

Dedicado à minha Mãe.

Agradecimentos

À Ecoinside, por me ter recebido, e pela experiência profissional extremamente enriquecedora. Agradeço também a todos os meus colegas de trabalho pelo bom ambiente e companheirismo.

Ao Professor Paulo Santos (FCUP), pela excelente orientação, paciência e fé no meu trabalho.

Ao Dr. Joaquim Guedes (Ecoinside), pela supervisão e disponibilidade constante para me ajudar e incentivar.

Ao Dr. Rui Brito (Ecoinside), pela paciência, discussão positiva de ideias e colaboração indispensável.

Ao Rui Andrade, pela colaboração indispensável.

À Joana Gonçalves e à Elisete Madureira (Ecoinside), pela orientação dentro do tecido empresarial, paciência e amizade.

Ao Professor Nuno Formigo (FCUP), pela disponibilidade, colaboração e pela gentil cedência dos dados fruto do seu trabalho.

Ao Professor João Honrado (FCUP), ao Professor Francisco Barreto (FCUP), à Professora Daniela Santos (ESAC), ao Dr. Paulo Alves (FCUP), à Mónica Mendes (FCUP), à Rita Silva (FCUP) pela colaboração e pela gentil cedência dos dados fruto do seu trabalho. E à Professora Isabel Dinis (ESAC), pela colaboração.

Ao Nuno Góis, pela ajuda preciosa, pelo apoio incondicional, carinho e paciência, e por ter sido o um suporte emocional neste ano e meio de trabalho.

À Mercedes Almeida e Marta Neto, por serem uma mãe e uma irmã incríveis, e uma importantíssima fonte de apoio e incentivo, sem elas nada disto era possível. Ao meu avô por ser uma fonte de inspiração. Ao meu pai pelo constante incentivo. Ao Zé, à Maria do Céu e à Elsa pela fé e disponibilidade.

Prefácio sobre a empresa

A **Ecoinside®** desenvolve, desde 2006, duas áreas de negócios mutuamente complementares nas quais possui já um vasto *know-how* reconhecido: a ecoeficiência e a biodiversidade. Acabou, fruto da sua estratégia e metodologias criadas, com o mito de que o ambiente é um custo demonstrando com os resultados obtidos que é sim uma oportunidade de valorização económica das empresas.

O compromisso da Ecoinside com a sociedade é o de assumir internamente no seu funcionamento do dia-a-dia, atitudes, comportamentos e políticas estratégicas aplicadas, revolucionárias e de referência em termos de inovação que contribuam para o desenvolvimento económico sustentável e inteligente. Este compromisso intrínseco e transversal à instituição é interno e, em simultâneo, abarca todo o leque de *stakeholders*, clientes e parceiros, em todas as áreas de negócio. E é esta a razão primordial porque desde o início, a empresa tem o seu âmbito de atuação integralmente focado na oferta e prestação de serviços e produtos de referência ao mercado em todos os aspetos relacionados com as suas áreas de negócio.

A filosofia de base assenta também no estabelecimento de uma relação inovadora com os seus clientes. Assim, ultrapassa uma ligação meramente comercial e pontual, apostando numa relação de parceria dinâmica proporcionando soluções para a globalidade das questões relacionadas com as mais exigentes normas de desenvolvimento sustentável, da ecoeficiência empresarial e da conservação e valorização da biodiversidade.

Assume como compromisso maior o desenvolvimento económico sustentado aliado à preservação ambiental, pelo que desde a criação, abraça duas linhas principais de ação complementares:

- **ecoefficiência**: para a qual desenvolveu um conjunto de tecnologias e procedimentos que aplica de forma estratégica e integrada, conduzindo à minimização dos custos, ao aumento do lucro e, simultaneamente, à diminuição do impacte ambiental e a melhorias nas condições de trabalho e da qualidade de vida.
- **biodiversidade**: fortemente vocacionada para a conservação e aproveitamento económico de espaços de elevado valor ecológico, desenvolve estratégias e planos de ação de carácter holístico. Através do cumprimento de normativos legais, e pelo desenvolvimento de visões inovadoras para a aplicação dos recursos, catalisa a preservação e a sustentabilidade financeira dos espaços naturais sem nunca esquecer o seu elevado valor ecológico.

Resumo

Os agrossistemas são sistemas de atividade intensa fortemente dependentes dos serviços dos ecossistemas. É então reconhecida a importância da sustentabilidade agrícola, que passa pelas três vertentes: económica, social e ambiental. No contexto ambiental, o espaço rural surge como um importante habitat de uma grande diversidade de fauna essencial para dos serviços de ecossistema. Contudo, para promoção de uma agricultura sustentável a literatura sugere duas formas integradas de avaliação: *Indicadores* e *Modelos estatísticos*. Este estudo surge com o objetivo de colmatar algumas lacunas deste tipo de avaliação, criando uma metodologia de avaliação simples que permita compreender o nível de sustentabilidade de diferentes sistemas de produção, e que por outro lado, permita identificar as características ambientais das suas explorações que influenciam a conservação da fauna terrestre.

Para tal, foram escolhidas três regiões de Portugal com produção de morango, maçã, alface, curgete e tomate, e foi analisada a presença de mamíferos, aves, répteis e anfíbios e insetos. Os indicadores foram escolhidos tendo em conta as características dos locais de produção à escala local. A recolha dos dados de presença foi efetuada através de prospeção de campo e recolha bibliográfica complementar, permitindo o cálculo dos indicadores: riqueza específica, percentagem de ocorrência dos diversos grupos faunísticos, índice de Margalef modificado, e para os insetos o índice de Shannon-Wiener. Estes indicadores foram padronizados em escala 1 a 5 de modo a calcular um indicador abrangente que traduzisse o nível de sustentabilidade de cada produção relativamente à fauna, e foram ainda incorporados numa análise ACP que permitiu correlacioná-los com diversos descritores das componentes ambientais: flora, agricultura e água.

Os resultados do indicador abrangente mostram quais as explorações que apresentam maior nível de sustentabilidade. No entanto apesar destas apresentarem características muito diferentes, variam apenas entre os níveis 2 e 3 da escala (sustentabilidade intermédia), sugerindo que o tipo de produção pode não ser o fator de maior influencia. Em complemento a análise ACP mostra que a diversidade de habitat, nomeadamente nas orlas dos campos, e o tipo de uso do solo são os fatores de maior influencia na distribuição da riqueza específica. Não obstante, *taxa* diferentes reagem de formas distintas aos diversos descritores ambientais.

Palavras-chave: sustentabilidade, agrossistemas, fauna terrestre, indicadores e modelos.

Abstract

The agrossystems' sustainability concept approaches three strands: economic, social and environmental. In the environmental context, the rural space is considered an important habitat of an important diversity of fauna that provide essential ecosystem's services. To evaluate this sustainability it becomes indispensable an assessment of the farms through an appropriate methodology. The literature suggests the use of two integrated methods: *sustainability indicators* and *assessment models*. The main goal of this study is to find a simple methodology that allows to understanding the level of sustainability of the different farms, and in the other hand, allows to identifying positive or negative aspects of the productive systems due the conservation of terrestrial fauna.

For that three Portuguese regions were chosen different types of crops and productive systems: strawberry, apple, lettuce and courgette. The richness of the following groups was measured: mammals, birds, amphibian reptiles and insects. The species data was collected using transects, listening spots and pan-traps (for insects) on the field and using bibliographic information. The indicators were chosen taking into account the characteristics of the farms. Finally all the data was analysed and the indicators for the species richness were calculated: species richness, percentage of occurrence for each one of the *taxa* above indicated, Margalef Index (DMg) modified and Shannon-Wiener index for insect's pan-traps and transects. To obtain a new indicator characterising the farms all values of the indicators were standardised into a 1-5 scale and then the unweighed mean was obtained for each farm. Finally a PCA analysis was constructed taking onto account the indicators for the four environmental components: fauna, flora, agriculture, and water.

Our preliminary results show what farms are closer to be environmentally friends. However, regardless of the production type, all of the farms present close values for our index, varying from 2 to 3. This results points that the productive system isn't the most influent factor, so de PCA analysis showed that the surrounding habitat diversity and land cover should be the most important variables to explain the specie richness distribution. Although specific groups of fauna react differently to the different environmental indicators.

Keywords: sustainability, agrossystems, ecosystem services, terrestrial fauna, indicators and models.

Índice

1. Introdução.....	1
1.1 Enquadramento	1
1.1.1 O conceito de sustentabilidade	1
1.1.2 Os Agroecossistemas.....	2
1.2 O conceito de Sustentabilidade Agrícola e a sua relação com os serviços de ecossistema.....	4
1.3 A importância de conservação da Fauna Terrestre, no contexto do equilíbrio dos Ecossistemas Agrícolas	6
1.3.1 A importância da fauna para a manutenção dos serviços do ecossistema agrícola.	9
1.3.2 A Fauna como parte integrante da sustentabilidade e a sua dependência dos restantes fatores ambientais.....	12
1.4 Sustentabilidade: da teoria à prática.....	14
1.5 Necessidade de padronizar: como inferir a sustentabilidade em geral, e no setor da fauna em particular	16
1.5.1 Metodologias de medição da Sustentabilidade das Explorações.....	17
1.5.1 a) Indicadores e Modelos.....	19
1.5.2 Como escolher os indicadores de medição de sustentabilidade?.....	22
1.6 Problemática.....	24
1.7 Objetivos	25
2. Metodologia.....	25
2.1 Inserção num projeto multidisciplinar, em contexto empresarial, como componente auxiliar	26
2.2 Caracterização das áreas de estudo	27
2.3 Escolha de Indicadores relativos à fauna terrestre	30
2.4 Recolhas em campo dos dados da fauna.....	30
2.4.1 Anfíbios e Répteis	31
2.4.3 Aves	31
2.4.4 Mamíferos.....	32
2.4.5 Insetos.....	32
2.5 Automatização dos Cálculos.....	34
2.6 Processamento dos dados da fauna	34
2.7 Cálculo dos Indicadores relativos aos dados da fauna terrestre	38
2.8 Obtenção dos dados e dos indicadores relativos às restantes componentes	40
2.8.1 Componente Flora.....	41

2.8.2	Componente Agricultura.....	46
2.8.3	Componente Água.....	50
2.9	Análise de dados	51
2.9.1	Metodologia de avaliação por gráficos radar	52
2.9.2	Análise de componentes principais	53
3.	Resultados.....	54
3.1	Indicadores de Fauna	54
3.2	Avaliação por Gráficos Radar.....	58
3.2.1	Morango.....	58
3.2.2.	Maçã	59
3.2.3	Alface.....	59
3.2.4	Curgete.....	60
3.2.5	Tomate	62
3.2.6	<i>Ranking</i>	63
3.2.7	Análise Regional.....	64
3.3	Análise ACP	66
3.3.1	Matriz de correlação (Pearson (n)).....	67
3.3.2	Autovalores.....	68
3.3.3	Círculo de correlação.....	69
3.3.4	Contribuição das variáveis (%).....	71
3.3.5	Distribuição das observações no plano	72
3.3.6	<i>Biplot</i>	73
4.	Discussão	76
4.1	Caracterização da fauna nas diversas explorações.....	76
4.2	Avaliação de sustentabilidade ambiental.....	78
4.3	Aspetos ambientais modeladores da sustentabilidade através da diversidade faunística.....	79
4.4	Criação de ferramentas de apoio à decisão e análise da Metodologia de avaliação de sustentabilidade das explorações	83
5.	Conclusões e Considerações finais	86
6.	Bibliografia.....	88

Índice de Tabelas e Figuras

Tabela 1: Correspondência ente os produtos, as regiões e as produções estudadas, e breve caracterização dessas mesmas produções.....	28
Tabela 2: Correspondência entre a exploração e o respetivo código no atlas.....	36
Tabela 3: Valores resultantes do cálculo dos indicadores parcelares da fauna terrestre, por produção (A a O).	55
Tabela 4: Ordenação das produções (A a O) da mais sustentável para a menos sustentável tendo em conta a classificação obtida para o indicador total, em escala 1 a 5.	63
Tabela 5: Matriz de correlação (Pearson (n)) que estabelece a as relações entre os diversos indicadores. As correlações destacadas a negrito são diferentes de zero com um nível de significância de $\alpha=0,005$	67
Tabela 6: Valores percentuais da variabilidade explicada por cada um dos factores (F1 a F14). Quanto maior a variabilidade, mais relações serão explicadas pelo respetivo fator, esta proporcionalidade é traduzida pelo autovalor.	69
Tabela 7: Valores percentuais da contribuição das variáveis para a constituição dos eixos fatoriais.	71
Figura 1: Hierarquia dos níveis Organização da biodiversidade (Odum, 1971).....	7
Figura 2: Espectro dos níveis de organização ecológica, com ênfase na interação entre as componentes bióticas e abióticas (Odum, 1971)	7
Figura 3: Escala hierárquica dos serviços de ecossistema que a biodiversidade presta aos sistemas agrícolas (Gurr, et al., 2003).	11
Figura 4: Esquema síntese da organização metodológica do presente estudo.....	26
Figura 5: Imagem do mapa de quadrículas disponibilizado em SPEA (2013).	35
Figura 6: Gráfico ilustrativo dos valores resultantes do cálculo do indicador abrangente da fauna terrestre para cada produção (A a O). O eixo das ordenadas apresenta a escala de sustentabilidade definida para este estudo.....	57
Figura 7: Gráfico ilustrativo dos valores resultantes do cálculo do indicador abrangente da fauna terrestre para cada produção (A a O). O eixo das ordenadas apresenta uma parte da escala aproximando-se dos valores máximo e mínimo atingidos pelo indicador.	57
Figura 8: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas produções A e B.....	58
Figura 9: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas produções C e D.	59
Figura 10: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas produções E, F e G.....	60
Figura 11: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas produções H, I, J e K.	61
Figura 12: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas produções L, M, N e O.	62

Figura 13: Os gráficos ilustram os valores do indicador total, calculado para as diferentes produções (A a O) pertencentes à região 1 e o indicador total médio para o conjunto das produções da região 1.	64
Figura 14: Os gráficos ilustram os valores do indicador total, calculado para as diferentes produções (A a O) pertencentes à região 2 e o indicador total médio para o conjunto das produções da região 2.	65
Figura 15: O gráfico ilustra o valor do indicador total, calculado para a produção C, pertencente à região 3.	66
Figura 16: O gráfico posiciona no plano, as correlações (Pearson (n)) estabelecidas entre as variáveis relativamente aos eixos fatoriais, definidos pelo fator 1 (eixo das abcissas com variabilidade de 23,49%) e fator 2 (eixo das ordenadas com variabilidade de 16,87%). As correlações apresentam valores entre -1 e 1, coincidindo este valores extremos com a semicircunferência inferior e superior, respetivamente..	70
Figura 17: O gráfico posiciona, no plano, as produções relativamente aos eixos fatoriais, definidos pelo fator 1 (eixo das abcissas com variabilidade de 23,49%) e fator 2 (eixo das ordenadas com variabilidade de 16,87%). As produções pertencentes à mesma região estão destacadas a vermelho (região1), azul (região 2) ou verde (região 3).	73
Figura 18: O gráfico <i>biplo</i> t ilustra uma sobreposição entre o círculo de correlação e a distribuição das produções no plano, relativamente aos eixos fatoriais, definidos pelo fator 1 (eixo das abcissas com variabilidade de 23,49%) e fator 2 (eixo das ordenadas com variabilidade de 16,87%), estabelecendo relações espaciais entre as produções e os indicadores.	74

Lista de abreviaturas

- % AVES – percentagem de ocorrência do grupo “aves”
- % REP – percentagem de ocorrência do grupo “répteis”
- % ANF – percentagem de ocorrência do grupo “anfíbios”
- % MAM – percentagem de ocorrência do grupo “mamíferos”
- % INS – percentagem de ocorrência do grupo “insetos”
- ACC - Análise de Correspondência Canónica
- ACP – Análise de Componentes principais (ou na forma inglesa PCA)
- ANOVA - *Analysis of variance*
- GHC – *Genral Habitat Category*
- Chumsolo – Controlo da humidade do solo
- CIBIO - Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos genéticos
- Cnut – Controlo de nutrientes
- DA – Destino da água
- DH – Diversidade de habitats na exploração
- Div – Diversificação
- DMg - Índice de Margalef
- Eng – Uso da energia
- FAO - *Food and Agriculture Organization of the United Nations*
- Fert – Uso de fertilizantes
- FESLM - *Framework for the Evaluation of Sustainable Land Management*
- Fito – Uso de fitofármacos
- Int – Intensificação
- IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change*
- IPG – Instituto Geográfico Português
- KUL - *Kriterien umweltvertraglicher landbewirtschaftung*
- LF - *Life forms*
- M.Regá – Método de rega

Mveg – Origem do Material Vegetal

NHP/há – Número de elementos de habitat na periferia por hectare de exploração

NLF - *Non life forms*

NU – Nações Unidas

OA – Origem da água

PAC - Política Agrícola Comum

PAIS - *Proposal on Agri-Environmental Indicators*

PC – Práticas culturais

RE – Riqueza específica

REH – regularidade espacial de todos os elementos de habitat cartografados

Reu – Reutilização

RH/ha – Riqueza de habitats por hectare de produção

SPEA – Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves

SWpt – Índice de Shannon-Wiener *pan traps*

SWt – Índice de Shannon-Wiener transectos

UE – União Europeia

UTM - *Universal Transverse Mercator*

VF – Valor global florístico da exploração

VH – Valor global dos habitats da exploração

1. Introdução

1.1 Enquadramento

1.1.1 O conceito de sustentabilidade

O conceito de desenvolvimento sustentável foi definido pela primeira vez pela Comissão de Brundtland, em 1987: “Comissão mundial para o Ambiente e Desenvolvimento”, promovida pelas Nações Unidas, e afirmava que o desenvolvimento sustentável devia atender às necessidades do presente, sem prejuízo para as gerações futuras, garantindo-lhes a possibilidade de também elas poderem atender às suas necessidades. Em 1992, na Conferência do Rio de Janeiro: “Conferência para o Ambiente e o Desenvolvimento” na Cimeira da Terra (NU), este conceito foi aprofundado, tornando-se um conceito chave para políticas de ambiente e para a comunidade científica que dando origem a diversos projetos, por exemplo o projecto *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), ou o projeto *Millennium Ecosystem Assessment*, e mais recentemente o projeto *Grenelle de l'Environnement*. O conceito de desenvolvimento sustentável, apesar de bem aceite pelo público e apesar dos seus objetivos bem definidos, é muito vago relativamente às práticas a implementar para garantir o cumprimento dos mesmos (Alcamo, et al., 2003), deixando espaço para a investigação e geração de novas metodologias que permitam definir estratégias e áreas de atuação.

Foram vários os problemas mundiais que inspiraram a conceção deste conceito, desde a fome nos países em vias de desenvolvimento por oposição à obesidade nos países desenvolvidos, passando pelo aumento dos preços do petróleo, falhas no mercado global, poluição por pesticidas a nível mundial, adaptação e desenvolvimento de resistência por parte das pestes e doenças, perda de fertilidade, perda de carbono orgânico e erosão dos solos, diminuição acentuada da biodiversidade, desertificação, entre outros. Deste modo, apesar do sempre crescente avanço da ciência, estes problemas estão longe de serem solucionados, sendo o problema mundial das crescentes necessidades de alimentares prova de que a agricultura atualmente não é já capaz de garantir o fornecimento suficiente de alimentos, sem o esgotamento e destruição dos ecossistemas. Assim, a agricultura, dita sustentável, pode ser uma alternativa que ajude na resolução deste problema, de uma forma ecológica (Lichtfouse, et al., 2009).

A crescente procura dos recursos a par da degradação rápida dos ecossistemas são um enorme desafio à sustentabilidade, pondo em causa o bem-estar humano, não só

pela diminuição da produção e limitação do acesso aos serviços de ecossistema, mas também por aumentar a vulnerabilidade da estrutura social. Quando os ecossistemas são saudáveis e produtivos, essa vulnerabilidade é reduzida, e os indivíduos estão mais seguros em caso de catástrofes naturais. Por oposição, ecossistemas intervencionados geridos de uma forma não sustentável, apresentam um maior risco de sofrer graves perturbações como cheias, secas, surtos de pragas e doenças, e muitos outros. Ainda, a degradação dos ecossistemas prejudica muito mais as populações rurais que os meios urbanos (Alcamo, et al., 2003).

Neste contexto, nenhum país é sustentável a longo prazo, se não apostar na gestão e preservação dos seus recursos naturais. Como tal, é necessário uma mudança de paradigma nos países desenvolvidos, em que o espaço rural deixa de ser visto como um espaço compartimentado, no qual a conservação e a produção estão em constante conflito (Tomas, et al., 2009), causando uma grande homogeneização dos ecossistemas (Tilman, 1999).

1.1.2 Os Agroecossistemas

Ao abordar a sustentabilidade, é fundamental referir a produção de alimentos, componente importante das atividades de origem humana com forte impacto no ambiente. Esta produção de alimentos está dependente da exploração dos agroecossistemas. De um ponto de vista generalista, um ecossistema pode ser definido como uma área específica, com diversas características desde o clima e paisagem à fauna e flora e às relações que se estabelecem entre estas diversas componentes. Assim, os ecossistemas contemplam as interações entre todos os organismos, e destes com o habitat, gerando o ciclo de matéria e o fluxo de energia. Por conseguinte, os sistemas agrícolas ou agrossistemas são de base um ecossistema, que proporciona diversos serviços essenciais ao bem-estar humano, mas que por outro lado provoca a degradação de outros serviços que o ecossistema natural fornece.

Neste contexto, a agricultura e as suas práticas contribuem para problemas que afetam os ecossistemas globais como a escassez de água, a sobrecarga de nutrientes, mudanças climáticas, mudanças nos habitats, e a perda de biodiversidade. A crescente necessidade de aumento da produtividade dos agrossistemas leva a uma acelerada degradação de um número significativo de ecossistemas. Assim, na tentativa de construir um futuro sustentável devem ser criados meios de valorização e preservação dos recursos naturais, e isto impõem uma mudança profunda na forma

como se faz agricultura e nas políticas de gestão da mesma (Davari, et al., 2010). Os agrossistemas apresentam importantes características como a produtividade, a estabilidade, e a equitabilidade (Conway, 1983). Enquanto a agricultura convencional é gerida quase unicamente com base na produtividade, a agricultura sustentável integra conhecimentos da biologia, da física, da química, da ecologia, e da economia no desenvolvimento de novas práticas agrícolas mais amigas do ambiente, sem prejuízo da produtividade. Logo, um agrossistema é sustentável quando esse sistema é passível de se manter ativo a longo prazo, é economicamente viável, é ecologicamente seguro e é socialmente justo. Para tal, são diversas as práticas alternativas descritas pela literatura para o aumento do nível de sustentabilidade das explorações, estas novas estratégias acarretam várias mudanças que vão desde o simples ajuste da sequência de cultivo, às mudanças mais profundas nos sistemas fundamentais das produções (Lichtfouse, et al., 2009).

Ainda no contexto da gestão sustentável do agrossistema, mais recentemente tem-se procurado compreender em que medida a agricultura poderia beneficiar dos ecossistemas, de forma a melhorar a produção pelo usufruto dos serviços ecológicos que o ecossistema fornece, e conseqüentemente levar à necessidade de preservação desses serviços. Assim, para criar sistemas agrícolas sustentáveis, é necessário compreender os efeitos diretos da aplicação de novas técnicas, na cultura e também os efeitos indiretos em todos os componentes do ecossistema, desde a qualidade da água, à biodiversidade. É importante, ainda, salientar que alguns produtores já implementam práticas mais sustentáveis, estando mesmo alguns deles na vanguarda da experimentação nesta área, por vezes até à frente da investigação científica (Lichtfouse, et al., 2009).

Neste contexto, surge o conceito de agroecologia ou agroecossistemas. É um conceito relativamente recente e que pretende resolver alguns problemas de escala global relacionados com a agricultura, repensando a visão convencional da mesma (Lichtfouse, et al., 2009). A primeira definição de agroecologia apresentava-a como sendo a identificação da área em que era possível produzir com sucesso um dado cultivar, através do conhecimento das suas características edafoclimáticas, e garantindo que aquele terreno continha os aspetos essenciais ao desenvolvimento da cultura. No entanto, a partir de 1980, este conceito ganhou uma nova perspetiva, ou seja, a agroecologia passou a ser encarada como a aplicação dos princípios da ecologia ao planeamento, estruturação, e gestão dos agrossistemas, com o objetivo de alcançar a sustentabilidade (Feiden, 2005). Assim, o primeiro paradigma da agroecologia, para a promoção da sustentabilidade, é o aumento da biodiversidade,

pois quando esta é elevada no agrossistema, surgem diversas interações entre os seres vivos e o meio, e essas sinergias podem ser aproveitadas de uma forma muito benéfica para a produção (Altieri, 1998).

1.2 O conceito de Sustentabilidade Agrícola e a sua relação com os serviços de ecossistema

A temática da sustentabilidade expõe uma interdependência, até recentemente negligenciada, entre a agricultura e os sistemas naturais, já que estes prestam importantes serviços que são essenciais ao sucesso das explorações agrícolas. Esses serviços, designados por serviços de ecossistema, estão inseridos no próprio agrossistema logo este adquire simultaneamente o papel de utilizador e prestador dos mesmos. Como tal, a compreensão destes conceitos é importante para a promoção de uma exploração sustentada dos recursos no contexto da agricultura.

Neste contexto, a comunidade científica apresenta diversas interpretações do conceito de sustentabilidade agrícola, definindo-a como um conjunto de estratégias de gestão que reflitam as preocupações sociais no que respeita à qualidade alimentar e ambiental (Francis, et al., 1987), ou como a capacidade dos sistemas agrícolas de manterem a produtividade a longo prazo (Ikerd, 1993), ou ainda como a flexibilidade das explorações que define a sua capacidade de se adaptarem a alterações ambientais (Gafsi, et al., 2006). No entanto e unanimemente, é reconhecida a importância da sustentabilidade agrícola, que passa pelas três vertentes: económica, social e ambiental (Vilela & Costa, 2010; Lichtfouse, et al., 2009). Nos atuais paradigmas da ecologia é comum observar-se uma abordagem holística deste tema (Lichtfouse, Navarrete, et al., 2009). Segundo Menalled F. (2008), a definição mais comum apresenta-nos o conceito como um conjunto de práticas agrícolas e pecuárias que garantam a satisfação das necessidades atuais e futuras de alimentos, materiais, energia e serviços ambientais que incluem, entre outros, a conservação do solo e da biodiversidade, e a existência de água potável, tanto quanto possível, os quais constituem serviços de ecossistema importantes e indispensáveis à subsistência das sociedades humanas.

Assim, os sistemas agrários são sistemas ecológicos de atividade intensa fortemente dependentes dos serviços de ecossistema. Considerando estes serviços tal como os define Costanza et al. (1997): as propriedades e processos do ecossistema designam-se como “funções do ecossistema” e os benefícios para o Homem, como “serviços de

ecossistema”, e podem ser consequência direta ou indireta das funções de ecossistema.

Apesar da crescente popularidade do conceito de sustentabilidade e da sua aplicação na agricultura, este está ainda em desenvolvimento e depende da mudança de atitudes no que diz respeito às práticas agrícolas, e do aumento da consciência ambiental dos produtores (Menalled, et al., 2008). No entanto, a sustentabilidade na agricultura não é preto-no-branco, e não está associada a práticas, tecnologias e escalas de aplicação pré-definidas (Menalled, et al., 2008). Não obstante, a “Política Agrícola Comum” (PAC), desde o início da década de 90, tem imposto uma mudança de paradigma que pretende fazer face aos problemas ambientais decorrentes da intensificação agrícola nos países desenvolvidos. Neste contexto têm sido integradas preocupações ambientais nas políticas de gestão da agricultura, assim como têm sido mantidas discussões acerca de como colocar a agricultura no caminho da sustentabilidade (Piorr, 2003). Na tentativa de alcançar a sustentabilidade ambiental, a PAC reconhece a importância ecológica das explorações agrícolas, encarando-as como um ecossistema modelador da paisagem que contribuiu para a manutenção de uma série de habitats que albergam uma grande riqueza específica. Assim, a União Europeia incentiva a implementação de sistemas de certificação que garantam que os alimentos foram produzidos nas melhores condições ambientais, indicando medidas como: conservação da orla dos campos, mantendo-a intacta; ou a criação de pequenas estruturas geográficas como charcos, zonas de arvoredo ou sebes (PAC, 2012).

Concretamente, em Portugal, aproximadamente 60% da área destacada para a conservação da natureza pela *Rede Natura 2000* está ocupada por agricultura ou floresta (Pereira, et al., 2009). E uma vez mais, numa tentativa de alcançar a sustentabilidade, os produtores devem estar cientes das consequências das suas decisões no que diz respeito à gestão das explorações, a curto e a longo-prazo. Devem ainda ter a consciência da importância dos processos ecológicos para a manutenção do equilíbrio das explorações, e que as técnicas artificiais aplicadas não se devem sobrepôr a estes mesmos processos. A sustentabilidade agrícola deve ser encarada como uma otimização do processo de produção, que engloba todos os participantes, desde o produtor, passando pelo político, até ao consumidor final, e que pretende maximizar diversos serviços de ecossistema, desde os recursos hídricos, até à presença de organismos selvagens, considerados valiosos (Menalled, et al., 2008).

Por conseguinte, a produtividade dos sistemas agrícolas é influenciada pela maior ou menor qualidade dos serviços de ecossistema, e neste sentido é importante identificar

e escolher as práticas agrícolas que influenciam mais positivamente estes mesmo serviços (Davari, et al., 2010). Esta relação entre a agricultura e os serviços de ecossistema pode ser encarada de uma forma biunívoca, considerando que o ecossistema em si e os seus processos também prestam importantes serviços ao sistema agrícola, aproximando-o o mais possível da sustentabilidade, encarando-o com um todo e transmitindo uma ideia de interdependência entre o sistema agrícola, os ecossistemas e os seres vivos que os constituem. Inerente a esta perspetiva está uma elevada complexidade que deve ser bem compreendida (Aisbett & Kragt, 2010). O conceito de serviços de ecossistema tem adquirido nas últimas décadas um papel de alerta para a dependência dos sistemas agrícolas perante o ambiente, agindo como um forte argumento na incitação ao aumento da sustentabilidade deste tipo de sistemas, já que os mesmos também beneficiam dos serviços de ecossistema, e estes proveem da biodiversidade (Gomez-Baggethun, et al., 2010).

1.3 A importância de conservação da Fauna Terrestre, no contexto do equilíbrio dos Ecossistemas Agrícolas

Na tentativa de alcançar a sustentabilidade dos sistemas agrários, é necessário ter em conta a sua complexidade, bem como a complexidade de todas as unidades que o constituem e interação entre si, desde o solo à fauna terrestre, e que contribuem para o fornecimento dos serviços de ecossistema, anteriormente definidos (Menalled, et al., 2008). Neste contexto, a proteção da biodiversidade depende globalmente do aumento da sustentabilidade nas paisagens marcadamente dominadas pelo Homem (Fahrig, et al., 2011), sendo que aproximadamente 43% da fauna de mamíferos, répteis, anfíbios, aves e borboletas surge associada a sistemas agrícolas (Pereira, et al., 2009). Assim a biodiversidade é determinante na estruturação do ecossistema, e a diversidade de ecossistemas é também parte do conceito de biodiversidade, e desse modo estes aspetos não devem ser encarados separadamente, pelo que a ecologia atual faz uma análise holística da biodiversidade expondo de forma evidente esta interdependência (Naeem, et al., 1999).

Desde 1992, ano em que se realizou a já referida Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento no do Rio de Janeiro, a biodiversidade tem adquirindo um papel central no que respeita aos estudos de ecologia que têm como cenário agrossistemas (Clergue, et al., 2009). A biodiversidade é um conceito abrangente que pode atuar em diversas escalas, desde o gene até ao ecossistema e paisagem, e que abrange todos os grupos de espécies.



Figura 1: Hierarquia dos níveis Organização da biodiversidade (Odum, 1971).

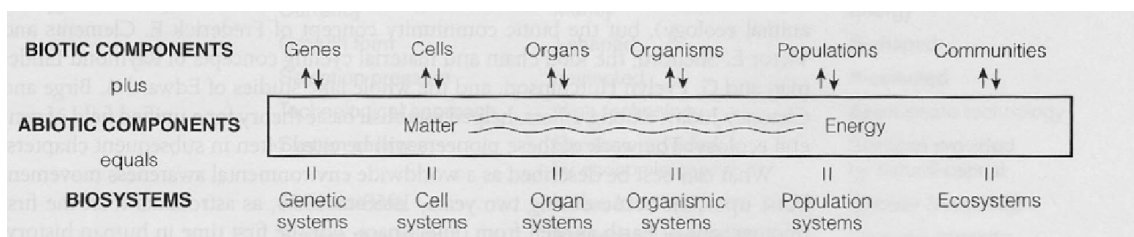


Figura 2: Espectro dos níveis de organização ecológica, com ênfase na interação entre as componentes bióticas e abióticas (Odum, 1971).

No entanto, os ecossistemas devem ser entendidos como estruturas ecológicas frágeis, cuja eficiência dos seus processos e serviços está dependente de um equilíbrio que deve ser preservado. Um ecossistema é sensível a quaisquer mudanças que ocorram quer no meio quer na comunidade biótica que o constitui, já que pequenas mudanças no número ou tipo de espécies encontradas nas suas comunidades podem afetá-lo (Naeem, et al., 1999).

A aplicação destes conceitos no continente Europeu e Americano (norte) têm demonstrado que a produtividade dos ecossistemas agrícolas é diretamente proporcional à riqueza específica, ou seja o aumento da quantidade de espécies presentes nas suas comunidades leva ao aumento da produtividade do agrossistema. A diminuição dos valores de riqueza específica pode levar ao declínio de todos os níveis de funcionamento do ecossistema, e isto é especialmente notório em ecossistemas que já apresentam uma baixa biodiversidade, como é o caso dos agrossistemas que contêm um conjunto reduzido de espécies dominantes (comparativamente com as dezenas ou milhares de espécies no ecossistema natural), e negligenciam alguns grupos faunísticos e florísticos de elevado interesse. Muitos dos processos dos ecossistemas são levados a cabo pela atividade não só de uma espécie mas de um conjunto de espécies, e é difícil determinar a contribuição individual de cada uma (Naeem, et al., 1999).

Não obstante da sua importância, o declínio da biodiversidade é notório em todos os biota, mas é nos ecossistemas mais intervencionados pelo homem que este problema se evidencia, devido não só à baixa biodiversidade que os caracteriza, mas também a uma composição do ecossistema muito diferente e empobrecida relativamente ao ecossistema natural que os primeiros vieram substituir (Naeem, et al., 1999). A agricultura é uma das mais importantes formas de alteração ambiental, implementando mudanças marcantes no regime de uso do solo, e tais mudanças constituem um desafio para a conservação da biodiversidade (Davari, et al., 2010). Não obstante, de todos os sistemas marcadamente intervencionados pelo ser humano, pode afirmar-se que os agrossistemas são os que albergam a maior biodiversidade, constituindo importantes fontes de habitat que é necessário preservar, evitando maiores perdas (PAC, 2012). As alterações introduzidas pelo homem nos ecossistemas agrários e na estrutura de vegetação aumentam o impacto negativo destes sistemas na abundância das espécies e disponibilidade de habitats, levando à necessidade de desenvolver ferramentas de baixo-custo, para a identificação e preservação de espécies de elevado valor socio-ecológico.

Assim, agrossistemas dependem dos serviços de ecossistema, os quais muitas vezes são prestados pela fauna. Estes aspetos relativos à necessidade de conservação da fauna, para a manutenção dos serviços de ecossistema, são abordados nos subcapítulos abaixo.

1.3.1 A importância da fauna para a manutenção dos serviços do ecossistema agrícola.

O declínio da biodiversidade nos ecossistemas é atualmente um problema preocupante, especialmente para os agrossistemas, sendo que os seres vivos prestam importantes serviços que contribuem para o aumento da produtividade, a valorização das atividades e bem-estar humano, e também para o enriquecimento cultural (Naeem, et al., 1999). Em primeira instância estes benefícios podem ser vistos como valores de mercado, quando é possível atribuir um valor à biodiversidade. Por outro lado, a biodiversidade tem valores que não podem ser expressos monetariamente como o conhecimento e a vida, denominados valores intrínsecos e desprovidos de qualquer interesse prático para o ser humano (Alcamo, et al., 2003). Noutra perspetiva, é também importante compreender que não deve caber ao Homem a decisão do desaparecimento ou não de uma espécie, devendo a diversidade ser encarada como uma herança da humanidade, sustentando os paradigmas da sustentabilidade e da solidariedade intergeracional (Cairns, 1997).

Assim, a biodiversidade é responsável por inúmeros serviços de ecossistema, e influencia todos os restantes. Mudanças nas políticas e práticas de gestão destes sistemas têm múltiplos efeitos, diretos ou indiretos, na quantidade e qualidade da biodiversidade e conseqüentemente nos serviços de ecossistema. (Alcamo, et al., 2003). Como tal, esta deve ser encarada como um bem a preservar, e deve ser considerada no processo de tomada de decisão. Concretamente na agricultura são exemplos de bons indicadores ecológicos os polinizadores, desde os insetos às aves e mamíferos, indispensáveis ao desenvolvimento de qualquer cultura. Também os bioagentes, sejam estes insetos parasitas e predadores ou mesmo aves e morcegos, apresentam um papel importante no controlo das populações consideradas pragas. Estas espécies geralmente habitam nos ecossistemas circundantes às culturas, e a preservação deste espaço é determinante para a preservação destas comunidades (Tilman, 1999). É importante assegurar pelo menos uma espécie por cada grupo funcional do ecossistema, de modo a garantir o normal funcionamento do mesmo. Não obstante mais que uma espécie por grupo funcional assegura que a respetiva função do ecossistema não se perderá no caso de uma perturbação induzir desequilíbrios e perda de biodiversidade, permitindo que as espécies se substituam umas às outras assegurando a produtividade e os serviços de ecossistema (Naeem, et al., 1999).

No que respeita aos serviços de ecossistema, a contribuição da biodiversidade em geral, e da fauna em particular pode dividir-se em três serviços principais: patrimonial, agronómico e ecológico (Clergue, et al., 2009).

- i. Serviço Patrimonial: relaciona-se com a conservação estética da paisagem e de espécies ameaçadas e/ou de elevado valor de preservação, como espécies bandeira (Clergue, et al., 2009). O património biológico valoriza a paisagem do ponto de vista visual e cénico. Esta vertente estética contribui para a identidade das populações locais e constitui um motivo de atração para os turistas. A Convenção para a Paisagem Europeia (European Landscape Convention, 2000), definiu a paisagem como: a área percebida pelo Homem cuja caracterização decorre da interação de fatores naturais e humanos. A análise destes conceitos mostra que os seres humanos têm uma atração natural pela diversidade, dado que esta lhes transmite sensações de prazer, bem-estar e felicidade (Weinstoerffer & Girardin, 2000). Também o valor histórico e cultural da biodiversidade deve ser tido em conta neste conceito, e não só o seu valor visual (Clergue, et al., 2009)
- ii. Serviço Agronómico: relaciona-se com benefícios que a agricultura pode obter da biodiversidade, entre os quais resistência a *stress* e perturbações tanto de origem biótica como de origem abiótica, e a criação de ecossistemas conexos ou marginais às áreas de cultivo, movimentando uma série de seres vivos que contribuem para a produtividade desse ecossistema cultivado (Clergue, Amiaud, et al., 2009). A fauna pode exercer a função de controlo das culturas e do *stress* causado por pestes e doenças, ajudando também às funções básicas das plantas, como a reprodução das culturas, por meio dos polinizadores naturais. É muito comum observarem-se fenómenos de *top-down* e *bottom-up* no controlo dos efetivos populacionais das espécies, importante para o controlo de pragas (denominado biocontrolo), sendo que os auxiliares mais comuns deste tipo de atividade são os insetos e as aves (Clergue, et al., 2009).
- iii. Serviço Ecológico: permite a conservação e manutenção de habitats típicos com uma biodiversidade muito particular. As áreas seminaturais albergam uma grande quantidade de fauna útil (Clergue, et al, 2009). A manutenção do habitat é muito importante do ponto de vista ecológico, por exemplo surtos de ratazanas podem estar associados a determinados tipos de uso do solo, e muitas vezes estes animais representam graves pragas para algumas culturas, como é o caso dos pomares de maçã (Giraudoux, et al., 1997).

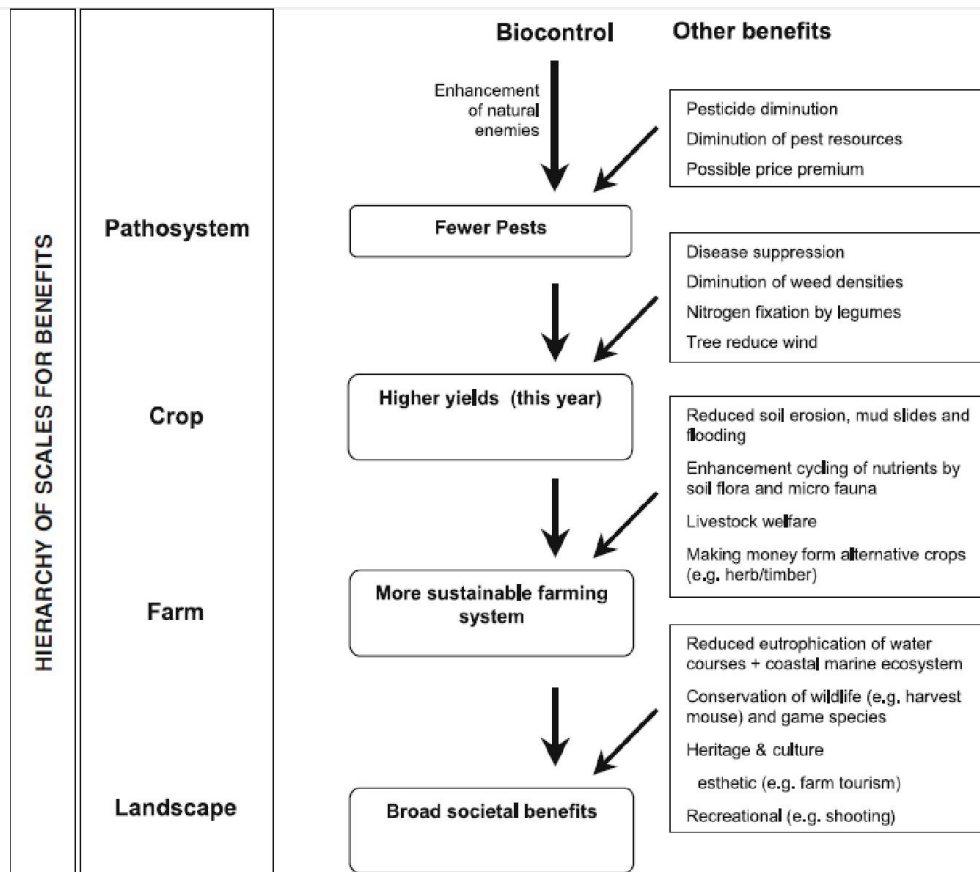


Figura 3: Escala hierárquica dos serviços de ecossistema que a biodiversidade presta aos sistemas agrícolas (Gurr, et al., 2003).

Neste contexto é possível enumerar, concretamente alguns serviços que a fauna presta ao agrossistema:

- Circulação de nutrientes: a decomposição da matéria orgânica proveniente dos desperdícios das colheitas e dos detritos dos animais liberta os nutrientes necessários à reposição da fertilidade do solo, e evita a utilização de fertilizantes de origem química, que por lixiviação contaminam os cursos de água, contribuindo para a preservação e qualidade dos recursos hídricos (Davari, et al., 2010).
- Controlo de pragas: é um dos principais problemas que os produtores enfrentam e que leva a significativas perdas nas culturas. Neste contexto, consideram-se pragas qualquer inseto ou outro animal que consome intensamente as plantas reservadas ao consumo humano. A grande maioria destas pragas enfrentam, no ecossistema natural, inimigos que exercem biocontrolo sobre as suas populações, no entanto nos agrossistemas a existência destes predadores não está assegurada o que obriga ao recurso a pesticidas que muitas vezes acabam por afetar as pragas e os seus

predadores, para além de contribuir para o fenómeno de bioacumulação, em que o químico permanece na natureza e a sua acumulação aumenta à medida que se sobe nos níveis da cadeia trófica (Davari, et al., 2010).

- Beleza e turismo: o turismo é uma das mais importantes indústrias mundiais, e aparece muitas vezes associado a matrizes agrícolas. Uma paisagem bem conservada é mais atrativa, e os produtores assumem aqui o papel de gestores dessa mesma paisagem. Esta gestão deve sempre ter em vista a sustentabilidade e a manutenção da beleza, valor natural e cultural das regiões (Davari, et al., 2010; PAC, 2012).

1.3.2 A Fauna como parte integrante da sustentabilidade e a sua dependência dos restantes fatores ambientais

O funcionamento equilibrado de um ecossistema, e a garantia da prestação dos seus serviços, depende da atividade conjunta de plantas, animais e microrganismo e dos resultados das suas atividades, como a alimentação, o crescimento desenvolvimento e reprodução, a mobilidade, os detritos orgânicos, entre outras, que vão alterar física e quimicamente o meio ambiente (Naeem, et al., 1999). A biodiversidade está inerente aos processos de ecossistema, influenciando o ciclo da matéria e o fluxo de energia, e essa influência é mediada principalmente pela teia trófica. Não obstante, é importante analisar os restantes fatores ambientais para lá das relações tróficas, que exercem importantes pressões sobre a biodiversidade dos seres vivos. Neste contexto, é difícil determinar que parte da biodiversidade é mais indispensável ao cumprimento das funções do ecossistema, devido à interferência de diversos fatores como por exemplo o estado de conservação dos habitats que influencia diretamente a conservação da biodiversidade local afetando inúmeros processos do ecossistema (Naeem, et al., 1999) .

O habitat, no sentido lato do conceito, é o local onde determinado organismo ocorre naturalmente e satisfaz as suas necessidades biológicas como a alimentação, o abrigo e a reprodução, estando assim perfeitamente adaptado à vida naquele ambiente como se tratando do seu “local de residência” (Odum, 1971). Há diversos tipos de habitat, e cada um apresenta condições ecológicas específicas, o que permite que diferentes tipos de espécies os ocupem. Consequentemente mudanças nas características do habitat ou nas necessidades biológicas das espécies levam a que umas se acabem por deslocar na procura de outro tipo de habitat ao qual estejam melhor adaptadas, e outras, não se conseguindo adaptar, acabem por desaparecer. O desaparecimento

dos habitats é um problema real e que se tem intensificado nos últimos séculos, pela exploração descontrolada dos recursos. No entanto, as práticas de agricultura mais extensiva são bons exemplos de uma mais equilibrada gestão dos habitats seminaturais, deixando espaço para que estes se desenvolvam e perdurem (Clergue, et al., 2009). Por conseguinte, dos diversos fatores de influência no estado de conservação da biodiversidade, a disponibilidade e variedade de habitat são de facto os mais relevantes. Benton et al. (2003) procurou demonstrar que a diversidade de habitats seria o conceito chave modelador da biodiversidade em explorações agrícolas, e não as práticas agrícolas em si. Apesar disso, o autor sugere que as práticas agrícolas são motivos de perda de habitat, e os dois conceitos devem ser encarados coletivamente numa abordagem holística. Para o autor a heterogeneidade de habitats está intimamente relacionada com a biodiversidade e favorece o estabelecimento de alguns organismos mesmo em zonas de atividade agrícola mais intensa. Finalmente, considera também que numa escala mais pequena a composição da vegetação, tanto dentro como fora do campo de cultivo, é um importante fator de influência na manutenção da biodiversidade e da rede trófica. Neste contexto, também os habitats que circundam as culturas apresentam um papel fundamental na preservação das espécies de macrofauna como as aves e os mamíferos, fornecendo lugares para abrigo e nidificação, e promovendo a interação entre as diferentes espécies da comunidade, promovendo uma paisagem mais heterogénea que vai permitir que diferentes *taxa* encontrem o seu habitat (Marshall & Moonenb, 2002; Benton, Vickery, & Wilson, 2003).

Já Billter et.al (2008) afirma que grupos de organismos com diferentes características são influenciados individualmente por diferentes fatores como a quantidade de fertilizantes utilizados ou a quantidade de nitratos contidos no solo, embora a riqueza específica de todos os grupos taxonómicos em estudo aumente com o aumento da área dos habitats seminaturais. Também Atauri & Lucio (2003), no seu estudo aplicado à paisagem mediterrânica, afirmam que nem todos os grupos taxonómicos respondem da mesma forma à heterogeneidade da paisagem, sendo este o fator mais determinante para grupos taxonómicos de maior mobilidade como é o caso das aves. Para outras espécies de mobilidade mais reduzida, como os répteis e os anfíbios, a sua distribuição e riqueza é mais influenciada por certos tipos de uso do solo, e pela intensidade desse mesmo uso. Os autores afirmam que numa escala local os fatores de maior influência poderão ser a estrutura interna do habitat e os fenómenos de competição. No entanto a heterogeneidade de habitats poderá ser um fator determinante para todos os grupos taxonómicos em escalas de grão fino.

Neste sentido, mostra-se imperativo o conhecimento dos fatores ambientais que estão inerentes à conservação da comunidade faunística, de elevada importância para a manutenção do ecossistema agrícola, no sentido de apoiar e guiar os decisores rumo a uma maior sustentabilidade neste setor (Billeter, et al., 2008). Contudo, o reconhecimento destes fatores depende do desenvolvimento de ferramentas que suportem a avaliação da sustentabilidade nas suas diversas componentes.

1.4 Sustentabilidade: da teoria à prática

Para a promoção de uma agricultura sustentável é essencial uma prévia avaliação do da sustentabilidade, através da criação de ferramentas práticas capazes de traduzir as estratégias teóricas (Bélanger, et al., 2012; Vilela & Costa, 2010). Reconhece-se a importância de conhecer metodologias de avaliação para a inferência das vantagens e desvantagens ambientais dos diferentes sistemas de produção, considerando-se que a medição efetiva da sustentabilidade é essencial para a tomada de consciência e adoção de medidas por parte dos produtores, relativamente à importância da aplicação prática deste conceito. Esta medição deverá ser feita em diferentes sistemas de produção, de modo a inferir qual o mais sustentável e quais as práticas a implementar para solucionar alguns problemas ambientais inerentes a cada tipo de produção (Vilela & Costa, 2010). A análise de diversos cenários de atuação é uma importante ponte entre os cientistas e os decisores. A caracterização da situação ecológica e ambiental dos agrossistemas permite de uma forma pragmática inferir as consequências de certas práticas aplicadas aos sistemas agrícolas, e sugerir alternativas que contribuam para a preservação da biodiversidade (Alcamo, et al., 2003). Assim, as ferramentas de avaliação do estado de conservação dos agrossistemas, a diferentes escalas, são importantes também na compreensão dos efeitos da sua estrutura e rotinas agrícolas nas diferentes componentes ecológicas que influenciam a biodiversidade, nomeadamente na diversidade de habitats e na riqueza faunística que, como referido anteriormente, são de extrema importância para a valorização e sustentabilidade deste tipo de sistemas (Clergue, et al., 2009).

A agricultura representa um papel fundamental na conservação da biodiversidade, reiterando-se que a grande maioria das áreas destinadas à conservação apresentam uma matriz mista com um elevado número de parcelas agrícolas (Pereira, et al., 2009). É assim essencial o conhecimento e a criação de estratégias de conservação que se apliquem a essas áreas agrícolas e não apenas a reservas naturais e outras zonas restritas protegidas. Na comunidade europeia as áreas agrícolas representam 44% do

território europeu contra os 5% ocupados por reservas naturais (Piorr, 2003). Estas estratégias são resultado de uma avaliação cuidada das características do agrossistema que influenciam a biodiversidade, inferindo assim os pontos mais sensíveis deste tipo de sistemas, conduzindo a escolha das ferramentas de conservação a aplicar. No entanto, este tipo de intervenções enfrenta importantes desafios relacionados com a dificuldade de conciliar a conservação da natureza com a gestão de níveis muito elevados de produtividade das culturas, já que isso acarreta igualmente um elevado nível de perturbação do ecossistema (Clergue, et al., 2009).

Nos países desenvolvidos a agricultura tem-se intensificado de forma alarmante. Essa intensificação é motivada pela introdução de maquinaria e estratégias que aumentam a produtividade e esgotam os recursos. Em contrapartida, também os esforços na criação e implementação de estratégias de conservação da paisagem agrícola e da biodiversidade, têm vindo a aumentar através do desenvolvimento de programas agroambientais por parte dos governos e outras entidades, nomeadamente de cariz europeu. Estes programas têm introduzido novos e importantes conceitos para a preservação da biodiversidade, como a proteção dos habitats seminaturais e das margens dos campos de cultivo, no seu esquema de atuação (Piorr, 2003). Este assunto tem liderado o debate político que confronta a necessidade de intervenção do governo para proteção dos ecossistemas agrícolas e a dificuldade da distribuição de capital pelos diversos componentes de interesse. A maioria dos países tem focado a sua política, assim como a literatura do mesmo modo se tem focado na avaliação dos serviços de ecossistema na agricultura, estimando os benefícios para a sociedade gerados pela correta gestão da paisagem, criando para tal estratégias normativas que incentivem a uma gestão sustentada dos agrossistemas (Aisbett & Kragt, 2010).

Vários têm sido os países que investem na criação de ferramentas e apoios que incentivem os produtores a implementar medidas e ações mais sustentáveis nas suas explorações. Por exemplo a lei suíça para a agricultura, só permite que as explorações que obedeçam a regras ecológicas específicas, sejam passíveis de receber subsídios de apoio. Assim, para além das regras aplicadas diretamente à gestão da área destinada efetivamente à produção, 7% da área total das explorações deve ser deixada à volta dos campos e deve destinar-se à compensação ecológica, cumprindo diretrizes de gestão especiais (Jeanneret, et al., 2003a).

A Austrália é também um exemplo, de um dos muitos países, que tem enfaticamente estabelecido diversas políticas de incentivo aos produtores privados para a implementação de práticas sustentáveis no contexto da gestão dos recursos naturais, garantindo o fornecimento de serviços de ecossistema à comunidade, de uma forma

alargada. Sendo que a ação individual de um produtor pode comprometer o acesso aos serviços de ecossistemas para lá da sua propriedade (Aisbett & Kragt, 2010).

Também a união Europeia, a propósito do novo regulamento da PAC a ser aprovado no corrente ano de 2014, inclui um conjunto de medidas de conservação dos ecossistemas naturais que constituem o “Greening”, e que têm como objeto obrigar os novos produtores, candidatos a apoios para a implementação de sistemas agrícolas, a garantirem que implementarão medidas de gestão sustentada dos recursos e conservação da natureza (Nova PAC 2014-2020 - Proposta para pagamentos directos, 2013).

1.5 Necessidade de padronizar: como inferir a sustentabilidade em geral, e no setor da fauna em particular

As ferramentas de avaliação da sustentabilidade devem ser simples e generalizáveis, de modo a serem aplicadas a diferentes casos de estudo, com o objetivo de ajudar os decisores na gestão de diferentes tipos de produção. Como tal, a criação destas metodologias deve resultar de uma colaboração multidisciplinar que integra cientistas das diversas áreas (Clergue, et al., 2009). Neste sentido, a inovação agrícola deve já beneficiar de uma colaboração íntima entre uma equipa multidisciplinar de cientistas e produtores (Lichtfouse, et al., 2009). Meynard et al. (2006) descreveu diferentes formas de renovar os sistemas agrícolas rumo à sustentabilidade:

- Investir em novos agrossistemas e extinguir os desatualizados;
- Identificar e melhorar os agrossistemas construídos e estruturados pelos produtores locais;
- Gerar ferramentas que permitam aos produtores melhorar os seus próprios sistemas ou produzir propostas concretas de melhoramento que podem ser implementadas pelo produtor;
- Identificar aspetos económicos e sociais que incentivem os produtores a adotarem práticas agrícolas alternativas mais sustentáveis (Meynard, et al., 2006), como por exemplo as estratégias normativas anteriormente abordadas.

Consequentemente, para aplicar a qualquer um dos casos descritos, é imperativo o desenvolvimento de ferramentas eficazes para a avaliação da sustentabilidade ambiental, na sua generalidade, ou abordando sectores particulares.

1.5.1 Metodologias de medição da Sustentabilidade das Explorações

A criação de ferramentas para a medição da sustentabilidade em explorações agrícolas é um desafio atual da ecologia, e para o qual não existe ainda um consenso que harmonize e convencie essas ferramentas. Segundo Boiffin et al. (2004), a avaliação da sustentabilidade agrícola pode seguir duas abordagens:

- i. Considerando a produção como um sistema fechado, a agricultura deve ser autossustentável a longo prazo através da proteção dos seus recursos produtivos e pela adaptação a alterações ambientais.
- ii. Considerando a produção como um sistema aberto, a agricultura deve contribuir para a sustentabilidade a larga escala, assumindo um caráter social.

Neste contexto, conceber metodologias para a avaliação da sustentabilidade, é um esforço relativamente recente e que apresenta ainda alguns problemas conceptuais, não obstante esta avaliação requer uma análise multidisciplinar no que diz respeito à qualidade ambiental, e uma cuidada escolha da escala de aplicação.

Entretanto, os indicadores têm-se mostrado instrumentos úteis no processo de medição da sustentabilidade, e podem ser inseridos em duas categorias gerais: indicadores sistémicos que representam funções ou processos do ecossistema na sua globalidade, e indicadores específicos que representam funções ou processos específicos do ecossistema (Vilela & Costa, 2010). Ainda, concretamente, o desenvolvimento de ferramentas de avaliação do estado de conservação da fauna terrestre está inerente à aplicação de indicadores das condições do ecossistema. Assim, a riqueza de espécies pode ser inferida pela aplicação de indicadores biológicos, cujas previsões permitem identificar, caracterizar e definir estratégias de conservação de habitats de elevado interesse (Jones, et al., 2013). Alguns autores definem duas estratégias de avaliação que variam conforme a interpretação do conceito de sustentabilidade:

- i. Conceito-meta: define que a sustentabilidade agrária é uma aproximação ao conceito ideológico de sustentabilidade. Esta metodologia foi desenvolvida para dar resposta a problemas derivados dos impactes das práticas agrícolas no ecossistema, justificando a implementação de práticas agrícolas alternativas (Hansen, 1996).
- ii. Conceito descritor do sistema: define a sustentabilidade como uma inerência à agricultura, e que satisfaz diversos objetivos ao longo do tempo. Esta estratégia foi desenvolvida com o objetivo de inferir a viabilidade da agricultura

perante alterações do ecossistema, utilizando indicadores qualitativos e quantitativos (Hansen, 1996).

No entanto, estudos mais recentes definem três metodologias diferentes que deverão ser encadeadas: indicadores de sustentabilidade, índices de sustentabilidade, e modelos de avaliação de sustentabilidade (Masera, et al., 2000).

- i. Os indicadores são ferramentas que podem ser usadas para a avaliação de sustentabilidade à escala das explorações, separadamente ou combinados (Vilela & Costa, 2010; Bélanger, et al., 2012). Podem ser definidos, de uma forma genérica, como variáveis que exprimem e clarificam outras variáveis de compreensão mais complexa. Podem ainda ser interpretados como uma “medida” que traduz um estado ou relação, quando esta não pode ser diretamente mensurada, ou como uma simplificação de um sistema mais complexo, através da decomposição deste nas suas variáveis. Assim, os indicadores simplificam, medem e exprimem uma dada realidade. No contexto agrícola, a melhor forma de inferir a sustentabilidade é aplicando diretamente os indicadores de forma a medir o estado de conservação ambiental do sistema (Bélanger, et al., 2012). No entanto os indicadores apresentam dificuldades na aplicação à escala local pela especificidade que adquirem, não permitindo generalizações. Porém, os indicadores, isoladamente, não permitem avaliar devidamente a sustentabilidade, mas sim caracterizá-la (Vilela & Costa, 2010).
- ii. Os índices sintetizam a informação expressa pelos indicadores, relativamente à caracterização da sustentabilidade, traduzindo-o num valor numérico. Contudo, esta é exatamente a maior dificuldade da aplicação deste índice, ou seja, em muitos casos é difícil ou não é de todo possível traduzir todas as variáveis e a relação entre elas num só valor ou numa única unidade de medida (Vilela & Costa, 2010).
- iii. Os modelos de avaliação da sustentabilidade compõem uma metodologia mais rigorosa e de maior complexidade, baseada na combinação de indicadores e índices. A utilização de modelos pode ter diversas formas e traduzir-se em diferentes tipos de avaliação, desde a composição de índices de sustentabilidade até uma relação estatística ou uma espacialização dos dados (Vilela & Costa, 2010). Este tipo de metodologias permite organizar a elevada quantidade de dados produzidos da aplicação dos indicadores, que neste caso servem como variáveis explicativas do modelo (Smith & McDonald, 1998).

Por conseguinte, também os estudos que se baseiam na avaliação do estado da biodiversidade, no contexto da sustentabilidade agrícola, usam métodos de medição diretos apoiados em índices de diversidade, bioindicadores, e modelos descritivos. E estão igualmente condicionados pela escolha da escala de aplicação que pode variar entre o habitat, a produção ou a paisagem (Clergue, et al., 2009).

1.5.1 a) Indicadores e Modelos

A aplicação de indicadores permite aos cientistas simplificar processos ambientais complexos, tornando-os compreensíveis aos olhos de políticos, produtores e comunidades locais, e possibilitando a sua interpretação com o objetivo de induzir uma tomada de consciência quanto à necessidade da alteração de políticas e planos de ação numa tentativa de minimizar danos ambientais nos ecossistemas (Piorr, 2003).

O projeto “*Proposal on Agri-Environmental Indicators*” (PAIS), desenvolvido pela União Europeia, é um bom exemplo da crescente importância dos indicadores como instrumentos de avaliação e de apoio à gestão das propriedades agrícolas. Este projeto desenvolve e combina indicadores de paisagem, indicadores de desenvolvimento e indicadores relacionados com as práticas agrícolas que serão aplicados em toda a UE (Piorr, 2003). Infelizmente os indicadores de paisagem já desenvolvidos não se relacionam com a biodiversidade, logo a sua utilização não se enquadra neste estudo. Contudo, isto mostra a necessidade da identificação dos indicadores de paisagem que são relevantes para a biodiversidade e proteção da natureza (Piorr, 2003). Apesar disso, a exclusiva utilização dos indicadores numa avaliação de sustentabilidade pode acarretar contradições trazidas pelos diferentes indicadores, o que não facilita a tomada de decisão por parte dos produtores e outros decisores (Clergue, et al., 2009). Ainda, os indicadores, pelas suas características, podem ser utilizados como variáveis para os modelos. Por exemplo indicadores agro-ecológicos, que refletem o impacto de uma determinada prática agrícola nos diversos componentes ambientais, ou por outro lado indicadores de impacto ambiental, que refletem o impacto do conjunto de todas as práticas aplicadas a uma dada produção sobre um componente ambiental, são comumente utilizados na elaboração de modelos de caracterização do impacto ambiental das práticas agrícolas sobre o meio ambiente (Van der Werf & Petit, 2002).

Concretamente, no que respeita à avaliação do estado da biodiversidade, na ótica da sustentabilidade agrícola, os indicadores a utilizar poderão ser indicadores que se relacionem e de alguma forma influenciem a biodiversidade, de que são exemplo uma

vez mais, parâmetros relacionados com a paisagem, que envolvem direta ou indiretamente o estado de conservação de diversos grupos taxonómicos (Jeanneret, et al., 2003a). Depois de compreendidos os conceitos teóricos que traduzem a ligação entre a estrutura da paisagem e a riqueza de espécies, esta relação pode ser modelada e validada (Clergue, et al., 2009).

Uma abordagem da modelação são os modelos especializados, que se baseiam unicamente no conhecimento de algumas características da biologia de grupos de espécies de plantas ou animais, sem ser necessário o recurso a análise estatística ou a análise de relações empíricas para a sua elaboração. São necessárias apenas observações de campo de medição de alguns parâmetros biológicos para a obtenção dos dados que se introduzirão no modelo, e mediante estes dados o modelo consegue prever com eficiência a presença das espécies em qualquer ecossistema. Estes modelos são a primeira aplicação concreta da teoria dos grupos funcionais, tendo apenas como base características biológicas das plantas, e prevendo a presença de diferentes espécies de diferentes grupos taxonómicos de acordo com as atividades humanas e os fatores ambientais. Deste modo é possível, através de regressão múltipla obter modelos da atuação da diversidade vegetal (Pervanchon, 2004). No entanto estes modelos não se aplicam ao tipo de estudo aqui pretendido. Não obstante, a grande maioria dos modelos ecológicos faz uma abordagem física completa, mas para um único organismo, uma única população ou um único ecossistema, não adotando a perspetiva holística do funcionamento dos sistemas biológicos (Clergue, et al., 2009). Muitos modelos são baseados em análises estatísticas, por exemplo os modelos de regressão linear generalizados ou modelos aditivos generalizados. Os últimos são largamente utilizados em estudos de ecologia, devido à simplicidade com que tratam dados com diferentes distribuições, sendo que esse tipo de dados é muito comum nesta área, e permitindo fazer previsões, contrastando com os modelos mais tradicionais como modelos lineares ou análises de variância (ANOVA) que têm um carácter explicativo. Estes modelos estatísticos distinguem-se ainda dos modelos ecológicos meramente conceituais ou heurísticos (Guisan, et al., 2002). Os modelos explicativos, são modelos concebidos na tentativa de compreender os processos ecológicos e assim gerar padrões. Esta explicação dos processos ecológicos é conseguida através de modelos estatísticos que indicam o nível de significância das relações entre a variável resposta (variável de interesse para o estudo) e cada uma ou o conjunto das variáveis explicativas (explicam a variável resposta), envolvidas nesse processo (Guisan, et al., 2002). Os modelos lineares são, em geral, muito utilizados para a inferência das relações entre as diferentes variáveis,

e os modelos de análise de variância são casos particulares desses modelos (Turkman & Silva, 2000).

Jeanneret et al. (2003) apresenta um bom exemplo de um modelo estatístico, que pretende explicar a distribuição de 3 grupos taxonómicos diferentes: aranhas, escaravelhos da família CARABIDAE e borboletas, e os fatores com os quais esta distribuição se relaciona. Para tal, efetua uma análise multivariada (análise de correspondência canónica, ACC). As variáveis explicativas selecionadas foram: tipos de habitat e riqueza específica de plantas (fatores relacionados com o habitat); heterogeneidade de habitats e a diversidade e proporção das áreas seminaturais e naturais (fatores paisagísticos). A análise de correlação demonstrou que para as aranhas os fatores que mais significativamente influenciavam a sua distribuição eram os fatores relacionados com o habitat, ao contrário dos fatores paisagísticos com os quais apresentavam uma baixa correlação. Pelo contrário, os escaravelhos e as borboletas mostram-se mais sensíveis aos fatores paisagísticos. Contudo, este modelo não relaciona todos os taxa com os descritores ambientais, logo os diferentes grupos são analisados apenas um a um, e a resposta da biodiversidade aos fatores ambientais deveria ser analisada numa perspetiva “multi-taxon”. A riqueza específica de um único grupo não fornece informação suficiente para a análise da diversidade nos ecossistemas, pois um grupo taxonómico apenas representa um ou dois nichos ecológicos. Além disso os indicadores devem ser bem escolhidos, garantindo a sua adaptabilidade aos objetivos do estudo.

Na tentativa de avaliar, o mais rigorosamente possível, a sustentabilidade o sistema dever ser encarado como um todo, em que as interações entre os seus elementos se evidenciam, e cada elemento tem consequências diretas ou indiretas no sistema. Como tal, os indicadores são a base deste tipo de avaliação e devem ser selecionados sempre inseridos num contexto. Este mesmo contexto é obtido através de uma caracterização detalhada do local de estudo e de um levantamento dos elementos do sistema considerados relevantes para a sustentabilidade (Vilela & Costa, 2010). Como foi já referido, o conceito de sustentabilidade não está associado a técnicas ou escalas pré-estabelecidas. Assim no presente estudo pretende-se selecionar os indicadores tendo em conta a escala e o contexto dos locais de estudo e dos diferentes sistemas de produção de modo a obterem-se dados concretos que permitam uma análise estatística de correlação entre as diferentes variáveis, permitindo inferir as suas relações (nomeadamente no que respeita à fauna) e a sua relevância para o sistema, o que permitirá compreender qual ou quais os sistemas mais próximos de serem sustentáveis.

1.5.2 Como escolher os indicadores de medição de sustentabilidade?

No processo de escolha dos indicadores, estes devem ser avaliados quanto a vários aspetos, e devem ser testados e traduzidos num valor concreto, num índice ou mesmo num modelo, através de uma análise estatística (Bélanger, et al., 2012; Vilela & Costa, 2010). Os indicadores não devem apenas cingir-se a objetivos específicos mas sim cumprirem critério gerais (Jeanneret, et al., 2003a). As técnicas de avaliação da sustentabilidade podem ter como base um conjunto de dados recolhidos no terreno, uma análise participativa, ou a combinação de ambos, que resultam numa metodologia que integra conjuntos de indicadores mais ou menos específicos dependendo do contexto e escala de aplicação (Bélanger, et al., 2012; Vilela & Costa, 2010).

São várias as metodologias e os processos levados a cabo a nível mundial para a avaliação da sustentabilidade, no sector agrícola, inclusivamente desenhos metodológicos que utilizam indicadores e que são considerados marcos neste tipo de avaliação (Vilela & Costa, 2010; Lichtfouse, et al., 2009), Vilela & Costa (2010) no seu estudo de revisão descrevem vários exemplos de metodologias já estabelecidas de avaliação da sustentabilidade. Alguns desses exemplos, e outros, serão seguidamente apresentados.

Na escolha dos indicadores, o projeto PAIS fez uma proposta dos indicadores aplicáveis à escala Europeia, e só numa segunda fase procede à sua quantificação através da aquisição e tratamento de dados concretos. Os resultados desta aplicação dos indicadores serviriam de base ao debate político entre os estados membros. Também o projeto internacional, promovido pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), denominado *Framework for the Evaluation of Sustainable Land Management* (FESLM) consiste numa ferramenta de análise integral das estratégias de gestão dos sistemas de produção, apesar de apresentar maior enfoque no contexto ambiental. Este projeto apresenta critérios fundamentais para a avaliação da sustentabilidade que se prendem com a necessidade de uma escala espaço-temporal e um contexto físico-social definidos. Nesta metodologia os indicadores devem definir uma causalidade que permita concluir acerca da sustentabilidade do sistema a avaliar (Vilela & Costa, 2010). O projecto *Kriterien umweltvertraglicher landbewirtschaftung* (KUL) apresenta uma abordagem idêntica aos FESLM, sendo um sistema informatizado que define dezoito indicadores dentro das componentes: nutrição vegetal, uso do solo, pesticidas, diversidade de espécies e paisagem e

energia. Os respetivos indicadores são então analisados e pontuados de 0 a 100 (Vilela & Costa, 2010). Da mesma forma, o estudo de Bélanger et al. (2012), define a um conjunto de indicadores dentro das mesmas categorias definidas pelo projecto KUL, desenvolvendo uma metodologia que define seis etapas, desde a escolha à aplicação e validação dos indicadores, atribuindo-lhes diferentes pesos. Ainda, o projeto *Sustainability assessment of farming and the environment*, desenvolvido conjuntamente pelas *Université Catholique de Louvain* (Bélgica) e *Katholieke Universiteit Leuven* (Holanda), é um exemplo de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade que apresenta uma abordagem holística, que se baseia nas múltiplas funções do ecossistema, desde a produção da cultura à biodiversidade. Permite a avaliação pela comparação dos valores dos indicadores com os seus valores de referência, em diferentes sistemas (Vilela & Costa, 2010).

No que respeita à fauna terrestre a escolha de indicadores deve ter em conta aspetos fundamentais do ecossistema, como a heterogeneidade do habitat ou paisagem, ou regime de uso do solo, que vão influenciar aspetos como a mobilidade dos seres vivos, a distribuição das espécies no local, os regimes de perturbação e a estrutura das comunidades, e que servem como variáveis explicativas da riqueza específica (Fahrig, et al., 2011; Atauri & Lucio, 2001). Por outro lado, as espécies, populações ou grupos taxonómicos devem ser estudados tendo em conta as suas características biológicas e ecológicas, e isto deve ser um critério limitativo na escolha dos indicadores a utilizar em cada caso de estudo (Jeanneret, et al., 2003a).

O estudo de Atauri e Lucio (2001) mostra que diferentes grupos taxonómicos reagem de forma diferente à heterogeneidade de habitat, e isso reflete-se na riqueza específica encontrada no local. Apesar disso, habitats mais heterogéneos, com variedade de usos do solo albergam um maior número de espécies. Também para além da diversidade de habitats, devem ser consideradas as práticas agrícolas como a utilização de pesticidas e fertilizantes como fatores de influência para a riqueza específica dos locais de produção (Kadoya & Washitanib, 2011). Todos estes aspetos ambientais referidos neste estudo são potenciais indicadores a serem usados num estudo ecológico de sustentabilidade agrícola, e isto é compreensível tendo em conta a que, como foi já referido, a conservação da fauna está dependente de diversos descritores ambientais. Em concordância com o estudo de Atauri e Lucio (2001), o trabalho de revisão de Tews et al. (2004) conclui que há uma evidente correlação positiva entre o indicador heterogeneidade de habitat e a diversidade de fauna, e que essa correlação seria variável conforme o grupo taxonómico em questão, os aspetos estruturais como a fragmentação, e a escala de aplicação dos indicadores. O autor

expõe assim a necessidade de identificação das estruturas chave que definem a presença das diferentes espécies de modo a identificar os aspetos que devem ser alterados no sentido da conservação. Também Bento et al. (2003) define que heterogeneidade da paisagem, e outros fatores estruturais desta, como os indicadores indispensáveis à avaliação da biodiversidade em explorações agrícolas. Já Kadoya & Washitanib (2011), criaram um indicador de diversidade de habitats, calculado através de um índice composto, mostrando que este indicador tem uma elevada correlação com a distribuição de grupos de aves, répteis e anfíbios, no Japão.

Indicadores apropriados do estado de conservação da biodiversidade dos sistemas agrícolas são importantes ferramentas de apoio à decisão, e a sua escolha depende da informação disponível e do enquadramento do estudo, nomeadamente da sua duração e financiamento, os quais vão limitar a recolha de novos dados no terreno (Kadoya & Washitanib, 2011). Assim, ferramentas integradas de indicadores e modelos parecem ser a melhor forma de inferir o nível de sustentabilidade agrícola em geral, e nos seus diversos descritores ambientais, sendo mesmo possível a perceção das relações e *trade-offs* que entre eles se estabelecem, considerando a interdependência que demonstram entre si, e com o equilíbrio do agrossistema.

1.6 Problemática

A sustentabilidade agrícola está dependente dos serviços de ecossistema, serviços esses que são prestados pelos seres vivos, entre os quais a fauna terrestre, e que integram a biodiversidade. Logo a conservação da fauna é essencial para a garantia de uma agricultura mais sustentável, mas para proceder a essa mesma conservação é necessário reconhecer quais os fatores ambientais que a influenciam e modelam, de modo a compreender quais as práticas agrícolas mais “amigas da natureza”, e quais as que devem ser mudadas ou abolidas. Para a avaliação da sustentabilidade, através da fauna terrestre, é então essencial encontrar uma metodologia que garanta uma abordagem holística.

Assim, uma agricultura mais sustentável deve proporcionar as condições à fauna terrestre de coexistir em equilíbrio com a ocupação humana, garantindo a qualidade dos serviços de ecossistema. E por outro lado, usufrui da atividade dessa mesma fauna retirando grandes benefícios dos serviços que esta lhe fornece.

1.7 Objetivos

Este estudo surge com o objetivo de desenvolver uma metodologia de avaliação da sustentabilidade ambiental no contexto da conservação da biodiversidade terrestre neste sector. É um estudo que integra um projeto interdisciplinar de maior dimensão, promovido pela empresa Ecoinside, que tem como principal objetivo inferir o estado ambiental de diversas explorações agrícolas com produção intensiva, criando uma metodologia simples de avaliação da sustentabilidade que permita aos produtores identificar aspetos positivos e negativos das suas explorações, tendo em conta cinco principais componentes a fauna, a flora, a água, a agricultura, e a economia. E cada componente individualmente desenvolveu um conjunto de indicadores de avaliação. Este estudo está inserindo na componente fauna, definindo-se assim os seguintes objetivos:

- Criar uma metodologia de avaliação da sustentabilidade ambiental no contexto da conservação da biodiversidade terrestre.
- Criação de uma metodologia de avaliação simples, que permita aos produtores identificar aspetos positivos e negativos das suas explorações relativamente à temática da conservação.
- Compreensão do nível de sustentabilidade de diferentes sistemas de exploração.
- Identificação dos principais aspetos ambientais que modelam a biodiversidade faunística em cada exploração, de modo a compreender em que medida diferentes estruturas de produção e diferentes culturas influenciam a conservação da fauna.
- Caracterizar a fauna em diversas explorações e regiões geográficas.
- Seleção de um conjunto de indicadores que sirvam como variáveis explicativas da riqueza faunística, aplicáveis à escala da exploração.
- Providenciar uma ferramenta para identificar quais as práticas que devem ser aplicadas de modo a tornar as explorações mais sustentáveis tendo em conta os aspetos que influenciam a diversidade faunística.

2. Metodologia

Para a promoção de uma agricultura equilibrada é então essencial uma prévia avaliação da sua sustentabilidade, através da criação de ferramentas práticas capazes de traduzir as estratégias teóricas (Bélanger, et al., 2012; Vilela & Costa,

2010). Esta medição deverá ser feita em diferentes sistemas de produção, de modo a inferir qual o mais sustentável e quais as práticas a implementar, numa tentativa de responder aos objetivos anteriormente traçados.

Por conseguinte, no presente capítulo serão descritos os métodos escolhidos e aplicados quer no campo, para inventariação das espécies faunísticas e recolha de dados, quer na recolha de informação científica e análise desses mesmos dados que suportarão a escolha e os cálculos dos indicadores relativos à fauna terrestre, os quais permitiram desenvolver um *ranking* de sustentabilidade (ilustração 4), cuja estrutura é explicada nos pontos abaixo.

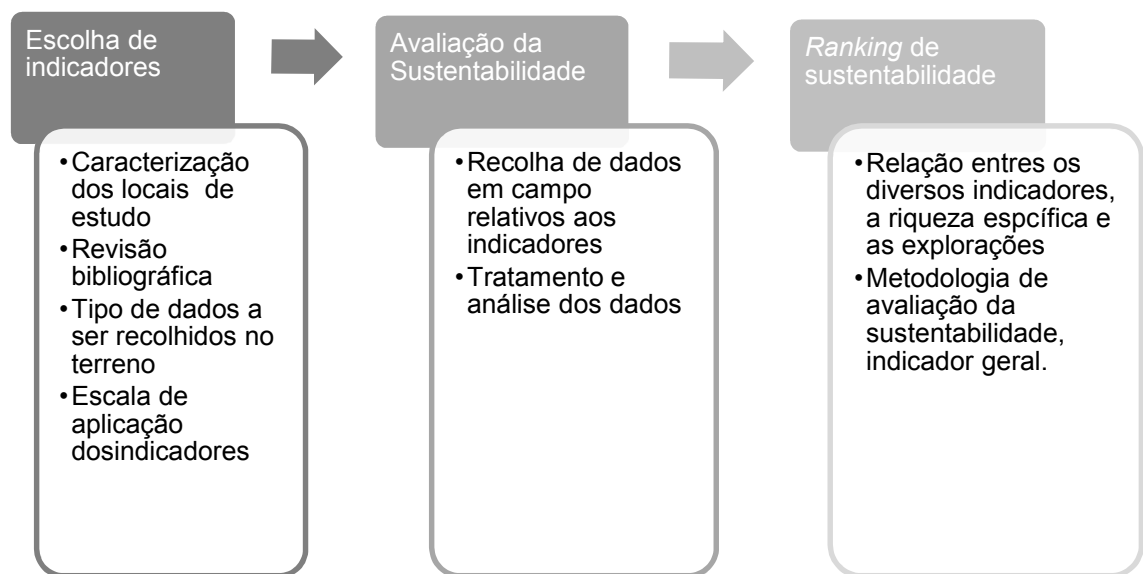


Figura 4: Esquema síntese da organização metodológica do presente estudo.

2.1 Inserção num projeto multidisciplinar, em contexto empresarial, como componente auxiliar

Como referido no capítulo 1.5 “Objetivos”, este estudo está inserido num projeto de maior dimensão, intitulado “Sustentabilidade Agrícola”, ao encargo da empresa Ecoinside Lda., e que compreende quatro componentes, e quatro equipas de trabalho pertencentes a diferentes instituições, designadamente a Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, a Escola Superior Agrária de Coimbra, assim como pertencentes à própria equipa técnica da Ecoinside, e teve como objetivo principal a criação uma metodologia pioneira de avaliação da sustentabilidade de uma perspetiva holística. O projeto criou uma sinergia entre a ecologia e a socio-economia, tendo como pilar a componente agronómica, apoiada pelas componentes da fauna, flora,

água e economia. A componente economia não foi tida em conta para a presente dissertação, dado tratar-se apenas de um estudo de sustentabilidade ambiental. Esta dissertação é parte integrante do estudo elaborado para a componente fauna, e faz a exposição de todo o trabalho desenvolvido a nível metodológico, pela respetiva equipa (ECOINSIDE, 2013).

Foi, então, lançado o desafio à empresa de criar uma metodologia funcional generalista de avaliação da sustentabilidade que permitisse estabelecer um *ranking* de explorações agrícolas segundo o seu maior ou menor nível de sustentabilidade, e que poderia ser aplicada a qualquer exploração e contexto ambiental. Para tal, a equipa teria como exemplo de estudo quinze explorações espalhadas por três regiões de Portugal continental, que forneceriam os dados para a calibração e aplicação da metodologia. Estas 15 explorações apresentam uma grande variedade de estruturas, e dividem-se entre os sectores frutícola e hortícola. Para efeitos comparativos foram avaliadas pelo menos duas explorações de cada produto, nunca pertencendo as duas à mesma região. Ou seja, foram avaliadas duas explorações de morango de duas diferentes regiões e duas explorações de maçã de duas diferentes regiões, no sector frutícola; e ainda três explorações de alface de duas diferentes regiões, quatro explorações de tomate e quatro explorações de curgete igualmente de duas diferentes regiões, no sector hortícola (ECOINSIDE, 2013).

Cada uma das equipas de trabalho escolheu para cada componente o conjunto de indicadores que melhor traduziam a realidade das explorações relativamente à componente que estavam responsáveis por avaliar. Após o seu cálculo, esses indicadores foram traduzidos em valores concretos pela aplicação de índices ou escalas, e finalmente cada componente chegou a um indicador composto (também designado abrangente) que se constitui a partir do conjunto de indicadores parciais. Esse indicador composto foi apresentado numa escala de 1 a 5, de modo a ser integrado num gráfico de fácil interpretação que permitiu comparar o nível de sustentabilidade de cada componente, para cada exploração. Adicionalmente, e ainda utilizando os indicadores compostos, fez-se uma ponderação final que resultou num indicador geral de cada exploração que traduziu o seu nível de sustentabilidade tendo em conta todas as componentes (ECOINSIDE, 2013).

2.2 Caracterização das áreas de estudo

Para efeitos do projeto Agricultura sustentável, foi então solicitada a avaliação de diferentes explorações divididas por três regiões de Portugal Continental, aqui

designadas por 1 (Oeste), 2 (Minho) e 3 (Beiras). No total foram avaliadas quinze explorações, designadas de A a O, sendo as duas primeiras, A e B, explorações de morango, uma da região 1 e outra da região 2; C, D são explorações de maçã, da região 3 e 1 respetivamente; E, F e G são explorações de alface em que as duas primeiras pertencem à região 1 e a última pertence à região 2; de H a K estão representadas as explorações de curgete, sendo as duas primeiras pertencentes à região 1 e as duas últimas pertencentes à região 2; finalmente de L a O estão representadas as explorações de tomate, também neste caso as duas primeiras pertencem à região 1 e as duas últimas à região 2. Para efeitos comparativos, foram sempre selecionadas pelo menos duas culturas do mesmo produto, ambas obrigatoriamente de regiões diferentes.

Para uma correta escolha dos indicadores a utilizar na avaliação da sustentabilidade foi tida em conta a escala de aplicação e as características ambientais das explorações (Bélanger, et al., 2012). De acordo com o definido pela Convenção de Diversidade Biológica, foi efetuada uma abordagem ao nível do ecossistema, sendo este um enquadramento ótimo para este tipo de estudos. Neste contexto, os indicadores foram escolhidos pela sua adaptabilidade à escala local, tendo em conta as características ambientais das explorações, que se encontram sucintamente caracterizadas na tabela 1. Ainda, caracterizaram-se genericamente as regiões: as regiões 1 e 2 situam-se no litoral, com um clima atlântico ou de influência atlântica com chuvas frequentes e invernos mais amenos, estando localizadas no centro sul (cujos substratos predominantes são arenosos e calcários com ombroclima sub-húmido a húmido e apresentando quantidades de frio invernal muito baixas) e no norte do país (apresentando um ombroclima húmido a hiper-húmido, e substratos predominantemente graníticos), respetivamente. A região 3 situa-se no interior norte do país com um clima mediterrâneo de invernos rigorosos e verões intensos (Costa et.al, 1998).

Tabela 1: Correspondência ente os produtos, as regiões e as explorações estudadas, e breve caracterização dessas mesmas explorações.

Produto	Região	Exploração	Características da exploração
Morango	1	A	Culturas em solo original, arenoso; uma parte com cobertura e outra parte sem; circundadas por eucaliptal para proteção da cultura contra o vento; polinização natural; microirrigação e fertirrega.
	2	B	Cultura em hidroponia suspensa, em estufa; utilização de substrato; polinização efetuada por <i>Bombus sp.</i> ; microirrigação e fertirrega; captura de água a partir de

			furos.
Maçã	3	C	Pomar em solo original; polinização natural aliada com a instalação de colmeias; microirrigação e fertirrega; captura de água a partir de furos.
	1	D	Pomar em solo original; circundado de pinhal para proteção da cultura; polinização natural; utilização de auxiliares para controlo biológico; microirrigação.
Alface	1	E	Cultura em solo original; ao ar livre; circundada por pequenas valas com ribeiros e alguns carvalhos; polinização natural; microirrigação e fertirrega.
		F	Cultura em solo original; em estufa e ao ar livre; rega por aspersão a partir do teto da estufa.
	2	G	Cultura em solo original; ao ar livre; circundada por eucaliptal e mata; polinização natural; rega por aspersão; captação de água a partir de furos.
Curgete	1	H	Cultura em substrato; em estufa; hidroponia; polinização efetuada por <i>Bombus sp.</i> ; utilização de auxiliares para controlo biológico; microirrigação e fertirrega; captação de água a partir de furos ou de uma pequena barragem; produção própria de energia através um gerador e aproveitamento do carbono libertado na combustão encaminhando-o para a estufa de modo a aumentar a produtividade das plantas.
		I	Cultura em solo original; em estufa; circundada por matagal típico de zonas dunares; polinização efetuada por <i>Bombus sp.</i> ; microirrigação e fertirrega; captação de água a partir de um furo intercalado com utilização das reservas de armazenamento de água da chuva.
	2	J	Cultura em substrato; em estufa; polinização efetuada por <i>Bombus sp.</i> ; microirrigação e fertirrega conjugadas com micro-aspersão; captação de água a partir de furos.
		K	Cultura em substrato, impermeabilizado; em estufa; hidroponia; circundada por mata; polinização efetuada por <i>Bombus sp.</i> ; utilização de auxiliares para controlo biológico; microirrigação e fertirrega; captação de água a partir de um poço.
Tomate	1	L	Cultura em substrato; em estufa; hidroponia; polinização efetuada por <i>Bombus sp.</i> ; utilização de auxiliares para controlo biológico; microirrigação e fertirrega; captação de água a partir de furos ou de uma pequena barragem; produção própria de energia através um gerador e aproveitamento do carbono libertado na combustão encaminhando-o para a estufa de modo a aumentar a produtividade das plantas.
		M	Cultura em solo original; em estufa; circundada por matagal típico de zonas dunares; polinização efetuada por <i>Bombus sp.</i> ; microirrigação e fertirrega; captação de água a partir de um furo intercalado com utilização das reservas de armazenamento de água da chuva.
	2	N	Cultura em substrato; em estufa; polinização efetuada por <i>Bombus sp.</i> ; utilização de auxiliares para controlo biológico; microirrigação e fertirrega conjugadas com

			micro-aspersão; captação de água a partir de furos.
		O	Cultura em substrato; em estufa; hidroponia; circundada por mata; polinização efetuada por bombos; utilização de auxiliares para controlo biológico; microirrigação e fertirrega; captação de água a partir de um poço.

2.3 Escolha de Indicadores relativos à fauna terrestre

No contexto do presente trabalho, a aplicação de indicadores foi a forma escolhida para inferir a sustentabilidade nas explorações em análise, permitindo medir o estado da biodiversidade no sistema pela sua capacidade de exprimir de forma simplificada os processos que ocorrem na realidade (Bélanger, et al., 2012), constituindo instrumentos de extrema utilidade neste tipo de avaliação (Vilela & Costa, 2010). Assim, os indicadores foram inseridos num contexto, este mesmo contexto foi obtido através da anterior caracterização dos locais de estudo, e de um levantamento dos elementos do sistema considerados relevantes para a sustentabilidade, aquando da primeira visita de campo exploratória (Vilela & Costa, 2010). Depois de caracterizados os locais de produção e definidas as metodologias de recolha de dados, que privilegiaram a obtenção de dados de riqueza específica (sendo esta uma medida simplista da diversidade que fornece o número de variedades de um dado grupo), foram então selecionados os indicadores a aplicar no estudo da fauna.

Assim, os indicadores escolhidos como relevantes para o respetivo estudo (tendo em conta a natureza dos dados) foram: percentagem de ocorrência de cada um dos grupos taxonómicos abordados; densidade de espécies (Índice de Margalef (DMg) modificado); e diversidade de insetos (índice de Shannon-Wiener), grupo para o qual foi possível aferir a abundância e não apenas a presença ou ausência (Martini & Prado, 2010), como será explicado no capítulo seguinte.

2.4 Recolhas em campo dos dados da fauna

Nesta fase serão descritas as metodologias utilizadas pela equipa da componente fauna para a recolha de dados em campo, para os diferentes grupos taxonómicos: anfíbios, répteis, aves mamíferos, insetos. As metodologias utilizadas para a recolha dos dados relativos à fauna terrestre, serão descritas nos subcapítulos adjacentes, para cada um dos grupos taxonómicos estudados, e estes dados foram posteriormente utilizados no cálculo dos indicadores selecionados para a fauna terrestre. De salientar que o desenho das metodologias de recolha de dados no

terreno e a sua aplicação foram da responsabilidade da equipa técnica da componente fauna, bem como o desenho da metodologia de análise desses dados. As descrições do procedimento de prospeção abaixo encontram-se detalhadas em Brito et al. (2014).

2.4.1 Anfíbios e Répteis

Relativamente à herpetofauna foram recolhidos dados de presença/ausência, pela inventariação de espécies, em três visitas de campo a cada uma das explorações (incluindo o terreno marginal), tendo sido uma primeira visita exploratória de reconhecimento, e duas visitas para identificação e inventariação das espécies. Esta identificação foi feita por prospeção intensiva, procurando a observação direta dos indivíduos. No caso das espécies pertencentes à ordem Anura, foi também possível a sua identificação por observação indireta através das vocalizações dos machos. As visitas realizaram-se entre Maio e Outubro de 2013. Para além da prospeção no terreno, junto dos habitats potenciais deste grupo, foram também investigados todos os corpos de água encontrados nas explorações, nomeadamente pequenas linhas de água, poços, tanques ou lagos de armazenamento de água da chuva, procurando observar larvas e girinos de anfíbios para além dos indivíduos adultos.

Por limitações nos recursos e na logística, não foram realizadas visitas no período noturno. Não obstante, as visitas foram distribuídas por diferentes períodos do dia, tentando no conjunto conseguir o maior alcance temporal possível numa tentativa de maximizar as condições de detetabilidade das espécies. Foram ainda tidas em conta as condições meteorológicas, e sempre que possível as visitas foram realizadas com céu limpo ou pouco nublado, vento fraco, e temperaturas acima dos 18°C. A identificação dos indivíduos foi feita com recurso a Ferrand de Almeida, et al., 2001, e foram registadas todas as espécies encontradas.

2.4.3 Aves

No que respeita à avifauna, foram igualmente realizadas, para cada exploração, três visitas de campo sendo a primeira exploratória, tal como havia sido descrito para a herpetofauna. Foram também recolhidos dados de presença/ausência das espécies deste grupo, procedendo-se de três formas: prospeção num transecto de 10 min., abrangendo o mais possível a diversidade de habitats existentes na exploração; dois pontos de escuta, com a duração de 5 min., localizados em pontos estratégicos, tentando ser representativos da exploração e dos habitats potenciais deste grupo dentro da mesma; e finalmente, registo de todas as ocorrências ocasionais de

espécies. A metodologia usada foi uniforme para todas as explorações garantindo a comparabilidade. Neste caso não foram também realizadas prospeções noturnas. Como apoio na identificação foi utilizado o guia de campo de Bruun et.al (1995), e todas as espécies encontradas foram registadas num caderno de campo. As visitas decorreram igualmente entre Maio e Outubro de 2013.

2.4.4 Mamíferos

Mais uma vez, para o grupo dos mamíferos o procedimento foi muito idêntico ao utilizado nos grupos anteriores, realizando-se também três visitas a cada exploração, em que a primeira foi exploratória. Pela impossibilidade de realizar visitas no período crepuscular e noturno, as espécies da ordem Chiroptera não foram consideradas para esta inventariação. Foram igualmente recolhidos dados de presença e ausência das espécies de mamíferos habitantes e visitantes da área da exploração e da área marginal. A prospeção foi feita por observações direta de indivíduos, ou por reconhecimento indireto através de prospeção dirigida, identificação de cadáveres, visualização de tocas e outros indícios como excrementos, latrinas, pegadas, trilhos e restos de alimento, recorrendo para isso a bibliografia especializada: Brown *et al.* 1984; Castells e Mayo 1993; Macdonald e Barret 1993; Sanz 2003. As prospeções foram feitas num transecto linear, abrangendo os habitats potenciais deste tipo de espécies. Todos os indivíduos detetados foram registados num caderno de campo. As visitas decorreram igualmente entre Maio e Outubro de 2013.

2.4.5 Insetos

O grupo taxonómico dos insetos apresenta uma elevada complexidade no que diz respeito à identificação dos níveis taxonómicos inferiores, constituídos por numerosas espécies e, por esse motivo a análise foi restringida aos insetos polinizadores, dada a sua elevada importância para os ecossistemas agrícolas. Para tal, foi necessário fazer uma triagem das famílias a englobar no estudo, bem como desenhar com detalhe metodologias de prospeção e identificação especiais para este grupo.

As técnicas de recolha de campo foram cuidadosamente selecionadas na tentativa de inventariar o maior número de espécies, géneros ou famílias, e de indivíduos por nível taxonómico. Foram realizadas também neste caso, três visitas a cada uma das explorações, sendo a primeira uma visita exploratória. Foram utilizadas as seguintes metodologias par a inventariação da entomofauna existente nas explorações:

- i. *Pan traps*: consiste na utilização de pratos ou bacias coloridas de PVC, com cores atrativas para os insetos, nas quais se verte uma solução de água e umas gotas de detergente para reduzir a tensão superficial da água e fazer com que os insetos afundem. Foi utilizada a cor amarela, comumente usada nesta técnica, e que permite atrair um maior número de polinizadores. Além disso importa referir as bacias mediam cerca de 18,5 cm de diâmetro no topo, por 8 cm de altura. Em todas as explorações foram colocados 10 recipientes, e deixados no local durante 5 horas. Estas armadilhas foram posicionadas nos locais que se presumiu serem mais adequados para a captura de polinizadores. Os indivíduos capturados foram armazenados em pequenos tubos de plástico e conservados em álcool etílico a 70%, de modo a poder posteriormente proceder-se à sua correta identificação em laboratório, sem que o espécime apresentasse qualquer grau de degradação.
- ii. *Sweep netting*: técnica utilizada para capturar invertebrados que habitem na vegetação rasteira, designadamente em herbáceas. Consiste no varrimento rápido da vegetação com uma rede de malha fina, apropriada para o efeito. Da mesma forma que na técnica anterior, os indivíduos são recolhidos para tubos próprios e conservados em álcool etílico a 70%, para serem posteriormente identificados em laboratório. Esta técnica foi aplicada para a inventariação de insetos habitantes nas zonas marginais das explorações.
- iii. *Transectos*: esta técnica, ao contrário das anteriores que poderiam danificar as culturas ou estorvar o trabalho dos agricultores, é ideal para a captura de insetos que habitem nas próprias culturas. Assim, foram efetuados transectos de 20 min. em cada tipo de cultura existente. Foi usado novamente um pequeno tubo para a captura de indivíduos observados sobre o cultivar, e foram conservados em álcool etílico a 70%, tal como foi efetuado nas técnicas anteriores.
- iv. Observação casual: para além da inventariação feita pelas técnicas anteriores, foram também registadas as presenças de insetos apenas observados (dentro do grupo dos polinizadores), mas não capturados.

Finalmente, os dados e espécimes recolhidos e conservados foram enviados para especialistas internacionais, contactados pela Ecoinside, para serem devidamente identificados. Tentou-se sempre que possível identificar os indivíduos até ao mais baixo nível taxonómico, mas por vezes foi apenas possível identificar até à família.

2.5 Automatização dos Cálculos

Tendo em conta o elevado volume de dados a processar para serem utilizados nos cálculos dos indicadores de fauna, foi construído um documento em *Microsoft Excel* contendo três tabelas diferentes: uma primeira tabela onde seriam anotadas as presenças e ausências das espécies dos grupos taxonómicos em estudo para cada exploração e as respetivas contagens (Anexo I e II); uma segunda tabela que utilizando as células da primeira introduz as funções matemáticas necessárias aos cálculos dos indicadores (tabela 3); e finalmente uma terceira tabela que utiliza os valores da segunda e os transforma numa concatenação matemática utilizando a *função SE* do *Excel*, para os padronizar numa escala de 1 a 5 (Anexo III). O principal objetivo deste passo, para além de disponibilizar uma plataforma rápida de digitalização dos dados, foi criar um sistema automatizado de tabelas cuja inserção de um novo dado levaria à alteração automática dos resultados, sem que seja então necessário refazer todas as fórmulas de cada vez que novos dados fossem introduzidos.

2.6 Processamento dos dados da fauna

Dos dados recolhidos no campo, foram identificados os indivíduos, sempre que possível até ao nível taxonómico inferior (espécie), no entanto isso nem sempre foi possível nomeadamente no caso dos insetos. Posteriormente foram anotadas as espécies observadas e assinaladas na primeira tabela do Excel com o número 1 caso estivessem presentes numa dada exploração e com 0 caso não fossem detetadas. Este procedimento foi repetido também para o processamento dos dados resultantes da recolha bibliográfica. Sendo que a amostragem em campo dificilmente é suficientemente exaustiva (o que acarretaria custos insuportáveis para os projetos) as inventariações de espécies são completadas com informação disponível na literatura, utilizando dados publicados e validados cientificamente. Para os diferentes grupos taxonómicos foram usadas diferentes fontes bibliográficas: Loureiro et al. (2008); Equipa Atlas (2008); Aves de Portugal (s/d).

Em Aves de Portugal (s/d), é disponibilizado um inventário completo de observações de avifauna ao longo dos anos, para todos os distritos do país. Como tal, foram utilizados os dados disponíveis para os distritos aos quais pertencem as explorações em estudo, e posteriormente foram igualmente processados usando o sistema binário.

Por outro lado, os documentos Loureiro et al. 2008 e Equip Atlas, 2008 disponibilizam a informação relativa à distribuição das espécies sob a forma de quadrículas UTM 10x10km. Como tal, foi imperativo determinar com rigor a que quadrícula do atlas pertenceria cada exploração. Assim as explorações foram assinaladas no mapa (utilizando a ferramenta gratuita *Maps* da empresa *Google*) utilizando as coordenadas recolhidas no terreno. Estes mapas foram transformados em imagens, assim como o mapa de quadrículas dos atlas, disponibilizado para consulta on-line em SPEA (s/d). Finalmente ambas as imagens foram georreferenciadas com recurso ao *software ArcGis*, utilizando como base uma *shapefile* de Portugal continental obtida em IGP (s/d), e sobrepostas de modo a perceber a que quadrícula pertenceria o ponto no mapa representativo de cada exploração. Ainda, em SPEA (s/d) está disponível uma base de dados que permite corresponder a quadrícula ao seu respetivo código (mapa 1). Uma vez identificado o código de cada quadrícula contendo as explorações, foi possível no atlas identificá-las (tabela 2) e foram anotadas as espécies que apresentavam distribuição nessas mesmas quadrículas. Estes dados foram igualmente processados na primeira tabela do *Excel* utilizando o sistema binário (0 e 1).

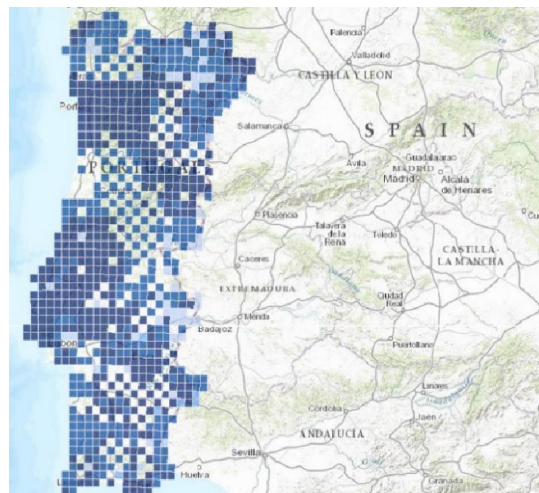


Figura 5: Imagem do mapa de quadrículas disponibilizado em SPEA (2013).

Tabela 2: Correspondência entre a exploração e o respetivo código no atlas.

	Exploração	Código da quadrícula
	A	MD86
Morango	B	NF39
	C	PF04
Maçã	D	ND18
	E	MD73
	F	MD70
Alface	G	NF28
	H	MD73
	I	MD73
	J	NF59
Corgete	K	NG20
	L	MD73
	M	MD73
	N	NF59
Tomate	O	NG20

Contudo, as diversas fontes bibliográficas, respeitantes ao grupo das aves, não se mostravam coerentes ao nível da corrente taxonómica a seguir. Por isso, foi necessário uniformizar a taxonomia, usando por base a nomenclatura sugerida na mais recente edição de Clements et. al (2013). Também a nomenclatura dos grupos répteis e anfíbios foi revista e atualizada segundo a adenda feita a Ferrand de Almeida, et al. (2001) publicado pelo Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos genéticos (CIBIO). Relativamente aos grupos dos mamíferos e dos insetos, não existem ainda para Portugal uma organização espacial dos dados em formato atlas. Como tal, os dados utilizados resultam apenas das observações realizadas no campo.

No entanto, para o grupo dos insetos, como foi referido no capítulo 2.4.5 “Recolhas de campo – Insetos”, pela elevada quantidade de *taxa* e pela sua difícil identificação, foram selecionados apenas os polinizadores e mesmo dentro deste grupo foi necessário escolher os grupos que melhor se adequam a este tipo de estudo, e cujos dados sejam passíveis de ser recolhidos e tratados no tempo disponível para a elaboração do projeto. Neste contexto, foram selecionados os seguintes grupos: moscas polinizadoras (Tachinidae e Syrphidae), abelhas (Apoidea) e as borboletas diurnas (Rhopalocera). Esta escolha justifica-se:

- i. TACHINIDAE: constituem uma família muito diversa, de várias espécies de moscas polinizadoras de uma grande diversidade de plantas. No entanto, a importância deste grupo para a polinização ainda não é suficientemente conhecida. Por outro lado, é um grupo bem conhecido pelo seu ciclo de vida, sendo parasita de outros invertebrados durante a fase larvar. Assim, fornece um importante serviço à agricultura pelo contributo no controlo de pragas, juntamente com outro tipo de parasitas, logo o aumento da diversidade florística no agrossistema leva ao aumento deste tipo de inimigos naturais das pragas, aumentando a eficiência do biocontrolo. Por estas razões este grupo foi considerado relevante para os serviços de ecossistema no sector agrícola.
- ii. SYRPHIDAE: constituem igualmente uma família de moscas sendo, depois das abelhas, os polinizadores mais importantes. E tal como os TACHINIDAE, são importantes também pelo seu ciclo de vida, sendo um grande número de espécies deste grupo, na fase larvar, predadores de afídeos, psílídeos e outras pragas. O aumento do efetivo populacional deste tipo de invertebrados apresenta assim um duplo benefício para os agrossistemas, tanto pelo contributo para a polinização como pelo biocontrolo que exercem sobre importantes pragas, justificando-se assim a sua escolha.
- iii. APOIDEA: constituem uma família de himenópteros muito diversos, a maioria das espécies são nomeadas de abelhas solitárias, sendo as fêmeas as únicas responsáveis pela construção do ninho e pela gestão da prole. É a mais importante família de polinizadores, alimentando-se exclusivamente de néctar e pólen em todo o ciclo de vida, são assim espécies de extrema importância, adquirindo estatuto de espécie-chave do ecossistema. A espécie mais conhecida a *Apis mellifera* (abelha doméstica), é uma importante polinizadora, embora a sua maior eficácia esteja dependente do tipo de colheita e das

condições ambientais. Esta espécie é comumente utilizada em agrossistemas, mas a polinização não deve estar dependente de apenas uma espécie, dado que isso acarreta riscos muito elevados para as culturas em caso de ser introduzida aleatoriamente alguma perturbação que afete estas populações, como o caso do surgimento de uma espécie exótica que seja uma ameaça para estas espécies ou do surgimento de algum tipo de doença. Assim, existem também diversas espécies de abelhas selvagens que visitam as culturas, e que contribuem parcial ou mesmo totalmente para a polinização destas, com um elevado grau de eficácia. É importante apostar na conservação destas espécies selvagens pela sua importância para os serviços de ecossistemas, no contexto agrícola, e contribuindo para o aumento da polinização e conseqüentemente da produtividade das culturas. Este é então, por razões óbvias, um grupo indispensável a este tipo de estudo.

- iv. RHOPALOCERA (Hesperioidea e Papilionoidea): constitui uma família de borboletas diurnas, que embora não sejam os polinizadores mais importantes, são ótimos bioindicadores, nomeadamente das mudanças nas populações de outros insetos, mostrando como mudanças rápidas no ecossistema podem afetar essas mesmas populações. Por este duplo benefício que prestam ao agrossistema, considerou-se também este grupo no presente estudo.

Das várias técnicas, supra descritas, para a recolha de dados relativos ao grupo dos insetos, as técnicas mais vantajosas pelo fornecimento de maior volume de dados foram as *pan traps* para as famílias TACHINIDAE, SYRPHIDAE e APOIDEA, e a observação casual para o grupo Rhopalocera. Também nos transectos não foi possível identificar níveis taxonómicos inferiores à família, para estes grupos. Mas com esta técnica foi recolhida alguma variedade de dípteros e himenópteros (Diptera e Hymeniptera), constituindo estas ordens importantes grupos de polinizadores. Assim foram ainda considerados para esta análise os dados relativos a estas ordens, tendo-se identificado os indivíduos até ao nível da família.

2.7 Cálculo dos Indicadores relativos aos dados da fauna terrestre

Com base no conjunto de dados recolhidos no terreno e na literatura obteve-se uma metodologia que integra conjuntos de indicadores específicos tendo em conta o contexto e escala de aplicação (Bélanger, et al., 2012; Vilela & Costa, 2010). Assim, numa primeira fase os indicadores foram calculados individualmente (na segunda

tabela do documento *Excel* automatizado), e posteriormente sujeitos a uma concatenação matemática de modo a transformar os seus valores numa escala de 1 a 5 (1 – o menos sustentável; 5 – o mais sustentável) (na terceira tabela do documento *Excel* automatizado), para posterior integração na metodologia geral de avaliação, juntamente com as restantes componentes. Seguidamente descreve-se o modo de cálculo dos diversos índices.

A percentagem de ocorrência de cada grupo taxonómico foi calculada, para cada exploração, utilizando uma razão entre o valor de riqueza específica do grupo (total de presenças das espécies da categoria taxonómica) e o valor da riqueza específica total para o local em questão (total de presenças de espécies), multiplicado por 100:

$$\text{Percentagem de Ocorrência} = \frac{\text{Presenças Grupo}}{\text{Presenças Totais}} \times 100$$

O índice de Margalef (DMg) permite calcular a densidade de espécies, ou seja, tem em conta não só o número de espécies presentes mas também a área de amostragem. Há várias modificações da fórmula original deste índice. Neste estudo foi usada uma variante que permite comparar a densidade de espécies para explorações com valores de área muito díspares, como é o caso dos locais em estudo. Esta variante do DMg divide o valor total das presenças num dado local pelo logaritmo neperiano da área da exploração em metros quadrados (Martini & Prado, 2010):

$$DMg = \frac{\text{Presenças Totais} - 1}{\text{Ln}(\text{área})}$$

Relativamente aos valores obtidos para o grupo “insetos”, pela existência de dados de abundância, foi possível calcular um índice de diversidade tendo em conta os diferentes tipos de dados obtidos da metodologia de recolha *pan-traps* e transectos. Assim foi calculado um índice de diversidade de Shannon-Wiener para cada uma destas metodologias. Este índice pode ser aplicado a diversas escalas, neste caso será aplicado à escala do grupo taxonómico da família, e consiste no somatório da abundância de cada grupo (p_i) multiplicada pelo seu logaritmo neperiano, sendo que essa abundância é calculada dividindo o número de indivíduos de um dado grupo na amostra pelo número total de indivíduos amostrados (Martini & Prado, 2010):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \text{Ln } p_i, \text{ em que } p_i = n_i/N$$

Finalmente, os valores dos indicadores foram convertidos numa escala de 1 a 5 com recurso à *função SE*, uma ferramenta do *Microsoft Excel* que permite criar uma condição específica (neste caso um intervalo de valores) e fazê-la equivaler a um valor

se a condição for “verdadeira” e a outro valor se a condição for “falsa”. O intervalo de valores é definido entre o valor máximo e mínimo que o indicador atinge, relativamente à percentagem de ocorrência o intervalo é 0 a 100 por se tratar de um valor percentual; A fórmula seguinte apresenta a formulação da *função SE*:

$SE(C12>80;5;SE(C12>60;4; SE(C12>40;3; SE(C12>20;2;1))))$, sendo C12 uma célula correspondente a um valor ou percentagem de ocorrência de um dos grupos taxonómicos ou de DMg. Relativamente ao DMg como o indicador não tem um teto definido, foi considerado o intervalo de valores que este indicador apresenta nesta amostra, ou seja, entre 19 e 45 e não zero a cem.

Do conjunto destes indicadores surge uma classificação das explorações quando à maior ou menor sustentabilidade, traduzida pela escala acima definida, no contexto da fauna. De modo a conjugar os diferentes indicadores específicos foi concebido um “indicador abrangente”, resultante da média simples dos valores escalares de cada indicador. Este indicador abrangente traduz de uma forma coerente os resultados do conjunto, permitindo ter uma visão global e comparativa do nível de sustentabilidade das diferentes explorações (no que respeita à componente fauna terrestre). A partir desta metodologia foi construída uma metodologia geral, que integra as restantes componentes do projeto, em que cada uma traduz os seus indicadores num indicador abrangente na mesma escala de 1 a 5, contribuindo para a comparabilidade entre componentes e entre explorações, e possibilitando uma compreensão mais alargada do estado das explorações e dos pontos fortes das mesmas.

2.8 Obtenção dos dados e dos indicadores relativos às restantes componentes

De modo a realizar uma análise holística da sustentabilidade, e no contexto do projeto “Agricultura Sustentável”, foram recolhidos também os dados relativos aos indicadores das restantes componentes (para além da fauna), selecionados pelas respetivas equipas de trabalho que gentilmente forneceram a informação a ser integrada no presente estudo. Estes dados e as respetivas metodologias de recolha e cálculo encontram-se referidos em Alves et al. (2014), Santos (2014) e Formigo et al. (2014). Nos subcapítulos seguintes descrever-se-á sucintamente essas metodologias aplicadas pelas várias componentes, que levou à seleção e cálculo dos seus indicadores.

2.8.1 Componente Flora

O desenho metodológico e a execução do mesmo, para a componente flora, foram da responsabilidade da equipa técnica responsável por esta componente; e os procedimentos seguidamente descritos têm por base as descrições metodológicas constantes em Alves et al. (2014).

Assim, pela aplicação da metodologia indicada em Bunce, et al. (2011): cartografia e caracterização de GHCs na paisagem agrícola. Foram cartografados os valores naturais presentes em cada exploração, sendo que esta metodologia é largamente utilizada em diversos estudo, locais e regiões da Europa do mundo, pela sua elevada abrangência no que respeita à diversidade de ecossistemas e pela sua robustez teórica, baseada na classificação das formas de vida das plantas de Raunkier.

Os GHCs baseiam-se nas *Life forms* (LF), completando com informações adicionais acerca do ambiente e composição do habitat. Foram utilizados na classificação primária de ecossistemas e habitats, como são aplicáveis a nível nacional e internacional criam uma uniformização do procedimento metodológico aplicado a este tipo de estudos. Esta classificação pode incluir também, para além as LF, *Non life forms habitat* (NLF) como zonas urbanas, vegetação esparsa, rochas, entro outros. Esta metodologia deve ser seguida de forma rigorosa de modo a evitar distorções e garantir a fiabilidade dos resultados, é importante também que os dados utilizados sejam atuais, nomeadamente os ortofotomapas. A observação no terreno mostrou-se o processo mais importante de recolha de dados, no entanto foi complementada em laboratório.

Pela análise vertical da cobertura vegetal foram obtidas 6 categorias principais de classificação: urbano ou construído, cultivado, vegetação esparsa, herbáceas de zonas húmidas, outras herbáceas, vegetação lenhosa:

- i. Urbano (URB): aplica-se a zonas construídas ou não construídas mas relacionadas com algum tipo de infraestrutura (por exemplo Jardins). Esta categoria, tal como a categoria cultivado (seguidamente descrita) não são classificadas tendo em conta as LF ou NLF, mas sim o uso do solo. Para as explorações cartografadas foram reconhecidas as seguintes subcategorias: Artificial (ART) inclui todos os terrenos com edifícios, asfalto ou cobertos por outro material artificial como as estufas ou solos cobertos com materiais impermeáveis; Urbano sem Vegetação (NON) inclui todos os solos sem vegetação classificados como urbanos, por exemplos os caminhos abertos entre os campos e as estufas; Urbano com herbáceas (GRA) inclui solos

classificados como urbanos mas cobertos com vegetação e menos de 30% de árvores e arbustos, por exemplo relvados; Urbano com árvores e arbustos (TRE) inclui solos classificados como urbanos mas cobertos de vegetação lenhosa com mais de 60cm, por exemplo árvores de fruto isoladas ou jardins.

- ii. Cultivado (CUL): aplica-se a zonas de cultivo mais ou menos extensas, não impermeabilizadas. Para as explorações cartografadas foram reconhecidas as seguintes subcategorias: Culturas Herbáceas (CRO) que inclui culturas anuais e também culturas herbáceas de vida longa, por exemplo alface e couve (respetivamente); Culturas lenhosas (WOC) que inclui lenhosas perenes, por exemplo pomares; Terreno lavrado sem vegetação (SPA) que inclui terrenos lavrados recentemente, mas ainda sem cultivares.
- iii. Esparsamente vegetado (SPV): aplica-se a terrenos com menos de 30% de cobertura vegetal, com elementos terrestres ou aquáticos, por exemplo afloramentos rochosos ou charcos sem vegetação. Para as explorações cartografadas foi reconhecida a seguinte subcategoria: Aquático (AQU) que inclui elementos de água permanentes como rios ou lagos, com menos de 30% de cobertura vegetal caso contrário são classificados como Hidrófitas emergentes ou submersas (EHY e SHY, respetivamente);
- iv. Vegetação lenhosa (TRS): aplica-se a elementos com mais de 30% de cobertura vegetal, e ainda 30% dessa vegetação é dominada por árvores ou arbustos. Esta categoria, tal como a categoria Vegetação herbácea (seguidamente descrita) são classificadas segundo as formas de vida. Para as explorações cartografadas foram reconhecidas as seguintes subcategorias: Fanerófitas de floresta (FPH) que inclui árvores com mais de 5m de altura, como *Quercus robur* (carvalho-alvarinho) ou *Pinus pinaster* (pinheiro bravo); Fanerófitas altas (TPH) que inclui arbustos altos, com os gomos entre os 2 e os 5m de altura, por exemplo *Crataegus monogyna* (pilriteiro) ou *Sambucus nigra* (sabugueiro); Fanerófitas médias (MPH) que inclui arbustos médios, com os gomos entre os 60cm e os 2 m de altura, por exemplo *Ulex europaeus* (tojo-arnal) ou *Cytisus multiflorus* (giesta-branca); Fanerófitas baixas (LPH) que inclui arbustos baixos, com os gomos situados entre os 30 e os 60cm de altura, por exemplo *Lavandula pedunculata* (rosmaninho) ou *Cistus psilosepalus* (sanganho); Caméfitas arbustivas (SCH) que inclui subarbustos baixos, com os gomos entre os 5 e os 30cm de altura, por exemplo *Teucrium salviastrum* (pólio) ou *Thymos zygis* (tomilhinho); Caméfitas anãs (DCH) que inclui arbustos anões, com os gomos abaixo dos 5cm de altura, por exemplo *Thymus caespitius* (tomentelo). As formas de vida lenhosas podem também ser

- classificadas quanto à estratégia foliar: caducifólias (DEC), perenifólias (EVR), perene com folhas ausentes ou efémeras (NLE), podendo ainda ser incluídas na classificação a fisionomia tais como a cana (BAM) ou a trepadeira (CRE).
- v. Vegetação herbácea (HER): aplica-se a elementos com mais de 30% de cobertura vegetal, em que menos de 30% dessa cobertura é dominada por árvores ou arbustos. Subdivide-se em herbáceas de zonas húmidas (HEL, SHY, EHY) e outras herbáceas. Para as explorações cartografadas foram reconhecidas as seguintes subcategorias: Hemicriptófitas cespitosas (CHE) que inclui plantas vivazes de fisionomia graminóide como gramíneas, juncáceas e ciperáceas; Hemicriptófitas folhosas (LHE) que inclui plantas bianuais de fisionomia não graminóide, com folhas largas, por exemplo *Digitalis purpurea* (dedaleira) ou *Mentha suaveolens* (mentrasto); Terófitas (THE) que inclui plantas anuais que sobrevivem sob a forma de sementes durante a época desfavorável, por exemplo *Briza maxima* (bole-bole) ou *Coleostephus myconis* (pampilho); Geófitas (GEO) que inclui plantas com gomos debaixo do solo, com bolbos, rizomas, raízes tuberosas, excluindo as de fisionomia graminóide, ou as parcialmente submersas em água durante o ano classificadas como Helófitas (HEL); Caméfitas herbáceas (HCH) que inclui plantas herbáceas perenes, com os gomos situados entre os 5 e os 30cm de altura, por exemplo *Sedum brevifolium* (arroz-dos-muros) ou *Tradescantia fluminensis* (erva-da-fortuna); Criptogâmicas (CRY) que inclui briófitas e líquenes que crescem sobre o solo ou na água, excluindo as criptogâmicas epífitas, os fetos são classificados como hemicriptófitas folhosas; Hidrófitos submersos (SHY) que inclui herbáceas vivazes com todas as duas partes submersas em água; Hidrófitos emergentes (EHY) que inclui plantas herbáceas vivazes que crescem parcialmente submersas, com os brotos vegetativos e os floríferos fora de água.

A classificação das áreas mapeadas foi efetuada utilizando um diagrama de árvore de decisão, permitindo definir as GHCs existentes em cada terreno com base no uso do solo ou nas LF e NLF. Para além do mapeamento das parcelas, dos elementos lineares e dos elementos pontuais, foi registada a vegetação presente no terreno utilizando a mesma metodologia. Este registo faz uso de dois tipos de formato de mapeamento de área: quadrados para elementos de área (parcelas de 10x10m) e pontuais (2x2m), e linhas para elementos lineares (10x1m). Em cada GHC foi realizado um inventário da vegetação, escolhendo aleatoriamente amostras dessa vegetação, com a exceção das parcelas classificadas como “urbano” ou “cultivado”.

Obtendo assim a informação necessária ao cálculo dos indicadores para esta componente. A seleção de indicadores de caracterização de explorações agrícolas deve ter em conta a estrutura, função e composição deste tipo de paisagem. Neste contexto foram selecionados indicadores relacionados com a diversidade e extensão dos habitats, a conectividade dos habitats e o valor dos habitats, resultando em 12 indicadores agrupados nestes temas:

- i. Indicadores de diversidade e extensão de habitats:
 - a. Número de parcelas de habitats (área) por hectare de exploração - quantifica o número de áreas seminaturais cartografadas por ha. Não considera as categorias “urbano” e “cultivado”.
 - b. Número de estruturas lineares de habitat por hectare da exploração – quantifica o número de estruturas lineares por ha. Excluindo as estruturas artificiais.
 - c. Número de estruturas pontuais de habitat por hectare da exploração – quantifica o número de estruturas pontuais cartografadas por ha. Excluindo as estruturas artificiais.
 - d. Riqueza de tipo de habitat por hectare de exploração – quantifica o número de categorias por ha. Excluindo as áreas classificadas como “urbano” e “cultivado”.
 - e. Diversidade dos vários tipos de habitat por hectare da exploração – quantifica a diversidade existente entre as diversas estruturas cartografadas por ha. Excluindo as áreas classificadas como “urbano” e “cultivado”. Para o cálculo deste indicador foi utilizado o índice diversidade de Shannon-Wiener (H'), com a fórmula descrita no capítulo 2.7 “Cálculos dos Indicadores relativos à Fauna terrestre”, sendo p_i a abundancia relativa de cada GHC, obtida pela razão do tipo de habitat sobre o total de GHCs, para cada exploração.
- ii. Indicadores de Conectividade de habitats:
 - a. Regularidade espacial das parcelas de habitat cartografados – quantifica a relação entre o perímetro e a área das áreas seminaturais cartografadas, é a média das razões perímetro-área de todas as parcelas classificadas para uma exploração, expresso em m/m^2 .
 - b. Regularidade espacial da distribuição de todos os elementos do habitat cartografados – quantifica a distância média entre os elementos seminaturais mais próximos, em cada exploração. Apresenta o valor zero se existe apenas um elemento urbano, ou quando os elementos de

- habitat estão muito próximos, aumentando o valor proporcionalmente ao isolamento dos elementos de habitat. É calculado com base na distância euclidiana, tendo em conta o centróide dos elementos, é expresso em distância/m.
- c. Número de elementos de habitat na periferia por hectare de exploração – quantifica o número de elementos de habitat existentes na periferia (10m) por ha. Exclui as categorias “urbano” e “cultivado”.
- iii. Valor dos habitats: aos diferentes GHCs foram atribuídos valores que resultam da soma dos critérios seguidamente descritos.
- a. Naturalidade – define-se como a proximidade ao estado natural, antes de qualquer intervenção humana, as categorias artificiais terão neste caso o valor mais baixo, tal como acontece nos restantes critérios.
 - b. Refúgio de biodiversidade – define-se como o serviço de refúgio que o GHC presta à biodiversidade.
 - c. Complexidade estrutural – define-se como a complexidade do habitat em termos de estratos ocupados por diferentes formas de vida em cada GHC.
 - d. Valor para a conservação – define-se como a importância do habitat para a conservação da natureza. Aqui apenas os habitats prioritários e os do Anexo I (habitats naturais) constantes na *Diretiva Habitats* têm um valor elevado, todos os restantes GHCs tem uma baixa classificação.
 - e. Singularidade em contexto agrícola – define-se como a originalidade dos GHCs em contexto agrícola.
- iv. Valoração dos inventários florísticos: atribui um valor aos inventários florísticos realizados na exploração, de forma não exaustiva fornecendo apenas um valor indicativo. Inicialmente as espécies foram classificadas em categorias: exóticas, endémicas, acidófilas, ruderais e nitrófilas; utilizando para isso uma lista pré-estabelecida, elaborada por especialistas nacionais. O cálculo do valor foi feito segundo a fórmula abaixo, sendo RF o número total de espécies inventariadas numa exploração, Ex o número de espécies exóticas, R o número de espécies ruderais, N o número de espécies nitrófilas, Ac o número de espécies acidófilas e En o número de espécies endémicas. A presença das três primeiras categorias de espécies é um indicador da pressão humana sobre o ecossistema e foram valorizadas negativamente, enquanto a presença das duas últimas é um indicador de naturalidade e foram valorizadas positivamente:

$$VF = \left[\frac{RF}{Ex + R + N} \right] + (Ac + En)$$

Finalmente, e devido às várias explorações apresentaram diferentes valores de área, procedeu-se à normalização dos valores obtidos para os indicadores supra descritos. Essa normalização resultou da razão entre a soma dos indicadores: riqueza de tipo de habitat por hectare de exploração, diversidade dos vários tipos de habitat da exploração, valor global dos habitats, valor global florístico, regularidade espacial da distribuição de todos os elementos de habitat cartografados, número de elementos de habitat na periferia por hectare de exploração; e a área total cartografada da exploração (indicadores escolhidos como relevantes para o cálculo deste indicador abrangente, e que serão utilizados nas metodologias aplicadas). Posteriormente os valores desta razão foram convertidos em escala de 1 a 5, tal como se procedeu para os indicadores da fauna, descritos no capítulo 2.7 “Calculo dos Indicadores relativos à Fauna terrestre”, com um valor máximo de 10 e um valor mínimo de 1 que definiu o intervalo da função SE:

SE(F17<1;1;(SE(F17<3;2;(SE(F17<6;3;(SE(F17<10;4;5))))))), sendo F17 uma célula contendo o valor da razão acima descrita.

2.8.2 Componente Agricultura

O desenho metodológico e a execução do mesmo, para a componente agricultura, foram da responsabilidade da equipa técnica da respetiva componente; e os procedimentos seguidamente descritos têm por base as descrições metodológicas constantes em Santos et al. (2014). Assim, para esta avaliação foram definidos os componentes, que constituirão os indicadores principais para da avaliação das práticas agrícolas:

- i. Uso de fertilizantes – os fertilizantes sintéticos devem ser evitados pelo seu carácter poluente, acidificante e salinizante, por outro lado são consideradas boas práticas a utilização de fertilizantes orgânicos, fertilizantes de libertação controlada ou fertilizantes biológicos e naturais. O azoto deverá ser fixado naturalmente pelas leguminosas e deve ter origem na incorporação de compostos orgânicos, estrumes e chorumes. São bons indicadores da sustentabilidade os balanços entre a quantidade de fertilizantes sintéticos e fertilizantes orgânicos, fertilizantes inteligentes e fertilizantes convencionais, quantidade de estrumes e chorumes (enquanto melhoradores da estrutura do solo) e quantidade de corretivos naturais de acidez.

- ii. Uso de fitofármacos – aumenta a carga poluente da atividade agrícola. No entanto existem produtos mais amigos do ambiente, dado o seu carácter biológico (substâncias de elevada toxicidade extraídas de plantas ou animais, produzidas naturalmente por estes), sendo a sua descarga menos perigosa para o meio ambiente. Ou seja, são bons indicadores do nível de sustentabilidade destas práticas, o balanço entre bio-fitofármacos e fitofármacos convencionais, e entre fitofármacos inteligentes e fitofármacos convencionais. É importante também analisar a dispersão deste tipo de substâncias no meio, devendo ser dada preferência às práticas preventivas e ao controlo por agentes biológicos (ou auxiliares) na tentativa de reduzir ao mínimo a necessidade de aplicação de tratamentos. Quando a aplicação não pode ser evitada, esta deve então ser o mais localizada e circunscrita possível.
- iii. Uso da água – a água é indispensável aos agrossistemas, podendo ser um recurso escasso, deve assim ser gerido de forma racional. A água é também um veículo de transporte de poluentes, o que impõem uma racionalização da água utilizada e uma avaliação regular da sua qualidade. Neste contexto deve haver um elevado controlo do circuito da água no sistema, sendo valorizadas todas as formas de armazenamento de água proveniente da precipitação, e a distribuição fracionada da água e dos fertilizantes de modo a aumentar a eficiência na absorção por parte das plantas, e ainda de modo a evitar o desperdício de água e a disseminação dos químicos para os lençóis freáticos e para o solo, contaminando-os. Assim os indicadores do uso da água traduzem as formas de captação, origem, reaproveitamento, e armazenamento da água.
- iv. Uso da Energia – sistemas agrícolas de produção intensiva consomem muita energia, seja esta eléctrica ou fóssil, e isto constitui uma grande parte das despesas da produção. Assim, é importante que os sistemas adquiram alguma autossuficiência energética, baixando as despesas e aumentando a competitividade. Neste contexto é valorizado por exemplo, o aproveitamento da biomassa para a produção de energia, que de outra forma seria desperdiçada, ou seja os indicadores refletem o nível de autossuficiência do sistema produtivo integrada com a utilização de fontes renováveis de energia.
- v. Uso do solo – os solos são, de um modo geral, o suporte da produção e idealmente as suas características estão perfeitamente adaptadas às culturas que suportam. No entanto, as atividades dos sistemas produtivos com competitividade no mercado, tendem a ser mais intensas, exigindo do solo um desempenho superior ao que naturalmente apresenta, alimentado assim a indústria química de produção de nutrientes que recorre muitas vezes aos

combustíveis fósseis. Também a mobilização do solo aumenta em consequência da intensificação das práticas agrícolas, e também esta prática é geralmente muito dependente deste tipo de combustíveis, causando ainda o empobrecimento do solo em teor de carbono. Ainda assim, e mais recentemente, o paradigma tem sido invertido e é melhor compreendida, por parte dos produtores, a necessidade de recuperação natural do solo. Existem ainda sistemas produtivos que não utilizam o solo como suporte para a produção, mas sim substratos artificiais ou apenas água enriquecida com nutrientes. Neste tipo de sistemas os fatores de produção são mais facilmente controlados, embora seja também maior a produção de resíduos, alguns não recicláveis e com elevado tempo de semivida, como é o exemplo da lã de rocha. Neste contexto os indicadores do uso do solo devem refletir a natureza do suporte da produção, a natureza do substrato, o teor de matéria orgânica, e a intensidade e tipo de mobilizações.

- vi. Práticas culturais – são um conjunto de procedimentos técnicos e tecnológicos de gestão da produção, e apresentam vários níveis de intensidade, nomeadamente relacionados com a aplicação de fitofármacos e fertilizantes. Assim, sistemas que utilizem práticas de proteção integrada, controlo biológico, produção integrada, e outras medidas agroambientais, são mais sustentáveis, logo estas práticas podem servir como indicadores de sustentabilidade.
- vii. Nível e intensificação/extensificação – a intensificação da produção está associada ao tempo necessário para se produzir uma unidade de produto, estando intimamente relacionada com o tipo de uso do solo. Num sistema intensivo não há parcelas de pousio, e são por regra sistemas monoculturais, sem rotação ou sucessão sazonal de parcelas. Assim com base neste dois últimos princípios foi possível avaliar o nível de intensidade da produção.
- viii. Nível de espacialização/ diversificação – relaciona-se com a diversidade de espécies cultivadas, podendo ser especializada apenas numa espécie, ou não especializada abarcando uma grande diversidade de espécies (sem prejuízo da competitividade). É mais sustentável um sistema mais diverso a nível do material genético, pelo aumento da resiliência do sistema e pela redução do risco de surtos. Este indicador pode ser medido pela quantidade e variedade das espécies produzidas em cada exploração.
- ix. Nível de reutilização, reincorporação e/ou recirculação – define o nível de reaproveitamento dos resíduos da produção, nomeadamente da biomassa, dos resíduos dos fatores de produção, como plásticos, da reutilização da água, entre outros. Práticas consideradas mais sustentáveis são, por exemplo, a

compostagem da biomassa antes da sua incorporação no solo, de modo a acelerar a sua decomposição e eliminar potenciais doenças, ou o encaminhamento para triagem dos materiais não biodegradáveis, apostando nos materiais recicláveis. Assim este indicador foi obtido através do conhecimento do destino e da proporção dos resíduos da produção.

- x. Origem do material vegetal – o agricultor adquire o material vegetal sob a forma de sementes ou mudas para transplantação, e este pode ser de origem nacional ou estrangeira. Idealmente, na perspetiva de maior sustentabilidade, o material vegetal deve ser melhorado geneticamente no país de origem, estando a planta mais adaptada às condições ambientais do país, no entanto isto raramente é possível. Assim avaliou-se o nível de dependência da importação de material vegetal, e quanto maior essa dependência, menor a sustentabilidade da produção, devido ao aumento dos riscos de surtos de pragas e doenças e da fraca adaptação às condições edafo-climáticas.

A seleção dos indicadores utilizados e a obtenção dos dados para os classificar resultaram da visita aos locais de produção, para reconhecimentos dos sistemas, da informação fornecida pelos produtores relativamente a práticas culturais, fatores e níveis de produção, do questionário para a obtenção de informação de carácter qualitativo, e do pedido de esclarecimento de algumas questões que surgiram relativamente aos sistemas de produção, efetuado junto do produtor por contacto telefónico.

Para os critérios supra enumerados, foram atribuídos pesos consoante a sua maior ou menor relevância, e escolhido um conjunto de indicadores que o caracterizassem. Cada indicador foi classificado numa escala de 1 a 5, e a pontuação de cada critério resulta da média simples da classificação do conjunto de indicadores que o constituem. Deste modo, os critérios constituíram os indicadores a utilizar nas metodologias aplicadas neste estudo. Finalmente foi calculada uma média final ponderada (indicador abrangente) para todos os critérios, em que o uso de fertilizante e fitofármacos, o uso da água e do solo, e as práticas culturais tiveram um peso de 15% cada um na ponderação final, e os restantes tiveram um peso de 5% cada. Os critérios a que foi atribuído maior peso abrangem fatores de maior custo, ou maior impacto ambiental, sendo assim mais relevantes para o estudo da sustentabilidade.

2.8.3 Componente Água

O desenho metodológico e a execução do mesmo, para a componente água, foram da responsabilidade da equipa técnica da respetiva componente; e os procedimentos seguidamente descritos têm por base as descrições metodológicas constantes em Formigo et al. (2014). Assim, primeiramente definiram-se os critérios de avaliação tendo em conta o grau de sustentabilidade da gestão da quantidade/qualidade destes recursos, tendo sido divididos em duas categorias de acordo com a localização: exterior da exploração (com um peso de 60%) e interior da exploração (com um peso de 40%):

- i. Exterior da exploração: a origem e o destino da água, neste contexto, considera-se o fator mais relevante a nível da pegada hídrica. Uma captação e consumo excessivo de água podem ter elevados impactes na disponibilidade dos recursos hídricos na região onde se encontra a exploração. Também o retorno da água ao meio natural está inerente à disseminação dos poluentes resultantes das práticas agrícolas, podendo contaminar toda a rede hidrográfica. Definiram-se assim os indicadores:
 - a. Origem da água: no caso da captura, a situação ideal seria a utilização exclusiva da água da chuva, integrando o ciclo natural da água, a esta situação atribui-se a pontuação máxima de 5 valores; no entanto se a água é captada do meio de forma controlada, a pontuação atribuída foi de 3 valores; e ainda se a água é captada de forma descontrolada, a pontuação atribuída foi a pontuação mínima de 1 valor.
 - b. Destino da água: no caso de haver um reaproveitamento total da água (situação ideal) foi atribuída a pontuação máxima de 5 valores; se havia o cuidado de reaproveitar parcialmente a água, atribui-se a pontuação de 3 valores; e ainda se não havia qualquer reaproveitamento da água a pontuação atribuída foi a mínima de 1 valor.
- ii. Interior da exploração: neste contexto foram considerados três indicadores.
 - a. Método de rega: no caso de a rega ser feita de modo a minimizar as perdas, maximizar a absorção por parte das plantas, e uma reutilização da água num circuito fechado, atribui-se a pontuação máxima de 5 valores. No caso de a rega ser feita de modo a minimizar as perdas, mas não circulasse em circuito fechado, havendo sempre perdas para o solo, pontuou-se com 3 valores. Se o desperdício de água é elevado, derivado do método de rega, a pontuação a atribuir foi a mínima de 1 valor.

- b. Controlo da humidade do solo: Se a verificação da carência hídrica das plantas era feita de forma regular, e a rega não era feita automaticamente, foi atribuída uma pontuação máxima de 5 valores. Se esta verificação era feita de forma esporádica, foi atribuída uma pontuação de 3 valores. E se esta verificação não era realizada de todo, foi atribuída a pontuação mínima de 1 valor.
- c. Controlo de nutrientes: Caso fosse feito um controlo sistemático através de análises regulares dos diferentes nutrientes utilizados, atribui-se uma pontuação máxima de 5 valores. Se o controlo era feito regularmente mas através de um indicador indireto integrado com a condutividade, foi atribuída uma pontuação de 4 valores. Se havia um controlo esporádico feito através de análises dos diferentes nutrientes, foi atribuída uma pontuação de 3 valores. Se havia um controlo esporádico realizado através de um indicador indireto integrado com a condutividade, foi atribuída uma pontuação de 2 valores. E finalmente, se não existisse qualquer controlo da quantidade de nutrientes, foi atribuída a pontuação mínima de 1 valor.

Os valores, resultantes da classificação dos indicadores específicos, foram utilizados no cálculo de um indicador abrangente, que resultaria da média ponderada dos indicadores internos e externos, tendo um peso de 40% e 60% respetivamente, distribuídos uniformemente pelos indicadores específicos dentro de cada uma das categorias. E finalmente este indicador composto foi convertido em escala de 1 a 5, seguindo o mesmo procedimento efetuado para os indicadores da fauna, tal como descrito no capítulo 2.7 “Calculo dos Indicadores Relativos à Fauna Terrestre”, com um valor máximo de 22 e um valor mínimo de 9 que definiu o intervalo da função SE:

$SE(J17 < 9; 1; (SE(J17 < 12; 2; (SE(J17 < 17; 3; (SE(J17 < 22; 4; 5))))))$), sendo J17 uma célula contendo o valor da ponderação acima descrita.

2.9 Análise de dados

Uma vez processados os dados e calculados todos os indicadores, a produção dos resultados seguiu duas fases: primeiramente foi produzida uma metodologia de avaliação com gráficos radar, de aplicação simples e automatizada, que permite uma comparação rápida das diversas componentes por exploração, e permite ainda criar um *ranking* de exploração tendo em conta um indicador total ponderado de todas as componentes. Seguidamente os indicadores de todas as componentes foram

utilizados como variáveis para uma Análise de Componentes Principais (ACP), gerando assim um modelo estatístico explicativo, que permite compreender as relações entre os diversos indicadores e a sua importância no que se refere à fauna terrestre. Ambas as análises são explicadas em detalhe nos capítulos seguintes.

2.9.1 Metodologia de avaliação por gráficos radar

Nesta fase, procedeu-se à construção de uma metodologia simples e generalista, que permitisse uma comparação rápida das diversas componentes por exploração, e das diversas explorações. A conceção desta metodologia foi tarefa de toda a equipa integrante do projeto, com base nos estudos realizados por Altieri e Nicholls (2002), Machado e Vidal (2006) e Nicholls et al. (2004); e executada no âmbito desta tese. Assim foi gerado um documento em *Microsoft Excel*, totalmente automatizado, e aplicável a qualquer exploração em qualquer ponto do país, pela simples aplicação dos indicadores apresentados pelas diferentes componentes.

Este documento foi organizado por separadores, e em cada um deles foram analisadas individualmente as explorações, num total de quinze separadores nomeados de A a O. Para cada exploração foram organizados, numa tabela única, todas as componentes e respetivos indicadores e os seus valores, e ainda a fórmula de cálculo do indicador composto fornecido por cada uma das componentes, já na escala de valores 1 a 5. Esses indicadores compostos foram seguidamente selecionados como série de dados para a construção de um gráfico radar que permite visualmente comparar o nível de sustentabilidade das diversas componentes, para uma dada exploração.

Adicionalmente foi calculado para cada exploração, um indicador total ponderado. Este indicador atribui pesos diferentes às diferentes componentes, consoante a importância destas para o projeto. Sendo assim, utilizou-se a fórmula seguinte para o cálculo da ponderação:

$$\text{Indicador total} = \text{Fauna} * \left(\frac{0,5}{3}\right) + \text{Flora} * \left(\frac{0,5}{3}\right) + \text{Rec. hid.} * \left(\frac{0,5}{3}\right) + \text{Agri.} * 0,50$$

Ou seja, à componente agricultura foi atribuído um peso de 50% pelo seu papel central para o projeto “Agricultura Sustentável” da responsabilidade da Ecoinside, e às restantes componentes, incluindo a fauna, foi atribuído um peso de 50% dividido igualmente pelas 3 componentes, ou seja 50% a dividir por 3. Este último indicador permitiu a elaboração de um *ranking* de explorações segundo o seu nível de sustentabilidade, relativamente ao total dos indicadores estudados. Foi assim

atribuída, através deste cálculo, uma classificação a cada exploração, as quais foram organizadas num novo separador, onde através de uma ordenação foram dispostas as explorações da mais à menos sustentável. Logo, a exploração com o valor mais alto para o indicador total seria a mais sustentável e assim sucessivamente até ao menor valor que corresponderia à menos sustentável. Dado todos os indicadores escolhidos serem positivos, ou seja diretamente proporcionais à sustentabilidade, quanto maior o valor dos indicadores mais correto seria o processo ou elemento ambiental avaliado. Este último separador funciona também de forma automática, alimentando-se das células, onde foi calculado o indicador total ponderado, as quais se encontram nos separadores individuais relativos a cada exploração.

2.9.2 Análise de componentes principais

A análise de componentes principais (ACP) é um modelo estatístico que através de testes de correlação permite inferir em que medida os diversos indicadores se relacionam entre si, e quais os fatores ambientais que estão mais relacionados com a riqueza específica. Constitui um modelo explicativo, que faz parte do conjunto de modelos lineares, comumente aplicados a estudos ecológicos (Turkman & Silva, 2000; Guisan, et al., 2002). Dado o tipo de dados recolhidos, e o que se pretende observar, este pareceu ser o modelo mais adequado a este tipo de estudo, e capaz de dar uma resposta robusta. Para tal, foi usado o *software XLSTAT statistical analysis add-in*, construindo uma extensão do *Microsoft Excel* com diversas funções analíticas complementares.

Inicialmente foi construída uma tabela completa com os dados relativos aos indicadores específicos de cada componente, por exploração. E seguidamente, com a extensão *XLSTAT*, foi gerada uma análise ACP, utilizando como *input* esta tabela, foi selecionado um grau de confiança de 0,5 e o teste de Correlação de Pearson(n), e a remoção dos dados em falta, pelo *software*, tendo sido ainda selecionado o número máximo de fatores, neste caso 14. O programa gera automaticamente o modelo, apresentando os resultados num separador à parte no ficheiro *Excel*, fornecendo as tabelas: Estatísticas Descritivas, Matriz de correlação (Pearson (n)), Autovalores, Autovetores, Cargas fatoriais, Correlações entre as variáveis e fatores, Contribuições das variáveis (%), Cossenos quadrados das variáveis, Coordenadas dos fatores, Contribuições das observações (%), Cossenos quadrados das observações; e os gráficos: *Scree plot*, Variáveis, Observações, *Biplot*.

3. Resultados

De forma a responder aos objetivos traçados na introdução, foram analisados os resultados obtidos através das metodologias descritas no capítulo anterior.

Assim, serão seguidamente descritos os resultados referentes à aplicação e cálculo dos indicadores da fauna terrestre que permitiram obter uma inventariação da fauna nas diversas explorações, fazendo uma caracterização desta através dos dados obtidos na bibliografia e na prospeção de campo. Serão também expostos os resultados relativos à análise geral das componentes abordadas (fauna, flora, agricultura e água), apresentando gráficos radar que permitiram compreender o nível de sustentabilidade de cada uma das explorações, e permitiram ainda perceber o nível de sustentabilidade regional analisando em conjunto as diferentes explorações pertencentes à mesma região. Também neste contexto, será exposto e analisado o *ranking* de explorações obtido através do cálculo do indicador total. Finalmente, serão expostos os resultados obtidos através da análise ACP que permitem comparar os diversos indicadores e compreender os respetivos fenómenos de correlação, fornecendo uma leitura clara de quais os fatores ambientais que mais influenciam a fauna terrestre.

3.1 Indicadores de Fauna

No presente subcapítulo encontram-se expostos os resultados obtidos para o cálculo dos indicadores relativos à fauna terrestre: riqueza específica, percentagem de ocorrência dos diferentes grupos faunísticos, índice de Margalef e índice de Shannon-Wiener, este último apenas para os insetos capturados através das metodologias de campo *pantraps* e transectos. Estes indicadores parcelares permitem uma análise detalhada de cada grupo faunístico, relativamente a cada uma das explorações em estudo. Os resultados obtidos pelo cálculo dos indicadores acima referidos, segundo a metodologia indicada no capítulo 2.7 “Cálculo dos indicadores relativos à fauna terrestre”, apresentam-se na tabela 3.

Tabela 3: Valores resultantes do cálculo dos indicadores parcelares da fauna terrestre, por exploração (A a O).

	Morango		Maçã		Alface			Curgete				Tomate			
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
Riqueza Específica	345	345	222	343	365	368	367	365	346	320	342	365	346	320	322
Percentagem de ocorrência de AVES	79	66	67	79	77	77	67	77	82	72	73	77	82	72	71
Percentagem de ocorrência de RÉPTEIS	3	2	4	5	2	5	1	2	3	2	1	2	3	2	1
Percentagem de ocorrência de ANFÍBIOS	3	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2
Percentagem de ocorrência de MAMÍFEROS	0,3	0,3	0,0	0,3	0,5	0,3	0,5	0,5	0,9	0,6	0,0	0,5	0,9	0,6	0,9
Percentagem de ocorrência de INSETOS	15,7	29,6	27,5	13,1	18,4	15,8	28,9	18,4	13,3	23,1	24,6	18,4	13,3	23,1	24,5
Índice de Margalef (DMg)	27,4	35,5	19,5	31,3	29,6	32,8	31,0	29,6	35,9	31,2	44,6	29,6	35,8	31,2	33,3
Shannon-Wiener Insetos Pan traps	1,5	2,0	1,3	1,5	2,5	1,5	2,2	2,5	1,4	1,0	1,7	2,5	1,4	1,0	1,3
Shannon-Wiener Insetos Transectos	1,2	1,6	1,7	1,2	1,0	1,4	2,2		1,5	1,4	1,3	0,0	0,1	1,7	1,9

No que concerne à riqueza específica a exploração F apresenta o valor máximo da amostra (368), contrariamente à exploração C que apresenta o valor mínimo (222). No geral, as explorações apresentam em média uma riqueza específica de 338,67, com um desvio padrão de 36,38, apresentando assim um coeficiente de variação de 10,74%, ou seja, não se verifica uma variação muito acentuada nos valores de riqueza específica ao longo dos diversos pontos de amostragem apesar das marcadas diferenças nas características das diversas explorações.

Relativamente à percentagem de ocorrência dos diversos grupos faunísticos estudados, os mamíferos são o grupo com menor ocorrência, apresentando o valor máximo na exploração O (0,93%), e não tendo sido registada qualquer ocorrência na exploração C, sendo este o mínimo da amostra. As aves são o grupo que registou maior ocorrência, e o seu valor máximo foi registado na exploração M (81,73%) e o seu valor mínimo na exploração B (66,37%). Por outro lado, e em oposição ao que acontece no grupo “aves”, os insetos apresentam um valor máximo de ocorrência registado na exploração B (29,57%) e um valor mínimo na exploração D (13,12%). Finalmente a herpetofauna apresenta um valor máximo de ocorrência na exploração D, tanto para os répteis como para os anfíbios (4,67% e 2,92% respetivamente), contrariamente ao que foi registado para os insetos. Por outro lado os répteis apresentam o valor mínimo de ocorrência na produção K (0,88%) e os anfíbios na exploração I (1,73%).

Em relação ao Índice de Margalef, a produção que apresenta maior valor é a exploração K, com um DMg de 44,8. Em oposição, a produção que apresenta menor valor de DMg é a exploração C (19,48), tal como se verificou para a riqueza específica. No geral, as explorações apresentam um valor médio para DMg de 31,88, com um desvio padrão de 5,34, apresentando assim um coeficiente de variação de 16,75%, ou seja uma variação baixa, novamente em concordância com o valor registado para a riqueza específica.

Finalmente, o índice de Shannon-Wiener calculado relativamente aos insetos apresenta um valor máximo de diversidade, registado através das *pan-traps*, nas explorações E, H e L (2,5) e um valor mínimo nas explorações J e N (1,0). Já os registos efetuados através da prospeção por transectos apresentam um valor de diversidade máxima, para o índice de Shannon-Wiener, na exploração G (2,2) e um valor mínimo na exploração L (0,0). Ainda relativamente aos dados obtidos através da prospeção por transectos, não foi possível aplicar esta metodologia à exploração H dado que aquando de umas das visitas de campo o local já se encontrava desprovido de plantação.

A média simples dos indicadores da fauna, padronizados de 1 a 5, permitiu fazer uma leitura mais geral do estado das explorações relativamente à conservação da fauna terrestre e inferir as explorações que apresentam maior nível de sustentabilidade no que respeita a esta componente (Anexo III). Os valores obtidos através desta média, designada por “indicador abrangente” encontram-se expostos nas figuras 1 e 2 as quais apresentam os mesmos valores, em escalas de leitura diferentes para facilitar a observação.

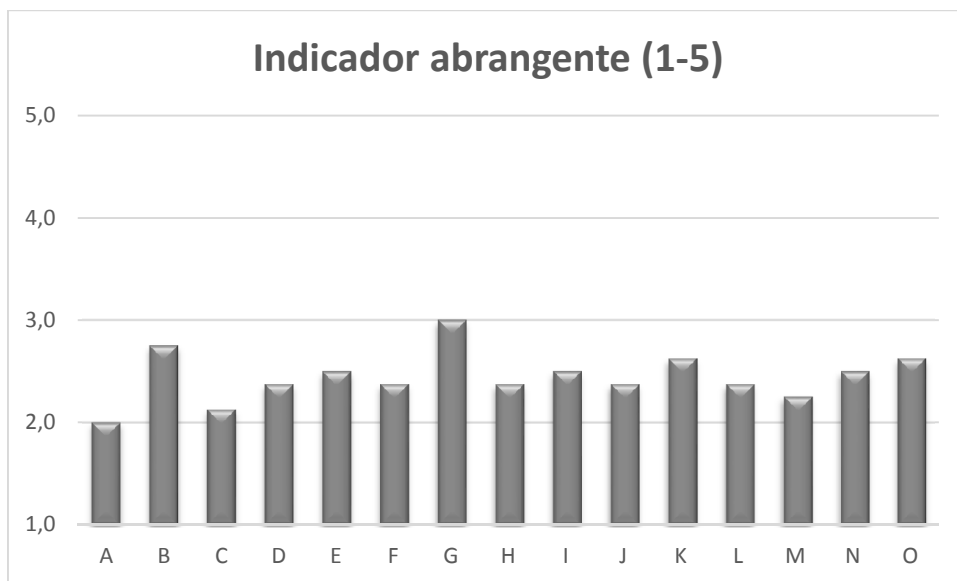


Figura 6: Gráfico ilustrativo dos valores resultantes do cálculo do indicador abrangente da fauna terrestre para cada exploração (A a O). O eixo das ordenadas apresenta a escala de sustentabilidade definida para este estudo.

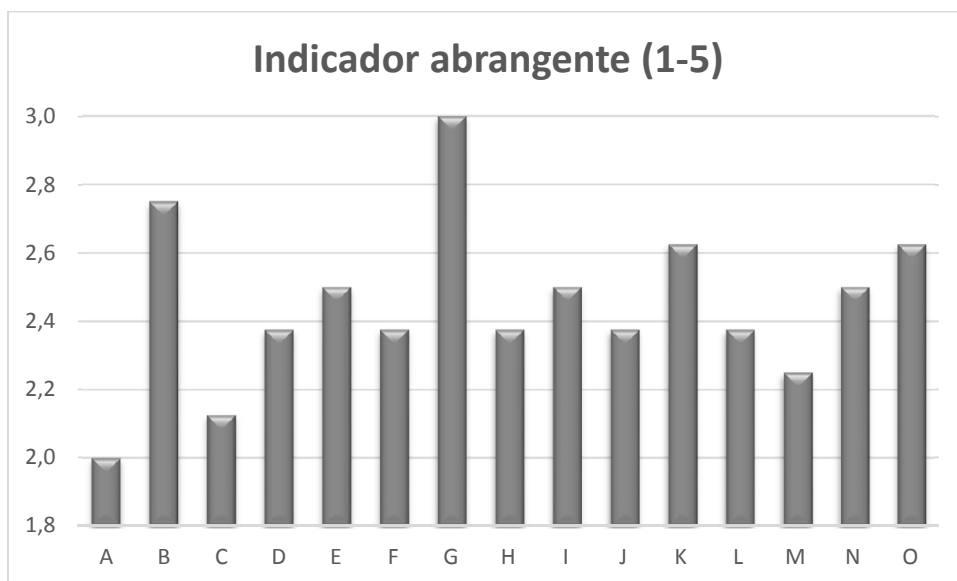


Figura 7: Gráfico ilustrativo dos valores resultantes do cálculo do indicador abrangente da fauna terrestre para cada exploração (A a O). O eixo das ordenadas apresenta uma parte da escala aproximando-se dos valores máximo e mínimo atingidos pelo indicador.

As figuras 1 e 2, mostram que a exploração G é a que apresenta maior valor para o indicador abrangente (3), enquanto a exploração A apresenta o menor valor para este indicador (2). Relativamente aos cinco níveis da escala definida para medição da sustentabilidade, é verificável que as explorações variam, no máximo, um nível na escala, obtendo no geral uma classificação intermédia quanto à sustentabilidade.

3.2 Avaliação por Gráficos Radar

No contexto do projeto “ Agricultura sustentável”, da responsabilidade da Ecoinside e cuja descrição se encontra no capítulo 2.1 “Inserção num projeto multidisciplinar”, para cada uma das quatro componentes (fauna, flora, agricultura e água) foi definido um conjunto de indicadores que melhor as caracterizassem no contexto da sustentabilidade ambiental. Esses indicadores foram convertidos numa escala de 1 a 5 de modo a obter uma metodologia simples de comparação rápida do nível da sustentabilidade das diferentes explorações (Anexo IV). Assim, obteve-se um conjunto de gráficos radar que permitem de uma forma visual compreender o estado das explorações no que respeita às diferentes componentes ambientais, bem como fazer uma comparação das explorações por região, compreendendo assim o nível de sustentabilidade ambiental regional para cada umas das componentes em estudo. Esses gráficos (figuras 3 a 10) são a seguir apresentados, organizados por produto.

3.2.1 Morango

Para as explorações de morango, a figura 3 mostra os valores do indicador abrangente em escala 1-5, calculado a partir dos descritores de cada uma das componentes.

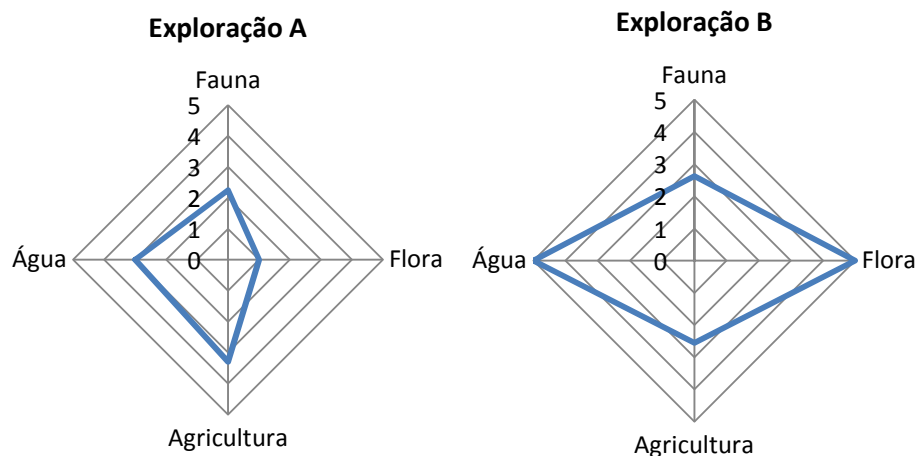


Figura 8: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas explorações A e B.

A exploração A apresenta melhor classificação para a componente agricultura (3), embora a componente água também apresente uma classificação próxima da

primeira. Por outro lado, a componente flora é a que apresenta a classificação mais baixa, correspondendo também ao valor mais baixo da escala (1).

A exploração B apresenta melhor classificação para as componentes água e flora com uma pontuação de 5 na escala de 1 a 5. Já as componentes fauna e agricultura apresentam valores próximos de 3, apresentando um nível de classificação intermédio.

3.2.2. Maçã

Para as explorações de maçã, a figura 4 mostra os valores do indicador abrangente em escala 1-5, calculado a partir dos descritores de cada uma das componentes.

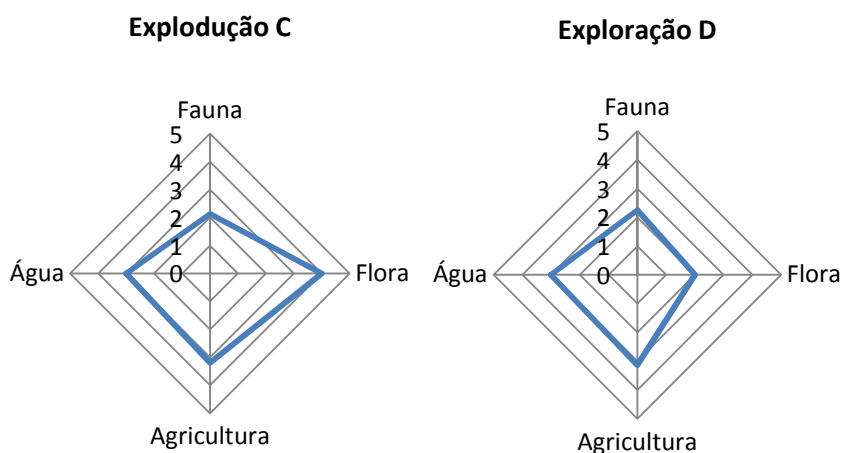


Figura 9: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas explorações C e D.

A exploração C apresenta melhor classificação para a componente flora com uma classificação de 4. Por outro lado, a componente fauna é a que apresenta a classificação mais baixa com o valor 2.

A exploração D apresenta melhor classificação para as componentes água e agricultura com uma pontuação de 3, correspondendo a um valor intermédio na escala. Já as componentes fauna e a flora apresentam valores próximos de 2, apresentando a classificação mais baixa para esta produção.

3.2.3 Alface

Para as explorações de alface, a figura 5 mostra os valores do indicador abrangente em escala 1-5, calculado a partir dos descritores de cada uma das componentes.

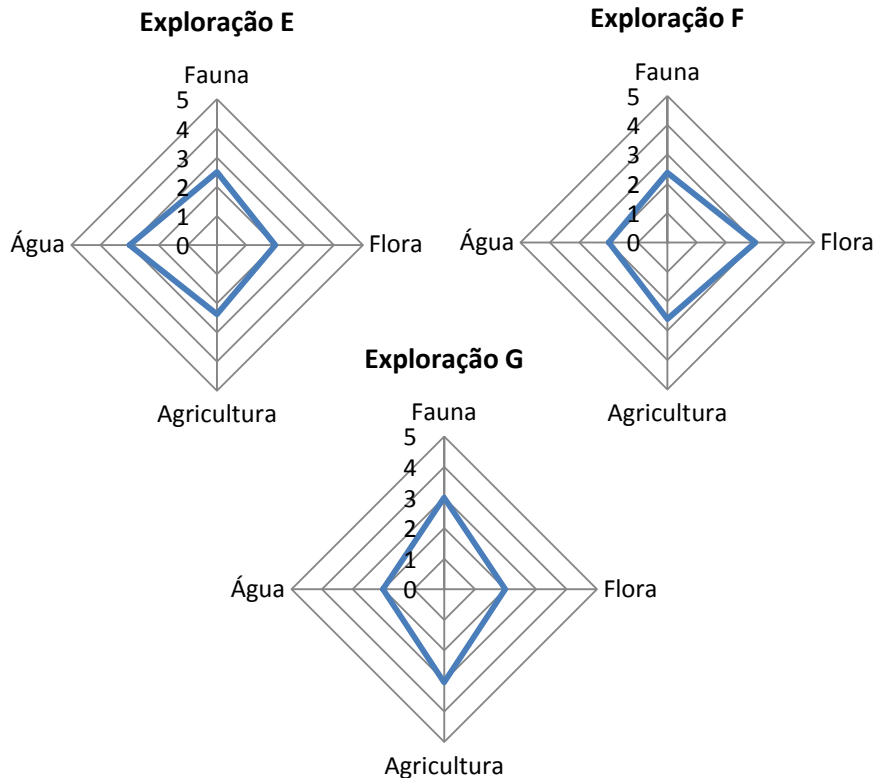


Figura 10: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas explorações E, F e G.

A exploração E apresenta melhor classificação para a componente água com a classificação de 3. Ainda assim, também as componentes fauna e agricultura apresentam valores próximos de 3. Por outro lado, a componente flora é a que apresenta a classificação mais baixa, com o valor 2.

A exploração F apresenta melhor classificação para a componente flora com uma pontuação de 3. Não obstante, também as componentes fauna e a agricultura apresentam um valor próximo de 3, aproximando-se da classificação da componente flora. Já a componente água apresenta um valor de 2, sendo este o valor mais baixo.

A exploração G apresenta melhor classificação para as componentes fauna e agricultura, com uma classificação de 3. As componentes água e a flora apresentam ambas uma classificação de 2.

3.2.4 Curgete

Para as explorações de curgete, a figura 6 mostra os valores do indicador abrangente em escala 1-5, calculado a partir dos descritores de cada uma das componentes.

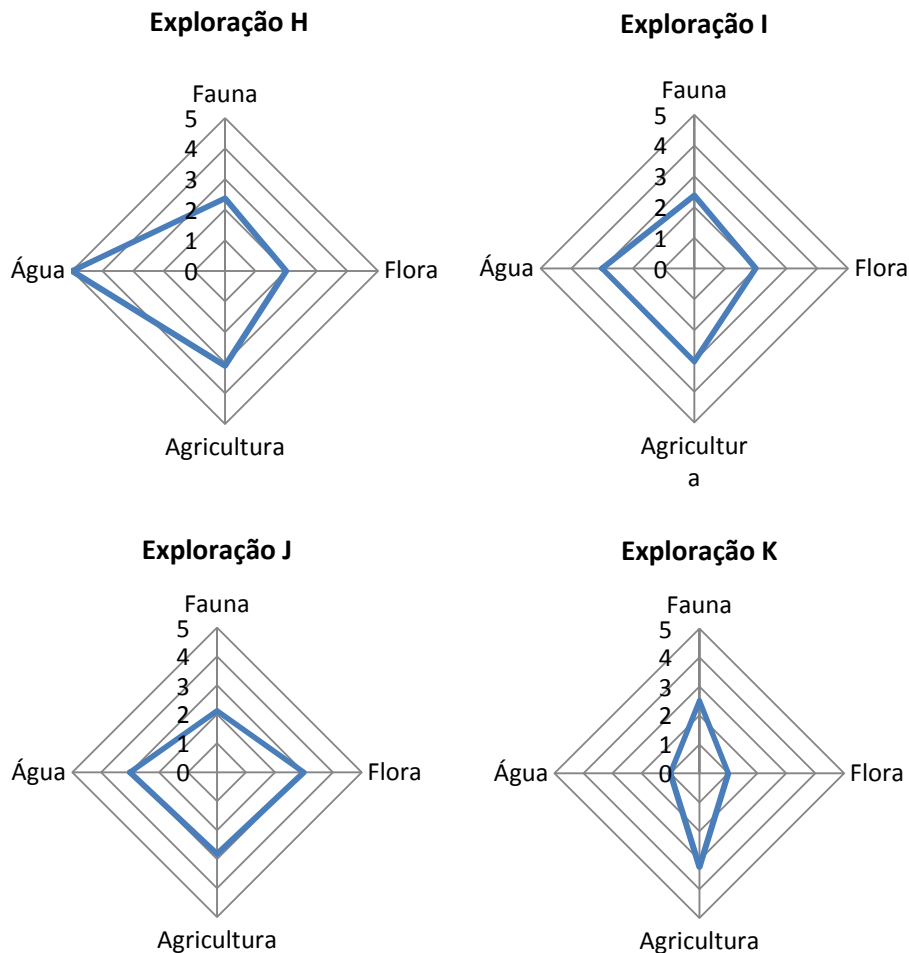


Figura 11: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas explorações H, I, J e K.

A exploração H apresenta melhor classificação para a componente água com a classificação máxima de 5. Por outro lado, a componente flora é a que apresenta a classificação mais baixa, com o valor 2.

A exploração I apresenta melhor classificação para as componentes água e agricultura com uma pontuação de 3. Não obstante, também a componente fauna apresenta um valor próximo de 3. Já a componente flora apresenta um valor de 2.

A exploração J apresenta melhor classificação para as componentes flora, água e agricultura, com uma classificação de 3. A fauna apresenta uma classificação de 2.

A exploração K apresenta melhor classificação para a componente agricultura, com uma classificação ligeiramente acima de 3, seguida da componente fauna que apresenta uma classificação próxima de 3. Por outro lado as componentes agricultura e flora apresentam a pontuação mínima de 1.

3.2.5 Tomate

Para as explorações de tomate, a figura 7 mostra os valores do indicador abrangente em escala 1-5, calculado a partir dos descritores de cada uma das componentes.

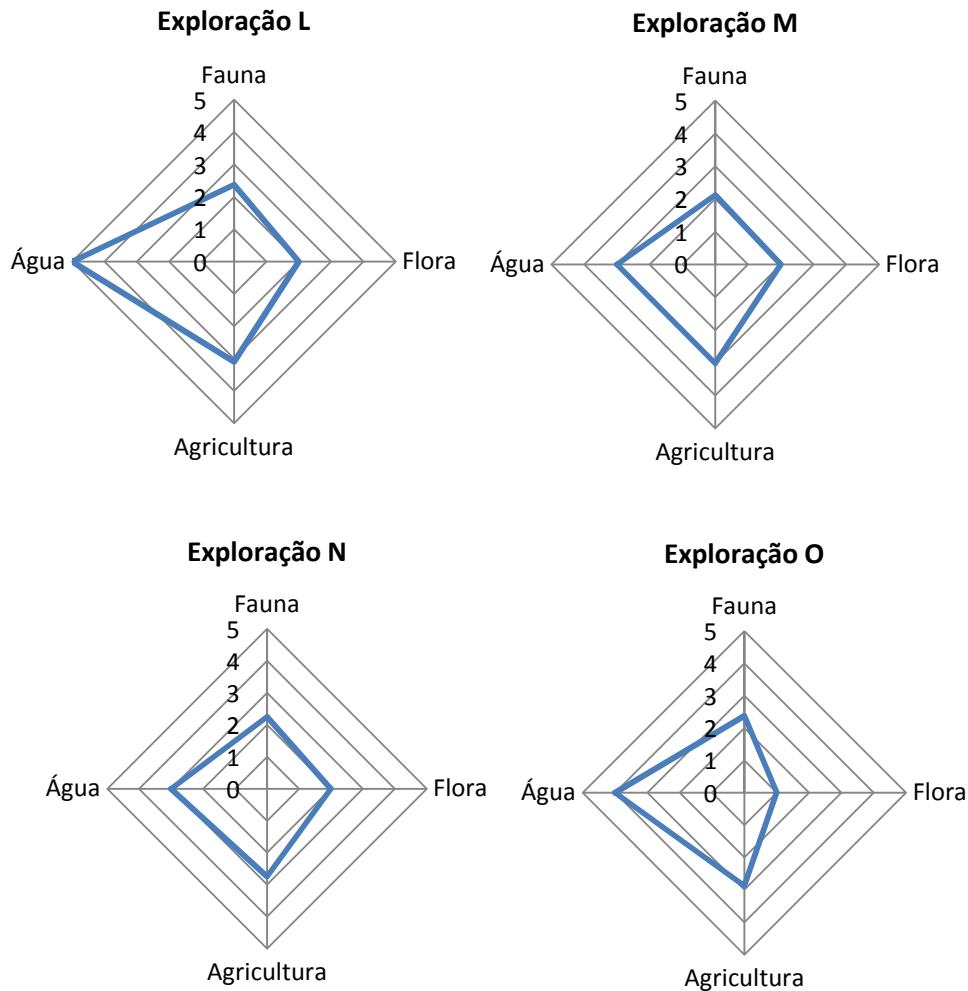


Figura 12: Os gráficos ilustram os valores do indicador abrangente, calculado para as diferentes componentes, nas explorações L, M, N e O.

A exploração L apresenta melhor classificação para a componente água com a classificação máxima de 5. As componentes fauna e a agricultura apresentam uma classificação intermédia de 3. Por outro lado, a componente flora é a que apresenta a classificação mais baixa, com o valor 2.

A exploração M apresenta melhor classificação para as componentes água e agricultura com uma pontuação de 3. Não obstante, as componentes fauna e a flora apresentam um valor de 2.

A exploração N apresenta melhor classificação para a componente água com uma classificação de 3. Não obstante, também as componentes fauna e a agricultura

apresentam valores próximos de 3. A componente flora apresenta uma classificação de 2, sendo a classificação mais baixa.

A exploração K apresenta melhor classificação para a componente água, com uma classificação ligeiramente acima de 4. Já as componentes fauna e a agricultura apresentam uma classificação próxima de 2 e a componente flora apresenta a pontuação mínima de 1.

3.2.6 Ranking

O cálculo do Indicador total ponderado (capítulo 2.9.1 “Metodologia de Avaliação por gráfico Radar”) permitiu comparar de uma forma pragmática o nível de sustentabilidade das diferentes explorações, facilitando o estabelecimento de uma hierarquia que vai da exploração com maior classificação na avaliação de sustentabilidade até à exploração com menor classificação e a sua comparação com a hierarquia gerada pelo indicador abrangente da fauna. A escala definida foi novamente a escala 1 a 5, correspondendo 5 ao nível de maior sustentabilidade e 1 ao nível de menor sustentabilidade. A tabela 4 ilustra o *ranking* obtido e o valor do indicador total para cada produção.

Tabela 4: Ordenação das explorações (A a O) da mais sustentável para a menos sustentável tendo em conta a classificação obtida para o indicador total e para o indicador abrangente da fauna, em escala 1 a 5.

Ranking				
1º	B	3,38	G	3,0
2º	C	3,12	B	2,8
3º	L	3,11	O	2,6
4º	H	3,11	K	2,6
5º	D	2,77	N	2,5
6º	J	2,77	I	2,5
7º	I	2,74	E	2,5
8º	M	2,70	L	2,4
9º	A	2,69	D	2,4
10º	G	2,69	J	2,4
11º	O	2,67	H	2,4
12º	N	2,58	F	2,4
13º	F	2,53	M	2,3
14º	E	2,44	E	2,1
15º	K	2,37	C	2,0

A exploração que apresenta maior nível de sustentabilidade é a exploração B com uma classificação de 3,48. Por outro lado a exploração que apresenta menor nível de sustentabilidade é a exploração K com uma classificação de 2,37.

No entanto, é observável que entre o último lugar do *ranking* e o primeiro as explorações variam apenas num nível da escala, entre 2 e 3, correspondendo estes a níveis intermédios de sustentabilidade. Logo, as explorações nunca atingem os valores extremos desta escala de sustentabilidade, 1 (menos sustentável) e 5 (mais sustentável), e mesmo nunca atingindo o valor 4 que na escala corresponde a um nível de sustentabilidade acima do intermédio. O mesmo acontece para o indicador abrangente da funa, em que este apenas varia um nível na escala de sustentabilidade. Apesar disso ambos os indicadores são utilizáveis para obter uma hierarquização das explorações.

3.2.7 Análise Regional

Para as diversas regiões estudadas, as figuras 8 a 10 mostram os valores do indicador total de cada exploração em escala 1-5, calculado a partir dos indicadores abrangentes de cada uma das componentes.

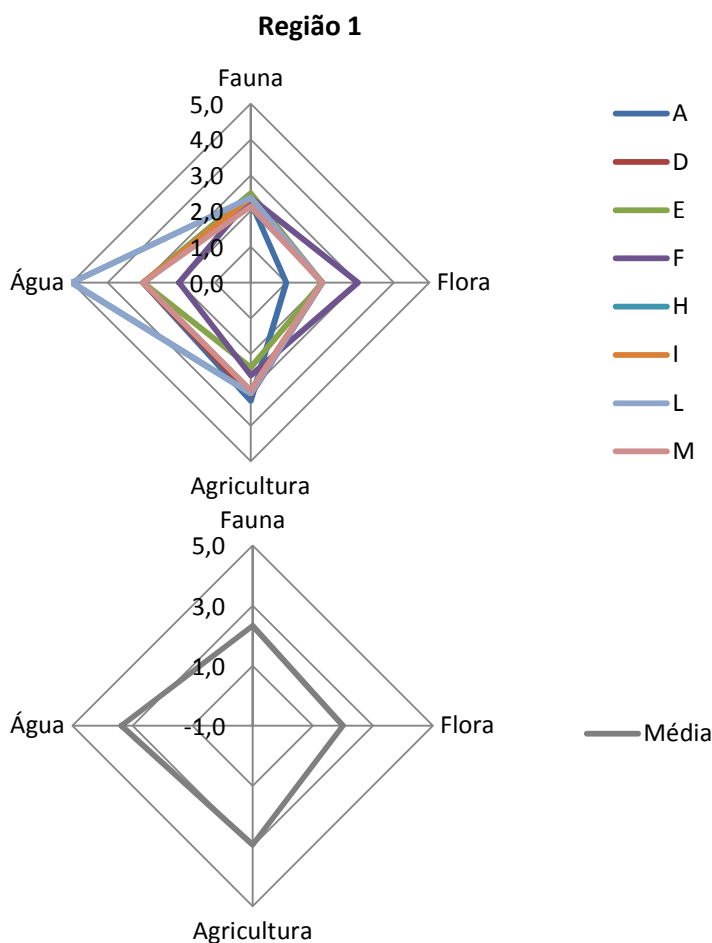


Figura 13: Os gráficos ilustram os valores do indicador total, calculado para as diferentes explorações (A a O) pertencentes à região 1 e o indicador total médio para o conjunto das explorações da região 1.

Na região 1 é observável que tanto a componente fauna como a componente agricultura apresentam valores muito similares variando apenas num nível da escala. Já as componentes água e flora apresentam maiores disparidades na classificação, abrangendo quase todos os níveis da escala (figura 8).

Contudo, a região como um todo apresenta melhor classificação para a componente água (4) seguida das componentes agricultura e fauna, que apresentam também uma classificação próxima de 3. A classificação mais baixa pertence à componente flora (2) (figura 8).

Na região 2, tal como foi observado na região 1, é notório que o tanto a componente fauna como a componente agricultura apresentam valores muito similares variando apenas num nível da escala. Já as componentes água e flora apresentam maiores disparidades na classificação, abrangendo quase todos os níveis da escala (figura 9).

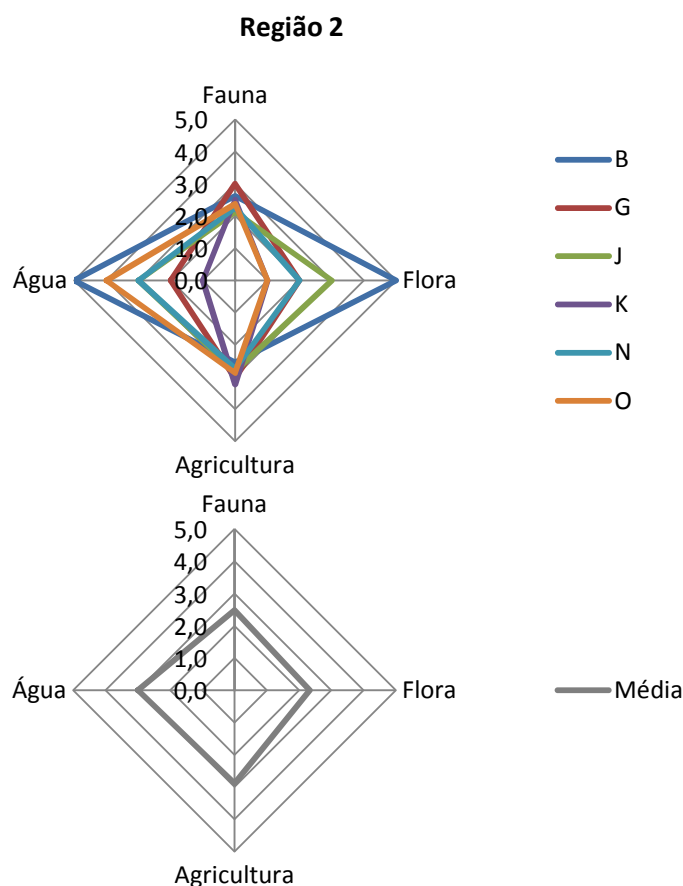


Figura 14: Os gráficos ilustram os valores do indicador total, calculado para as diferentes explorações (A a O) pertencentes à região 2 e o indicador total médio para o conjunto das explorações da região 2.

Contudo, a região como um todo apresenta classificação ligeiramente melhor para as componentes água e agricultura (3) seguida de perto pelas componentes flora e fauna, que apresentam também uma classificação próxima de 3. Assim, esta região relativamente á primeira apresenta níveis de sustentabilidade mais intermédios (figura 9).

A região 3 é constituída apenas por uma exploração, e como tal a leitura da figura 10 é igual à leitura feita para a figura 4 do capítulo 3.2.2. “Avaliação por Gráficos Radar – Maçã”. É assim notório que a componente flora se destaca, apresentando a classificação mais elevada, seguida pelas componentes água e agricultura. Já a fauna apresenta a menor classificação.

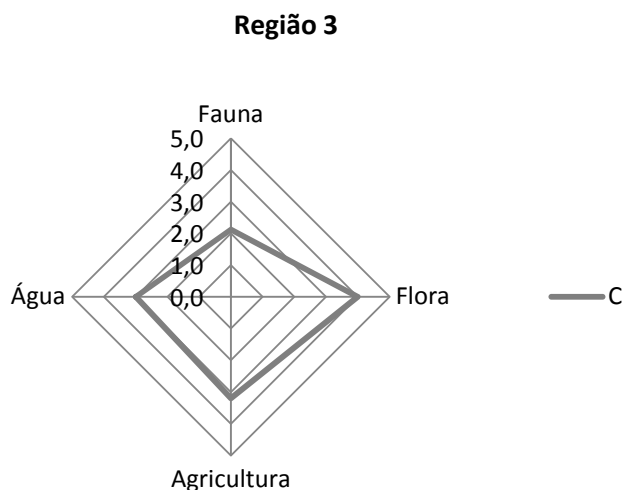


Figura 15: O gráfico ilustra o valor do indicador total, calculado para a exploração C, pertencente à região 3.

3.3 Análise ACP

A análise ACP apresenta uma projeção no plano da relação entre as explorações e os indicadores (neste contexto designadas observações e variáveis). Tendo em conta as metodologias aplicadas pelas diversas componentes, e os valores resultantes do cálculo dos respetivos indicadores foi possível aplicar uma análise de componentes principais, que de uma forma simples e visual permitiu comparar os diversos indicadores e inferir as relações que se estabelecem entre estes, e entre estes e os pontos de amostragem. As tabelas 5 a 7 e as figuras 11 a 13 constituem os resultados gerados pelo *software XLSTAT*, e a tabela com a base de dados encontra-se disponível no Anexo V.

3.3.1 Matriz de correlação (Pearson (n))

A tabela 5 apresenta a **negrito** as correlações (Pearson (n)) mais significativas entre os indicadores das diversas componentes consideradas para o presente estudo, que serão neste capítulo designados como variáveis da análise ACP.

Variáveis	RE	%Aves	%Rep	%anf	%mam	%ins	SWpt	SWt	RH/há	DH	VH	VF	REH	NHP/há	MRega	Chumsole	Cnut	AO	DA	Fert	Fito	Eng	Solo	PC	Int	Div	Reu
RE	0,471																										
%Aves	0,234	0,261																									
%Rep	-0,051	-0,003	0,340																								
%anf	0,305	0,347	-0,387	-0,022																							
%mam	-0,391	-0,978	-0,439	-0,121	-0,283																						
%ins	0,547	0,049	-0,224	-0,485	-0,079	0,033																					
SWpt	-0,342	-0,591	-0,055	0,281	-0,170	0,521	-0,455																				
SWt	0,113	-0,281	0,013	-0,108	-0,104	0,259	0,059	0,136																			
RH/há	0,304	-0,120	0,161	-0,185	-0,201	0,091	0,440	0,014	0,458																		
DH	0,204	0,015	0,349	0,033	-0,230	-0,075	0,432	-0,082	0,222	0,861																	
VH	-0,570	-0,214	0,513	0,291	-0,490	0,100	-0,251	0,205	-0,193	0,185	0,371																
VF	-0,864	-0,422	0,460	-0,094	-0,522	0,314	-0,205	0,256	-0,086	0,016	0,116	0,681															
REH	0,359	0,016	0,182	-0,177	-0,131	-0,034	0,503	-0,151	0,309	0,938	0,911	0,112	-0,055														
NHP/há	-0,047	-0,034	-0,335	-0,089	0,206	0,100	0,261	-0,419	0,135	-0,252	-0,146	-0,268	-0,109	-0,168													
MRega	0,180	-0,181	-0,338	-0,203	0,207	0,239	0,462	-0,327	0,267	0,041	-0,010	-0,366	-0,209	0,079	0,845												
Chumsole	0,294	0,216	-0,199	-0,256	0,297	-0,156	0,634	-0,575	0,266	0,252	0,323	-0,137	-0,172	0,286	0,613	0,532											
Cnut	-0,025	0,088	0,365	0,256	0,461	-0,195	-0,007	0,027	0,182	0,288	0,354	0,224	0,122	0,249	0,058		0,161	0,419									
AO	0,215	0,036	-0,392	-0,360	0,421	0,045	0,383	-0,434	0,305	-0,046	-0,136	-0,501	-0,282	-0,016	0,827	0,925	0,602	0,205									
DA	-0,314	-0,020	0,041	0,230	0,007	-0,011	-0,501	0,417	-0,333	-0,321	-0,307	0,372	0,266	-0,504	-0,492	-0,635	-0,390	-0,017	-0,536								
Fert	-0,035	0,019	-0,043	-0,278	-0,616	0,034	0,061	0,047	-0,083	0,039	-0,038	0,237	0,112	-0,042	-0,082	-0,100	-0,261	-0,661	-0,160	0,090							
Fito	-0,093	0,016	0,075	-0,304	-0,107	-0,003	0,514	-0,619	-0,226	0,021	0,111	0,091	0,272	0,126	0,500	0,552	0,447	0,130	0,487	-0,384	-0,089						
Eng	-0,354	-0,268	0,493	0,296	-0,376	0,142	-0,182	0,111	0,352	0,099	0,129	0,346	0,480	-0,015	-0,198	-0,261	0,003	0,262	-0,286	0,245	-0,348	0,114					
Solo	-0,140	-0,144	-0,335	0,063	0,126	0,193	0,003	-0,199	-0,562	-0,485	-0,084	-0,003	-0,587	0,518													
PC	0,427	0,678	0,259	-0,184	0,296	-0,668	0,248	-0,437	-0,420	0,137	0,219	-0,242	-0,273	0,360	-0,297	-0,223	0,013	0,099	-0,129	-0,284	-0,189	0,141	-0,326	-0,459			
Int	0,425	0,193	0,231	-0,037	0,049	-0,207	0,509	-0,303	-0,335	0,226	0,386	0,033	-0,187	0,419	-0,237	0,009	0,081	0,174	-0,091	-0,320	-0,231	0,348	-0,113	-0,133	0,627		
Div	-0,300	-0,413	-0,083	0,353	-0,271	0,392	-0,278	0,604	-0,478	-0,245	-0,075	0,383	0,200	-0,235	-0,364	-0,423	-0,578	-0,323	-0,624	0,414	0,230	-0,403	-0,168	-0,049	-0,196	0,094	
Reu	-0,249	0,098	0,223	-0,004	0,497	-0,155	-0,141	0,019	-0,156	-0,126	0,021	0,278	0,269	-0,139	-0,106	-0,126	0,208	0,708	0,032	0,378	-0,538	0,081	0,188	0,156	0,091	0,228	-0,031

Tabela 5: Matriz de correlação (Pearson (n)) que estabelece a as relações entre os diversos indicadores. As correlações destacadas a **negrito** são diferentes de zero com um nível de significância de $\alpha=0,005$.

Neste contexto, a riqueza específica apresenta uma correlação positiva de 0,547 com a variável “Shannon-Wiener *pan-traps*”, e por outro lado apresenta uma correlação negativa de -0,864 com a variável “Regularidade espacial de todos os elementos de habitat cartografados” e uma correlação negativa de -0,57 com a variável “Valor global florístico”.

O indicador percentagem de ocorrência apresenta diferentes valores de correlação para os diferentes grupos faunísticos analisados. Assim, a percentagem de ocorrência de aves apresenta uma correlação positiva de 0,678 com a variável “Intensificação” e por outro lado, apresenta uma correlação negativa, de -0,978 com a variável “Percentagem de ocorrência de insetos” e uma correlação negativa de -0,591 com a variável “Shannon-Wiener transectos”. Já as percentagens de ocorrência de répteis e anfíbios não apresentam qualquer correlação significativa. Relativamente à percentagem de ocorrência de mamíferos, esta apresenta uma correlação negativa de -0,616 com a variável “Fitofármacos”, e uma correlação negativa de -0,522 com a variável “regularidade espacial de todos os elementos de habitat cartografados”. Finalmente, a percentagem de ocorrência de insetos apresenta uma correlação positiva de 0,521 com a variável “Shannon-Wiener transectos”, e por outro lado apresenta uma correlação negativa de -0,668 com a variável “Intensificação”.

Relativamente ao indicador Shannon-Wiener *pan-traps*, este apresenta uma correlação positiva de 0,634 com a variável “Controlo de nutrientes”, não apresentando qualquer correlação negativa significativa. Já o indicador Shannon-Wiener transectos apresenta uma correlação positiva de 0,604 com a variável “Regularização”, e por outro lado uma correlação negativa de -0,619 com a variável “Energia” e uma correlação negativa de -0,575 com a variável “Controlo de nutrientes”.

Os indicadores Índice de Margalef (componente fauna) e Água (componente agricultura) não foram considerados na análise ACP, uma vez que apresentavam uma correlação de 1 com as variáveis “riqueza específica” e “origem da água”, respetivamente.

3.3.2 Autovalores

A tabela 6 apresenta a variabilidade de cada um dos fatores gerados pela aplicação do *software* da análise ACP.

Tabela 6: Valores percentuais da variabilidade explicada por cada um dos factores (F1 a F14). Quanto maior a variabilidade, mais relações serão explicadas pelo respetivo fator, esta proporcionalidade é traduzida pelo autovalor.

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
Autovalor	6,577	4,724	3,900	3,382	2,497	1,875	1,325
Variabilidade (%)	23,490	16,871	13,928	12,079	8,917	6,696	4,731
% acumulada	23,490	40,361	54,289	66,369	75,285	81,981	86,712
	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14
Autovalor	1,099	1,066	0,544	0,436	0,288	0,191	0,096
Variabilidade (%)	3,925	3,809	1,944	1,558	1,029	0,681	0,343
% acumulada	90,637	94,445	96,389	97,947	98,976	99,657	100,000

Assim, a mais elevada correlação entre as variáveis associada aos dois primeiros eixos é proporcional à variabilidade por eles explicada, 40,36% (23,49+16,871). Assim, os resultados foram apresentados no plano (bidimensional), tendo apenas sido seleccionados os factores F1 e F2. Desta forma, os resultados gerados pelo *XLSTAT* são apresentados de uma forma mais simples de interpretar, mas ainda assim suficientemente conclusiva.

3.3.3 Círculo de correlação

A figura 11 apresenta a distribuição das variáveis no plano, posicionando-as de acordo com as correlações que estabelecem entre si e com os factores.

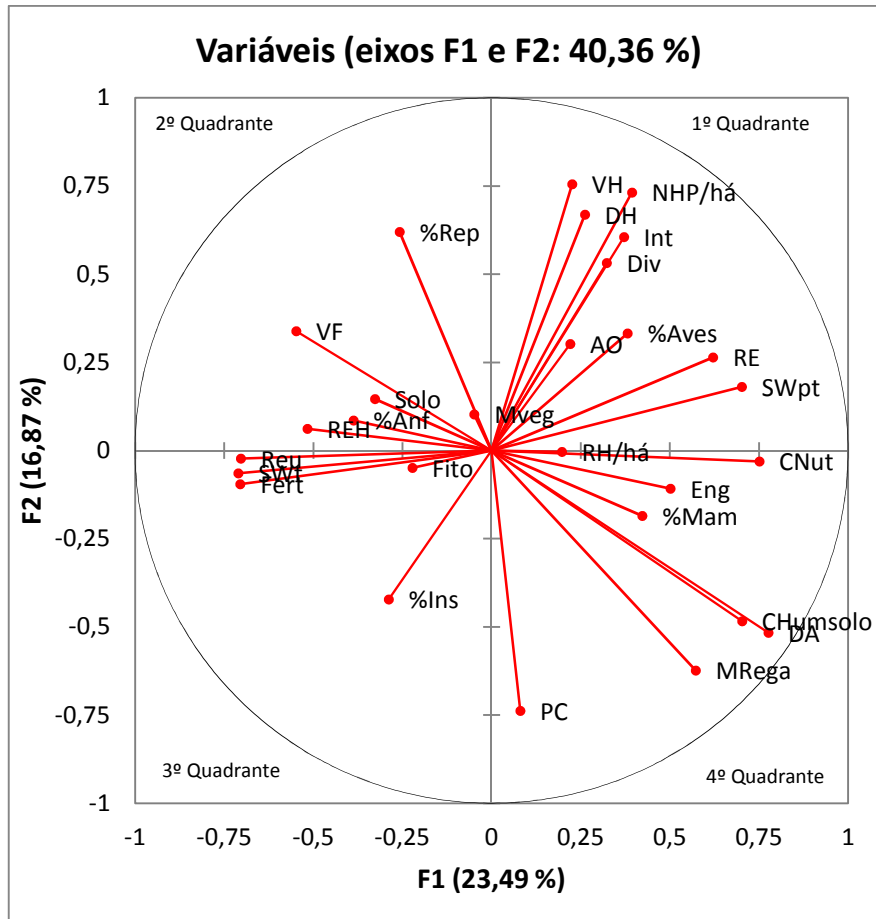


Figura 16: O gráfico posiciona no plano, as correlações (Pearson (n)) estabelecidas entre as variáveis relativamente aos eixos fatoriais, definidos pelo fator 1 (eixo das abcissas com variabilidade de 23,49%) e fator 2 (eixo das ordenadas com variabilidade de 16,87%). As correlações apresentam valores entre -1 e 1, coincidindo este valores extremos com a semicircunferência inferior e superior, respetivamente.

Assim, as variáveis que partilham o primeiro quadrante, relacionam-se positivamente com ambos os fatores, sendo estas: “Valor global do habitat”, “Diversidade habitat”, “Número de elementos de habitat na periferia por ha de exploração”, “Intensificação”, “Diversificação”, “Origem da água”, “Riqueza específica”, “Shannon-Wiener *pan traps*”, e “Percentagem de ocorrência de aves”. Por outro lado, as variáveis que partilham o segundo quadrante relacionam-se positivamente com o fator 2, mas negativamente com o fator 1, sendo estas: “Percentagem de ocorrência de répteis” e “Percentagem de ocorrência de anfíbios”, “Valor global florístico”, “Solo”, “Origem do material vegetal”, e “Regularidade espacial dos elementos de habitat cartografados”. Contrariamente ao primeiro quadrante, as variáveis que partilham o terceiro quadrante relacionam-se negativamente com ambos os fatores, sendo estas: “Percentagem de ocorrência de insetos”, “Regularização”, “Shannon-Wiener transectos”, “Fertilizantes”, e “Fitofármacos”. Finalmente, as variáveis que partilham o quarto quadrante relacionam-se positivamente com o fator 1 e negativamente com o fator 2, sendo estas: “Riqueza de habitats”, “Controlo de nutrientes”, “Energia”, “Controlo humidade

do solo”, “Destino da água”, “Método de rega”, “Práticas culturais”, e “Percentagem de ocorrência de mamíferos”. As variáveis pertencentes aos quadrantes ímpares são reflexas umas das outras, bem como as variáveis pertencentes aos quadrantes pares, pelo que a leitura deve ser feita diagonalmente. No entanto, variáveis que partilham o mesmo quadrante apresentam uma mais elevada correlação entre si.

Ainda, é observável que os vetores que representam as variáveis relativas à fauna, se encontram dispersos ao longo dos quadrantes, nomeadamente as variáveis “percentagem de ocorrência” dos diversos grupos faunísticos que se encontram divididas pelos quatro quadrantes relacionando-se com características ambientais distintas.

A variável que apresenta a correlação mais elevada com o fator 1 é a variável “Destino da água”, e a variável que apresenta menor correlação com este fator é a variável: “Shannon-Wiener transectos”. Por outro lado a variável que apresenta a correlação mais elevada com o fator 2 é a variável “Valor global do habitat”, e a variável que apresenta menor correlação com este fator é a variável: “Práticas culturais”. Logo estas variáveis são as mais importantes no contexto dos dados obtidos nas diferentes explorações (pontos de amostragem).

3.3.4 Contribuição das variáveis (%)

A tabela 7 traduz percentualmente a influência que as diversas variáveis exerceram para a construção dos eixos fatoriais.

Tabela 7: Valores percentuais da contribuição das variáveis para a constituição dos eixos fatoriais.

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14
RE	5,869	1,476	3,241	4,312	2,395	0,080	4,140	0,979	10,215	5,443	0,022	1,162	1,533	0,261
%Aves	2,210	2,333	12,973	0,490	1,362	7,505	0,194	2,267	0,983	0,000	0,069	0,300	2,594	3,273
%Rep	1,011	8,142	0,115	5,324	2,197	7,271	2,702	0,053	4,626	11,421	2,566	0,950	1,090	9,712
%Anf	2,280	0,153	0,588	2,204	2,594	0,211	45,789	5,249	0,036	0,822	0,383	1,059	1,394	0,167
%Mam	2,713	0,729	7,182	3,485	9,473	3,815	3,054	1,155	0,340	0,977	3,707	0,920	0,002	0,230
%Ins	1,268	3,765	11,267	1,621	1,150	9,141	0,025	2,377	0,220	0,391	0,124	1,748	2,693	2,880
SWpt	7,487	0,687	2,004	1,650	2,527	4,415	0,025	1,936	7,834	0,005	10,546	14,373	0,277	2,263
SWt	7,679	0,088	0,854	0,871	8,775	2,762	0,093	0,317	0,846	5,293	0,316	23,866	1,951	42,409
RH/há	0,590	0,000	7,673	0,256	13,866	11,299	0,199	1,993	0,021	4,356	5,035	7,959	0,829	0,275
DH	1,043	9,481	7,473	1,344	2,308	0,028	0,999	0,434	1,595	0,154	11,458	0,181	0,819	0,622
VH	0,778	12,060	5,627	0,006	0,084	0,602	0,561	5,392	1,569	1,645	0,895	0,040	25,917	0,271
VF	4,568	2,424	3,535	3,130	4,580	0,164	0,042	12,647	2,272	0,126	0,286	11,306	9,495	7,846
REH	4,063	0,080	7,175	4,172	6,502	0,020	6,216	0,003	3,136	0,421	0,321	7,615	1,110	1,886
NHP/há	2,355	11,336	4,569	1,331	0,615	0,584	0,026	0,561	0,051	1,266	8,334	0,900	3,676	0,137
MRega	4,987	8,224	1,391	0,769	0,663	0,511	2,129	8,550	1,172	4,165	2,227	0,077	4,905	0,494
CHumsolo	7,504	4,948	3,389	0,030	0,002	0,432	2,295	2,288	2,395	7,535	0,622	1,855	0,028	1,258
CNut	8,573	0,020	1,562	2,592	0,021	0,067	0,640	2,634	10,131	11,521	15,850	0,112	2,414	2,752
AO	0,739	1,933	0,462	17,272	5,884	0,781	0,026	3,406	0,169	3,099	0,000	4,136	13,859	1,614

Desenvolvimento de indicadores da componente fauna-terrestre em contexto agrícola: reunião de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade

DA	9,160	5,653	0,761	0,522	0,163	0,125	0,382	1,034	1,194	7,548	0,747	0,099	1,466	0,159
Fert	7,569	0,191	2,176	1,747	0,039	0,083	3,655	0,007	24,288	0,456	4,323	4,511	0,124	4,790
Fito	0,752	0,051	0,196	12,046	9,105	3,947	2,136	9,359	2,937	12,111	0,122	0,240	1,032	0,164
Eng	3,831	0,247	2,465	3,366	17,135	0,824	0,337	2,121	0,276	0,002	8,676	1,148	3,467	4,818
Solo	1,627	0,449	4,466	7,168	0,163	5,377	3,225	23,127	3,536	2,412	0,039	0,069	0,315	1,683
PC	0,098	11,539	0,004	3,164	2,912	0,657	3,793	1,376	10,889	2,797	8,411	0,456	11,122	0,358
Int	2,099	7,760	7,753	0,009	1,704	0,876	0,879	1,633	8,195	1,504	0,525	1,973	0,006	0,614
Div	1,589	5,998	0,499	0,074	2,849	16,485	4,862	5,151	0,175	8,202	3,304	8,363	0,040	4,006
Reu	7,523	0,011	0,164	2,019	0,299	15,766	3,029	3,867	0,001	0,556	6,854	0,084	3,306	5,046
Mveg	0,037	0,222	0,436	19,023	0,629	6,169	8,547	0,087	0,902	5,770	4,238	4,498	4,533	0,012

Assim, as variáveis com maior percentagem são consequentemente as mais influentes. Estes resultados são importantes auxiliares na interpretação dos gráficos de distribuição das observações no plano. Segundo este conceito, as variáveis “Destino da água” e “Controlo de nutrientes” (pertencentes à componente água) são as que apresentam maior influência sobre o eixo F1, com a uma percentagem de 9,16 e 8,573 respetivamente. Não obstante a variável “Shannon-Wiener transectos” apresenta uma influência que também se aproxima dos 8%. Por outro lado, as variáveis “Valor global de habitat” (pertencente à componente flora) e “Práticas culturais” (pertencente à componente agricultura) são as que apresentam maior influência sobre o eixo F2, com uma percentagem de 12,06 e 11,539, respetivamente. Estas variáveis coincidem com as variáveis que apresentam maior correlação (positiva ou negativa) relativamente aos fatores, capítulo 3.3.4 “ Análise PCA – Círculo de correlação”.

3.3.5 Distribuição das observações no plano

A figura 12 representa a distribuição no plano dos pontos de observação e, neste caso, estes pontos correspondem às explorações estudadas.

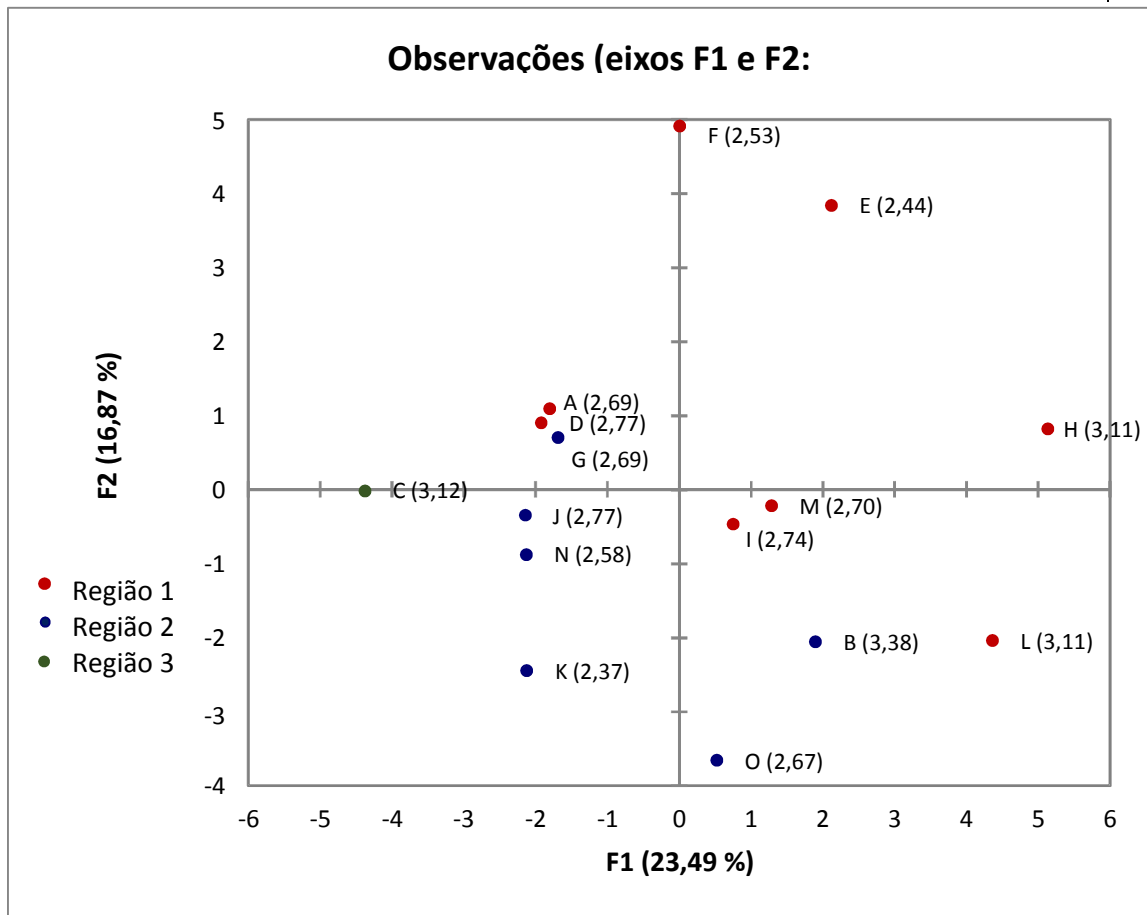


Figura 17: O gráfico posiciona, no plano, as explorações relativamente aos eixos fatoriais, definidos pelo fator 1 (eixo das abcissas com variabilidade de 23,49%) e fator 2 (eixo das ordenadas com variabilidade de 16,87%). As explorações pertencentes à mesma região estão destacadas a vermelho (região1), azul (região 2) ou verde (região 3).

As explorações pertencentes à mesma região estão destacadas com uma determinada cor. Assim, é notório que os pontos vermelhos, pertencentes à região 1 estão dispostos no 1º, 2º e 4º quadrantes do gráfico. Em oposição, para a região 2, os pontos azuis encontram-se dispostos maioritariamente entre os 3º e 4º quadrantes do gráfico. Finalmente a região 3, à qual corresponde o ponto C (verde) encontra-se sobre o eixo das abcissas, tendo para F2 uma valor de zero. Todas as regiões apresentam uma distribuição demarcada no plano a qual difere das restantes regiões, praticamente não se sobrepondo.

3.3.6 Biplot

A figura 13 constitui uma sobreposição entre a distribuição das variáveis e a distribuição das observações, no plano.

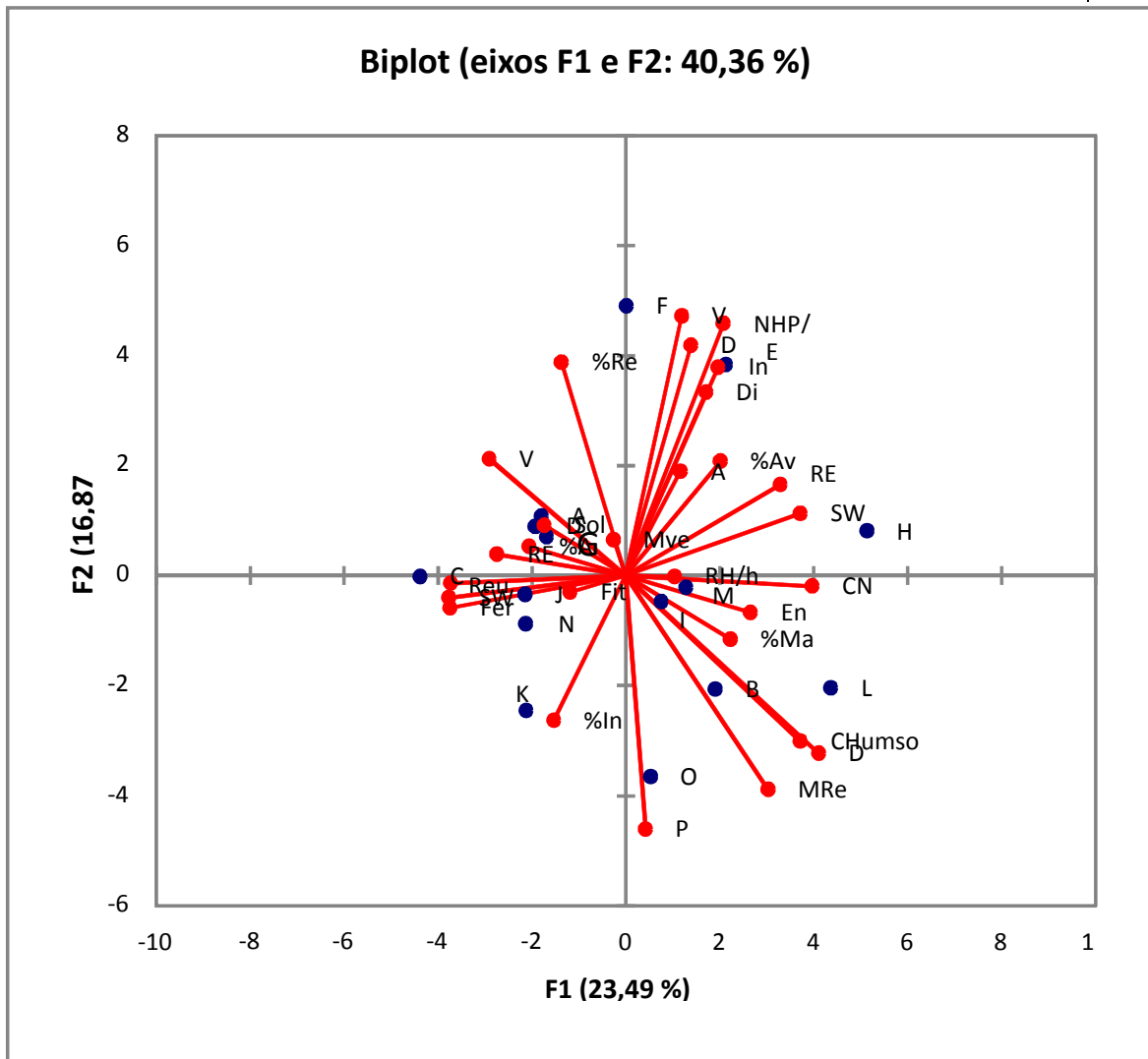


Figura 18: O gráfico *biplot* ilustra uma sobreposição entre o círculo de correlação e a distribuição das explorações no plano, relativamente aos eixos fatoriais, definidos pelo fator 1 (eixo das abcissas com variabilidade de 23,49%) e fator 2 (eixo das ordenadas com variabilidade de 16,87%), estabelecendo relações espaciais entre as explorações e os indicadores.

Pela observação direta do gráfico é possível inferir algumas relações espaciais entre os indicadores e as explorações. Neste sentido é notório que as explorações pertencentes à região 1 se relacionam com os eixos da mesma forma que as variáveis pertencentes ao primeiro e ao quarto quadrante (“Valor global do habitat”, “Diversidade habitat”, “Número de elementos de habitat na periferia por ha de exploração”, “Intensificação”, “Diversificação”, “Origem da água”, “Riqueza específica”, “Shannon-Wiener *pan traps*”, “Percentagem de ocorrência de aves”, “Riqueza de habitats”, “Controlo de nutrientes”, “Energia”, “Controlo humidade do solo”, “Destino da água”, “Método de rega”, “Práticas culturais”, e “Percentagem de ocorrência de mamíferos”), logo não reflexas e as explorações pertencentes à região 2 se relacionam com os eixos da mesma forma que as variáveis pertencentes ao segundo e terceiro quadrantes (“Percentagem de ocorrência de répteis” e “Percentagem de ocorrência de

anfíbios”, “Valor global florístico”, “Solo”, “Origem do material vegetal”, “Regularidade espacial dos elementos de habitat cartografados”, “Percentagem de ocorrência de insetos”, “Regularização”, “Shannon-Wiener transectos”, “Fertilizantes”, e “Fitofármacos”), logo não reflexas (capítulo 3.3.4 “Análise ACP – Círculo de correlação” e capítulo 3.3.6 “Análise ACP – Distribuição das observações”).

4. Discussão

No presente capítulo serão interpretados e discutidos os resultados obtidos para o estudo da sustentabilidade em sistemas agrícolas, tentando responder aos objetivos definidos no capítulo 1.5 “Introdução – Objetivos”, e tendo em conta ainda os conhecimentos adquiridos através das diversas molduras teóricas abordadas na introdução. Assim, e na sequência do que foi descrito no capítulo anterior (3. “Resultados”), seguir-se-á uma interpretação e dos resultados obtidos pela aplicação das diferentes metodologias de análise estatística, desde o cálculo dos indicadores da fauna terrestre que permitiu de uma forma generalista caracterizar a fauna terrestre em diversos sistemas de produção, até à análise ACP que permitiu estabelecer relações entre os diversos descritores ambientais e compreender a sua influência na presença da fauna terrestre nos diversos agrossistemas, passando ainda pela metodologia de avaliação da sustentabilidade por gráficos radar, que permitiu de um forma simples obter um panorama geral do nível de sustentabilidade ambiental tendo em conta as quatro componentes consideradas: fauna, flora, agricultura e água.

4.1 Caracterização da fauna nas diversas explorações

A caracterização da fauna terrestre através dos indicadores parcelares e do indicador abrangente permitiu obter um panorama do estado geral dos cinco grupos faunísticos (anfíbios e répteis, aves, mamíferos e insetos) nas diversas explorações. Tendo em conta os padrões de sustentabilidade traduzidos na escala 1 a 5, observa-se que a fauna terrestre varia apenas num nível da escala, nunca ultrapassando os níveis intermédios de sustentabilidade, entre 2 e 3. Isto leva a inferir que as práticas culturais poderão não ser o fator de maior influência na distribuição da fauna. No entanto, esta questão será aprofundada mais adiante através da análise dos resultados da ACP.

Não obstante, os indicadores “percentagem de ocorrência” dos diversos grupos taxonómicos levantam algumas questões que podem não corroborar totalmente esta ideia. Sendo que, a percentagem máxima de ocorrência dos insetos e a percentagem mínima de ocorrência das aves se verificam na mesma exploração, exploração B, e isto pode ser explicado pelas suas características dado tratar-se de uma cultura em estufa de hidroponia suspensa, cujo acesso por parte das aves é muito dificultado. Também a herpetofauna apresenta a percentagem máxima de ocorrência na mesma exploração em que os insetos apresentam a percentagem mínima de ocorrência (exploração D). No entanto, este facto pode ser explicado pelas interações biológicas,

nomeadamente por fenómenos de top-down, já que nesta exploração a polinização é feita naturalmente, não recorrendo à instalação de colmeias de *Bombus sp.* estéreis. Por outro lado, os répteis apresentam uma percentagem mínima de ocorrência na exploração K e os anfíbios na exploração I, ambas explorações de curgete em estufa, com características bastante diferentes no que respeita à utilização do substrato e da água, o que leva a inferir que estas poderão ser características que influenciam a distribuição da herpetofauna nos agrossistemas. Relativamente aos mamíferos, a sua percentagem máxima de ocorrência está associada à exploração O. Sendo que esta é uma exploração de tomate em estufa de hidroponia, é legítimo pensar que este facto estará relacionado com a disponibilidade de habitats nas margens da produção.

Os valores obtidos para o índice DMg modificado são coerentes com os resultados obtidos para a riqueza específica sendo que os valores máximo e mínimo destes dois indicadores ocorrem nas mesmas explorações, F e C respetivamente, sendo que a primeira é uma exploração de alface em estufa, e a segunda é um pomar de maçã, ao ar livre. Contrariamente ao esperado, a exploração com estufa tem um elevado valor de riqueza específica em detrimento da exploração ao ar livre. Isto poderá estar relacionado não propriamente com a estruturação e manutenção da cultura em si, mas com a disponibilidade de diversidade de habitat nas zonas circundantes e com a intensificação agrícola.

Os índices de Shannon-Wiener calculados para os dados dos insetos recolhidos segundo as duas metodologias de campo, *pan-traps* e transectos, não se mostram coerentes entre si, sendo que as metodologias apresentam valores máximos e mínimos para explorações diferentes. Isto pode ser explicado pelo facto de a prospeção por *pan-traps* ter incluído capturas junto da vegetação marginal dos campos, enquanto a prospeção por transectos foi efetuada apenas junto da cultura. Assim, é possível que as explorações com valores elevados deste índice associado às *pan-traps*, apresentem maior diversidade de insetos na orla das explorações podendo isto estar associado com a disponibilidade de habitats na periferia.

No geral todas as explorações apresentam baixos valores de riqueza específica, aparentemente fruto de diversos fatores ambientais, como sejam o uso intenso do solo ou a pouca disponibilidade de habitats e recursos. Apesar disto, as aves e os insetos parecem ser os grupos melhor adaptados a estes ecossistemas de forte intervenção humana. Este tipo de ecossistemas está sujeito a elevadas perturbações e devem ser melhorados tendo em vista a conservação da diversidade em geral, e de espécies de elevado valor intrínseco em particular. Assim, é essencial que estudos como este tenham em consideração não só a riqueza específica, mas a contemplação de

indicadores que destaquem a riqueza em espécies raras ou de elevado valor para a conservação. Igualmente deve dar-se destaque à presença de espécies exóticas e avaliar os seus riscos para o agrossistema. Ainda, estudos complementares devem ser levados a cabo na tentativa de caracterizar individualmente espécies de elevado interesse e que possam atuar como bioindicadores do sistema, de modo a poder tecer-se importantes considerações acerca do estado de conservação da fauna terrestre neste contexto.

4.2 Avaliação de sustentabilidade ambiental

Os resultados do conjunto de indicadores são apresentados para cada exploração e no conjunto das explorações, para cada uma das três regiões. Assim é possível reconhecer a dispersão de valores (na escala 1 a 5) das componentes estudadas, bem como compreender os valores padrão para cada indicador (Bélanger, et al., 2012). Da análise dos gráficos radar, é notório que no geral a componente flora seguida da componente fauna são as que apresentam as pontuações mais baixas na avaliação individual das explorações. Contrariamente, a componente água é a que apresenta mais vezes melhor pontuação, seguida da componente agricultura que apresenta em quase todas as explorações valores intermédios na escala. Geralmente as explorações apresentam valores intermédios para todos os descritores, raramente havendo algum que se destaque claramente dos outros. Este facto é confirmado na análise regional onde se verifica que tanto para a região Oeste como para a região Minho a componente flora atinge em média valores mais baixos da escala e a componente água os valores mais elevados, sendo as componentes com maior dispersão na escala, atingindo vários níveis para a mesma região. No entanto, a região Beiras contraria esta tendência, sendo que a flora neste caso é a componente com maior pontuação, mas a fauna é novamente a componente com valor mais baixo. Estes valores podem dever-se ao facto de a região Beiras conter apenas uma exploração e, como tal, não existir um verdadeiro padrão que seja comparável. Esta região é, no entanto, biogeograficamente semelhante à região Minho, podendo-se extrapolar as tendências nela observadas.

Neste contexto, é possível afirmar que as regiões não se destacam em nenhum dos descritores, mantendo as explorações, em média, valores semelhantes independentemente da localização geográfica. Isto pode dever-se ao facto de todas as explorações necessitarem de melhorar os mesmos aspetos, e isto ser comum aos agrossistemas de um modo geral (Bélanger, et al., 2012). Ainda assim, isto pode

também ser um indício de que os indicadores são demasiado generalistas. Este tipo de avaliação baseada na média dos valores dos indicadores globais mostra as possíveis consequências da gestão aplicada aos agrossistemas, mas não indica quais os procedimentos que devem ser alterados (Bélanger, et al., 2012) pelo que deve ser utilizada em conjunto com uma análise mais detalhada dos motivos que levam à obtenção de valores baixos da componente pior avaliada. Neste sentido, independentemente das pontuações máximas obtidas, todas as explorações apresentam pontos fracos, os quais devem ser investigados, para o reconhecimento das suas causas e consequências, e trabalhados de modo a aumentar o seu nível de sustentabilidade, para que todos, produtores e consumidores, possam usufruir de melhores serviços de ecossistema. Apesar disso, esses efeitos a larga escala não podem ser rigorosamente medidos através de indicadores de aplicação local, exigindo assim estudos complementares que avaliem a sustentabilidade dos agrossistemas à escala nacional e continental (Bélanger, et al., 2012; Billeter, et al., 2008; Vilela & Costa, 2010).

4.3 Aspetos ambientais modeladores da sustentabilidade através da diversidade faunística

A Análise de Componentes Principais permite estabelecer relações entre os diversos indicadores, e assim compreender que fatores ambientais são mais determinantes para a fauna terrestre e consequentemente para a sustentabilidade dos agrossistemas neste contexto. Através da matriz e do círculo de correlação é possível identificar quais os descritores ambientais que se relacionam com a riqueza específica e com as restantes variáveis referentes à fauna. Da análise do gráfico de correlação é notório que todos os grupos faunísticos, representados pelo indicador “percentagem de ocorrência” se encontram em quadrantes diferentes no plano, relacionando-se assim com determinados conjuntos de variáveis com os quais partilham esse quadrante.

O Indicador da riqueza específica, que se encontra no primeiro quadrante relaciona-se significativamente com o índice de Shannon-Wiener aplicado aos dados dos insetos recolhidos pelas *pan-traps*, este facto pode justificar-se por esta ser a metodologia que garantiu a recolha de maior volume de dados de presença de insetos, mostrando-se eficaz para este tipo de estudos. Também a percentagem de ocorrência de aves se correlaciona positivamente com a riqueza específica, e isto pode ser igualmente explicado pelo elevado número de presenças registadas para este grupo, que se

verificou pelo cálculo dos indicadores da fauna terrestre, ser no geral o mais abundante.

A riqueza específica relaciona-se positivamente também com outros descritores ambientais, nomeadamente a diversidade de habitat e o número de elementos de habitat na periferia, o que significa que estes descritores são importantes para todos os grupos faunísticos (Jeanneret, et al., 2003a). Apesar disso, é necessário ter em conta que os diferentes grupos faunísticos reagem de forma diferente aos níveis de heterogeneidade do habitat, e esta análise deve ser feita cuidadosamente tendo em conta diferentes escalas de distribuição e mobilidade dos diversos *taxa* (Atauri & Lucio, 2001). Grupos com maior mobilidade e dispersão estarão *a priori* mais relacionados com a heterogeneidade à escala do habitat e da paisagem, como acontece no caso das aves. Por outro lado, os restantes grupos faunísticos apresentam maior relação com outros conjuntos de características ambientais, descritas por indicadores de menor escala de aplicação (Atauri & Lucio, 2001) (Benton, et al., 2003). A riqueza específica aparece ainda relacionada com a diversificação, sendo este um fator de influência no seu valor, ao contrário das práticas culturais, que não apresentam elevada influência na riqueza específica, mas aparecem associadas a alguns grupos faunísticos como os insetos (Jeanneret, et al., 2003a).

Também as orlas dos campos são de especial importância para a manutenção e conservação da riqueza específica. No entanto, estas são zonas sujeitas a elevadas perturbações para as quais a sua flora poderá não estar adaptada, como sendo a carga de pesticidas e fertilizantes, que na análise ACP aparecem no quadrante diagonalmente oposto a esta variável, indicando uma correlação negativa. Também a fauna pode ser afetada pelo abuso destes químicos, e como era de esperar, a riqueza específica também se relaciona negativamente com estes indicadores. Por outro lado as margens dos campos são essenciais para espécies que ocupam elevados níveis na cadeia trófica (Marshall & Moonenb, 2002).

Ainda neste contexto, a percentagem de ocorrência de aves encontra-se também relacionada com o conjunto de variáveis do primeiro quadrante. As aves estão intimamente relacionadas com descritores de habitat e paisagem, como sendo a diversidade de habitats e os elementos de habitat na periferia. Segundo Atauri & Lucio (2001) e Benton et al. (2002) a distribuição da riqueza específica de aves nas paisagens mediterrânicas é influenciada pela variabilidade e heterogeneidade das mesmas, mais do que pelas práticas culturais e pela aplicação de fitoquímicos nocivos. No entanto, nestes casos a fragmentação da paisagem deve ser também

considerada, surgindo assim a necessidade de futuramente introduzir este descritor em estudos semelhantes (Benton, et al., 2002).

Por outro lado, a percentagem de ocorrência de aves aparece também significativamente relacionada com a intensificação. Esta intensificação está intimamente relacionada com intensificação do uso do solo, e com a redução do tempo de produção, levando a uma redução da área dos habitats não cultivados. Não obstante, esta pode também estar relacionada com a diversificação, isto é, a cultura de várias espécies na mesma exploração.

Apesar das aves reagirem positivamente tanto à heterogeneidade de habitat como à intensificação do uso do solo, esta é uma questão controversa pois a simplificação aliada à fragmentação do habitat pode levar à perda de espécies raras de elevado valor, que se estabeleçam em populações pequenas e relativamente isoladas (Doxa, et al., 2010). Os estudos de Doxa et al. (2010) e Morellia et al. (2014) mostram que a maior riqueza de aves não está associada a agrossistemas mais extensivos e de elevado valor natural. No entanto, este tipo de sistemas, ao contrário dos sistemas padrão, suporta um elevado número de espécies especialistas de elevado valor para conservação. Assim elevados valores de riqueza específica podem indicar um elevado número de espécies generalistas de menor importância para os ecossistemas, não ocupando nichos-chave para a manutenção do seu equilíbrio. Deste modo mostra-se importante aprofundar este tipo de estudos, principalmente no que respeita às aves, e determinar não só a presença, mas também o valor das espécies para a conservação (Atauri & Lucio, 2001).

Também a presença de elementos de habitats marginais está correlacionado com a percentagem de ocorrência de aves, constituindo elementos importantes para a conservação deste grupo faunístico, tanto pela disponibilização de habitat para nidificação através da presença de árvores de grande porte, como maior disponibilização de recursos a partir da vegetação residual, corredores ecológicos, e áreas não cultivadas de pousio ou pequenas parcelas de campo abandonadas (Morellia, et al., 2014). Assim é possível afirmar que no geral as aves se correlacionam positivamente com os descritores que indicam diversidade de habitat, e negativamente com a utilização de fitoquímicos e regularização (Jeanneret, et al., 2003a).

Por outro lado, a percentagem de ocorrência de insetos, aparece no quadrante oposto à percentagem de ocorrência de aves, estando estes grupos negativamente relacionados entre si. Consequentemente os insetos relacionam-se também negativamente com os descritores relativos à diversidade de habitats e intensificação.

Assim os descritores ambientais que indicam diversidade na paisagem e no habitat parecem não ser os indicadores que melhor explicam a riqueza de insetos. Pelo contrário esta pode ser explicada pelo tipo de gestão do habitat, nomeadamente no que respeita à aplicação de fertilizantes, que podem levar ao aumento da abundância de alimento, pelo aumento na *taxa* de crescimento da cultura (Jeanneret, et al., 2003a) (Benton, et al., 2002). Não obstante é importante salientar que a percentagem de ocorrência de insetos aparece apenas correlacionada com o índice de Shannon-Wiener transectos, e esta metodologia apenas efetuou recolhas junto das culturas, não considerando as orlas dos campos, e isto pode ser um fator explicativo da relação próxima entre a riqueza de insetos e as práticas culturais.

O estudo de Bento et al. (2002) corrobora com a ideia supra apresentada, sugerindo que alterações no modo de gestão dos agrossistemas, mesmo em sistemas intensivos, podem levar à diminuição da diversidade de insetos nas culturas.

Finalmente, a percentagem de ocorrência da herpetofauna aparece situada no segundo quadrante, em oposição à percentagem de ocorrência de mamíferos que aparece situada no quarto quadrante. Assim, os anfíbios e os répteis relacionam-se com os descritores ambientais de menor escala (escala da exploração e não da paisagem), dado a sua menor mobilidade. Estes descritores traduzem questões relacionadas com a qualidade do solo e do material vegetal e valor da flora, e a regularidade com que os elementos de habitat se encontram distribuídos no espaço cultivado. Por conseguinte parece ser de especial importância para a herpetofauna a qualidade e quantidade de habitats presentes dentro da exploração, bem como a composição vegetal e a qualidade do solo destes habitats, garantindo uma suficiente disponibilização de recursos para que um elevado número de espécies possa partilhar o mesmo espaço (Atauri & Lucio, 2001). Já no que respeita aos mamíferos estes não se relacionam positivamente com os descritores da qualidade do solo e da vegetação nos habitats dentro da exploração, mas partilham o quadrante com indicadores que traduzem questões relacionadas com as práticas culturais e gestão da água. Isto pode ser explicado pelas externalidades causadas por estas práticas a nível regional, dado que os mamíferos apresentam domínios vitais mais ou menos extensos, que se mantêm constantes ao longo do tempo, e que se prendem com a disponibilidade de habitat, alimento e recursos em larga escala, tendo por isso a necessidade de territórios alargados para a sua sobrevivência. Assim, os mamíferos que aparecem associados às explorações podem ser apenas visitantes ocasionais. Logo a diversidade deste grupo dever ser relacionada com descritores de escala regional, e

não apenas descritores de escala local como os utilizados neste estudo (Kisel, et al., 2011).

Apesar de a diversificação dos habitats ser positiva para a riqueza específica, é notório que diferentes taxa reagem de forma diferente à heterogeneidade do habitat, dado que uma elevada heterogeneização pode levar a uma elevada fragmentação da paisagem criando pequenas barreiras biogeográficas que isolem determinadas populações de distribuição mais restrita, como se verifica no caso dos insetos (Fahrig, et al., 2011). Assim a diversidade de habitats no geral é benéfica, se for gerida de forma moderada, não beneficiando umas espécies em detrimento de outras, mas garantindo que o sistema é diverso o suficiente para responder às necessidades de diversos grupos taxonómicos (Benton, et al., 2003). Não obstante nunca deverão ser descurados descritores relacionados com a manutenção das culturas e a sua influência no ciclo de nutrientes (Tilman, 1999).

Todos estes conceitos estão interligados, tanto a disponibilidade de habitat como o material vegetal, até às práticas de gestão do agrossistema. Assim, e segundo os resultados obtidos pela tabela de contribuição das variáveis, é possível afirmar que os componentes principais deste estudo são por um lado o destino da água, controlo de nutrientes e uso de fertilizantes e por outro o valor dos habitats e as práticas culturais. É observável também, através do gráfico *biplot*, que as explorações da região 1 se relacionam positivamente com a riqueza específica e com a diversidade de habitats, talvez por uma maior disponibilização destes habitats, mas encontram-se também correlacionadas com a intensificação. Pelo contrário as explorações da região 2 encontram-se mais correlacionadas com as práticas culturais e manutenção do agrossistema. Já a região 3 não se correlaciona com nenhum dos aspetos, apresentando no entanto uma relação próxima com a aplicação de fitofármacos. Estas relações espaciais podem traduzir de uma forma pouco aprofundada os aspetos em que os sistemas avaliados são mais fortes e quais se deve melhorar, notando-se claramente uma tendência regional tanto para a intensificação e diversificação das explorações (região 1) que beneficia grupos como as aves, como na evolução das práticas de gestão a nível do sistema (região 2) beneficiando grupos como os insetos.

4.4 Criação de ferramentas de apoio à decisão e análise da Metodologia de avaliação de sustentabilidade das explorações

A avaliação de sustentabilidade em agrossistemas é eficientemente efetuada através da interpretação de gráficos radar capazes de traduzir diversos descritores ambientais

que se relacionem com as diversas componentes da sustentabilidade, neste caso as práticas agrícolas, a gestão dos recursos hídricos, a manutenção da flora e habitats e a conservação da fauna terrestre (Bélanger, et al., 2012). Daqui resulta uma metodologia de avaliação ambiental simples, holística e generalizável, que combate algumas lacunas deste tipo de estudos, por considerar uma multiplicidade de escalas ou de espécies a analisar (Tews, et al., 2004).

Assim, os indicadores, e os gráficos radar que deles resultam, permitem uma comparação entre as diversas explorações de uma determinada região, e ainda uma comparação das diversas regiões. Segundo Bélanger et al. (2012) esta é a melhor abordagem na interpretação dos indicadores à escala das explorações. Neste contexto, o enquadramento regional dos resultados é uma ferramenta importante no processo de tomada de consciência por parte do produtor (Bélanger, et al., 2012), tornando-se essencial no apoio à decisão.

Esta metodologia permite de uma forma visual compreender os aspetos mais negativos e mais positivos de cada local e de cada região. Isto é particularmente importante no reconhecimento das componentes chave para o aumento e manutenção do valor ecológico destes ecossistemas (Tews, et al., 2004). Apesar disso, as medidas de conservação a aplicar devem ser personalizadas tendo em conta as especificidades da exploração e da região em questão, bem como a presença de estruturas biológicas e ecológicas de elevado valor para a conservação e que dependem de determinadas características da exploração (Fahrig, et al., 2011). É necessário ter ainda em conta, no que respeita à fauna terrestre, que os diversos grupos apresentam diferentes necessidades e diferente mobilidade e, como tal, a sua conservação deve ser vista como um todo tendo em conta as interações biológicas que se estabelecem dentro da comunidade (Atauri & Lucio, 2001).

Embora a avaliação da sustentabilidade ambiental não contemple descritores económicos, esta seria uma abordagem interessante na avaliação da sustentabilidade em agrossistemas, por se tratar de um sector de atividade de elevado interesse para a economia a diversos níveis. A maximização do valor económico e ecológico de uma exploração agrícola é um desafio ainda por superar, mas a compreensão dos *trade-offs* que se estabelecem entre a valorização social, económica e ecológica são determinantes no desenho de abordagens metodológicas flexíveis, ainda com uma maior multiplicidade de componentes (Bélanger, et al., 2012; Mouysset, et al., 2013).

Não obstante, os critérios agro-ecológicos aqui aplicados são suficientes para compreender o carácter das relações que entre eles se estabelecem (Mouysset, et al.,

2013). Por outro lado esta abordagem demasiado generalista pode encobrir alguns aspetos particulares das explorações que podem ser essenciais na perceção do seu nível de sustentabilidade, levando a que todas elas apresentem resultados muito similares, como é o caso. Assim, sugere-se que a ponderação seja repensada, atribuindo diferentes pesos às diferentes componentes, no sentido de aumentar a sua expressão na escala e desse modo demarcar as diferenças entre as explorações.

Contudo o conceito de sustentabilidade não é um conceito fechado e estático no tempo, estando sempre sujeito a atualizações, e estas metodologias devem sempre acompanhar esta modernização, podendo a qualquer altura ser melhoradas e calibradas consoante os critérios convencionado para a sustentabilidade em geral, e nos agrossistemas em particular (Bélanger, et al., 2012).

5. Conclusões e Considerações finais

Através do desenvolvimento deste trabalho foi possível concluir:

- A metodologia desenvolvida ao longo deste projeto permitiu elaborar uma correta avaliação de sustentabilidade, culminando num ranking de produções; ainda assim a investigação deve ser aprofundada no sentido de melhorar esta ferramenta;
- A avaliação da sustentabilidade é uma ferramenta indispensável para o melhoramento de diversos aspetos relacionados com os agrossistemas à escala aplicada. Os indicadores de fauna mostraram-se ferramentas eficazes pela sua capacidade de traduzir a escala de sustentabilidade com a mesma eficácia do indicador total.
- O principal elemento modelador da riqueza específica verificou-se ser o habitat, pela sua maior ou menor disponibilidade, qualidade e diversidade.
- É sempre indispensável a análise dos trade-offs que se estabelecem entre os conceitos de sustentabilidade dos diversos descritores ambientais;
- Este tipo de avaliação deve ser sempre complementado com um estudo de pormenor;
- Também o estudo das externalidades causadas por práticas de gestão desadequadas devem ser tidas em conta, aumentando a escala de avaliação para um patamar regional, nacional e internacional.

A sustentabilidade é hoje em dia um tema largamente discutido, logo em constante atualização, e a sua aplicação prática é fundamental. No entanto, é necessário compreender o estado ambiental dos sistemas ecológicos neste contexto. É perceptível através do desenvolvimento deste trabalho, que a avaliação da sustentabilidade é uma ferramenta indispensável para o melhoramento de diversos aspetos relacionados com os agrossistemas. Mostra-se também essencial o desenvolvimento de critérios de sustentabilidade abrangentes, que por um lado caracterizem o sistema e por outro possibilitem medir o seu estado ambiental, e esses critérios são eficazmente traduzidos pelos indicadores e pela escala de medição de sustentabilidade aplicada.

Não obstante, é sempre indispensável a análise dos *trade-offs* que se estabelecem entre os conceitos de sustentabilidade dos diversos descritores ambientais. Nomeadamente no que respeita à fauna terrestre, descritor sobre o qual incidiu o presente estudo, é necessário ter em consideração não só uma visão global do ecossistema em si, contemplando toda a sua complexidade, como também é

imperativo avaliar de forma detalhada as necessidades dos diversos grupos faunísticos e de que forma alterações na composição ambiental do agrossistema, no sentido da sustentabilidade de outro qualquer descritor, podem afetar positiva ou negativamente os diversos grupos faunísticos.

Neste sentido a análise holística do agrossistema, protagonizada neste trabalho, mostra-se aconselhável para uma correta tomada de decisão, mas esta *per se* pode não ser suficiente para explicar de uma forma totalmente clara pequenas questões que influenciam direta ou indiretamente o nível de sustentabilidade dos sistemas agrários. Assim, este tipo de avaliação deve ser sempre complementada com um estudo de pormenor, por exemplo no que respeita à avaliação de espécies raras ou ameaçadas de elevado valor para o ecossistema, ou mesmo na avaliação da sua resiliência.

Também o estudo das externalidades causadas por práticas de gestão desadequadas devem ser tidas em conta, aumentando a escala de avaliação para um patamar regional ou mesmo nacional e internacional, compreendendo assim as necessidades de conservação da biodiversidade e dos serviços de ecossistema, e garantindo um usufruto sustentável destes por parte de toda a comunidade.

6. Bibliografia

- Aisbett, E., & Kragt, M. (2010). Valuing Ecosystem Services to Agricultural Production to Inform Policy Design: An Introduction. *Environmental Economics Research Hub, Research Report No. 73.*, 25p.
- Alcamo, J., Ash, N. J., Butler, C. D., Calicott, J. B., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Hassan, R. (2003). *Ecosistemas e o Bem-estar Humano: Estrutura para uma Avaliação*. Um relatório do Grupo de Trabalho da Estrutura Conceptual da Avaliação do Milênio dos Ecosistemas, 32p.
- Altieri, M. (1998). *Agroecologia - A dinâmica produtiva da agricultura sustentável*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 120p.
- Altieri, M., & Nicholls, C. (2002). Un método agroecológico rápido para la evaluación de la sostenibilidad de cafetales. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología*, 64, 17-24.
- Alves, P., Silva, R., Caldas, F. B., Lomba, A., & Honrado, J. (2014). *Relatório Sectorial Agricultura Sustentável: Flora, Habitats e Paisagem*, 53p. Ecoinside: soluções de ecoeficiência e sustentabilidade, Lda.
- Atauri, J. A., & Lucio, J. V. (2001). The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16, 147-159.
- AVES DE PORTUGAL (s.d.). Listas de espécies. Obtido em 12 de 2013, em: <http://www.avesdeportugal.info/listas.html>
- Equipa Atlas (2008). *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal*. Assírio & Alvim; ICNB, 590p.
- Bélanger, V., Vanasse, A., Parent, D., Allard, G., & Pellerin, D. (2012). Development of agri-environmental indicators, to assess dairy farm sustainability in Quebec, Eastern Canada. *Ecological Indicator* 23, 421-430.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L., & Crick, H. Q. (2002). Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39, 673-687.
- Benton, T. G., Vickery, J., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TRENDS in Ecology and Evolution*, Vol.18 No.4, 182-188.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Edwards, P. (2008). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a Pan - European study. *Journal of Applied Ecology*, 45, 141-150.
- Boiffin, J., Hubert, N., & Durand, N. (2004). *Agriculture et développement durable*. Alimentation, Agriculture, Environnement - INRA, 47p.

- Brito, R., Andrade, R., & Neto, J. (2014). *Relatório Sectorial Sustentabilidade Agrícola: Fauna*, 108p. Ecoinside, soluções de ecoeficiência e sustentabilidade, Lda.
- Brown, R. W., M. J. Lawrence Y J. Pope (1984). *Animals tracks, trails & signs*, 320 p. The Hamlyn Publishing Group Limited, London.
- Bruun, B., Delin, H., & L., S. (1995). *Guia FAPAS: Aves de Portugal e da Europa*. Porto: Câmara Municipal do Porto; FAPAS, 320p.
- Bunce, R., Bogers, M., Roche, P., Walczak, M., Geijzendorffer, I., & Jongman, R. (2011). *Manual for Habitat and Vegetation Surveillance and Monitoring: Temperate, Mediterranean and Desert Biomes*, 109p.
- Cairns, J. (1997). Defining goals and conditions for a sustainable world. *Environmental Health Perspectives*, 105, 1164–1170.
- Castells, A. Y M. Mayo (1993). *Guía de los mamíferos en libertad de España y Portugal*, 470 p. Piramide, Madrid.
- Clements, J. F., Schulenberg, T. S., Iliff, M. G., Sullivan, B. L., Wood, C. L., & Roberson, D. (2013). *Clements Checklist of the Birds of the World: Version 6.8*. Cornell Lab of Ornithology.
- Clergue, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., & Plantureux, S. (2009). Biodiversity: Function and Assessment in Agricultural Areas: A Review. *Sustainable Agriculture*, 309-328.
- Conway, G. R. (1983). *Agroecosystem analysis*. London: Centre for Environmental Technology, ICCET Series E no1, 51p.
- Costa, J. C., Aguiar, C., Capel, J. H., Lousã, M., & Neto, C. (1998). Biogeografia de Portugal Continental, 46p.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R., Farber, S., & Grasso, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253 -260.
- Davari, M. R., Ram, M., Tewari, J. C., & Kaushish, S. (2010). Impact of agricultural practice on ecosystem services. *International journal of Agronomy and Plant Production*. Vol. 1 (1), 11-23.
- Doxa, A., Bas, Y., Paracchini, M. L., Pointereau, P., Terres, J. M., & Jiguet, F. (2010). Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. *Journal of Applied Ecology*, 47, 1348-1356.
- ECOINSIDE, soluções de ecoeficiência e sustentabilidade, Lda. (2013). *Memória Descritiva, Projecto agricultura sustentável: Proposta Final*, 29p.
- European Landscape Convention. (2000). *Chapter I – General provisions*, <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/176.htm>, consultado em 05/03/2014.

- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F., Crist, T., Fuller, R. S., Martin, J. (2011). Landscapes, Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural. *Ecology Letters*, 14, 101-112.
- Feiden, A. (2005). Agroecologia: Introdução e Conceitos. Em *Agroecologia: Princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável*, 51-60. Embrapa, informação tecnológica.
- Ferrand de Almeida, N., Ferrand de Almeida, P., Gonçalves, H., Sequeira, F., Teixeira, J., & Ferrand de Almeida, F. (2001). *Guia Fapas de Anfíbios e Répteis de Portugal*, 249p. Porto: Inova – Artes Gráficas.
- Formigo, N., Maia-Mendes, M., Ferreira, S., Ribeiro, S., & Flávio, H. (2014). *Relatório Sectorial Agricultura Sustentável: Recursos Hídricos*, 54p. Ecoinside: soluções de ecoeficiência e sustentabilidade, Lda.
- Francis, C., Sander, D., & Martin, A. (1987). Search for a sustainable agriculture: reduced inputs and increased profits. *Crops Soils Magazine*, 39, 12-14.
- Gafsi, M., Legagneux, B., Nguyen, G., & Robin, P. (2006). Toward sustainable farming systems: effectiveness and deficiency of the French procedure of sustainable agriculture. *Agricultural systems*, 90, 226-242.
- Giraudoux, P., Delattre, P., Habert, M., & al., e. (1997). Population dynamics of fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*): a land use and landscape perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 66, 47-60.
- Gomez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services next term in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69, 1209-1218.
- Guisan, A., Edwards Jr, T. C., & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157, 89-100.
- Gurr, G. M., Wratten, S. D., & Luna, J. M. (2003). Multifunction agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology*, 4, 107-116.
- Hansen, J. W. (1996). Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems* 50, 117-143.
- IGP (s.d.). Dados abertos. Obtido em Setembro de 2013, de Instituto Geográfico Português: <http://www.igeo.pt/DadosAbertos/Listagem.aspx/>
- Ikerd, J. E. (1993). The need for a system approach to sustainable agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 46, 147-160.
- Jeanneret, P., Schupbach, B., & Luka, H. (2003a). Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 311-320.

- Jones, T., Arcese, P., Sharma, T., & Coops, N. (2013). Describing avifaunal richness with functional and structural bioindicators derived from advanced airborne remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing Vol. 34, No. 8.*, 2689-2713.
- Kadoya, T., & Washitanib, I. (2011). The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 20-26.
- Kisel, Y., McInnes, L., Toomey, N. H., & Orme, C. D. (2011). How diversification rates and diversity limits combine to create large-scale species–area relationships. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 366, 2514-2525.
- Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., & Souchère, V. (2009). Agronomy for Sustainable Agriculture: A Review. *Sustainable Agriculture*, 1-8.
- Loureiro, A., Ferrand de Almeida, N., Carretero, M., & Paulo, O. (2008). *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal*, 257p. Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade.
- Macdonald, D. Y. P. Barret (1993). *Mammals of Britain and Europe*, 312 p. Harper Collins, London.
- Machado, C., & Vidal, M. (2006). Avaliação participativa do manejo de agrossistemas e capacitação em agrossistemas utilizando indicadores de sustentabilidade de determinação rápida e fácil. *Documento 173*, ISSN 1517-5111.
- Marshall, E. J., & Moonenb, A. C. (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, 5-21.
- Martini, A. M., & Prado, P. (2010). *Índices de Diversidade de Espécies*. Universidade Estadual de Santa Cruz, 45p.
- Masera, Ó., Astier, M., & López-Ridaura, S. (2000). Sustentabilidad y manejo de recursos naturales. *El marco de evaluación MESMIS. GIRA A.C.*, 109p.
- Menalled, F., Bass T., B. D., Maxwell, B., McVay, K., Miller, P., Soto, R., & Weaver, D. (2008). An Introduction to the Principles and Practices of Sustainable Farming. *MSU Extension MT200813AG*, 4p.
- Meynard, J. M., Aggerri, F., Coulon, J. B., Habib, R., & Tillon, J. P. (2006). *Recherches sur la conception de systèmes agricoles innovants*, 72p.
- Morellia, F., Jerzak, L., & Tryjanowski, P. (2014). Birds as useful indicators of high nature value (HNV) farmland in Central Italy. *Ecological Indicators* 38, 236-242.
- Mouysset, L., Doyen, L., & Jiguet, F. (2013). From Population Viability Analysis to Coviability of Farmland Biodiversity and Agriculture. *Conservation Biology, Volume 28, No. 1*, 187-201.
- Naeem, S., Chair, Chapin III, F., Constanza, R., Ehrlich, P., Golley, F., Tilman, D. (1999). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Maintaining Natural Life

Support Processes. *Issues in Ecology, nº 4, Published by the Ecological Society of America*, 14p.

- Nicholls, C. I., Altieri, M. A., Dezanet, A., Lana, M., Feistauer, D., & Ouriques, M. (2004). A Rapid, Farmer-Friendly Agroecological Method to Estimate Soil Quality and Crop Health in Vineyard Systems. *Science and Ecology - Biodynamics*, 33-40.
- Nova PAC 2014-2020 - Proposta para pagamentos directos (2013), 164p. Council of the European Union.
- Odum, E. P. (1971). *Fundamentals of ecology, 3ª edição*, cap.1, 1-16.
- PAC (2012). *Uma parceria entre a Europa e os Agricultores, Agricultura e Desenvolvimento Rural*. Comissão Europeia, Departamento de Publicações, 22p.
- PAIS. (2000-2004). *Proposal on Agri-Environmental Indicators, Project Summary*, 14p. União Europeia.
- Pereira, H., Domingos, T., Vicente, L., & Proenças, V. (2009). *Ecosistemas e Bem-Estar Humano, Avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment*, 734p. Lisboa: Fundação da Faculdade de Ciências da U.L. e Escolar Editora.
- Pervanchon, F. (2004). *Modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux, PhD thesis*. INPL, 379p.
- Piorr, H. P. (2003). Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 17p.
- Santos, D. (2014). *Relatório Sectorial Agricultura Sustentável: Agricultura e Economia*, 47p. Ecoinside: soluções de ecoeficiência e sustentabilidade, Lda.
- Sanz, B. (2003). Huellas y rastros de los mamíferos ibéricos (Mamíferos semiurbanos), 117 p. Libros Certeza, Zaragoza.
- Smith, C., & McDonald, G. (1998). Assessing the sustainability of agriculture at the planning stage. *Journal of Environment Management* 52, 15-37.
- SPEA (s.d.). Obtido em 9 de 2013, de Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves: www.spea.pt/
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, K., & Wichmann, M. C. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31, 79-92.
- Tilman, D. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *National Academy of Sciences colloquium "Plants and Population: Is There Time?"* (pp. 5995–6000). USA: Proc. Natl. Acad. Sci, Vol. 96, Colloquium Paper.

- Tomas, W., Resende, E., Calheiros, D., & Santos, S. (2009). ECO-AGRICULTURA: UM MODELO PARA A SUSTENTABILIDADE QUE O BRASIL PRECISA? *ADM - Artigo de Divulgação na Mídia, Embrapa Pantanal, Corumbá, MS, 132*, 1-6.
- Turkman, M. A., & Silva, G. L. (2000). *Modelos Lineares Generalizados - da teoria à prática*, 153p.
- Van der Werf, H. M., & Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93, 131-145.
- Vilela, A., & Costa, M. (2010). Agricultura sustentável II: Avaliação. *Revista de Ciências Agrárias*, 75-89.
- Weinstoerffer, J., & Girardin, P. (2000). Assessment of the contribution of land use pattern and intensity to landscape quality: use of a landscape indicator. *Ecological Modelling*, 130, 95-109.

Anexos

Anexo I – Lista de presenças de espécies

Espécies Vertebrados/Locais	Morango		Maçã		Alface			Curgete				Tomate			
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
<i>Chioglossa lusitanica</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Pleurodeles waltl</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salamandra salamandra</i>	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Lissotriton boscai</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Triturus helveticus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Triturus marmoratus</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Alytes cisternasii</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alytes obstreticans</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Discoglossus galganoi</i>	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Pelodytes punctatus</i>	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Pelobates cultripipes</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pelophylax perezi</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1
<i>Bufo bufo</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Bufo calamita</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyla arborea</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyla meridionalis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rana iberica</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Emys orbicularis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mauremys leprosa</i>	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Tarentola mauritanica</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anguis fragilis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Acanthodactylus erythrurus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lacerta lepida</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Lacerta schreiberi</i>	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Podarcis bocagei</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Podarcis carbonelli</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Podarcis hispanica</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Psammodromus algirus</i>	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Psammodromus hispanicus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chalcides bedriagai</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chalcides striatus</i>	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0

Desenvolvimento de indicadores da componente fauna-terrestre em contexto agrícola: reunião de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade

<i>Larus delawarensis</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Larus canus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Larus fuscus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Larus argentatus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Larus hyperboreus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Rissa tridactyla</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Larus marinus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Hydrocoloeus minutus</i>	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Sterna sandvicensis</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sterna hirundo</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sternula albifrons</i>	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Chlidonias niger</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Columba oenas</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Asio otus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Asio flammeus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Jynx torquilla</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Anthus campestris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Anthus petrosus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Anthus spinoletta</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cinclus cinclus</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Luscinia svecica</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Saxicola ruberta</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Oenanthe oenanthe</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Oenanthe hispanica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Monticola saxatilis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Monticola solitarius</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Turdus pilaris</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Turdus iliacus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Locustella naevia</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sylvia hortensis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Sylvia borin</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Phylloscopus trochilus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Regulus regulus</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Tichodroma muraria</i>	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Lanius collurio</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Lanius senator</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pyrhhorax pyrrhcorax</i>	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1

Desenvolvimento de indicadores da componente fauna-terrestre em contexto agrícola: reunião de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade

<i>Corvus monedula</i>	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sturnus vulgaris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Fringilla montifringilla</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Carduelis spinus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Loxia curvirostra</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Plectrophenax nivalis</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Emberiza schoeniclus</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Branta leucopsis</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Bucephala clangula</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Botaurus stellaris</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0
<i>Milvus milvus</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Aquila adalberti</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0
<i>Falco eleonorae</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0
<i>Prozana prozana</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0
<i>Prozana pusilla</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fulica cristata</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0
<i>Tetrax tetrax</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Otis tarda</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Burhinus oedicnemus</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Charadrius morinellus</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Calidris fuscicollis</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Calidris melanotos</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Limicola falcinellus</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Tryngites subruficollis</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0
<i>Lymnocyptes minimus</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Tringa stagnatilis</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Actitis macularia</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larus atricilla</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Larus pipixcan</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Larus glaucooides</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Gelochelidon nilotica</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0
<i>Sterna dougallii</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Sterna paradisaea</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Sterna fosteri</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chlidonias hybridus</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Caprimulgus ruficollis</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Apus melba</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0

Desenvolvimento de indicadores da componente fauna-terrestre em contexto agrícola: reunião de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade

<i>Coracias garrulus</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Dendrocopos minor</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Anthus richardi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Anthus hodgsoni</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Anthus godlewskii</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthus cervinus</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Cercotrichas galactotes</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oenanthe leucura</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Turdus torquatus</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Turdus obscurus</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Locustella luscinioides</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Acrocephalus paludicola</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Hippolais icterina</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phylloscopus inornatus</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Phylloscopus fuscatus</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Ficedula parva</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Remiz pendulinus</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Sturnus roseus</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Passer hispaniolensis</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Petronia petronia</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Emberiza hortulana</i>	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Oxyura leucocephala</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Anas carolinensis</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Haliaeetus albicilla</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Neophron percnopterus</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Aegypius monachus</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Circus macrourus</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Falco naumanni</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Cursorius cursor</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Glareola pratincola</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Charadrius vociferus</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Calidris temminckii</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Gallinago delicata</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Gallinago media</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Limnodromus scolopaceus</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Xenus cinereus</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Phalaropus lobatus</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Larus philadelphia</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0

Desenvolvimento de indicadores da componente fauna-terrestre em contexto agrícola: reunião de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade

<i>Chlidonias leucopterus</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Apus affinis</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Melanocorypha calandra</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Prunella collaris</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Sylvia conspicillata</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Cyanopica cyanus</i>	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0
<i>Montifringilla nivalis</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Emberiza pusilla</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Porzana parva</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Tringa flavipes</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Larus smithsonianus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Larus dominicanus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pterocles orientalis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Oenanthe deserti</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Corvus frugilegus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carduelis flavirostris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Carduelis flammea</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Galerida theklae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Emberiza citrinella</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euplectes afer</i>	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Lonchura malacca</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Estrilda astrild</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Calcarius lapponicus</i>	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ploceus melanocephalus</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Rattus norvegicus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vulpes vulpes</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Genetta genetta</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Meles meles</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Talpa sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Espécies Invertebrados:	Locais	Morango		Maçã		Alface		Curgete			Tomate					
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
<i>Pieris rapae</i>		0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1
<i>Pieris brassicae</i>		1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0
<i>Pieris napi</i>		0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1

Desenvolvimento de indicadores da componente fauna-terrestre em contexto agrícola: reunião de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade

<i>Colias croceus</i>	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Gonepteryx rhamni</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pontia daplidice</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycaena phlaeas</i>	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lycaena sp.</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Celastrina argiolus</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Leptotes pirithous</i>	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1
<i>Lampides boeticus</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1
Lycaenidae indet.	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1
<i>Pyronia cecilia</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
<i>Pyronia tithonus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyronia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Maniola jurtina</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lasiommata megera</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasiommata sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pararge aegeria</i>	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Vanessa atalanta</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Vanessa cardui</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Issoria lathonia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aglais io</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphydryas aurinia</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apatura ilia</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carcharodus tripolina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Iphiclides feisthamelii</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Papilio machaon</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Callopietria juvenina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Coscinia striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Dysgonia algira</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Ematurga atomaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euproctis similis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lasiocampa quercus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Moma alpium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pyrausta sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhodometra sacraria</i>	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1
<i>Tuta absoluta</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Zygaena trifolii</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Episyrrhus balteatus</i>	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Eristalinus sepulchralis</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Eristalinus taeniops</i>	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1

Desenvolvimento de indicadores da componente fauna-terrestre em contexto agrícola: reunião de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade

<i>Neomyia cornicina</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orchisia costata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phaonia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schoenomyza litorella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Fannia canicularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Leucophora</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scathophaga</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scathophaga stercoraria</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
<i>Argyra</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysotimus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Chrysotus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciapus</i> sp.	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Meromyza</i> sp.	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1
<i>Thaumatomyia</i> sp.	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1
<i>Chamaepsila</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drosophila</i> sp.	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Gitona</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Phortica</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Scaptomyza</i> sp.	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1
<i>Sepsis</i> sp.	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1
<i>Thecophora</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sicus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thereva</i> sp.	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Anomoia purmunda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Terellia</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Urophora</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rivellia syngenesiae</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suillia</i> sp.	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suillia variegata</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diastata</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calliopum</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Minettia</i> sp.	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1
<i>Desmometopa</i> sp.	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Madiza</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Dasiops</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Camilla</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Actocetor indicus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nostima picta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ochthera</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0

Desenvolvimento de indicadores da componente fauna-terrestre em contexto agrícola: reunião de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade

<i>Tethina</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Exoprosopa</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Geron</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Usia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0
<i>Villa</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Empidideicus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Dilophus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Scenopinus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Chrysopilus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhagio</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Dasypogon</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptogaster</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Stichopogon</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Asteia</i> sp.	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Leiomyza</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lonchoptera</i> sp.	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Micropeza lateralis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euthycera</i> sp.	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pherbellia</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nephrotoma</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0
<i>Tipula</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bolitophila</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odinia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Periscelis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Sylvicola</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Andrena</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0
<i>Anthidium</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Apis mellifera</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Bombus</i> sp.	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ceratina</i> sp.	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dasypoda</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halictus scabiosae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Halictus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylaeus</i> sp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megachilinae indet.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megachile</i> sp.	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Nomada</i> sp.	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nomiapis diversipes</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nomioides</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0

Desenvolvimento de indicadores da componente fauna-terrestre em contexto agrícola: reunião de uma metodologia de avaliação da sustentabilidade

<i>Corizus hyoscyami</i>	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0
<i>Dolycoris baccarum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eurydema</i> sp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gonocerus</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heterotoma</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lygaeus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrellytra fossularum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nezara viridula</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Oxycarenus lavaterae</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Spilostethus pandurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Coccinella septempunctata</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1
<i>Chrysolina</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lagria</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oedemera nobilis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Oedemera</i> sp.	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0
<i>Luciola lusitanica</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paederus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhagonycha fulva</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1
Chrysopidae	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Orthetrum</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo II – Tabela de valores da Riqueza específica

Espécies/Locais	Morango		Maçã		Alface			Corgete				Tomate			
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
Presenças MAMÍFEROS	1	1	0	1	2	1	2	2	3	2	0	2	3	2	3
Presenças AVES	271	229	148	271	281	284	247	281	282	229	249	281	282	229	230
Presenças RÉPEIS	10	6	9	16	8	17	5	8	9	6	3	8	9	6	3
Presenças ANFÍBIOS	9	7	4	10	7	8	7	7	6	9	6	7	6	9	7
Presenças INSECTOS	54	102	61	45	67	58	106	67	46	74	84	67	46	74	79
TOTAL presenças	345	345	222	343	365	368	367	365	346	320	342	365	346	320	322

Anexo III – Tabela de indicadores de fauna em escala 1-5

	Morango		Maçã		Alface		Corgete		Tomate						
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
Indicador abrangente ou alargado de diversidade faunística (media simples dos restantes em escala 0-5)	2,0	2,8	2,1	2,4	2,5	2,4	3,0	2,4	2,5	2,4	2,6	2,4	2,3	2,5	2,6
% ocorrência AVES	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
% ocorrência REP	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
% ocorrência ANF	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
% ocorrência MAM	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
% ocorrência de INSC	1	2	2	1	1	1	2	1	2	1	2	2	1	1	2
Índice DMig	2	5	1	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Shannon-Wiener Insetos Pan traps	3	4	3	3	5	3	5	5	3	2	4	5	3	2	3
Shannon-Wiener Insetos Transectos	3	4	4	3	2	3	5	1	3	3	3	1	1	4	4

Anexo IV – Tabelas gerais do indicador composto para as componentes para cada exploração

Explorações	Fauna	Flora	Agricultura	Água
A	2,0	1	3,3	3
B	2,8	5	2,555	5
C	2,1	4	3,2	3
D	2,4	2	3,13	3
E	2,5	2	2,37	3
F	2,4	3	2,6	2
G	3,0	2	3,05	2
H	2,4	2	3,1	5
I	2,5	2	3,02	3
J	2,4	3	2,825	3
K	2,6	1	3,24	1
L	2,4	2	3,1	5
M	2,3	2	3,02	3
N	2,5	2	2,75	3
O	2,6	1	2,875	4
Região 1				
Exploração	Fauna	Flora	Agricultura	Água
A	2,0	1,0	3,3	3,0
D	2,4	2,0	3,1	3,0
E	2,5	2,0	2,4	3,0
F	2,4	3,0	2,6	2,0
H	2,4	2,0	3,1	5,0
I	2,5	2,0	3,0	3,0
L	2,4	2,0	3,1	5,0
M	2,3	2,0	3,0	3,0
Média	2,3	2,0	3,0	3,4
Região 2				
Exploração	Fauna	Flora	Agricultura	Água
B	2,8	5,0	2,6	5,0
G	3,0	2,0	3,1	2,0
J	2,4	3,0	2,8	3,0
K	2,6	1,0	3,2	1,0
N	2,5	2,0	2,8	3,0
O	2,4	1,0	2,9	4,0
Média	2,6	2,3	2,9	3,0
Região 3				
Exploração	Fauna	Flora	Agricultura	Água
C	2,1	4,0	3,2	3,0

Anexo V – Tabela base para ACP

Explorações	RE	%Aves	%Rep	%Anf	%Mam	%Ins	SWpt	SWt	RH/há	DH	VH	VF	REH	NHP/há	MRega	CHumsolo	CNut	AO	DA	Fert	Fito	Eng	Solo	PC	Int	Div	Reg	Mveg
A(2,69)	345	79	3	3	0	16	2	1	0	1	8	10	3	3	3	3	4	3	1	4,2	3,3	1	2,7	3	2,5	3	4,5	4
B(3,38)	345	66	2	2	0	30	2	2	3	2	7	1	2	5	5	5	5	3	5	1,8	2	1	4	3	1	2	3	3,3
C(3,12)	222	67	4	2	0	27	1	2	0	1	6	10	33	2	3	3	3	3	1	3,6	2,3	2,8	4,3	3	2,5	3	4,5	5
D(2,77)	343	79	5	3	0	13	2	2	0	0	5	3	6	0	3	3	3	3	1	3,6	1,7	1	4	3,3	3,5	4	4,5	4,3
E(2,44)	365	77	2	2	1	18	3	1	0	2	13	2	1	9	3	3	5	3	1	1,8	1,7	1	2,3	1	5	5	4,5	4
F(2,53)	368	77	5	2	0	16	2	1	1	2	9	3	1	9	1	3	2	3	1	1,8	2,3	1	3	1	5	5	3,5	3,3
G(2,69)	367	67	1	2	1	29	2	2	0	1	6	3	3	4	1	3	3	3	1	4,4	1,7	1	3,3	3,3	3	5	5	5
H(3,11)	365	77	2	2	1	18	3	0	0	2	13	2	1	9	5	5	5	3	5	1,8	1,7	4	3	4	4	5	3	4
I(2,74)	346	82	2	2	1	13	1	2	1	0	2	0	0	1	3	3	4	3	3	3,6	1,7	1	3	3	4	3	3	5
J(2,77)	320	72	3	3	1	23	1	1	0	0	4	5	0	1	3	3	3	3	1	3	1	1	3,7	3,5	3	5	5	5
K(2,37)	342	73	1	2	0	25	2	1	0	0	0	0	0	0	3	3	2	1	1	3	3,7	1	2,3	3,3	3	3	5	2
L(3,11)	365	77	2	2	1	18	3	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	3	5	1,8	1,7	4	3	4	4	5	3	4
M(2,70)	346	82	3	2	1	13	1	0	1	0	2	0	0	1	3	3	4	3	3	3,6	1,7	1	3	3	4	3	3	5
N(2,58)	320	72	2	3	1	23	1	2	0	1	3	2	3	2	3	3	3	3	1	3,6	1	1	4	3	3	2	4	3,3
O(2,67)	322	71	1	2	1	25	1	2	0	0	1	0	0	0	5	5	3	3	5	2,5	2	1	1	3,3	3	3	4,8	4,3