza de espécies no centro e na orla das pastagens amostradas.

Interações planta-polinizador nos diferentes tipos de uso do solo

As análises das interações entre plantas e polinizadores indicam uma simplificação das comunidades em áreas de pastagem, enquanto as áreas de vegetação naturalizada apresentam uma maior diversidade de plantas. Nas áreas de pastagem intensiva e seminatural, *Mentha suaveolens*, *M. pulegium* e *Trifolium repens* concentraram a maioria das visitas de polinizadores. Estas espécies são frequentes em pastagens utilizadas pelo gado, apresentando maior tolerância à perturbação em comparação com outras espécies encontradas nestes tipos de uso do solo (Figuras 14 e 15).

Nas áreas de vegetação naturalizada, a composta *Leontodon taraxacoides* destacou-se como a espécie mais visitada, atraindo uma diversidade ampla de polinizadores. Esta espécie, comum e abundante nesses habitats, oferece principalmente recursos de pólen aos visitantes das flores. Neste tipo de habitat, *Mentha suaveolens* também apresentou alta frequência de visitas, juntamente com *Lantana camara* e *Daucus carota* (Figura 16).

Em relação aos polinizadores, duas espécies, a abelha do mel *Apis mellifera* e a mosca *Stomorphina lunata*, dominaram as interações nas áreas de pastagem, refletindo a sua maior abundância e generalismo na polinização. Embora essas espécies também tenham sido importantes em áreas de vegetação naturalizada, foi observado um significativo número de visitas por abelhas nativas do género *Lasioglossum* e pelo sirfideo *Episyrphus balteatus*, que interagiram com uma ampla gama de plantas nesses habitats.

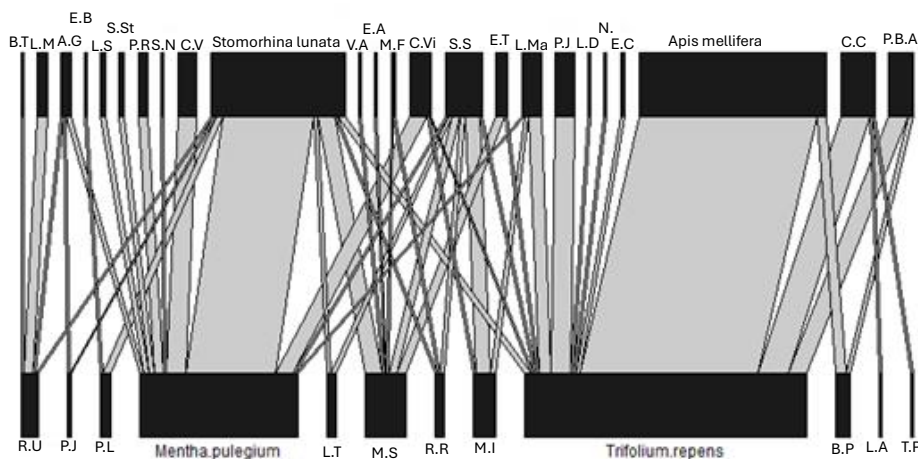


Figura 14 - Rede de visitas às flores na Pastagem intensiva. Em cima as espécies de insetos e em baixo as espécies de plantas visitadas. A visita de insetos a cada espécie de planta é proporcional à área de interação que os conecta. Os acrônimos dos nomes das espécies de insetos e plantas estão respetivamente nos anexos 2 e 3.

Nas pastagens seminaturais destacam-se espécies introduzidas, como *Mentha suaveolens*, *Trifolium repens* e *Lotus pedunculatus*, juntamente com espécies nativas, como *Mentha pulegium*, *Rumex acetosella* e *Leontodon taraxacoides*. Essas espécies, particularmente as mais abundantes (Anexo 1), atraem uma grande diversidade de polinizadores (Figura 15).

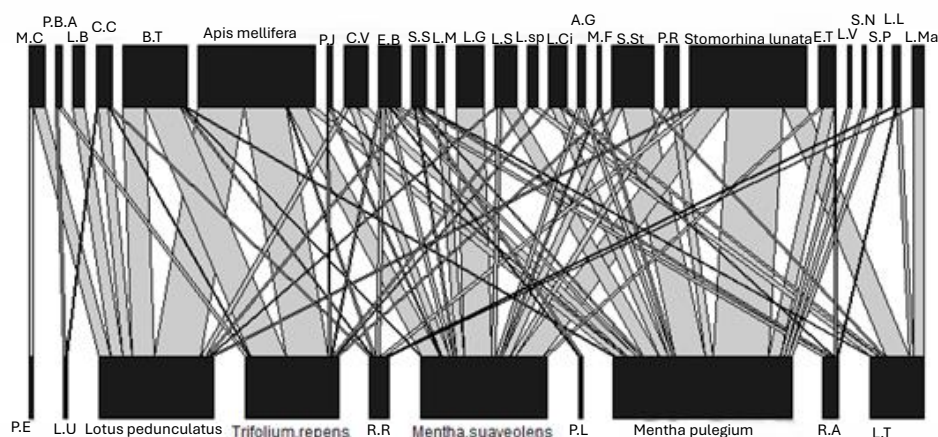


Figura 15 - Rede de visitas às flores na Pastagem seminatural. Em cima as espécies de insetos e em baixo as espécies de plantas visitadas. A visita de insetos a cada espécie de planta é proporcional à área de interação que os conecta. Os acrônimos dos nomes das espécies de insetos e plantas estão respetivamente nos anexos 2 e 3.

Na vegetação naturalizada, onde há uma maior riqueza de espécies endémicas vegetais e animais comparativamente aos outros habitats estudados, a espécie *Leontodon taraxacoides* foi a espécie mais visitada por polinizadores. Neste uso do solo encontraram-se algumas plantas endémicas, como a *Erica azorica* e o *Hypericum foliosum*, no entanto estas foram menos visitadas (Anexo 3) (Figura 16).

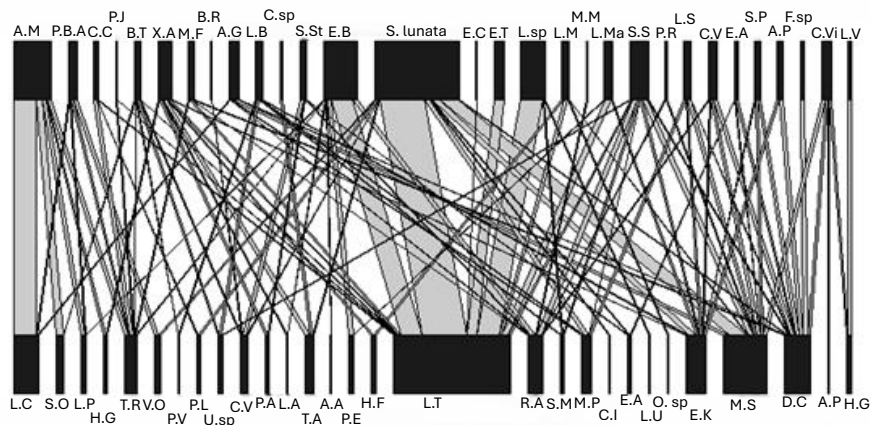


Figura 16 - Rede de visitas às flores na Vegetação naturalizada. Em cima as espécies de insetos e em baixo as espécies de plantas visitadas. A visita de insetos a cada espécie de planta é proporcional à área de interação que os conecta. Os acrónimos dos nomes das espécies de insetos e plantas estão respetivamente nos anexos 2 e 3.

Variação temporal nas comunidades de polinizadores

Ao comparar os dados de abundância e riqueza de polinizadores de 2013 com os de 2023, observa-se um aumento nos valores médios em todos os tipos de uso do solo estudados.

Em 2013, o máximo registado nas pastagens intensivas foi de menos de 30 indivíduos, enquanto em 2023 o mínimo encontrado foi de quase 30 indivíduos (Figura 17). Na riqueza de espécies, o aumento também foi notável, com o valor mínimo de 2023 superando o máximo de 2013 (Figura 18). As análises estatísticas revelaram que, nas pastagens intensivas, apenas a riqueza de espécies (S) apresentou diferenças significativas entre os anos de 2013 e 2023, $p < 0,05$ (Anexo 7).

O mesmo padrão foi observado nas pastagens seminaturais, com uma maior variação e um aumento na riqueza de espécies (Figura 18). Nas pastagens seminaturais, foram encontradas diferenças significativas para as variáveis N, S e H1, $p < 0,05$ (Anexo 8).

Na vegetação naturalizada, o valor máximo de abundância e de riqueza de espécies também aumentou (Figuras 17 e 18). Em contraste, a vegetação naturalizada não apresentou diferenças estatisticamente significativas, $p > 0,05$ (Anexo 9).

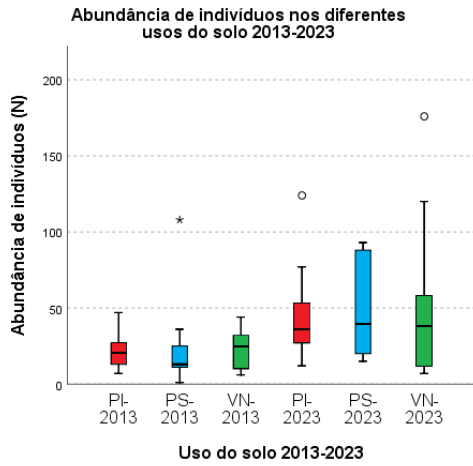


Figura 17- Comparação de abundância de espécies entre 2013 e 2023 nos diferentes usos do solo. PI- Pastagem intensiva; PS- Pastagem seminatural; VN- Vegetação naturalizada.

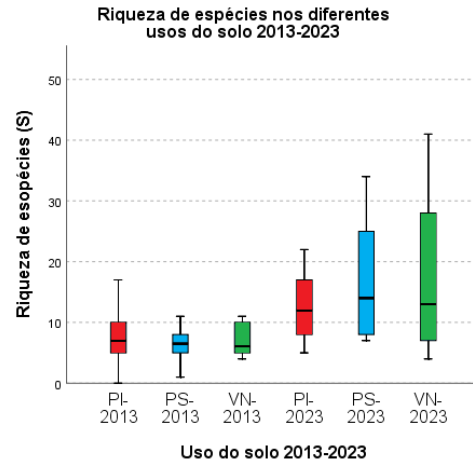


Figura 18- Comparação da riqueza de espécies entre 2013 e 2023 nos diferentes usos do solo. PI- Pastagem intensiva; PS- Pastagem seminatural; VN- Vegetação naturalizada.

Em 2013, nas pastagens intensivas, os principais polinizadores eram da ordem *Hymenoptera*, seguidos por *Diptera* (Figura 19). No entanto, em 2023, houve uma substituição de *Hymenoptera* por *Diptera* e *Lepidoptera*. Nas pastagens seminaturais, houve um aumento de *Lepidoptera* e um declínio de *Coleoptera*. Na vegetação naturalizada, *Diptera* tornou-se o grupo dominante, superando *Hymenoptera*.

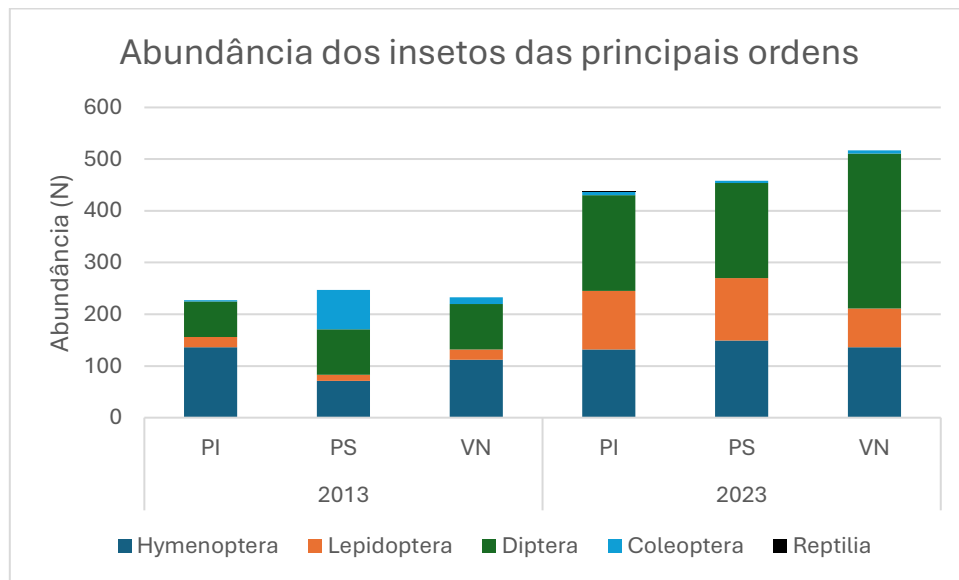


Figura 19 - Comparação da abundância de insetos das principais ordens encontrados nos diferentes usos do solo. PI- Pastagem intensiva; PS- Pastagem seminatural; VN- Vegetação naturalizada.

A comparação das espécies mais abundantes indicou algumas mudanças entre 2013 e 2023. Nas pastagens intensivas, *Apis mellifera* permaneceu a espécie mais abundante (Figuras 20 e 21).

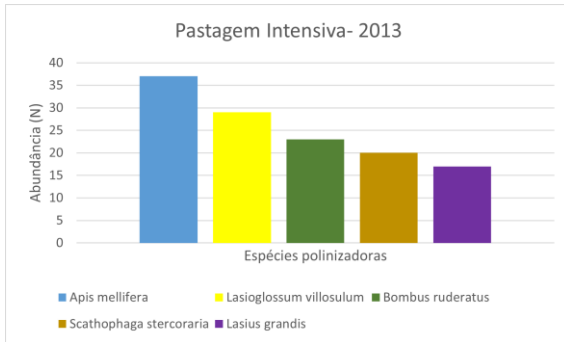


Figura 20- Espécies mais abundantes na Pastagem intensiva no ano de 2013.

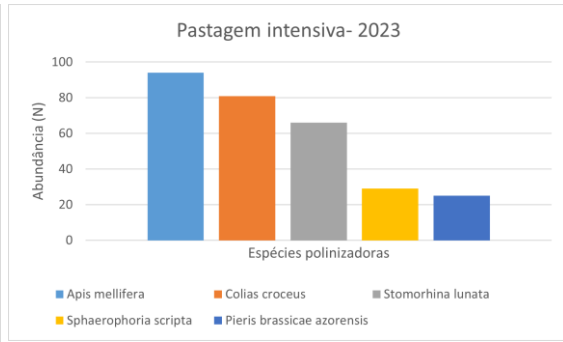


Figura 21- Espécies mais abundantes na Pastagem intensiva no ano de 2023.

Já nas pastagens seminaturais, as cinco espécies mais abundantes foram substituídas, destacando-se *Colias croceus*, *Apis mellifera* e *Stomorhina lunata* em 2023 (Figuras 22 e 23).

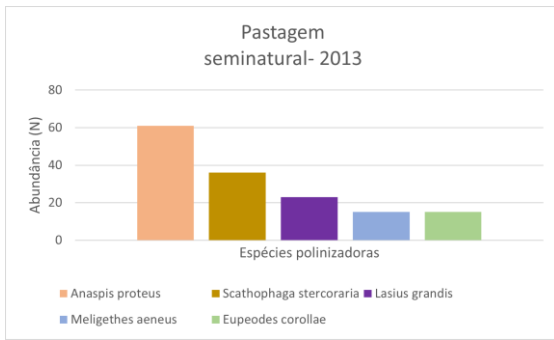


Figura 22- Espécies mais abundantes na Pastagem seminatural no ano de 2013.

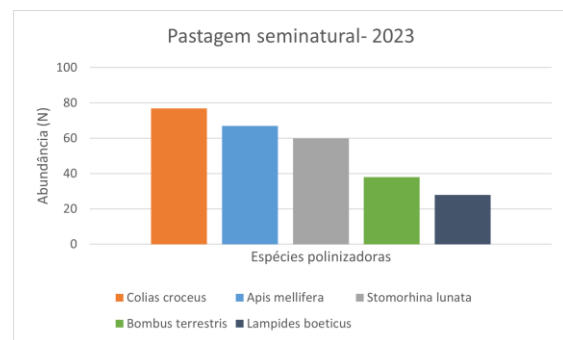


Figura 23- Espécies mais abundantes na Pastagem seminatural no ano de 2023.

Na vegetação naturalizada, *Stomorhina lunata* substituiu *Apis mellifera* como a espécie dominante (Figuras 24 e 25).

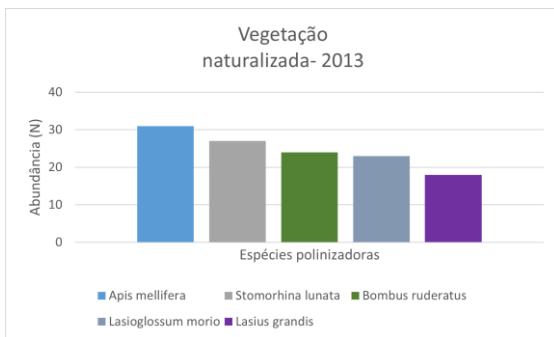


Figura 24- Espécies mais abundantes na Vegetação naturalizada no ano de 2013.

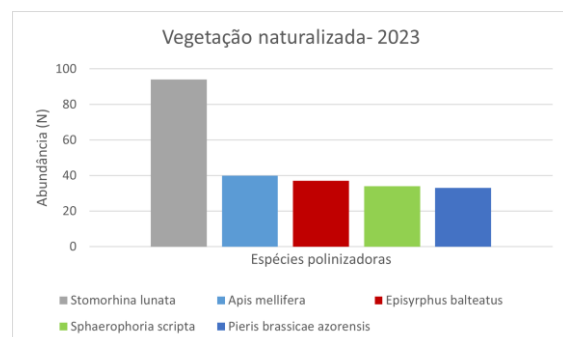


Figura 25- Espécies mais abundantes na Vegetação naturalizada no ano de 2023.

Nos três diferentes usos do solo, passou a haver uma dominância das espécies *Apis mellifera* (introduzida nos Açores) e *Stomorhina lunata* (nativa nos Açores). Houve, também, um aumento significativo na espécie *Colias croceus*, sendo esta considerada nativa na Região. Em geral, as espécies nativas predominam na ilha Terceira, com 65,94% das observações/registos.

Discussão

Os resultados deste estudo revelam uma redução na diversidade de polinizadores nas pastagens intensivas em comparação com as pastagens seminaturais e a vegetação naturalizada, sugerindo que a intensificação do uso agrícola (pastoreio, plantações, aplicação de adubos e químicos) parece ter um impacto negativo sobre a riqueza e a composição das comunidades de polinizadores. Os polinizadores dominantes neste tipo de habitat são espécies generalistas, ou seja, ocorrem em diversos habitats e polinizam plantas de diferentes espécies (Weissmann & Schaefer, 2017).

A existência de grandes quantidades de polinizadores generalistas é um dos indicadores do grau de perturbação existente no habitat. Estes polinizadores têm a vantagem de facilmente se dispersarem entre usos do solo contíguos contribuindo para uma maior homogeneização da fauna local.

Outro fator importante para explicar as diferenças na abundância e riqueza de polinizadores é a quantidade de recursos florais disponíveis nos diferentes usos do solo, considerando que estes influenciam o tamanho das comunidades de polinizadores nos diferentes habitats (Potts et al., 2003). Dado que as pastagens intensivas possuem uma menor quantidade de flores, é previsível que apresentem uma menor diversidade e abundância de insetos polinizadores, refletindo um ambiente menos favorável à manutenção dessas comunidades.

Os recursos florais, embora estejam disponíveis por um curto período nas pastagens intensivas, são utilizados pelas espécies de polinizadores mais generalistas como a abelha do mel *Apis mellifera* e a mosca *Stomoxys calcitrans*, espécies estas que aparecem noutros habitats com maior abundância.

Os resultados das redes ecológicas indicam, também, que as comunidades das pastagens são menos diversas e favorecem plantas e polinizadores mais resilientes e generalistas, enquanto os habitats de vegetação naturalizada suportam uma rede de interações ecológicas mais diversificada (Tschardt et al., 2005). Nas áreas de vegetação naturalizada foram registradas diversas espécies nativas que, por serem mais sensíveis à perturbação, não se registaram nas áreas de pastagem.

No centro e na orla das pastagens não foram encontradas diferenças significativas no que diz respeito à abundância e riqueza em espécies de polinizadores. A existência de uma maior homogeneidade de recursos nas pastagens seminaturais, parece ser um dos fatores que contribuem para que não existam diferenças na distribuição dos insetos polinizadores entre as áreas de orla e as do centro da pastagem (Kremen et al., 2007).

A menor diversidade de polinizadores nas pastagens seminaturais (comparativamente às áreas de vegetação naturalizada) pode significar que estas começam a ficar sob uma pressão antropogénica, que afeta a composição de espécies existentes no habitat. Neste caso a tendência é ocorrer uma maior dominância de espécies generalistas e a perda de espécies mais especializadas e menos tolerantes à perturbação.

Vários estudos, com o objetivo de solucionar a perda de biodiversidade nas pastagens seminaturais, evidenciam que a agricultura orgânica é a mais adequada para manter as comunidades de polinizadores funcionais, uma vez que não recorrem à utilização de pesticidas prejudiciais à flora e fauna do habitat (Szitár, et al., 2022).

Nas pastagens intensivas, onde a vegetação das orlas é reduzida e se verifica uma escassez de flores (Anexo 1), existem poucos recursos alimentares disponíveis para os polinizadores, prevalecendo essencialmente algumas espécies de polinizadores generalistas, que se registaram tanto na área central da pastagem como na sua orla.

Relativamente à gestão das pastagens, na ilha Terceira, em alguns casos, é colocado um fio elétrico no perímetro da pastagem que salvaguarda a orla da mesma do pastoreio pelo gado, protegendo as espécies animais e vegetais. No entanto, são poucos os lavradores que utilizam esta estratégia e, a faixa protegida pelo fio elétrico é estreita. Quanto às pastagens que se encontram perto de pequenas florestas, onde também, por vezes, são colocados fios elétricos, os insetos podem refugiar-se nas florestas, quando se verifica uma maior perturbação pelo gado.

A comparação dos resultados obtidos neste estudo com os registados há uma década nos mesmos locais (Picanço et al., 2017b), permitiu avaliar a variação temporal nas comunidades de polinizadores. É de ressaltar que as metodologias de amostragem de polinizadores aplicadas nos dois estudos diferiram ligeiramente. Na metodologia da amostragem realizada em 2013, os transectos tinham uma extensão de 10 metros e eram observadas todas as flores ao longo do transecto durante 4 minutos (Picanço et al., 2017b), enquanto no presente estudo a extensão do transecto foi de 50 metros e as flores não foram observadas de forma tão minuciosa, ou seja, se houvesse algum inseto na flor, este era registado e era identificada a flor em que estava pousado, no entanto, a flor não continuava a ser observada.

Na amostragem de 2023, os resultados demonstram que as espécies nativas são as que mais dominam na ilha Terceira sendo as principais a *Stomorhina lunata*, *Colias croceus*, *Sphaerophoria scripta* e o *Episyrphus balteatus*. No entanto, uma das espécies mais abundantes, também considerada dominante, é a *Apis mellifera*, sendo esta uma espécie introduzida.

Esta dominância por parte da abelha do mel pode ser devido ao número de apiários existentes na ilha Terceira. Em 2018 (alguns anos depois da amostragem de Picanço et al., 2017b),

a ilha Terceira contava com cerca de 152 apiários sendo esta a segunda ilha da Região com maior número de apiários. Este número tem vindo a aumentar ao longo dos anos, com o aumento de apiários, de colónias e a sua maior distribuição pela ilha (Oliveira et al. 2020).

Embora exista uma diferença na metodologia de amostragem de polinizadores aplicada nos dois estudos, esta não parece ser a única causa do aumento de espécies e indivíduos polinizadores nos diferentes usos do solo. Tendo em conta que se passaram dez anos entre os estudos. Este aumento pode dever-se ao melhoramento significativo da gestão das pastagens face às crescentes preocupações com a sua sustentabilidade a par da redução de custos de gestão, podendo, igualmente, ter resultado das mudanças climáticas que podem ter prolongado a estação de crescimento das plantas.

Com uma melhor gestão das pastagens, poderá, também, ter-se verificado um aumento dos recursos alimentares que permitiu às diferentes comunidades de insetos aumentar o número de indivíduos das diferentes espécies que existem nestes habitats (Garibaldi et al., 2013).

Este estudo contribui para a compreensão do impacto do uso do solo sobre os polinizadores, embora não esteja isento de limitações. Ainda que estas limitações não comprometam a validade dos resultados, é relevante destacar que seria desejável realizar um maior número de réplicas nas amostragens por varrimento da vegetação (sweeping), uma vez que houve pontos de amostragem onde não foram identificados insetos polinizadores. A realização de um maior número de réplicas de transectos de observação também permitiria obter resultados mais robustos, mas esse esforço de amostragem era incomportável no contexto desta tese. Devido às limitações de tempo não foi possível estudar todos os insetos visitantes de flores dada a dificuldade na identificação taxonómica de vários grupos de visitantes florais ainda pouco conhecidos nos Açores (e.g. famílias de *Diptera* e *Hymenoptera*) e, pela mesma razão, não foi possível realizar análises estatísticas mais complexas para avaliar as diferenças entre os dados de 2013 e 2023.

De forma a conseguir-se obter uma melhor qualidade nas pastagens é necessário realizar-se mais trabalho de monitorização da biodiversidade na Região, possibilitando algum controlo sobre os problemas ambientais que podem existir (Borges et al., 2018). Desta forma, com o suporte do conhecimento científico, será possível aplicar e ajustar medidas específicas, de forma que exista um equilíbrio entre a gestão das pastagens e a biodiversidade existente nas mesmas.

A existência de uma monitorização da biodiversidade nas ilhas é essencial para verificar alterações nos serviços dos ecossistemas. Sem as espécies que constituem os ecossistemas existentes na Região, haveria graves problemas como solos inférteis, uma agricultura insustentável e pouca disponibilidade de recursos e alimentos (Borges et al., 2009).

A União Europeia tem vindo constantemente a implementar metas para a conservação da biodiversidade, sendo uma delas a redução do impacto da agricultura. Este objetivo seria atingido através da implementação da agricultura biológica em pelo menos 25% das terras agrícolas, sendo que, também, seria reduzido o uso de pesticidas e fertilizantes (Parlamento Europeu, 2020).

De forma a preservar a biodiversidade existente na Região, em diferentes ilhas dos Açores foram e estão ainda a ser aplicados vários projetos com o objetivo de monitorizar biodiversidade e restaurar os ecossistemas naturais. Alguns destes projetos são o LIFE BEETLES e o LIFE Snails, mais centrados no restauro dos ecossistemas, e os projetos BALA, SLAM e PolinizAcção, relacionados com a monitorização de espécies.

Em diferentes projetos aplicados nas pastagens existentes na Região, são sugeridas várias medidas, sendo uma delas o alargamento das orlas das pastagens e o aumento da sua conectividade, de forma a preservar tanto a fauna como a flora autóctone dos Açores, beneficiando também muitas espécies endémicas ameaçadas. As pastagens com mais flores e cobertura nas margens atraem mais insetos polinizadores, sendo que, se estas forem orgânicas, como no caso das pastagens seminaturais, conseguem suportar vários insetos polinizadores, conseguindo manter a comunidade abundante e funcional (Szitár, et al., 2022).

No entanto, deve haver uma boa gestão das pastagens agrícolas, para não prejudicar as diferentes comunidades de polinizadores. Algumas formas de conservação é manter a pastagem extensiva, uma vez que, a intensificação da pastagem resultará na perda de espécies polinizadoras (Neacă et al., 2024) e, se necessário, proceder à conversão de pastagens intensivas em extensivas.

Poderão também ser criadas áreas de conservação de polinizadores em diferentes tipos de habitats, de forma a melhorar a qualidade dos serviços de polinização, contribuindo para melhores resultados na quantidade e qualidade de produtos agrícolas (Picanço et al., 2017b).

Estas medidas só deverão ser colocadas em prática após uma análise da sua viabilidade e eficácia, a par de uma avaliação mais detalhada da biodiversidade que ocorre nas pastagens e dos seus serviços. Será também crucial envolver os agricultores, os proprietários, os cientistas, os decisores políticos e a população na discussão destas temáticas e na valorização da biodiversidade singular dos Açores.

Conclusão

O presente estudo oferece uma análise detalhada da dinâmica das comunidades de insetos polinizadores e das suas interações com as plantas em três diferentes usos do solo na ilha Terceira, bem como uma comparação temporal entre os dados obtidos em 2013 e 2023. Os resultados demonstram que, apesar das variações no uso do solo, não se verificaram diferenças significativas no número de espécies e na abundância de indivíduos. Porém, no seu conjunto, as redes ecológicas revelaram que as pastagens intensivas, são compostas por um menor número de espécies de polinizadores e plantas em comparação com a vegetação naturalizada e apresentam redes de interação mais simplificadas, muito provavelmente devido ao menor número de recursos alimentares disponíveis e aos níveis mais elevados de perturbação.

Em relação à variação temporal entre os estudos, é notável uma clara dominância da espécie *Apis mellifera* nos diferentes usos do solo. Este aumento do número de indivíduos deve-se principalmente ao aumento do número de apiários na ilha Terceira ao longo da última década.

Entre os estudos foram também identificadas diferenças significativas no número de espécies e no número de indivíduos, tendo havido um aumento em ambos os casos. No entanto, embora possa haver diferentes razões para estes resultados, é necessário considerar que a principal influência se deva à utilização de metodologias de amostragem diferentes.

Dado o papel crítico dos insetos polinizadores para a manutenção dos ecossistemas e para a produção agrícola, as recomendações deste estudo enfatizam a necessidade de práticas de gestão mais sustentáveis nas pastagens, tais como a redução de uso de químicos no solo, a gestão adequada do pastoreio e a preservação das orlas das pastagens. Essas medidas ajudarão a promover a conservação dos polinizadores e a assegurar a resiliência dos ecossistemas face a mudanças ambientais.

Por fim, a implementação de monitorizações regulares e padronizadas é fundamental para acompanhar as tendências de longo prazo das comunidades de polinizadores e para ajustar as práticas de conservação conforme necessário. A adoção de tais medidas poderá contribuir significativamente para a manutenção da biodiversidade e da integridade ecológica das áreas de pastagem, enquanto apoia a sustentabilidade dos serviços do ecossistema prestados pelos insetos polinizadores.

Referências bibliográficas

- Ackerman, J. D. (2000). Abiotic pollen and pollination: ecological, functional, and evolutionary perspectives. *Pollen and Pollination*, 167-185.
- American Museum of Natural History. (2019). *What Is Biodiversity? Why Is It Important?* American Museum of Natural History. <https://www.amnh.org/research/center-for-biodiversity-conservation/what-is-biodiversity>
- Azevedo, J. *O que são mudanças no uso do solo e seus impactos? - eCycle*. (2022, June 14). www.ecycle.com.br. <https://www.ecycle.com.br/uso-do-solo/>
- Ball, S., & Morris, R. (2015). *Britain's Hoverflies: A Field Guide A Field Guide*. Princeton University Press.
- Beringer, J. (2019). O declínio populacional das abelhas: causas, potenciais soluções e perspectivas futuras. *Revista Eletrônica Científica Da UERGS*, 5(1), 18–27. <https://doi.org/10.21674/2448-0479.51.18-27>
- Boieiro, M., Varga-Szilay, Z., Costa, R., Crespo, L., Leite, A., Oliveira, R., Pozsgai, G., Rego, C., Calado, H. R., Teixeira, M. B., Lopes, D. H., Soares, A. O., Borges, P. A. V. (2024). New findings of terrestrial arthropods from the Azorean Islands. *Biodiversity Data Journal* 12: e136391. <https://doi.org/10.3897/BDJ.12.e136391>
- Borges, P. A., Azevedo, E. B., Borba, A. E. S. D., Dinis, F., Gabriel, R., & Silva, E. (2009). Ilhas Oceânicas. *Portugal Millenium Ecosystem Assessment*, 463-510.
- Borges, P. A. V. & Brown, V. K. (1999). *Effect of island geological age on the arthropod species richness of Azorean pastures*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 66(3), 373–410. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1999.tb01897.x>
- Borges, P.A.V., Cardoso, P., Kreft, H., Whittaker, R.J., Fattorini, S., Emerson, B.C., Gil, A., Gillespie, R.G., Matthews, T.J., Santos, A.M.C., Steinbauer, M.J., Thébaud, C., Ah-Peng, C., Amorim, I.R., Aranda, S.C., Arroz, A.M., Azevedo, J.M., Boieiro, M., Borda-De-Água, L., Carvalho, J.C., Elias, R.B., Fernández-Palacios, J.M., Florencio, M., González-Mancebo, J.M., Heaney, L.R., Hortal, J., Kueffer, C., Lequette, B., Martín-Esquível, J.L., López, H., Lamelas-López, L., Marcelino, J., Nunes, R., Oromí, P., Patiño, J., Pérez, A.J., Rego, C., Ribeiro, S.P., Rigal, F., Rodrigues, P., Rominger, A.J., Santos-Reis, M., Schaefer, H., Sérgio, C., Serrano, A.R.M., Sim-Sim, M., Stephenson, P.J., Soares, A.O., Strasberg, D., Vanderporten, A., Vieira, V. & Gabriel, R. (2018). A Global Island

- Monitoring Scheme (GIMS) for the long-term coordinated survey and monitoring of forest biota across islands. *Biodiversity and Conservation*, 27, 2567–2586
- Borges, P. A. V., Gabriel, R., & Fattorini, S. (2019). Biodiversity Erosion: Causes and Consequences. En *Encyclopedia of the UN sustainable development goals* (pp. 1-10). https://doi.org/10.1007/978-3-319-71065-5_78-1
- Borges, P. A. V., Lamelas-Lopez, L., Andrade, R., Lhoumeau, S., Vieira, V., Soares, A. O., Borges, I., Boieiro, M., Cardoso, P., Crespo, L. C. F., Karsholt, O., Schülke, M., Serrano, A. R. M., Quartau, J. A., & Assing, V. (2022). An updated checklist of Azorean arthropods (Arthropoda). *Biodiversity Data Journal*, 10. <https://doi.org/10.3897/bdj.10.e97682>
- Borges, P. A. V., Lobo, J. M., Azevedo, E. B., Gaspar, C., Melo, C., Nunes, L. V., & da Silva, L. B. (2006). Invasibility and species richness of island endemic arthropods: A general model of endemic vs. exotic species. *Journal of Biogeography*, 33(1), 169-187.
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagnyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26, 3005-3035.
- Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., & Watson, R. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.
- Cardoso, P., Aranda, S. C., Lobo, J. M., Dinis, F., Gaspar, C., & Paulo. (2009). A spatial scale assessment of habitat effects on arthropod communities of an oceanic island. *Acta Oecologica* 35(5), 590–597. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2009.05.005>
- Carvalho, R., Loureiro, J., Carvalheiro, L. G., Queirós, F., Sánchez, C., De Sousa, R., ... & Castro, S. (2020). Operational group "PolíMax"-promotion and increase of the efficiency of entomophilous pollination in apple, pear and cherry trees. *Causas das alterações climáticas*. (n.d.). Climate.ec.europa.eu. https://climate.ec.europa.eu/climate-change/causes-climate-change_pt
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Da Silva, FR, Gonçalves-Souza, T., Paterno, GB, Provete, DB, & Vancine, MH (2022). *Análises ecológicas no-R* . <https://doi.org/10.52050/9788579175633>

- Dinis, F., & Paulo. (2007). *Efeito da intensificação do uso do solo na comunidade de artrópodes da ilha Terceira*.
- Diversidade taxonômica baseada nos números de Hill*. (2021, February 8). Café Com R; Café com R. <https://cafecomr.wordpress.com/2021/02/08/diversidade-taxonmica-baseada-nos-numeros-de-hill/>
- Dormann, C. F., Gruber, B., & Fründ, J. (2008). Introducing the bipartite package: analysing ecological networks. *interaction*, 1(0.2413793), 8-11.
- Falk, S. (2019). *Field guide to the bees of great britain and ireland*. Bloomsbury.
- Ferreira, M. (2018). Biodiversity and plant-pollinator interactions in native forest areas of Terceira island (Azores). Universidade de Évora. Escola de ciências e tecnologia. Departamento de biologia. Repositório da Universidade de Évora. <https://dspace.uevora.pt/rdpc/handle/10174/23061>
- Guariento, E., Rüdissler, J., Fiedler, K., Paniccia, C., Stifter, S., Tappeiner, U., ... & Hilpold, A. (2023). From diverse to simple: butterfly communities erode from extensive grasslands to intensively used farmland and urban areas. *Biodiversity and Conservation*, 32(3), 867-882.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., ... & Klein, A. M. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *science*, 339(6127), 1608-1611.
- Geisen, S., Wall, D. H., & van der Putten, W. H. (2019). Challenges and opportunities for soil Biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R1036–R1044. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.007>
- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., ... & Sodhi, N. S. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378-381.
- Goulet, H., & Huber, J. T. (Eds.). (1993). *Hymenoptera of the world: an identification guide to families*. EDITORA?
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229), 1255957. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 1, 110-139.

- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, *12*(10), e0185809.
- IBM Corp. Released 2019. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 26.0. Armonk, NY: IBM Corp
- Ilhas: frágeis vitrines da biodiversidade.* (2021). Unesco.org.
<https://www.unesco.org/pt/articles/ilhas-frageis-vitrines-da-biodiversidade>
- IUCN, 2024. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1 [WWW Document]. URL <https://www.iucnredlist.org>
- Kearns, C. A., & Inouye, D. W. (1997). Pollinators, Flowering Plants, and Conservation Biology. *BioScience*, *47*(5), 297–307. <https://doi.org/10.2307/1313191>
- Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E., Bishop, M. J., Polidoro, B. A., Ramirez-Llodra, E., Tozer, M. G., Nel, J. L., Mac Nally, R., Gregr, E. J., Watermeyer, K. E., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Franklin, J., Lehmann, C. E. R., Etter, A., Roux, D. J., Stark, J. S., Rowland, J. A., . . . Kingsford, R. T. (2022). A function-based typology for Earth's ecosystems. *Nature*, *610*(7932), 513-518. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05318-4>
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L. G., Henry, M., Isaacs, R., ... & Potts, S. G. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature communications*, *6*(1), 7414.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., ... & Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology letters*, *10*(4), 299-314.
- Kremen, C., & Miles, A. (2012). Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs. *Ecology and society*, *17*(4).
- Kremen, C., Williams, N. M., & Thorp, R. W. (2002). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *99*(26), 16812–16816.

- Lei n.º 99/2019, de 5 de setembro, (2019). Diário da República.
https://ot.azores.gov.pt/store/inc/docs_pota/1215/01_ElemFundamentais/01_Lei_99_2019.pdf
- Leopold, A. (2004). Living with the Land Ethic. *BioScience*, 54(2), 149.
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0149:lwtle\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0149:lwtle]2.0.co;2)
- Lhoumeau, S., & Borges, P. A. (2023). Assessing the impact of insect decline in islands: Exploring the diversity and community patterns of indigenous and non-indigenous arthropods in the Azores native forest over 10 Years. *Diversity*, 15(6), 753.
- Lhoumeau, S., Tsafack, N., Manso, S., Figueiredo, T., Leite, A., Parmentier, L., ... & Borges, P. A. (2024). Monitoring arthropods under the scope of the LIFE-BEETLES project: I- Baseline data with implementation of the Index of Biotic Integrity. *Biodiversity Data Journal*, 12.
- Mandelik, Y., Winfree, R., Neeson, T., & Kremen, C. (2012). Complementary habitat use by wild bees in agro-natural landscapes. *Ecological Applications*, 22(5), 1535-1546.
- Martín, J., Arechavaleta, M., Borges, P. A. V. (Eds.) 2008. TOP 100 - As cem espécies ameaçadas prioritárias em termos de gestão na região europeia biogeográfica da Macaronésia. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias, 500 pp.
- Martins, Carla (2011), *Manual de análise de dados quantitativos com recurso ao IBM SPSS. Saber decidir, fazer, interpretar e redigir*. Braga, Psiquilíbrios Edições.
- Millard, J., Outhwaite, C. L., Kinnorsley, R., Freeman, R., Gregory, R. D., Adedaja, O., ... & Newbold, T. (2021). Global effects of land-use intensity on local pollinator biodiversity. *Nature Communications*, 12(1), 2902.
- Neacă, A. M., Meis, J., Knight, T., & Rakosy, D. (2024). Intensive pasture management alters the composition and structure of plant-pollinator interactions in Sibiu, Romania. *PeerJ*, 12, e16900.
- Olesen, J. M., Eskildsen, L. I., & Venkatasamy, S. (2002). Invasion of pollination networks on oceanic islands: importance of invader complexes and endemic super generalists. *Diversity And Distributions*, 8(3), 181-192.

- Oliveira, C., Mesquita, C., Aguiar, F., Castro, I., Vieira, P. (2020). Plano Estratégico para a apicultura nos Açores 2020-2029. Governo dos Açores. <https://agricultura.azores.gov.pt/manuais/agricultura-2/apicultura/>
- Pastoralism, E. F. on N. C. and. (n.d.). *European Forum on Nature Conservation and Pastoralism – Policy*. Www.efncp.org. Retrieved February 26, 2024, from <https://www.efncp.org/policy/semi-natural-pastures-meadows/>
- Parlamento Europeu. Temas. *Perda de biodiversidade: quais as causas e as consequências?* (2020) <https://www.europarl.europa.eu/topics/pt/article/20200109STO69929/perda-de-biodiversidade-quais-as-causas-e-as-consequencias>
- Peters, R. L. (1990). Effects of global warming on forests. *Forest Ecology and Management*, 35(1-2), 13–33.
- Picanço, A., Gil, A., Rigal, F., & Borges, P. A. (2017a). Pollination services mapping and economic valuation from insect communities: a case study in the Azores (Terceira Island). *Nature Conservation*, 18, 1-25.
- Picanço, A., Rigal, F., Matthews, T. J., Cardoso, P., & Borges, P. A. (2017b). Impact of land-use change on flower-visiting insect communities on an oceanic island. *Insect Conservation and Diversity*, 10(3), 211-223.
- Plantas invasoras impactam ambiente, economia e saúde* -. (2020, June 6). Florestas.pt. <https://florestas.pt/conhecer/plantas-invasoras-impactam-ambiente-economia-saude/>
- Pollard, E., & Yates, T. J. (1993). *Monitoring butterflies for ecology and conservation: the British butterfly monitoring scheme*. Springer Science & Business Media.
- Porque estão a desaparecer as abelhas e os polinizadores? (Infografia)*. (2019, December 3). Temas | Parlamento Europeu. <https://www.europarl.europa.eu/topics/pt/article/20191129STO67758/porque-estao-a-desaparecer-as-abelhas-e-os-polinizadores-infografia>
- Portal do Estado do Ambiente dos Açores - Direção Regional do Ambiente e Ação Climática*. (n.d.). Rea.azores.gov.pt. Retrieved May 17, 2024, from <https://rea.azores.gov.pt/Default.aspx>
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., & Willmer, P. (2003). Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities?. *Ecology*, 84(10), 2628-2642.

- Pozsgai, G., Lhoumeau, S., Amorim, I. R., Boieiro, M., Cardoso, P., Costa, R., ... & Borges, P. A. (2024). The BALA project: A pioneering monitoring of Azorean forest invertebrates over two decades (1999–2022). *Scientific data*, *11*(1), 368.
- Proteger a biodiversidade: a estratégia da UE (vídeo)*. (2020, May 26). Temas | Parlamento Europeu.
<https://www.europarl.europa.eu/topics/pt/article/20200519STO79422/proteger-a-biodiversidade-a-estrategia-da-ue-video>
- Pugnaire, F. I., Morillo, J. A., Peñuelas, J., Reich, P. B., Bardgett, R. D., Gaxiola, A., ... & Van Der Putten, W. H. (2019). Climate change effects on plant-soil feedbacks and consequences for biodiversity and functioning of terrestrial ecosystems. *Science advances*, *5*(11), eaaz1834.
- Regulamento do Plano Diretor Municipal (PDM) – Angra do Heroísmo | Câmara Municipal*. (n.d.). Retrieved July 11, 2023, from <https://anradoheroismo.pt/plano-diretor-municipal-pdm-de-angra-do-heroismo/>
- Reynolds, S. (2023). *A extinção de insetos já afeta a produção global de alimentos*. (2023, February 20). BBC News Brasil. <https://www.bbc.com/portuguese/articles/cd1kkr4y11jo>
- Sandifer, P. A., Sutton-Grier, A. E., & Ward, B. P. (2015). Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*, *12*(12), 1–15.
- Silva, E., & Mendes, A. (2014). Um modelo para a produção de leite nos Açores. Capítulo 3- Um modelo para a produção de leite nos Açores. *Imprensa da Universidade de Coimbra*.
- Silva L, Land EO, Rodríguez Luengo JL (eds) (2008) Invasive terrestrial flora & fauna of Macaronesia. TOP 100 in Azores, Madeira and Canaries. ARENA, Ponta Delgada, Portugal, 546 pp
- Silva, S. P., Borges, P. A. V., & Boieiro, M. (2011). Conservation of endemic arthropods in the Azores: Threats and management strategies. *Journal of Insect Conservation*, *15*(4), 517-526.
- Slupik, O., McCune, F., Watson, C., Proulx, R., & Fournier, V. (2022). Response of bee and hoverfly populations to a land-use gradient in a Quebec floodplain. *Journal of Insect Conservation*, *26*(6), 919-932.

- Spivak, M., & Gilliam, M. (1998). Hygienic behaviour of honey bees and its application for control of brood diseases and varroa. *Bee World*, 79(3), 124–134. <https://doi.org/10.1080/0005772x.1998.11099394>
- Spivak, M., & Reuter, G. S. (2001). Resistance to American foulbrood disease by honey bee colonies *Apis mellifera* bred for hygienic behavior. *Apidologie*, 32(6), 555–565. <https://doi.org/10.1051/apido:2001103>
- Szitár, K., Deák, B., Halassy, M., Steffen, C., & Batáry, P. (2022). Combination of organic farming and flower strips in agricultural landscapes—A feasible method to maximise functional diversity of plant traits related to pollination. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02229.
- Threats | Life Beetles Azores*. (2020, November 16). Life Beetles Azores. <https://www.lifebeetlesazores.com/en/threats/>
- Torres, P., Costa, A. C., & Dionísio, M. A. (2011). New alien barnacles in the Azores and some remarks on the invasive potential of Balanidae. *Helgoland Marine Research*, 66(4), 513–522.
- Tsafack, N., Fattorini, S., Boieiro, M., Rigal, F., Ros-Prieto, A., Ferreira, M. T., & Borges, P. A. (2021). The role of small lowland patches of exotic forests as refuges of rare endemic Azorean arthropods. *Diversity*, 13(9), 443.
- Tsafack, N., Lhoumeau, S., Ros-Prieto, A., Navarro, L., Kocsis, T., Manso, S., Figueiredo, T., Teresa Ferreira, M., & Borges, P. A. V. (2023). Arthropod-base biotic integrity índices: A novel tool for evaluating the ecological condition of native forests in the Azores archipelago. *Ecological Indicators*, 154, 110592.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874.
- Vitousek, P. M. (1988). Diversity and biological invasions of oceanic islands. *Biodiversity*, 20, 181-189.
- Vrdoljak, S. M., & Samways, M. J. (2011). Optimising coloured pan traps to survey flower visiting insects. *Journal of Insect Conservation*, 16(3), 345–354.

- Weissmann, J. A., & Schaefer, H. (2017). The importance of generalist pollinator complexes for endangered island endemic plants. *Arquipélago-Life and Marine Sciences*, 35, 23-40.
- Weissmann, J. A., Schaefer, H., Picanço, A., & Borges, P. A. (2017). Bees of the Azores: an annotated checklist (Apidae, Hymenoptera). *ZooKeys*, 642, 63-95.
- Whittaker, R. J., & José María Fernández-Palacios. (2007). *Island biogeography: ecology, evolution and conservation*. Oxford University Press.
- Wilson, E. O. (1985). The Biological Diversity Crisis. *BioScience*, 35(11), 700–706. <https://doi.org/10.2307/1310051>
- Wilson, E. O. & Peter, F.M., eds. (1988) *Biodiversity*. Washington DC.: National Academy Press
- Winfree, R., Williams, N. M., Dushoff, J., & Kremen, C. (2007). Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters*, 10(11), 1105-1113.

Anexos

Anexo 1- Características dos locais de amostragem.

Habitat	Transeto	Local	Latitude	Longitude	Altitude	Altura da vegetação (média)	Num spp planta (em flor)	Núm flores	Presença de gado
Intensive Pasture	IntPast1	São Bartolomeu	38,6798854	-27,2826606	179m	23,33	8	1640	Não
Intensive Pasture	IntPast2	Geodésico da Achada	38,7333167	-27,1367529	291m	13,33	2	51	Não
Intensive Pasture	IntPast3	Vila Nova	38,7756620	-27,1448923	105m	10	6	735	Não
Intensive Pasture	IntPast4	Vila de São Sebastião	38,6711610	-27,1124942	264m	44,17	7	545	Não
Intensive Pasture	IntPast5	Altares	38,7735812	-27,2933906	318m	18,33	5	137	Não
Intensive Pasture	IntPast6	Casa da Ribeira	38,7306579	-27,0907281	110m	30,00	3	4481	Não
Intensive Pasture	IntPast7	Cinco Ribeiras	38,6987552	-27,3045845	325m	50	8	1623	Não
Intensive Pasture	IntPast8	Altares	38,7871241	-27,2830835	239m	31,67	2	452	Não
Intensive Pasture	IntPast9	Ribeira da Aguallva	38,7540160	-27,1586589	210m	16,67	3	1220	Não
Intensive Pasture	IntPast10	Zona industrial	38,6927298	-27,1631230	374m	15	6	1193	Não
Natural Vegetation	NatVeg1	Mata da Serreta	38,7653190	-27,3486071	368m	113,33	3	401	Não
Natural Vegetation	NatVeg2	Posto Santo	38,7223333	-27,2414148	516m	46,67	9	283	Não

Natural Vegetation	NatVeg3	Passagem das Bestas	38,7215142	-27,1976988	444m	98,33	11	3309	Não
Natural Vegetation	NatVeg4	Aqualva	38,7242645	-27,1677962	361m	41,67	18	3238	Não
Natural Vegetation	NatVeg5	Juncal	38,7441911	-27,0677309	087m	58,33	10	1850	Não
Natural Vegetation	NatVeg6	Alagoa	38,7900145	-27,1909792	073m	41,67	18	3238	Não
Natural Vegetation	NatVeg7	Mata da Serreta-Lagoinha	38,7554467	-27,3347484	588m	46,67	6	1046	Não
Natural Vegetation	NatVeg8	Algar do carvão	38,7340980	-27,2161423	658m	131,67	11	1142	Não
Natural Vegetation	NatVeg9	Monte Brasil	38,6439630	-27,2250641	079m	178,33	3	1750	Não
Natural Vegetation	NatVeg10	Paul da Pedreira	38,6485960	-27,1446360	004m	83,33	5	1220	Não
Semi-natural Pasture	SemiPast1	Lagoa do cerro	38,7501653	-27,2875407	507m	60,00	4	2031	Não
Semi-natural Pasture	SemiPast2	Pico funil	38,7223953	-27,2092049	516m	50,00	13	1711	Sim
Semi-natural Pasture	SemiPast3	Serra do Cume	38,6927937	-27,1079285	361m	46,67	8	297	Sim
Semi-natural Pasture	SemiPast4	Serra do Cume	38,7171179	-27,1160170	475m	16,67	7	401	Não
Semi-natural Pasture	SemiPast5	Serreta	38,7464084	-27,3439121	628m	29,17	5	210	Não

Semi-natural Pasture	SemiPast6	Cinco Ribeiras	38,7068506	-27,3103693	448m	48,33	6	989	Não
Semi-natural Pasture	SemiPast7	Doze Ribeiras	38,7220838	-27,3414948	550m	32,5	3	3278	Não
Semi-natural Pasture	SemiPast8	Posto Santo	38,7178298	-27,2402493	503m	48,33	7	1351	Não
Semi-natural Pasture	SemiPast9	Biscoitos	38,7538085	-27,2714432	452m	35,83	8	638	Não
Semi-natural Pasture	SemiPast10	Ganadaria Rego Botelho	38,7007910	-27,1953417	467m	51,67	8	2161	Não

Anexo 2- Espécies de artrópodes amostrados nos diferentes tipos de uso do solo com indicação dos seus grupos taxonômicos (ordem e família) e tipo de colonização. Legenda: PI- Pastagem intensiva; PS- Pastagem seminatural; VN- Vegetação naturalizada.

Ordem	Família	Nome científico	Abreviatura de Espécies	Tipo de colonização	PI	PS	VN
Araneae	Thomisidae	<i>Xysticus nubilus</i> Simon, 1875	-	Introduzida	0	0	1
Araneae	Linyphiidae	<i>Minicia florensensis</i> Wunderlich, 1992	-	Endêmica	5	0	0
Coleoptera	Apionidae	<i>Aspidapion radiolus</i> (Marsham, 1802)	-	Introduzida	1	0	0
Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Calligrapha polyspila</i> (Germar, 1821)	-	Introduzida	1	1	2
Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Epitrix cucumeris</i> (Harris, 1851)	-	Introduzida	2	0	0
Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Longitarsus kutscherae</i> (Rye, 1872)	-	Introduzida	3	0	0
Coleoptera	Curculionidae	<i>Mecinus pascuorum</i> (Gyllenhal, 1813)	-	Introduzida	1	1	0
Coleoptera	Coccinellidae	<i>Nephus helgae</i> Fürsch, 1965	-	Incerto	0	0	1
Coleoptera	Corylophidae	<i>Sericoderus lateralis</i> (Gyllenhal, 1827)	-	Introduzida	1	0	0
Coleoptera	Curculionidae	<i>Sitona obsoletus obsoletus</i> (Gmelin, 1790)	-	Introduzida	0	1	0
Coleoptera	Dryopidae	<i>Dryops algiricus</i> (Lucas, 1846)	-	Nativa	0	1	0
Coleoptera	Nitidulidae	<i>Brassicogethes aeneus</i> (Fabricius, 1775)	-	Introduzida	1	4	2
Coleoptera	Rutelidae	<i>Popillia japonica</i> Newman, 1838	P.J	Introduzida	65	7	2
Coleoptera	Scraptiidae	<i>Anaspis proteus</i> Wollaston, 1854	A.P	Nativa	1	0	14
Coleoptera	Staphylinidae	<i>Aleochara bipustulata</i> (Linnaeus, 1760)	-	Incerto	1	2	0
Coleoptera	Staphylinidae	<i>Atheta fungi</i> (Gravenhorst, 1806)	-	Incerto	0	2	0
Coleoptera	Staphylinidae	<i>Gyrophypnus fracticornis</i> (Müller, 1776)	-	Incerto	1	0	0
Diptera	Calliphoridae	<i>Calliphora vicina</i> Robineau-Desvoidy, 1830	C.Vi	Introduzida	44	44	31
Diptera	Calliphoridae	<i>Calliphora vomitoria</i> (Linnaeus, 1758)	C.V	Introduzida	35	23	24
Diptera	Calliphoridae	<i>Lucilia sericata</i> (Meigen, 1826)	L.S	Introduzida	19	37	34
Diptera	Calliphoridae	<i>Pollenia rudis</i> (Fabricius, 1794)	P.R	Introduzida	134	23	2
Diptera	Calliphoridae	<i>Stomorhina lunata</i> (Fabricius, 1805)	S. lunata	Nativa	155	164	83
Diptera	Scathophagidae	<i>Scathophaga stercoraria</i> (Linnaeus, 1758)	S.St	Nativa	63	167	29
Diptera	Syrphidae	<i>Episyrphus balteatus</i> (De Geer, 1776)	E.B	Nativa	1	21	38
Diptera	Syrphidae	<i>Eristalis arbustorum</i> (Linnaeus, 1758)	E.A	Nativa	1	1	5

Diptera	Syrphidae	<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758)	E.T	Nativa	3	7	11
Diptera	Syrphidae	<i>Eupeodes corollae</i> (Fabricius, 1794)	E.C	Nativa	4	0	1
Diptera	Syrphidae	<i>Melanostoma mellinum</i> (Linnaeus, 1758)	M.M	Nativa	0	0	5
Diptera	Syrphidae	<i>Myathropa florea</i> (Linnaeus, 1758)	M.F	Nativa	1	2	6
Diptera	Syrphidae	<i>Sphaerophoria scripta</i> (Linnaeus, 1758)	S.S	Nativa	21	25	32
Diptera	Syrphidae	<i>Syritta pipiens</i> (Linnaeus, 1758)	S.P	Nativa	4	3	23
Diptera	Syrphidae	<i>Xanthandrus azorensis</i> Frey, 1945	-	Endémica	0	2	32
Diptera	Syrphidae	<i>Xylota segnis</i> (Linnaeus, 1758)	-	Nativa	0	0	1
Diptera	Tachinidae	<i>Tachina fera</i> (Linnaeus, 1761)	-	Nativa	66	44	31
Hemiptera	Anthocoridae	<i>Anthocoris nemoralis</i> (Fabricius, 1794)	-	Nativa	7	7	0
Hemiptera	Anthocoridae	<i>Buchananiella continua</i> (White, 1880)	-	Introduzida	23	1	3
Hemiptera	Anthocoridae	<i>Orius laevigatus laevigatus</i> (Fieber, 1860)	-	Nativa	3	0	3
Hemiptera	Cicadellidae	<i>Anoscopus albifrons</i> (Linnaeus, 1758)	-	Nativa	0	1	0
Hemiptera	Cicadellidae	<i>Eupteryx azorica</i> Ribaut, 1941	-	Endémica	0	0	1
Hemiptera	Cicadellidae	<i>Eupteryx filicum</i> (Newman, 1853)	-	Nativa	8	0	0
Hemiptera	Cicadellidae	<i>Euscelidius variegatus</i> (Kirschbaum, 1858)	-	Nativa	5	1	1
Hemiptera	Cixiidae	<i>Cixius azoterceirae</i> Remane & Asche, 1979	-	Endémica	0	0	1
Hemiptera	Delphacidae	<i>Kelisia ribauti</i> Wagner, 1938	-	Nativa	118	15	15
Hemiptera	Flatidae	<i>Cyphopterum adscendens</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	-	Nativa	0	0	1
Hemiptera	Liviidae	<i>Strophingia harteni</i> Hodkinson, 1981	-	Endémica	0	0	1
Hemiptera	Lygaeidae	<i>Kleidocerys ericae</i> (Horváth, 1909)	-	Nativa	0	0	89
Hemiptera	Miridae	<i>Monalocoris filicis</i> (Linnaeus, 1758)	-	Nativa	0	1	2
Hemiptera	Miridae	<i>Pilophorus confusus</i> (Kirschbaum, 1856)	-	Nativa	0	0	2
Hemiptera	Miridae	<i>Taylorilygus apicalis</i> (Fieber, 1861)	-	Nativa	21	6	86

Hemiptera	Miridae	<i>Trigonotylus caelestialium</i> (Kirkaldy, 1902)	-	Nativa	173	23	2
Hemiptera	Nabidae	<i>Nabis pseudoferus ibericus</i> Remane, 1962	-	Nativa	4	0	1
Hemiptera	Pentatomidae	<i>Nezara viridula</i> (Linnaeus, 1758)	-	Introduzida	1	0	4
Hemiptera	Thripidae	<i>Heliothrips haemorrhoidalis</i> (Bouché, 1833)	-	Introduzida	0	0	1
Hymenoptera	Apidae	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	A.M	Introduzida	26	54	34
Hymenoptera	Apidae	<i>Bombus ruderatus</i> (Fabricius, 1775)	B.R	Nativa	2	0	2
Hymenoptera	Apidae	<i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	B.T	Incerto	2	33	10
Hymenoptera	Formicidae	<i>Monomorium carbonarium</i> (Smith, 1858)	-	Nativa	0	1	0
Hymenoptera	Formicidae	<i>Lasius grandis</i> Forel 1909	L.G	Nativa	0	4	0
Hymenoptera	Halictidae	<i>Lasioglossum lativentre</i> (Schenk, 1853)	L.L	Incerto	16	13	6
Hymenoptera	Halictidae	<i>Lasioglossum malachurum</i> (Kirby, 1802)	L.Ma	Nativa	53	16	17
Hymenoptera	Halictidae	<i>Lasioglossum morio</i> (Fabricius, 1793)	L.M	Nativa	16	5	27
Hymenoptera	Halictidae	<i>Lasioglossum villosulum</i> (Kirby, 1802)	L.V	Nativa	15	16	19
Hymenoptera	Megachilidae	<i>Megachile centuncularis</i> (Linnaeus, 1758)	M.C	Nativa	3	1	1
Hymenoptera	Vespidae	<i>Ancistrocerus gazella</i> (Panzer, 1798)	A.G	Nativa	3	4	4
Hymenoptera	Vespidae	<i>Ancistrocerus parietum</i> (Linnaeus, 1758)	-	Nativa	0	0	1
Lepidoptera	Lycaenidae	<i>Lampides boeticus</i> (Linnaeus, 1767)	L.B	Nativa	0	28	12
Lepidoptera	Nymphalidae	<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	V.A	Nativa	1	0	1
Lepidoptera	Pieridae	<i>Colias croceus</i> (Fourcroy, 1785)	C.C	Nativa	25	72	16
Lepidoptera	Pieridae	<i>Pieris brassicae azorensis</i> Rebel, 1917	P.B.A	Endémica	9	14	26
Lepidoptera	Sphingidae	<i>Macroglossum stellatarum</i> (Linnaeus, 1758)	-	Nativa	1	0	0
Thysanoptera	Phlaeothripidae	<i>Hoplothrips corticis</i> (De Geer, 1773)	-	Nativa	6	0	2
Thysanoptera	Thripidae	<i>Aptinothrips rufus</i> (Haliday, 1836)	-	Endémica	4	19	0
Thysanoptera	Thripidae	<i>Hercinothrips bicinctus</i> (Bagnall, 1919)	-	Introduzida	0	0	1
Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Phyllotreta</i> sp.	-	-	0	1	0
Coleoptera	Coccinellidae	<i>Scymnus</i> sp.	-	-	3	0	0

Coleoptera	Curculionidae	<i>Lixus</i> sp.	-	-	0	0	1
Coleoptera	Nitidulidae	<i>Epuraea</i> sp.	-	-	0	0	1
Diptera	Calliphoridae	<i>Calliphora</i> sp.	-	-	0	6	2
Diptera	Syrphidae	<i>Eristalis</i> sp.	-	-	0	4	2
Diptera	Syrphidae	<i>Xanthandrus</i> sp.	-	-	0	0	2
Hymenoptera	Apidae	<i>Bombus</i> sp.	-	-	0	0	2
Hymenoptera	Crabronidae	<i>Pemphredon</i> sp.	-	-	3	0	0
Hymenoptera	Formicidae	<i>Formicidae</i> sp.	F.sp	-	0	0	3
Hymenoptera	Halictidae	<i>Lasioglossum</i> sp.	L.sp	-	11	10	46
Hymenoptera	Megachilidae	<i>Megachile</i> sp.	-	-	0	7	0
Hymenoptera	Vespidae	<i>Ancistrocerus</i> sp.	-	-	2	0	6
Lepidoptera	Eudonia	<i>Crambidae</i> sp.	-	-	0	0	3

Anexo 3- Espécies de plantas amostradas nos diferentes tipos de uso do solo com indicação dos seus grupos taxonómicos (ordem e família) e tipo de colonização.

Nome científico	Abreviatura das espécies	Tipo de colonização	PI	PS	VN
<i>Amaranthus</i> sp.	-	Introduzida			x
<i>Anagallis arvensis</i> L. (1) sensu Franco & Rocha Afonso	A.A	Introduzida			x
<i>Atriplex prostrata</i> Boucher ex DC.	A.P	Nativa			x
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	C.V	Nativa			x
<i>Cichorium intybus</i> L.	C.I	Introduzida			x
<i>Daucus carota</i> L.	D.C	Nativa			x
<i>Erica azorica</i> Hochst.	E.A	Endémica			x
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	E.K	Introduzida			x
<i>Hedychium gardnerianum</i> Sheppard ex Ker Gawl.	H.G	Endémica			x
<i>Hypericum</i> sp.	-	Endémica			x
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	H.G	Introduzida			x
<i>Lantana camara</i> L.	L.C	Introduzida			x
<i>Leontodon filii</i> (Hochst. ex Seub.) Paiva & Ormonde	-	Endémica	x	x	
<i>Leontodon taraxacoides</i> subsp. <i>longirostris</i> Finch & P.D.Sell	L.T	Nativa			x
<i>Lobelia urens</i> L.	L.U	Introduzida		x	x
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav	L.P	Introduzida		x	x
<i>Lysimachia azorica</i> Hornem. ex Hook.	L.A	Endémica			x
<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.	M.I	Introduzida	x		
<i>Mentha pulegium</i> L.	M.P	Nativa	x	x	x
<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	M.S	Introduzida	x	x	x
<i>Parietaria judaica</i> L.	P.J	Introduzida	x		
<i>Plantago lanceolata</i> L.	P.L	Introduzida	x	x	
<i>Potentilla</i> sp.	-	Nativa		x	x
<i>Prunella vulgaris</i> L.	P,V	Nativa			x
<i>Ranunculus</i> sp.	-	Introduzida	x	x	
<i>Rubus ulmifolius</i> var. <i>ulmifolius</i> Schott	R.U	Nativa	x		
<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>angiocarpus</i> (Murb.) Murb.	R.A	Nativa			x
<i>Salpichroa origanifolia</i> (Lam.) Baill.	S.O	Introduzida			x
<i>Scutellaria minor</i> Huds.	S.M	Nativa			x
<i>Tolpis azorica</i> (Nutt.) P.Silva	T.A	Endémica			x
<i>Trifolium repens</i> L.	T.R	Introduzida	x	x	x
<i>Ulex</i> sp.	U.sp	Endémica			x
<i>Verbena officinalis</i> L.	V.O	Introduzida			x
<i>Oenothera</i> sp.	O.sp	-			x

Anexo 4- Resultados do teste estatístico não paramétrico Kruskal-Wallis (Transecto 1). N- Abundância; S- Riqueza de espécies; H1- Expoente de Shannon; H2- Índice de Simpson; H3- Índice de Berger-Parker; E- Equitabilidade.

	N	S	H1	H2	H3	E
H de Kruskal-Wallis	0,272	0,504	0,436	0,095	0,158	0,082
gl	2	2	2	2	2	2
Sig.	0,873	0,777	0,804	0,953	0,924	0,960

Anexo 5- (Tabela 1) Resultados do teste paramétrico ANOVA unifatorial (Pan-traps). Log N- Variável abundância após transformação logarítmica; S- Riqueza de espécies; H1- Expoente de Shannon; H2- Índice de Simpson. (Tabela 2)- Resultados do teste estatístico não paramétrico Kruskal-Wallis (Pan-traps). Legenda: H3- Índice de Berger-Parker; E- Equitabilidade.

	Log_N (n = 30)	S (n = 30)	H1 (n = 30)	H2 (n = 30)
Média (DP)	1,19 (0,55)	5,33 (3,30)	3,71 (1,43)	2,89 (1,81)
Z (p)	0,81 (0,46)	0,81 (0,46)	1,77 (0,19)	2,65 (0,09)

	H3	E
H de Kruskal-Wallis	3,613	1,341
gl	2	2
Sig.	0,164	0,512

Anexo 6- Resultados do teste não paramétrico Kruskal-Wallis (Comparação centro e orla). N- Abundância; S- Riqueza de espécies; H1- Expoente de Shannon; H2- Índice de Simpson; H3- Índice de Berger-Parker; E- Equitabilidade.

	N	S	H1	H2	H3	E
H de Kruskal-Wallis	0,256	0,927	2,666	3,260	4,162	4,757
gl	3	3	3	3	3	3
Sig.	0,968	0,819	0,446	0,353	0,244	0,190

Anexo 7- Resultados do teste paramétrico Teste-T (Comparação entre os dados de 2013 e 2023). N- Abundância; S- Riqueza de espécies; H1- Expoente de Shannon; H2- Índice de Simpson; H3- Índice de Berger-Parker; E- Equitabilidade

	N (n = 20)	S (n = 20)	H1 (n = 20)	H2 (n = 20)	H3 (n = 20)	E (n = 20)
Média (DP)	45,90	12,80	7,90	6,97	4,14	0,86 (0,68)
Raul	(32,85)	(7,30)	(4,65)	(3,22)	(1,60)	
Média (DP)	22,70	6,03	6,44	5,36	3,24	0,90 (0,46)
Ana	(14,15)	(4,74)	(2,89)	(2,18)	(6,19)	
<i>t</i> (18)	2,05	2,27	0,84	1,31	1,55	-1,60

Anexo 8- Resultados do teste não paramétrico Mann-Whitney (Comparação entre os dados de 2013 e 2023). N- Abundância; S- Riqueza de espécies; H1- Expoente de Shannon; H2- Índice de Simpson; H3- Índice de Berger-Parker; E- Equitabilidade.

	N (n = 20)	S (n = 20)	H1 (n = 20)	H2 (n = 20)	H3 (n = 20)	E (n = 20)
Ordem Média						
Raul	13,60	14,45	13,70	12,50	11,80	10,20
Ordem Média						
Ana	7,40	6,55	7,30	8,50	9,20	10,80
U de Mann-Whitney	19,00	10,50	18,00	30,00	37,00	47,00

Anexo 9- Resultados do teste não paramétrico Mann-Whithney (Comparação entre os dados de 2013 e 2023). N- Abundância; S- Riqueza de espécies; H1- Expoente de Shannon; H2- Índice de Simpson; H3- Índice de Berger-Parker; E- Equitabilidade.

	N (n = 20)	S (n = 20)	H1 (n = 20)	H2 (n = 20)	H3 (n = 20)	E (n = 20)
Ordem Média 2023	12,30	13,05	12,60	12,30	11,55	10,60
Ordem Média 2013	8,70	7,95	8,40	8,70	9,45	10,40
U de Mann- Whithney	32,00	24,50	29,00	32,00	39,50	49,00