



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

UNIVERSIDADE DE LISBOA

INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA



Conservação da natureza e serviços dos ecossistemas: identificação do cabaz de serviços associado a cada tipo de sítio da Rede Natura 2000 em Portugal Continental

Rita Marlene Gonçalves de Freitas

Orientação: Professor Doutor José Lima Santos

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Dissertação

Évora, 2014



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

UNIVERSIDADE DE LISBOA

INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA

Conservação da natureza e serviços dos ecossistemas: identificação do cabaz de serviços associado a cada tipo de sítio da Rede Natura 2000 em Portugal Continental

Rita Marlene Gonçalves de Freitas

Orientação: Professor Doutor José Lima Santos

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Dissertação

Évora, 2014

Agradecimentos

O trabalho aqui apresentado resulta do cruzamento de conhecimento de docentes de várias áreas bem como da recolha de dados disponibilizadas por várias instituições, pelo que na impossibilidade de as citar individualmente aqui reservo o meu grande agradecimento por toda informação e aconselhamento disponibilizado para o desenvolvimento desta dissertação.

Alguns agradecimentos porém, não poderão deixar de ser citados pessoalmente, nomeadamente:

Em primeiro lugar, ao Professor José Lima Santos, meu orientador, pelos valiosos ensinamentos e oportunidade de realizar este trabalho tão motivante e realizador e por todo o apoio dado ao longo deste ano letivo.

Ao Engenheiro Paulo Flores Ribeiro e a Professora Ana Novais, pelos importantes esclarecimentos e simpática disponibilidade sempre demonstrada.

Ao Professor Pedro Raposo de Almeida, por me ter sempre incentivado a desenvolver a dissertação no âmbito da economia & conservação da natureza, que são as minhas reais motivações profissionais.

Aos docentes do mestrado de gestão e conservação de recursos naturais 12/14, pelo apoio, pelo esclarecimento e até pela inspiração transmitida no sentido de alcançar novos objetivos e tentar contribuir para a conservação da natureza.

Aos meus amigos, principalmente aos meus colegas Esmeralda Pereira, Margarida Figueira, Viviana Brambilla, Filipe Serrano, João Rato, mas também á Luana Andreoli e Vitor Marques, á Anna Ripa di Meana, á Mónica Pestana e ao sempre presente Telmo França pela amizade, inspiração e apoio.

Em especial á minha família, Jacinta Gonçalves, Ana Freitas e Conceição Gonçalves pelo suporte e carinho incondicional e constante, e por tudo o que significam para mim.

A todos, muito obrigada.

Bem-haja!

Conservação da natureza e serviços dos ecossistemas: identificação do cabaz de serviços associado a cada tipo de sítio da Rede Natura 2000 em Portugal Continental

Resumo

A presente dissertação aborda a questão de até que ponto gerir áreas protegidas para maximizar a provisão de serviços de ecossistemas (SE), ou mesmo para maximizar as receitas provenientes da valorização desses serviços, poderá (ou não) colocar em causa (ou promover) os objetivos traçados para a conservação dos valores naturais (a conservação de biodiversidade) para os quais estas áreas foram inicialmente criadas.

Neste contexto recorreu-se a técnicas de mapeamento dos níveis de provisão de diversos SE em Portugal Continental, técnicas de análise classificatória hierárquica para a construção de uma tipologia dos sítios da Rede Natura 2000 (RN), segundo o seu padrão de provisão de SE, e técnicas de análise de correspondência aplicadas entre, os tipo de sítios de acordo com a provisão de SE, e tipo de sítios de acordo com valores naturais.

Entre outros resultados, averiguou-se, para os sítios da RN, uma das condição necessária para que possa existir consistência entre, uma estratégia de promoção dos SE de um sítio e outra, de conservação dos valores naturais (espécies e habitats) do mesmo sítio:

O padrão de provisão de múltiplos SE dos tipos de sítios de acordo com a provisão de serviços está significativamente associado ao cabaz de valores naturais a conservar nesse tipo de sítios.

PALAVRAS-CHAVE: SERVIÇOS DE ECOSSISTEMAS; CONSERVAÇÃO DA NATUREZA; VALORAÇÃO DE SERVIÇOS DE ECOSSISTEMAS; MAPEAMENTO DE SERVIÇOS DE ECOSSISTEMAS; REDE NATURA 2000; VALORES NATURAIS

Nature conservation and ecosystem service provision: the case of the Natura 2000 in Portugal

Abstract

This dissertation addresses to what extent a management strategy, in protected areas, with the target to maximize the ecosystem services (SE) provision, or even to maximize the revenue out of these services, may (or may not) threaten (or promote) the goals set for nature conservation (biodiversity conservation), for which these protected areas were created in the first place.

In this context techniques such as SE mapping, hierarchical cluster analysis and correspondence analysis were applied in order to a) identify the multiple SE supply level, checking for significant differences between these provision levels within and out of Natura 2000; b) create a network of Natura 2000 typology in all the sites, according to their SE level provision, which can be used as a developing management strategy tool. c) contribute to a methodological development that leads to a better consistency between 1) a management strategy that would promote and enhance the SE in a site and 2) a management strategy based on nature values at the same site.

Among other results, it was verified, in Natura 2000 sites, in Portugal (mainland), one of the necessary conditions, which indicates consistency between, an SE promotion strategy to be applied in one site and another, strategy based on nature conservation values (for species and habitats) for the same site :

- The multiple ecosystem services provision related with a specific site type, in accordance with the services provision, is significantly associated with many of nature values, which are to be conserved in the same specific site type.

KEYWORDS: ECOSYSTEM SERVICES; NATURE CONSERVATION; ECOSYSTEM SERVICES VALUATION; ECOSYSTEM SERVICES MAPPING; NATURA 2000;

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| Lista de Tabelas | 9 |
| Lista de Figuras | 11 |
| Lista de abreviaturas | 12 |
| | |
| Introdução | 13 |
| | |
| Capítulo 1 | 15 |
| 1. Enquadramento e Objetivos | 15 |
| 1.1. Definição e evolução do conceito dos serviços de ecossistemas | 15 |
| 1.1.1. Valoração/valorização de serviços de ecossistemas e as estratégias de gestão | 20 |
| 1.2. Categorização/Classificação dos serviços de ecossistemas | 21 |
| 1.3. Indicadores e mapeamento dos serviços de ecossistemas | 22 |
| 1.4. Serviços de ecossistemas e a conservação da natureza | 26 |
| 1.5. Serviços de ecossistemas e bens públicos – o problema da valorização | 28 |
| 1.6. Gestão agrícola e florestal e conservação da natureza | 28 |
| 1.7. Objetivos gerais e específicos | 29 |
| | |
| Capítulo 2 | 33 |
| 2. Metodologia | 33 |
| 2.1. A área de estudo e unidade de análise territorial | 33 |
| 2.2. Serviços de ecossistemas e os indicadores | 35 |
| 2.3. Construção dos Indicadores | 46 |
| 2.3.1. Bases de dados | 46 |
| 2.3.1.1. Base de dados 1 | 47 |
| 2.3.1.2. Base de dados 2 | 52 |
| 2.4. Metodologia da análise | 58 |
| | |
| Capítulo 3 | 61 |
| 3. Resultados e Discussão | 61 |
| 3.1. Níveis de provisão de serviços de ecossistemas dentro e fora da Rede Natura 2000 | 61 |
| 3.1.1. Serviço: Recreio e Lazer | 61 |
| 3.1.2. Serviço: Qualidade da Água | 65 |

| | | |
|-----------------------------------|--|------------|
| 3.1.3. | Serviço Redução do risco de Incêndio | 71 |
| 3.1.4. | Serviço Habitat associado a Intensidade de Pastoreio | 74 |
| 3.1.5. | Indicadores e a causalidade..... | 77 |
| 3.1.6. | Medidas de gestão integradas dos serviços de ecossistemas..... | 78 |
| 3.2. | Tipologia dos sítios da Rede Natura 2000 com base no seu padrão de provisão de serviços de ecossistemas | 79 |
| 3.2.1. | Resultados das análises classificatórias..... | 79 |
| 3.2.2. | Correspondência entre tipologia de sítios de acordo com a provisão de serviços de ecossistemas e tipologia de acordo com valores naturais..... | 87 |
| Capítulo 4 | | 91 |
| 4. | Conclusão | 91 |
| Referências bibliográficas | | 93 |
| Anexo I | | 97 |
| Anexo II | | 98 |
| Anexo III | | 100 |

LISTA DE TABELAS

Capítulo: 2 – Metodologia

| | |
|--|----|
| Tabela 2.1.: Lista de serviços e indicadores | 37 |
| Tabela 2.2.1 - Modelo da base de dados 1 (1º de 5) | 47 |
| Tabela 2.2.2 - Modelo da base de dados 1 (2º de 5) | 48 |
| Tabela 2.2.3 - Modelo da base de dados 1 (3º de 5) | 49 |
| Tabela 2.2.4 - Modelo da base de dados 1 (4º de 5) | 50 |
| Tabela 2.2.5 - Modelo da base de dados 1 (5º de 5) | 51 |
| Tabela 2.3.1 - Modelo da base de dados 2 (1º de 6) | 52 |
| Tabela 2.3.2 - Modelo da base de dados 2 (2º de 6) | 53 |
| Tabela 2.3.3 - Modelo da base de dados 2 (3º de 6) | 55 |
| Tabela 2.3.4 - Modelo da base de dados 2 (4º de 6) | 56 |
| Tabela 2.3.5 - Modelo da base de dados 2 (5º de 6) | 57 |
| Tabela 2.3.6 - Modelo da base de dados 2 (6º de 6) | 58 |

Capítulo: 3 – Resultados

| | |
|---|----|
| Tabela 3.1: Resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney para comparar níveis de turismo de natureza dentro e fora da Rede Natura 2000 | 64 |
| Tabela 3.2: Fração do turismo de natureza no conjunto da capacidade de alojamento turística | 65 |
| Tabela 3.3: Resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney para comparar níveis de qualidade de água dentro e fora da Rede Natura 2000 | 69 |
| Tabela 3.4 Precipitação dentro e fora da Rede Natura | 70 |
| Tabela 3.5 Percentagem de produção agrícola dentro e fora da Rede Natura..... | 70 |
| Tabela 3.6: Resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney para comparar níveis de risco de incêndio florestal dentro e fora da Rede Natura 2000 | 73 |
| Tabela 3.7: Resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney para comparar níveis de intensidade de pastoreio fora e dentro da Rede Natura 2000 | 76 |
| Tabela 3.8: Médias dos indicadores de serviços de ecossistemas em cada tipo de sítios | 82 |
| Tabela 3.9 : Perfis correspondência dos tipos de sítios de acordo com os valores naturais pelos tipos de sítios de acordo com a provisão de serviços de ecossistemas..... | 88 |

(Continuação da lista de Tabelas)

Anexo I

| | |
|--|----|
| Tabela 1: Categorias e descrição de serviços de ecossistemas (MEA, 2005 e TEEB, 2010 in Madureira <i>et al.</i> , 2013b) | 97 |
|--|----|

Anexo II

| | |
|--|----|
| Tabela 1: Lista de Sítios (ZPEs e SICs)..... | 98 |
|--|----|

Anexo III

| | |
|--|-----|
| Tabela 1: Lista de sítios do tipo 1 – Biodiversidade Agrícola/Mediterrâneo | 100 |
| Tabela 2: Lista de sítios do tipo 2 – Pressão Turística | 102 |
| Tabela 3: Lista de sítios do tipo 3 – Agricultura Intensiva | 103 |
| Tabela 4: Lista de sítios do tipo 4 – Água/Montanhas/Norte&Centro | 104 |

LISTA DE FIGURAS

Capítulo: 1 – Enquadramento e Objetivos

| | |
|--|----|
| Figura 1.1. : Serviços de ecossistemas e estratégias de gestão | 20 |
| Figura 1.2.: Serviço de ecossistema (estado medido) | 25 |

Capítulo: 2 - Metodologia

| | |
|---|----|
| Figura 2.1.: Rede Natura 2000 – Freguesias e Rede Natura 2000 em Portugal Continental | 34 |
| Figura 2.2.: Sistema Agrícola Extensivos: <i>High Nature Value farmland</i> | 43 |

Capítulo: 3 – Resultados e Discussão

| | |
|---|----|
| Figura 3.1.: Mapeamento do indicador de Turismo de Natureza dentro e fora da Rede Natura 2000 | 62 |
| Figura 3.2.: Mapeamento da pressão agrícola na qualidade da água de escoamento e sua relação com as zonas dentro e fora da Rede Natura 2000 | 67 |
| Figura 3.3.: Mapeamento do Risco de Incêndio Florestal relativamente às áreas que estão dentro e fora da Rede Natura 2000 | 72 |
| Figura 3.4.: Intensidade de Pastoreio fora e dentro da Rede Natura 2000 | 75 |
| Figura 3.5.: Dendrograma de análise classificatória | 81 |
| Figura 3.6: Tipologia de serviços de ecossistemas da Rede Natura 2000 | 83 |

Anexo III

| | |
|--|-----|
| Figura 1: Sítios da Rede Natura 2000 tipo 1 – Biodiversidade Agrícola/Mediterrâneo | 101 |
| Figura 2: Sítios da Rede Natura 2000 tipo 2 – Pressão Turística | 102 |
| Figura 3: Sítios da Rede Natura 2000 tipo 3 – Agricultura Intensiva | 103 |
| Figura 4: Sítios da Rede Natura 2000 tipo 4 – Água/Montanhas/Norte&Centro | 105 |

LISTA DE ABREVIATURAS

APA - Agência Portuguesa do Ambiente
APR - Áreas predominantemente rurais
APU - Áreas predominantemente urbanas
AMU - Áreas mediamente urbanas
ANPC - Autoridade Nacional de Proteção Civil
CAOP - Carta Administrativa Oficial de Portugal
CN - Cabeças Normais
CRIF - Carta de Risco de Incêndio Florestal
DGRF - Direção Geral de Recursos Florestais
DICOFRE – Código Identificador único de freguesia
DO - Denominações de Origem
HNVF - *High Nature Value farmland*
ICNF - Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas
IGEO – Informação Geográfica
INE – Instituto Nacional de Estatística
MEA - *Millennium Ecosystem Assessment*
NUTS - Nomenclaturas de Unidades Territoriais - para fins Estatísticos
PAB - Produção Agrícola Bruta
PIB – Produto Interno Bruto
QGIS – *Quantum Geographic Information System*
RA - Recenseamento Agrícola
RN - Rede Natura 2000
RNET - Registo Nacional de Turismo
SAU - Superfície Agrícola Utilizada
SE - Serviços de Ecossistemas
SIC – Sítios de Importância Comunitária
SIG - Sistema de Informação Geográfica
SPSS - *Statistical Package For Social Sciences*
TDP - Turismo de Portugal
TEEB – *The Economics of Ecosystems And Biodiversity*
TIPAU - Tipologia de Área Urbanas
UK NEA - *UK National Ecosystem Assessment*
VN - Valores Naturais
ZPE - Zona de Proteção Especial

INTRODUÇÃO

Esta tese aborda a questão de até que ponto gerir as áreas protegidas para maximizar a provisão de serviços de ecossistemas (SE), ou mesmo para maximizar as receitas provenientes da valorização desses serviços, poderá (ou não) colocar em causa (ou promover) os objetivos traçados para a conservação dos valores naturais (ou seja, a conservação de biodiversidade) para os quais estas áreas foram inicialmente criadas. Neste contexto pretendeu-se a) Mapear os níveis de provisão de diversos SE em Portugal Continental e verificar se existem diferenças significativas, entre esses níveis de provisão, dentro e fora da Rede Natura 2000 (RN); b) Construir uma tipologia dos sítios da RN, segundo o seu padrão de provisão de diversos SE, que possa ser utilizada como base para desenvolver estratégias, de gestão e valorização dos serviços, diferenciadas, para cada tipo de sítios; e c) Contribuir para o desenvolvimento de uma metodologia que permita analisar e melhorar a consistência entre (1) uma estratégia de gestão para promover e valorizar SE do sítio e (2) uma estratégia de gestão para conservar os valores naturais do mesmo sítio.

A dissertação está organizada em Tabela capítulos:

- No capítulo 1 encontra-se o enquadramento e os objetivos. Neste capítulo expõe-se informação relativa à definição dos SE e a suas classificações, mas também algumas questões e conceitos em torno da gestão de provisão de SE e da sua relação com a conservação da natureza, tais como, qual o impacto de estas assumem perante a conservação da natureza, ou a questão da valorização de SE que são bens públicos ou ainda, questões sobre a dependência da conservação da natureza e com os sistemas agroflorestais.
- O capítulo 2 apresenta a metodologia utilizada. Esta, em termos gerais, passou por, selecionar os SE relevantes para o estudo bem como os indicadores que os medem de forma mais apropriada. A segunda fase passou pela construção de bases de dados, com informação relativa aos indicadores selecionados na primeira fase. A partir destas bases de dados, foi-nos possível desenvolver o mapeamento dos serviços e analisar se existem diferenças significativas, entre os níveis de provisão, dentro e fora da RN. Além disto, a base de dados foi utilizada para a construção de uma tipologia de sítios, da RN, de acordo com os níveis de provisão de SE dos mesmos. Numa última etapa, analisamos empiricamente até que ponto os tipos de sítios de acordo com a provisão de SE estão relacionados com os valores naturais dos sítios da RN. Esta é uma das condições necessárias para a possível implementação de estratégias de gestão com o

foco na maximização da provisão dos SE, garantindo em simultâneo os objetivos de conservação da natureza, que é objetivo principal da existência da RN.

- O capítulo 3 apresenta os resultados, obtidos a partir da metodologia, e respetiva discussão.
- No capítulo 4 encontra-se a conclusão da dissertação.

CAPÍTULO 1

1. ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS

Neste capítulo, é apresentado o enquadramento ao tema da dissertação. Aqui, além de informação relativa à definição e classificação dos SE, encontra-se também informação sobre indicadores e mapeamento de SE. É reservada uma parte para uma introdução à questão de gestão dos SE e os impactos na conservação da natureza, assim como às questões da valorização de SE e bens públicos.

1.1. DEFINIÇÃO E EVOLUÇÃO DO CONCEITO DOS SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS

Os SE representam uma grande contribuição para o bem-estar humano. Estes são, por definição, as contribuições diretas ou indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, 2010). Costanza *et al.* (1997) afirma que há uma necessidade urgente de valorizar o *stock* de capital natural responsável pela produção de serviços, de modo a que estes passem a ter influência no processo de tomada de decisões. A consciência de que o Homem e os sistemas ecológicos estão relacionados, criou, paralelamente, um crescente estímulo na tomada de consciência pública da necessidade urgente para conservar os ecossistemas e seus processos (Fisher *et al.*, 2008). A crescente sensibilização para os benefícios inerentes aos SE, despoletou o interesse nas entidades das áreas políticas e de investigação. Este foi alavancado pela publicação dos resultados de MEA (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005), que contribuiu para expandir o conhecimento e a consciência social. Segundo esta, para alcançar uma estratégia de gestão do capital natural, com sucesso e de forma sustentável, é crucial optar-se por abordagens mais integradas e interdisciplinares. O tema dos SE passou a estar posicionado no topo das prioridades das agendas ambientais. Com MEA (2005), concluiu-se, que mais de metade de todos os SE estão a degradar-se ou estão sob usos desapropriados. Em 2007, surgiu a iniciativa internacional TEEB (2010), inspirada no sucesso do relatório Stern de 2006, que no âmbito das alterações climáticas foi extremamente bem-sucedido em demonstrar o benefício de uma ação firme e imediata para enfrentar as alterações climáticas. Usou o conceito de custo de inação para substituir a ideia mais tradicional do benefício da ação ou seja, um custo de investimento imediato em medidas de mitigação que permite evitar um custo futuro muito superior ao da inação (Dietz, Hope e Patmore, 2007). A iniciativa TEEB (2010), com objetivo de enfatizar a conservação da natureza e da biodiversidade, focou-se na valoração económica dos SE, serviços estes que serão negativamente afetados caso a perda de biodiversidade prossiga aos ritmos atuais.

Deste a década de 70 o rumo crescente de investigação na área dos SE, partindo da relação de bem-estar do Homem com a ecologia, tem-se verificado de forma mais acesa. (Fisher, Turner e Morling, 2009). O elevado volume de estudos e iniciativas mostram um interesse da comunidade científica pelo tema (Fisher, Turner e Morling, 2009). As discussões em torno dos SE são atualmente mais dominadas pelas ciências sociais e de gestão do que propriamente pela ecologia ou as ciências naturais (Haines-Young e Potschin, 2009).

Daily *et al.* (1997) fala-nos da tendência a só nos apercebemos do valor dos ecossistemas quando estes já estão em estados muito avançados de degradação. Em MEA (2005) está bem claro o alerta para a necessidade de aumentar e melhorar as medidas, modelos e mapeamento dos SE. Assim como a monitorização de alterações nos níveis de provisão dos serviços e o seu impacto no bem-estar da sociedade (MEA, 2005; e Carpenter *et al.*, 2006, Sachs e Reid, 2006 in Fisher, Turner e Morling, 2009 e Fisher *et al.*, 2008). Vários são os obstáculos à nossa capacidade de enfrentar as alterações ecológicas que se estão a sentir. Insuficiente conhecimento ecológico (Carpenter *et al.* 2006), assim como falhas dos sistemas de apoio à decisão e criação de políticas (Sachs e Reid, 2006) e fracas abordagens económicas (Barnes, 2006), são apenas alguns exemplos (Haines-Young e Potschin, 2009). De forma a evitar as situações supramencionadas, é necessário desenvolver estudos de valoração dos processos ecológicos, associados aos SE. Estudos estes que contribuam para determinar o valor dos ecossistemas, bem como os custos associados à sua manutenção. Que contribuam também, para identificar os níveis mínimos de segurança de capital natural (requisito para uma produção e fluxo de serviços sustentável), assim como ampliar o conhecimento relativo à resiliência dos ecossistemas (Haines-Young e Potschin, 2009).

Nas últimas décadas, o conceito de “recursos da natureza” tem vindo a ser fortemente associado ao conceito de “serviços dos ecossistemas”. Este último tem sido utilizado com diversos sentidos. A utilização do termo varia consoante o contexto para o qual está a ser aplicado (Haines-Young e Potschin, 2009). Inicialmente foi utilizado para a sensibilização da importância da natureza para o bem-estar humano e a consequente necessidade da sua conservação. No entanto, esta abordagem não foi suficiente para as mudanças necessárias quanto à gestão e consumo dos recursos naturais e dos SE. O conceito de serviços dos ecossistemas e a sua utilização objetiva, tem-se alterado em direção a um sentido económico. O *input* dos SE na economia atinge valores monetários superiores ao PIB mundial (Costanza *et al.*, 1997). São várias as definições de SE apresentadas por diversos autores. Este é um conceito aberto e que tem vindo a evoluir. A transdisciplinaridade, integrando o conhecimento de SE e as teorias económicas, tem direcionado todo o percurso

evolutivo para uma relação estruturada de investigação entre ciências naturais, sociais e políticas (Fisher *et al.*, 2008). Westema (1977) sugeriu que o valor social dos benefícios, por ele denominados de “serviços da natureza”¹, poderia ser enumerado. O objetivo era trazer luz à consciência social e política, incentivando ao desenvolvimento de estratégias de gestão mais adequadas (Fisher, Turner e Morling, 2009). O estado evolutivo do conceito é perceptível a partir de posições como a do carácter não estático que o documento MEA (2005) assume, assim como o reconhecimento feito por vários autores, para a necessidade de aprofundar as discussões sobre esta definição (Carpenter *et al.*, 2006, Sachs e Reid, 2006 in Fisher, Turner e Morling, 2009). Este é um conceito que ainda procura uma definição universal que possa ser utilizada de forma transdisciplinar. Existe, no entanto, algum consenso sobre um significado geral dos SE. Certas definições na literatura são repetidamente citadas, partilhando entre elas a ideia de que os SE são intrinsecamente antropocêntricos, e resultam de argumentos éticos e científicos para a conservação da natureza com o objetivo de garantir a continuação da mesma (Turner *et al.*, 2000 in Fisher *et al.*, 2008; Costanza *et al.*, 1997; Daily *et al.*, 1997 e MEA, 2005).

As três definições de SE mais utilizadas são apresentadas por Fisher, Turner e Morling (2009). Estas dizem-nos que estes os SE são definidos como sendo:

- a) As condições e processos, bem como, as funções de suporte de vida (Daily *et al.*, 1997);
- b) Os bens e serviços derivados das funções que são utilizados pela humanidade (Costanza *et al.*, 1997);
- c) Os benefícios que as pessoas obtêm a partir dos ecossistemas (MEA, 2005).

Embora exista uma proximidade a um consenso sobre a ideia geral dos SE, alguns autores destacam diferenças muito relevantes (Fisher, Turner e Morling, 2009). À definição utilizada pela avaliação MEA (2005), mesmo sendo recente e largamente citada, foram identificadas falhas consoante o contexto de utilização, nomeadamente em situações de exercícios de contabilidade, gestão de paisagem ou ainda de valorização (Boyd e Banzhaf, 2007; Fisher *et al.*, 2008).

Boyd e Banzhaf (2007) argumentam que os SE não são os benefícios que o Homem obtêm dos ecossistemas, mas sim, os componentes ecológicos consumidos diretamente ou usufruídos para produzir bem-estar humano. Fisher *et al.* (2008) acrescenta que devem ser considerados apenas os SE que sejam produtos finais, cujo impacto no bem-estar humano seja ativo ou passivo. Este autor exclui os produtos intermédios e os processos e funções

¹ Só em 1981 foi introduzido o nome atual de “serviços de ecossistemas” por Ehrlich and Ehrlich.

ecológicas. As funções ou processos tornam-se serviços, apenas se existirem humanos que deles beneficiem (Fisher, Turner e Morling, 2009).

Bayd e Banzhaf (2007) sublinham as limitações associadas as definições correntemente utilizadas. Destacam alguns termos que podem ser fonte de confusão ou mostrar-se pouco adequados a nível prático para a contabilização do bem-estar humano, com origem na natureza. A definição que é sugerida pelos autores vê o serviço final de ecossistema como sendo uma componente da natureza, diretamente usufruído, consumido, ou usado em favor do bem-estar humano. Esta definição levanta os seguintes conflitos, perante as restantes definições:

➤ **Serviços finais e Serviços intermédios**

Estes autores defendem que apenas se devem considerar os serviços finais de ecossistemas, uma vez que os serviços intermédios não devem ser contabilizados separadamente, evitando assim dupla contabilização. O valor dos serviços intermédios já se encontra embebido no serviço final. Os serviços finais são considerados os serviços que são diretamente usufruídos ou utilizados. Seguem assim, a mesma lógica que é utilizada na contabilidade convencional de bens de mercados². *Per si* o serviço intermédio continua a ter valor, no entanto este encontra-se englobado no valor do serviço final.

➤ **Serviços finais de ecossistemas não são sinónimo de benefícios**

Serviços e benefícios são conceitos distintos. Pode-se verificar a existência de serviço sem que haja no entanto benefício algum. É necessário que aos serviços finais de ecossistemas se associem bens e serviços convencionais, numa relação simbiótica, que permita a existência do benefício. Pelo facto de não se registar a ocorrência de benefício num determinado local não significa no entanto que esse local seja desprovido do SE. Pode apenas não ocorrer o benefício por falta de um ou mais bens ou serviços convencionais. Por outro lado, por se registar maior nível de benefício num local, pode eventualmente ser por apenas se terem disponíveis melhores serviços e bens convencionais, e não necessariamente que o SE seja melhor. Assim, o que deve efetivamente ser medido como SE são os “serviço ecológicos”³.

² Como exemplo, para uma melhor compreensão relativamente à contabilização dos SE, temos o exemplo da contabilização do valor de um carro no PIB. Apenas se contabiliza o valor do carro e não o valor das matérias-primas, como o ferro, uma vez que o valor das matérias-primas já está incorporado no valor do carro. O mesmo acontece com a água para consumo, que usufruiu de diversos serviços intermédios, cujos valores não devem ser contabilizados.

³ Um exemplo prático é o caso do recreio/lazer que é normalmente classificado como SE, mas no fundo é sim o benefício que resulta da utilização do serviço ecológico. O benefício resulta então da

➤ **Serviços finais de ecossistemas e bens finais económicos**

Os serviços finais de ecossistemas não são necessariamente bens finais económicos⁴. Mesmo que um serviço seja um produto final da natureza, nem sempre é o produto final para ser contabilizado no PIB, sendo de extrema importância esta distinção em termos de contabilidade⁵.

➤ **Termo “serviço”**

O facto de algumas definições falarem em “serviços” e outras em “bens” ecológicos pode levar a confusões de conceito. Para muitos “SE”, o bem-estar aparece no formato “ativo”. Devido a isto, acaba-se por utilizar os *stocks* dos serviços (ativos) como uma medida aproximada (*proxy*) do serviço em si⁶. O “serviço” é o uso do “ativo” ecológico durante um período de tempo com o propósito dele tirar partido. A diferença do fluxo de serviço no *stock* ecológico de capital é o serviço. Uma vez que o fluxo não é observável, mas o *stock* é proporcional ao fluxo, este é utilizado como *proxy* para a medida do serviço. Outros são os casos em que o serviço é o próprio fluxo (p.e. na polinização o pólen entregue é o serviço de ecossistema). Quando o fluxo é o serviço, o *stock* também é uma boa escolha para medir o serviço. Ainda que se tenha de ter em atenção que é apenas uma medida aproximada (p.e. na polinização, registarmos o *stock* de abelhas numa determinada área pode ser uma boa *proxy* do pólen distribuído, mas a métrica direta seria a contagem quantidade de pólen distribuído efetivamente. Sendo esta métrica muito difícil de se conseguir, a opção de utilizar o *proxy stock* é bastante adequada) A utilização de *proxy* não é uma exclusividade do contexto de SE, é também utilizado em contabilidade convencional.

A importância de se alcançar uma definição clara, coerente e operacional dos SE deve-se ao facto de que uma definição funcional e amplamente aceite, permite, mais facilmente, comparações significativas entre diferentes projetos, cronologias e situações geográficas em estudo, assim como uma melhor comunicação em contextos políticos (Boyd e Banzhaf, 2007; Barbier, 2007 in Fisher, Turner e Morling, 2009 e Haines-Young e Potschin, 2009).

junção de serviços como a paisagem, ou as espécies para serem observadas (como aves ou cetáceas), e os bens e serviços convencionais, nomeadamente infraestruturas, alojamentos, acessos, tempo disponibilizado, entre outros. Por este motivo o recreio/lazer não é uma medida válida do SE. Para medir o SE diretamente poderia ser utilizada a qualidade da paisagem.

⁴ Bens finais económicos são consumidos diretamente pelas famílias.

⁵ Num exemplo de recreio/lazer como *birdwatching*, o produto final da natureza pode eventualmente ser a paisagem e espécies de aves. O produto final económico pode ser os programas de *birdwatching* vendidos por empresas de turismo. O valor (preço) do produto final inclui o valor do produto ecológico.

⁶ Um dos exemplos é o *stock* de peixe no lago ou no mar para a pesca de recreio ou comercial.

1.1.1. VALORAÇÃO/VALORIZAÇÃO DE SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS E AS ESTRATÉGIAS DE GESTÃO

Além da importância para o bem-estar e suporte da vida humana, os SE, também tem importância para a economia regional e global. Esta importância tornou-se mais evidente com resultados como a estimativa média do valor dos SE do planeta a atingir os 33 trilhões de dólares (Costanza *et al.*, 1997)⁷.

Um dos desafios que surge das discussões relativas a SE é perceber de que forma é possível alterar as estruturas institucionais e financeiras no sentido de promover incentivos que nos motivem para a manutenção ou melhoramento da provisão dos SE (Tallis e Polasky, 2009) e conseqüentemente a conservação da natureza. A valoração dos benefícios que o Homem usufrui a partir dos ecossistemas é vista como um possível caminho para que a defesa da natureza ganhar mais peso nas decisões e assim influencie novas estratégias de gestão, que se pretendem mais conscientes (Ingram *et al.*, 2012). Ver Figura 1.1.

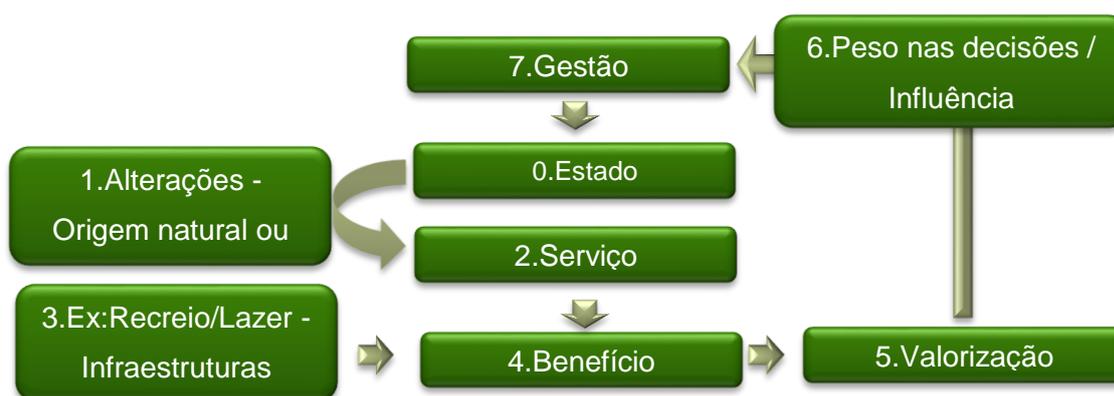


Figura 1.1. : Serviços de ecossistemas e estratégias de gestão

a) O SE é dado pela diferença entre a situação 0.Estado (condição em que se encontra a natureza originalmente) e a situação 2.Serviço Ecossistema (condição onde a natureza foi alterada, quer por incentivo natural ou iniciativa humana).

b) O 4.Benefício que a sociedade usufrui, é resultado do serviço proporcionado pelo ecossistema em conjunto com outros bens e serviços convencionais (3).

c) A valorização do benefício, pelo seu carácter de importância para o bem-estar humano, economia regional e global, é um dos caminhos escolhido para conseguir influenciar as medidas de gestão para estratégias mais sustentável (ver ponto 5; 6;7;).

Os SE e toda a complexidade dos seus processos produtivos, em termos económicos, tem um valor elevado, que na maior parte dos casos, ainda não é identificado ou calculado devido a não existirem mercados económicos para a troca destes, visto estes são oferecidos “gratuitamente” pela natureza. Conseqüentemente, os gestores, quer de produção industrial, quer de conservação da natureza, não têm em consideração o valor associado a estes

⁷ Ao comparado com o produto nacional bruto global de 18 trilhões de dólares, este é apenas um terço do valor médio dos SE.

serviços, quando determinam as suas estratégias de gestão e de conservação dos meios naturais. Esta invisibilidade económica dos SE, e das espécies que os suportam, é uma das principais causas para que as escolhas dos consumidores e da gestão de recursos naturais, tenham-se mostrado muitas vezes insustentável.

As atividades humanas estão a ter impacto e ameaçam a garantia dos SE. Estas alteram os ecossistemas, podendo gerar a deterioração e perda dos serviços, tendo efeitos negativos e profundos na economia. A valorização é uma oportunidade para fundamentar a necessidade de haver investimento na conservação da biodiversidade. Ao se identificar o valor monetário de um dado SE, torna-se de certa forma, mais simples demonstrar, com uso de uma análise custo-benefício, as vantagens em conservar e gerir o ecossistema e a biodiversidade de forma sustentável (Figura 1.1.). Como a iniciativa TEEB (2010) tem vindo a demonstrar, muitas são as vezes em que o custo de conservação é inferior ao custo de adaptação à perda de funções dos ecossistemas. Métodos de valoração/valorização dos SE, têm sido desenvolvidos a partir da junção de conhecimento ecológico e económico, como meio de incorporar o valor (preço) nos mercados. Desta forma, procura-se afetar as decisões relativamente à conservação, com o objetivo de alcançar estratégias de gestão de uso dos SE, cada vez mais sustentável, captando também o financiamento que garanta as medidas de conservação.

1.2. CATEGORIZAÇÃO/CLASSIFICAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS

As classificações e categorizações dos SE estão muito ligadas às definições dos SE optadas pelos autores que as desenvolvem. O MEA (2005) deu início a uma compreensão e utilização mais ampla dos SE e apresentou um sistema de classificação muito prático que é utilizado ou citado com frequência por outros autores. Mesmo assim, existem muitas classificações e categorizações que agrupam os SE consoante diferentes critérios, faltando ainda chegar a um consenso que nos guie até uma classificação universal (Fisher, Turner e Morling, 2009). A iniciativa TEEB (2010) também apresenta uma classificação de SE. Classificação essa que difere pouco da exposta em MEA (2005). Em termos de definição, TEEB (2010) assume os SE como a contribuição, direta ou indireta, no bem-estar humano, e destinge-se de MEA (2005) pela abordagem mais diferenciadora de serviços e benefícios.

O Tabela 1, no Anexo I, retirado do livro “Economia dos Serviços de Ecossistemas – Um guia para conhecer e valorizar serviços de agroecossistemas em áreas protegidas de montanha” de Madureira (2013b), apresenta as categorias e as descrições de SE, numa comparação entre a classificação concebida em MEA (2005) e TEEB (2010). A grande diferença que separa a classificação apresentada em TEEB (2010) e a em MEA (2005), é a

omissão da categoria de serviços de suporte, que em TEEB (2010) são considerados um subgrupo de processos ecológicos. Em TEEB (2010) foi também identificado uma nova categoria de interesse relevante, particularmente para a conservação da biodiversidade. Esta categoria agrupa serviços relacionados com o habitat, tendo por objetivo captar e salientar a importância que os ecossistemas têm na criação e manutenção de habitat para as espécies e a não menos importante função de servir como banco de genes, assim garantindo e protegendo a riqueza e vitalidade genética.

A classificação exposta em MEA (2005) é tema de debate por não ser considerada adequada a todos os tipos de contexto, tendo conduzindo assim ao aparecimento de novas definições e classificações alternativas (Boyd e Banzhaf, 2007, Fisher *et al.*, 2008 e Wallace, 2007 in Fisher, Turner e Morling, 2009). Autores como Boyd e Banzhaf (2007), Fisher *et al.* (2008) e Wallace, ((2007) in Fisher, Turner e Morling, 2009) evidenciam a fraca contextualização para questões relacionadas com contabilidade ambiental, gestão de paisagem ou valorização. Embora a tipologia de MEA (2005) seja útil como uma ferramenta heurística, pode levantar alguma confusão ao tentar atribuir valores económicos aos SE⁸(Fisher *et al.*, 2008 e Haines-Young e Potschin, 2009).

Costanza, (2008), sugere que os SE também podem ser classificados de acordo com suas características espaciais, no sentido de simplificar a realidade. Fisher, Turner e Morling, (2009) defende que, para a aplicação adequada de uma classificação é necessário ter em conta o contexto em que se insere. Assim, o autor considera mais relevante perceber-se como deve então ser desenvolvida uma classificação para contextos diferentes, do que chegar a uma classificação universal.

1.3. INDICADORES E MAPEAMENTO DOS SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS

A utilização de indicadores e técnicas de mapeamento de SE está em grande expansão (Haines-Young e Potschin, 2009). São utilizados com o objetivo de servir de ferramenta de apoio à definição de estratégias pelos decisores (Haines-Young e Potschin, 2009). A compreensão dos mecanismos ecológicos que sustentam a produção de serviços é claramente uma parte vital da estrutura de SE. É importante aplicar esses conceitos de forma a moldar as avaliações de ecossistemas (Haines-Young e Potschin, 2009). Objetivos

⁸ No MEA (2005), o ciclo de nutrientes é um serviço de suporte, a regulação do fluxo de água é um serviço de regulação e o recreio é um serviço cultural. No entanto, os dois primeiros fornecem o mesmo serviço, água utilizável, e o terceiro (como no caso de recreação em, um rio navegável limpo) transforma a água utilizável num benefício humano (tem um impacto direto na saúde e bem-estar dos Homens). Se os três serviços do MEA (2005) tivessem de ser individualmente avaliados e submetidos á uma análise custo-benefício, iríamos cometer um erro de contabilização dupla, uma vez que o valor dos serviços intermédios estão incorporados no valor de serviços finais.

são descrever os efeitos da biodiversidade no contexto sócio ecológico, (Carpenter *et al.*, 2009 in Haines-Young e Potschin, 2009) melhorar os modelos quantitativos, de forma a compreendermos as mudanças que os ecossistemas podem apresentar quando perturbados, e tornar mais eficiente a comunicação.

As avaliações dos SE podem passar, por exemplo, por técnicas de mapeamento de serviços ou quadros de avaliação. Estas, na sua maior parte, abordam os problemas de como mapear os serviços, os seus fluxos e as pressões externas, sobre estes impostos (Cowling *et al.* 2008 in Haines-Young e Potschin, 2009). Existem diversas abordagens para contabilizar SE. Nenhuma é considerada superior as outras. Todas têm méritos que podem ser explorados em situações analíticas específicas⁹.

Outra das abordagens usam as hierárquicas para classificar os SE. Estas descrevem de forma mais rigorosa e sistemática as relações entre os diferentes elementos conceptuais que compõem os SE, e assim são consideradas um bom meio de apoio aos decisores. (Haines-Young e Potschin, 2009)

Há sempre um *trade-off* na modelagem entre fazer um modelo mais complexo e detalhado ou mantê-lo simples. Os modelos simples requerem menos dados, são menos propensos a erros de estimativa de parâmetros e propagação de erros posteriores, e podem ser mais fáceis de explicar e entender. Por outro lado os modelos complexos exigem mais informação, acabando por inspirar maior confiança, porque são mais fiéis a retratar os detalhes e a complexidade subjacentes aos processos. A escolha entre utilizar um modelo mais simples ou mais complexo varia com os graus de exigência e com a escala (local, nacional, global) a que o estudo é feito. Assim a escolha depende das diferentes aplicações e usuários em questão (Tallis e Polasky, 2009).

A utilização adequada de um indicador, para estimar um SE, depende crucialmente, de se perceber para cada SE qual é a métrica direta do serviço. É fundamental saber-se qual a métrica que mede diretamente o SE. Um exemplo prático poderá ser o SE Recreio e Lazer que no estudo Madureira *et al.* (2013a) utiliza como métrica a qualidade da paisagem, que é a métrica direta do serviço. É sempre importante identificar-se a métrica direta, mesmo que esta não seja a utilizada posteriormente. A utilização da métrica direta nem sempre é a mais adequada, dependendo do objetivo do estudo. Por vezes poderá ser mais interessante utilizar a métrica indireta do SE. Se pensarmos em casos onde se pretender medir o contributo do SE para o bem-estar / satisfação humana, estas são situações onde seria mais adequado a utilização de uma métrica indireta, como medir o benefício proporcionado pelo

⁹ Haines-Young e Potschin (2009) dá o exemplo de que a “abordagem habitat” utilizada em TEEB (2010) ou em UK NEA (2014) não é intrinsecamente errado, a questão é que as unidades de avaliação independentemente do seu carácter, não deve ser determinadas sem critério válido.

serviço. A diferença entre o SE e o benefício do SE é todo um conjunto de bens e serviços convencionais, como por exemplo, que no caso de Recreio e Lazer, temos os acessos, tempo, saúde, entre outros, sem os quais o SE poderia existir mas não seria possível beneficiar a sociedade.

A escolha da métrica adequada ao serviço e aos objetivos do estudo é um passo de grande relevância para os estudos. No exemplo acima, é evidente que uma área pode eventualmente ter níveis elevados de qualidade de paisagem (métrica direta), mas ter níveis de benefício de recreio e lazer (métrica indireta) muito reduzido ou inexistentes pela falta das infraestruturas adicionais. A utilização de uma métrica indireta, no caso de medirmos os benefícios, pode trazer vantagens para estudos que tenham o objetivos de valoração e valorização. A utilização de uma métrica direta, no caso de medirmos o SE por si mesmo, é vantajoso para estudos que tenha como objetivo o mapeamento dos serviços. Quando se mapeiam SE, a partir da métrica direta, isso poderá não ser suficiente para o exercício de valorização, e neste caso a métrica que mede o benefício (métrica indireta) poderá ser mais adequada.

A métrica escolhida depende também da disponibilidade de dados para o estudo. Os SE é ainda uma área de estudo pouco desbravada. E assim, a recolha de dados e informação é bastante limitada. No caso desta tese, visto se ter determinado a unidade espacial como sendo a “freguesia”, criou-se a necessidade de recolher informação muito detalhada, o que é vantajoso em termos de resultados por conseguirem ser mais precisos, mas torna-se mais difícil a definição dos indicadores e das métricas a utilizar, visto estarem condicionados à recolha de dados disponíveis. No exemplo do serviço Recreio e Lazer, não encontramos dados à escala das freguesias para podermos medir a qualidade da paisagem, como foi feito em *Madureira et al. (2013a)* que é um estudo feito com dados em NUTS3. Em alternativa optámos por utilizar a métrica indireta, por se ter observado que acaba até por ser vantajoso, visto esta tese se enquadrar na ótica da gestão e valorização dos serviços da natureza.

Outro dos aspetos fundamentais para a utilização correta de um indicador, é percebermos que “estado” o indicador mede. Ver Figura 1.2.

Figura 1.2.: Serviço de ecossistema (estado medido)



Caso os indicadores mostrem o momento atual, os resultados têm de ter em consideração o facto de não sabermos ao certo se os níveis do SE se devem à perturbação (medida de gestão) ou se esses níveis eram já uma condição adquirida no momento 0. Por outras palavras e recorrendo ao exemplo de risco de incêndio, ao verificarmos o padrão do serviço, percebe-se que no sul do país o risco de incêndio é reduzido, (momento atual) mas não sabemos se essa condição se deve a medidas de gestão ou se o padrão do serviço era já assim inicialmente (momento 0). Pode ser devido a questões que nada estão relacionadas à gestão. Idealmente os indicadores deveriam medir entre o momento 0 e o momento atual, embora muitos são os casos em que é utilizada a medida do momento atual por falta de dados mais adequados.

1.4. SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS E A CONSERVAÇÃO DA NATUREZA

Algumas das questões que são discutidas em torno da relação e da possível dependência entre SE e a conservação da natureza passam por perceber que tipo de influência exercem entre si. Perceber também até que ponto as abordagens aos SE apoiam a conservação da biodiversidade, alcançando objetivos que de outra forma poderiam não ser atingidos (Ingram *et al.*, 2012).

Atualmente a conservação é feita a partir do estabelecimento de áreas protegidas, sendo esta a estratégia mais básica e generalizada de conservação (Balmford *et al.* 2002 in Pyke, C. R., 2007). A conservação e a gestão dos recursos naturais têm sido dominadas por abordagens que tendem a se focar num único setor e num conjunto restrito de objetivos. A biodiversidade tem valor intrínseco e deve ser conservada em seu próprio direito. No entanto, o reconhecimento da importância do debate em torno dos SE e o bem-estar humano tendem a se tornar um foco cada vez mais central na necessidade de preservar o capital natural¹⁰ (Haines-Young e Potschin, 2009). A conservação da natureza e da biodiversidade tem custos, não só em termos de despesas públicas dos organismos de conservação mas também no que se refere às restrições às atividades económicas, nas áreas protegidas. Por isso, os custos de conservação tendem a ser concentrados no espaço e a incidir severamente sobre determinadas populações, nomeadamente os residentes em áreas protegidas. Os benefícios da conservação, por outro lado, são muito menos visíveis e difusos (para todos), o que não quer dizer que sejam inferiores aos custos. É por isto que a valoração¹¹ destes benefícios se revela essencial para demonstrar, em termos de benefício-custo, a vantagem de manter sistemas de áreas protegidas.

De qualquer modo, quando se fala em implementar estratégias de otimização de SE é importante manter em mente que a gestão destes pode em muitos casos, de forma muito direta e vinculada, ter impacto na conservação da biodiversidade. Esse impacto é frequentemente positivo, ou seja, ao implementar uma estratégia com foco nos SE vamos também alcançar os objetivos da conservação da biodiversidade (Ingram *et al.*, 2012). Ingram *et al.* (2012) identificou três maneiras distintas em que uma abordagem de SE podem ser favoravelmente utilizada para apoiar diretamente a conservação da biodiversidade, nomeadamente o desenvolvimento de grupos mais alargados para a

¹⁰ Neste sentido, capital natural, refere-se a recursos naturais.

¹¹ O termo valorização e valoração, que são utilizados ao longo desta dissertação, têm significados distintos. Na valoração reconhece-se valor ao SE e a valorização está relacionado já com a criação de mecanismos para efetivamente criar fluxo monetário associado ao valor do SE.

conservação e informação dos decisores¹², oportunidades para aumentar ou criar novo valor para as áreas protegidas, e por fim, oportunidades para gerir de forma sustentável os ecossistemas fora das áreas protegidas.

A utilização de estratégias com foco nos SE está também associada a alguns problemas e cuidados desafiantes. As tipologias existentes são ambíguas sobre até que ponto os SE são dependentes da biodiversidade. No entanto, parece claro que é importante manter o foco na biodiversidade em qualquer tipologia, para ajudar a tornar mais fortes os argumentos de uso na conservação da natureza (Haines-Young e Potschin, 2009). A razão fundamental para estas preocupações é que os SE dão prioridade aos processos que contribuem para o bem-estar humano. Isto é muito diferente da abordagem de conservação da biodiversidade, que tende a conservar espécies independentemente de estas terem ou não valor para o Homem (CBD6, 2012, Margules & Pressey, 2000, Possingham *et al.*, 2001 in Ingram *et al.*, 2012). Os SE são aplicados pelos gestores de conservação para alcançar resultados de conservação da biodiversidade. Algumas áreas podem exigir atenção especial (Ingram *et al.*, 2012) tais como as espécies sem valor utilitário ou económico ou ainda os processos ecológicos que não beneficiam diretamente as pessoas.

Alguns estudos dos SE, como Chan *et al.* (2006), são feitos com o objetivo de identificar e delimitar áreas onde se deverá aplicar uma gestão com foco na otimização dos SE e áreas, onde por outro lado, se deverá aplicar uma gestão com foco na conservação de espécies globalmente ameaçadas. Sendo que, as segundas são classificação como protegida, em zonas onde essas espécies estão em melhor estado de conservação ou onde a melhoria desse estado é mais viável. No caso de Portugal e da RN, a área é delimitada na ótica da filosofia tradicional de conservação, ou seja, o foco da conservação é completamente atribuído à biodiversidade. As áreas são definidas segundo uma lista de espécies prioritárias no contexto de rede Europeia, selecionando-se zonas onde essas espécies se encontram em melhor estado, visando garantir a sua continuação. Uma das questões que nos propomos responder nesta tese não está relacionadas com a identificação de áreas para conservar biodiversidade e áreas para garantir os SE, mas sim perceber até que ponto é aplicável uma gestão com foco nos SE nas áreas protegidas da RN, sem deixar de garantir os objetivos de conservação dos valores naturais do sítio (biodiversidade).

¹² Um exemplo que pode representar o sentido de ter em consideração os interesses dos locais, é o caso de conservação da floresta no Nepal (Livelihoods and Forestry Programme (LFP)) onde os benefícios de subsistência derivados pelas famílias rurais incentiva e reforça a ação coletiva da comunidade local, que agem ativa e naturalmente de forma sustentável ao utilizarem os recursos florestais (Ojha *et al.*, 2009).

1.5. SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS E BENS PÚBLICOS – O PROBLEMA DA VALORIZAÇÃO

Grande parte dos SE são considerados bens públicos. Os bens públicos têm por característica não serem rivais no consumo, ou seja o facto de um indivíduo o consumir em nada subtrai a quantidade disponível do bem para outros consumirem. São caracterizados pela “não exclusão”, que faz com que o bem esteja disponível a todos e não se reserve o usufruto a apenas uma pessoa ou grupo¹³.

Os SE em muitos dos casos são bens públicos que não estão incluídos em nenhum mercado. Encontram-se geralmente em situação de falha de mercado, onde o custo marginal social¹⁴ não é igual ao benefício marginal¹⁵. Isto deve-se ao facto de o SE muitas vezes ser uma externalidade, por outras palavras, provocar efeitos laterais de uma decisão sobre aqueles que não participaram dela. Acontece quando o valor do SE não está incluído no preço de mercado do bem ou serviço que usufruiu do mesmo para que pudesse ser produzido. A externalidade pode ser negativa quando gera custos para os demais agentes (por exemplo a poluição atmosférica), ou então positiva, caso os restantes agentes, involuntariamente, sejam beneficiados, que é o caso dos SE. Os SE e toda a complexidade dos seus processos produtivos, em termos económicos, tem um valor muito grande que na maior parte dos casos ainda não é identificado ou calculado devido a não existirem mercados económicos para a troca destes serviços, uma vez que são oferecidos “gratuitamente” pela natureza. O problema que aqui reside é que em muitos casos a destruição de SE não é imputada como custo na produção de bens que são responsáveis por essa destruição. O facto do valor dos SE não ser incluído nos preços de mercado, faz com que as escolhas, decisões de consumo final e/ou intermédio não as tenham em consideração quer, nos níveis e modos de consumo quer, na conservação dos meios naturais que os produzem.

1.6. GESTÃO AGRÍCOLA E FLORESTAL E CONSERVAÇÃO DA NATUREZA

A relevância da gestão agrícola e florestal para a conservação dos valores naturais foi testada positivamente por autores como Santos (2006) e Moreira *et al.* ((2005) in Santos, 2006). Em Santos (2006) afirma-se que há um elevado grau de associação entre valores

¹³ Um bom exemplo é a componente paisagem por si só. O benefício retirado pelo Homem a partir da paisagem não reduz no momento em que alguém está a usufruir nem é algo que de acesso restrito (a menos que se utilizem bens e serviços convencionais para restringir a um numero máximo de consumidores).

¹⁴ Custo marginal social é acréscimo do custo total pela produção de mais uma unidade, ou seja o custo da última unidade produzida.

¹⁵ Benefício marginal é o benefício adicional que surge do uso/consumo de uma unidade adicional.

naturais e gestão agrícola e florestal, ou mesmo uma dependência causal dos primeiros relativamente à segunda. Neste estudo a dependência mostrou-se muito forte e vincada contando com cerca de 90% da superfície terrestre total incluída na RN em Portugal Continental. Em Moreira *et al.* ((2005) in Santos, 2006) os resultados vão de encontro também com a ideia de que existe associação, embora estes autores tenham considerado apenas a agricultura. O grau de dependência entre os sistemas agrícolas e florestais com a conservação da biodiversidade segundo os autores mostra-se elevada. Os SE associados também à gestão de sistemas agrícolas e florestais possivelmente partilham do mesmo grau de dependência com a conservação da biodiversidade.

1.7. OBJETIVOS GERAIS E ESPECÍFICOS

Esta tese aborda a questão de até que ponto gerir as áreas protegidas para maximizar a provisão de SE, ou mesmo para maximizar as receitas provenientes da valorização desses serviços, poderá (ou não) colocar em causa (ou promover) os objetivos traçados para a conservação dos valores naturais (ou seja, a conservação de biodiversidade) para os quais estas áreas foram inicialmente criadas.

A tese centra-se essencialmente nos seguintes objetivos:

- 1. Mapear os níveis de provisão de diversos SE em Portugal Continental e verificar se existem diferenças significativas, entre esses níveis de provisão, dentro e fora da RN.**

Por um lado é importante perceber-se qual é o papel que a RN desempenha na conservação dos SE, que são um bem público sem o qual a qualidade de vida da sociedade é colocada em causa. Uma percepção clara desta questão poderá ajudar a sociedade a tomar consciência do verdadeiro valor que a conservação da natureza, neste caso a existência da RN, tem para o bem-estar comum. Por outro lado, estimar os níveis de provisão dos SE dentro da RN, cria oportunidades de se incluir esta informação nas estratégias de gestão e captação de novos financiamentos, com base na valorização destes mesmos serviços. De notar que se os níveis de provisão forem superiores dentro da RN, esta diferença pode ser atribuível ou à designação e gestão dos sítios como RN ou a condições anteriores à designação (neste caso, os sítios designados como RN teriam já, à partida, e por diversas razões, maior capacidade de prestação do serviço do que as zonas não incluídas na rede). No primeiro caso, a justificação para o financiamento da gestão com base na valorização

dos serviços é mais fundamentada, embora se possa também invocar, no segundo caso, a necessidade de cobrir os custos de proteção dos (eventualmente) elevados níveis de serviços dentro da RN.

2. Construção de uma tipologia dos sítios da RN, segundo o seu padrão de provisão de diversos serviços dos ecossistemas, que possa ser utilizada como base para desenvolver estratégias, de gestão e valorização dos serviços, diferenciadas, para cada tipo de sítios.

A classificação dos sítios da RN, de acordo com o respetivo padrão de provisão de múltiplos SE, visa criar oportunidades para que, as equipas de gestão dos sítios incluídos no mesmo tipo, possam desenvolver estratégias, objetivos e medidas de gestão semelhantes entre eles, com vista à melhoria dos níveis de provisão dos serviços considerados mais relevantes nesse tipo, bem como à valorização desses mesmos serviços enquanto fonte de financiamento para a gestão dos sítios. Esta tipologia permitirá ainda aos sítios do mesmo tipo partilhar as melhores práticas (*Benchmarking*) e ainda, caso considerem benéfico, traçar estratégias de gestão globais (ao nível do país) para um determinado serviço ou grupo de serviços.

3. Contribuir para o desenvolvimento de uma metodologia que permita analisar e melhorar a consistência entre (1) uma estratégia de gestão para promover e valorizar serviços dos ecossistemas do sítio e (2) uma estratégia de gestão para conservar os valores naturais do mesmo sítio.

Falar de estratégias de gestão que promovam e valorizem os SE, levanta algumas preocupações a ter em atenção. A questão principal é: será que a abordagem de conservação dos SE consegue garantir os objetivos traçados pela filosofia tradicional de conservação de espécies? Ou será que há inconsistências entre estes dois objetivos, podendo eventualmente ficar algum deles por cumprir?

Uma condição necessária (mas não suficiente) para que possa existir consistência entre uma estratégia de promoção dos SE do sítio e outra de conservação dos valores naturais (espécies e habitats) do mesmo sítio é que o padrão de provisão de múltiplos SE do sítio (ou

tipo de sítios) esteja, de certo modo, associado ao cabaz de valores naturais a conservar nesse sítio (ou tipo de sítios). Esta tese investigou empiricamente até que ponto esta condição é plausível através do cruzamento (para os mesmos sítios da RN de Portugal Continental):

- da tipologia dos sítios de acordo com o respetivo padrão de provisão de múltiplos SE, desenvolvida nesta tese para responder ao objetivo anterior, com
- uma tipologia desenvolvida por Santos (2006), que classifica os mesmos sítios com base nos valores naturais presentes em cada sítio e cuja conservação constitui o objetivo de designação e gestão do sítio.

Nesta tese, o objetivo é apenas o de investigar até que ponto existe correspondência entre os tipos de sítios identificados nestas duas tipologias. Se existir, a tese procura ainda identificar os quais os grupos de valores naturais (tipos da segunda tipologia) a ter em consideração na avaliação da consistência entre uma estratégia de promoção e valorização dos SE, para cada um dos tipos da primeira tipologia, e a conservação de valores naturais dos sítios em causa.

Caso esta correspondência exista, fica para avaliar em trabalhos futuros até que ponto a estratégia de gestão requerida pela promoção e valorização dos SE é consistente com a estratégia requerida pela conservação dos valores naturais em presença.

CAPÍTULO 2

2. METODOLOGIA

Este capítulo é reservado à apresentação da metodologia utilizada. Encontra-se organizado em secções onde se descreve a área de estudo e a unidade de análise territorial utilizada; os critérios de escolha dos SE e dos seus indicadores; e a construção das bases de dados necessárias ao estudo. Apresenta também a metodologia da análise das diferenças entre níveis de provisão de cada um dos SE, dentro e fora da RN, e também o método de construção da tipologia de sítios, que agrupa os sítios segundo a provisão de SE que os caracterizam. Por fim, encontra-se a metodologia do cruzamento entre o tipo de sítios, de acordo com a provisão de SE, e o tipo de sítios, de acordo com os valores naturais (Santos, 2006). Nesta última secção, pretendeu-se abordar a questão de até que ponto uma estratégia de gestão, com base na provisão de SE, tem impacto nos valores naturais. Além disso, pretendeu-se também, para cada tipo de sítios, de acordo com a provisão dos SE, determinar quais os valores naturais a manter em foco, no momento de optar por uma gestão com base na provisão de SE, ajustando-a aos objetivos dos valores naturais mais impactados.

2.1. A ÁREA DE ESTUDO E UNIDADE DE ANÁLISE TERRITORIAL

Este é um estudo da RN em Portugal Continental. Visto ser um estudo nacional, que se baseia na observação de padrões dos SE, para os diferentes sítios da RN, a unidade territorial escolhida foi a freguesia. Quanto mais pequena a unidade territorial, maior é o detalhe das conclusões retiradas. Optou-se por utilizar a freguesia como unidade territorial, quando percebemos que não era apropriado utilizar dados à escala dos distritos ou mesmo dos concelhos, devido a estes terem dimensões demasiado grandes em comparação ao tamanho dos sítios da RN. Outros estudos sobre SE feitos à escala Europeia utilizam dados para níveis NUTS3 (Nomenclaturas de Unidades Territoriais - para fins Estatísticos) (Madureira *et al.*, 2013a), o que neste caso não é aplicável. A necessidade de extração de dados por unidades administrativas tem a ver com a necessidade de recorrer a dados estatísticos que estão disponíveis apenas por unidades administrativas, sendo que a freguesia é a unidade administrativa mais desagregada que está disponível para a maioria dos dados pretendidos.

Na Figura 2.1., apresentada de seguida, os limites geográficos das freguesias estão sobrepostos aos limites dos sítios da RN.

Legenda

- Rede Natura 2000 (ZPE e SICs)
- Freguesias da Rede Natura 2000
- Freguesias fora da Rede Natura 2000

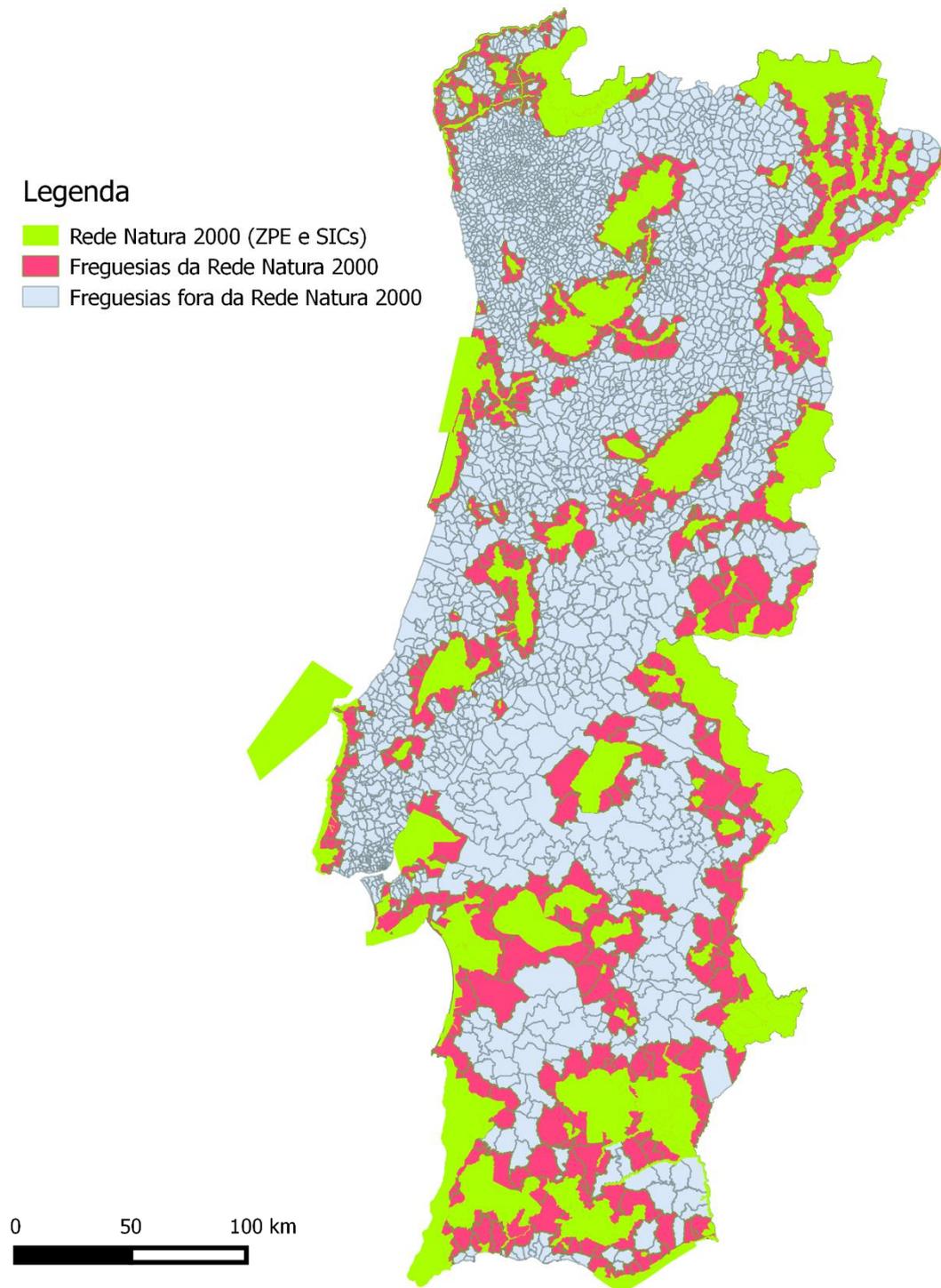


Figura 2.1.: Rede Natura 2000 – Freguesias e Rede Natura 2000 em Portugal Continental

Foram consideradas como “freguesias dentro da RN”, todas as freguesias que estão total ou parcialmente incluídas nos limites da RN. As freguesias que estão totalmente incluídas e a parte incluída na RN daquelas freguesias que estão apenas parcialmente incluídas na RN estão representadas a verde na figura. A parte não incluída na RN das freguesias, apenas parcialmente incluídas na RN, está representada a rosa. As restantes freguesias que não têm área incluída na RN foram consideradas “freguesias fora da RN” – representadas a azul claro na figura. A Figura 2.1. ilustra claramente, as implicações da dimensão da unidade territorial em termos de precisão na sobreposição entre estes dois tipos de limites. Na zona norte do país, onde as freguesias são mais pequenas, o delineamento da área de estudo é aproximadamente da área da RN, o mesmo não acontece na região do Alentejo e Algarve. Se se tivesse utilizado concelhos ou distritos como unidade territorial, dar-nos-ia a perceção errada, particularmente na zona sul do país, de que toda a superfície está incluída na RN. A freguesia, em alguns casos, ainda se mostra uma unidade espacial demasiado grande. De qualquer forma mantivemos a freguesia como unidade territorial uma vez que um estudo mais detalhado iria requer mais dados disponíveis e mais tempo para a sua recolha. Foram consideradas como “freguesias dentro da RN”, todas as freguesias que têm total ou parcialmente área em comum com os sítios da RN. As restantes freguesias foram consideradas fora da RN.

2.2. SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS E OS INDICADORES

Uma das fases de um estudo de SE é identificar que SE devem ser incluídos no estudo defini-los e categoriza-los. A seleção de SE para ser estudados, varia consoante o objetivo do estudo¹⁶. Para os diferentes estudos são incluídos um ou mais SE. Um estudo de apenas um SE, isoladamente, pode ter alguns riscos associados. Por vezes é arriscado estudar os serviços dos ecossistemas com foco apenas num serviço¹⁷, particularmente quando o objetivo do estudo é a sua otimização produtiva, uma vez que essa otimização pode causar perdas para outros SE e também danos na conservação da biodiversidade. No sentido de reduzir este risco, torna-se vantajoso estudar os SE de uma área, de forma integrada¹⁸.

¹⁶ p.e.: Se estivermos a desenvolver um estudo para a valorização do SE necessários à produção agrícola, poderá ser incluído no estudo o serviço de polinização. Mas não seria de grande utilidade para o estudo incluir os SE marinhos, como o *stock* de peixe ou outros.

¹⁷ Para mais informação, consultar o enquadramento.

¹⁸ p.e.: Para a redução do risco de incêndio, umas das possíveis opções poderia ser criar corredores para reduzir a incidência e o alastramento de incêndios. Esta medida implica alguma desflorestação e todos os impactos associados a esta. Os impactos podem ser negativos (p.e. erosão), ou por outro lado, os impactos podem revelar-se positivos como o aumento das orlas, conduzindo a maior biodiversidade. Estes são impactos que devem ser considerados e monitorizados.

A lista de SE selecionada para incluir nesta dissertação, teve como ponto de partida uma das conclusões em Santos (2006) de que 90% dos sítios da RN mostram dependência da gestão dos sistemas agroflorestais para atingirem os objetivos do plano de conservação de biodiversidade. Os sistemas agrícolas e florestais mostram ser muito presentes nas áreas protegidas, com exceção das zonas húmidas (Santos, 2006). “Nas primeiras (o que corresponde a 90% dos casos) uma boa gestão agrícola e florestal é fundamental para a manutenção e conservação dos sítios protegidos” (Santos, 2006).

Os critérios de seleção de SE para esta dissertação foram a) estes serem SE associados a paisagens de sistemas agroflorestais e que, ao mesmo tempo, b) sejam bens públicos associados a externalidades.

Adotou-se o critério a) pelo peso que os sistemas agroflorestais assumem sobre a conservação da biodiversidade, nomeadamente na RN (Santos, 2006). O critério b) foi utilizado uma vez que este trabalho se propõe a contribuir na valoração dos SE que se encontram em falha de mercado. É no entanto de realçar, que embora a valorização dos SE esteja fora do âmbito deste trabalho, acaba por ser indiretamente beneficiada, uma vez que a valoração é um passo que precede à atribuição de valor económico aos serviços, ou seja a valorização. É nos SE associados a falha de mercado, onde se encontra uma grande ameaça à conservação dos ecossistemas, processos ecológicos e SE bem como da biodiversidade. Estes serviços não têm o seu valor contabilizado no preço dos bens ou serviços que os utilizam (como matéria prima) para serem produzidos. Situações destas, onde o benefício é superior ao custo para quem usufrui do SE, ou seja, onde há uma falha de mercado com externalidade positiva, a tendência é de exceder os níveis seguros de consumo em vez de promover um consumo sustentável¹⁹. A adoção do critério a) e b), levou-nos a utilizar os SE já apresentados no estudo Madureira *et al.* (2013a), como a base para a construção da lista de SE a incluir nesta dissertação. O trabalho de Madureira *et al.* (2013a) vem de encontro aos critérios determinados acima, pois este utiliza uma lista de SE escolhidos para o estudo de bens públicos e externalidades da agricultura na União Europeia.

A partir da lista de SE em Madureira *et al.* (2013a), ver Tabela 2.1, apresentado de seguida, selecionamos a lista de serviços a incluir nesta dissertação. Cada SE na lista Madureira *et al.* (2013a) foi submetido a uma avaliação individual tendo em consideração fatores como tempo necessário e disponibilidade de dados para o desenvolvimento do estudo no sentido de se perceber quais destes se deveria incluir. Para cada SE está associado um ou vários indicadores de provisão, que foram avaliados da mesma forma e também analisada a sua

¹⁹ Os conceitos de SE, bens públicos e externalidades são apresentados com mais pormenor no capítulo do enquadramento.

representabilidade. Todo este processo, de seleção de SE e respetivos indicadores a partir da lista de SE de Madureira *et al.* (2013a), está descrito depois do Tabela 2.1.

Tabela 2.1.: Lista de serviços e indicadores

| Lista de SE (Madureira <i>et al.</i> , 2013a) | Selecionado para a tese? | Indicadores (Madureira <i>et al.</i> , 2013a) | Indicador foi utilizado? | Indicador utilizado |
|---|--------------------------|---|--------------------------|--|
| Recreio e Lazer (Paisagem (cultural)) | Selecionado | Índice de potencial de lazer | Alternativa | Turismo de Natureza (Capacidade Relativa de Alojamento de Turismo de Natureza) |
| | | Património cultural | Não | - |
| Biodiversidade | Selecionado | Elevado valor natural de zonas agrícolas | Alternativa | Intensidade de Pastoreio (negativo) |
| | | | | Intensidade de Pastoreio (positivo) |
| | | | | Pressão Turística (Capacidade Relativa de Alojamento de Turismo Costeiro e Urbano) |
| | | | | Biodiversidade_conservação |
| | | | | Precipitação |
| | | | | Extensão Agrícola |
| Qualidade da água * | Selecionado | Total de nitrogénio (N) introduzido | Alternativa | Intensidade Agrícola |
| | | | | Qualidade da água (Concentração de Poluentes na Água) |
| | | | | Infiltrações |
| | | Área agrícola utilizada com irrigação | Não | - |
| Resistência a incêndios | Selecionado | Risco de incêndios | Alternativa | Risco de Incêndio Florestal |
| Qualidade do ar | Excluído | - | - | - |
| Estabilidade climática | Excluído | - | - | - |
| Resiliência a inundações/cheias | Excluído | - | - | - |
| Qualidade dos solos | Excluído | - | - | - |

*não vamos falar da disponibilidade porque decidimos nos focar na qualidade apenas

Serviços de ecossistemas e indicadores incluídos no estudo

A lista de SE determinada para esta dissertação inclui os serviços de:

➤ **Recreio e Lazer**

O serviço de Recreio e Lazer é caracterizado como um serviço cultural da natureza (MEA, 2005 e TEEB, 2010). Segundo em TEEB (2010), os SE são as contribuições diretas ou indiretas dos ecossistemas para o bem-estar humano, e neste caso o SE é a paisagem. Esta paisagem é o serviço prestado pela natureza, que em conjunto com outros bens e serviços convencionais (exemplo: estradas, estadias, tempo disponível, saúde, entre outros), se torna possível beneficiar de recreio e lazer. Este SE tem uma dimensão visual, de herança, histórica, cultural, social, recreativa, e económico (desenvolvimento) (Madureira *et al.*, 2013a).

Indicadores para o SE Recreio e Lazer

Um dos indicadores utilizados para este serviço em Madureira *et al.* (2013a) foi o índice de potencial de lazer. Este, para ser utilizado, teve de ser ajustado, visto os dados utilizados na referência serem recolhidos para níveis NUTS3. Desta forma não era aplicável a esta tese, uma vez que é um estudo nacional feito à escala da freguesia (que são áreas inferiores a NUTS3).

Em alternativa optámos por utilizar o indicador do benefício, **Indicador de Turismo de Natureza**. Este é um *proxy* do benefício do SE paisagem. Esta foi a nossa opção uma vez que, medir o benefício poderá ser uma mais-valia para futuros exercícios de valorização do serviço para fins de gestão, visto a existência do SE, paisagem, não ser valorizável economicamente por *per sí*. Este SE apenas é valorizável caso esteja complementado com um conjunto de bens e SE, os quais permitem o usufruto do benefício, tornando-se assim vantajoso estimar o benefício em vez do próprio SE. O conceito de “valor económico” está muito relacionado com o conceito de “bem-estar humano”.

O Indicador Património cultural não foi utilizado, uma vez que não nos foi possível encontrar informação disponível relativa às delimitações geográficas das Denominações de Origem (DO), particularmente com dados à escala das freguesias. Além disso, em alguns casos, nomeadamente no caso de produções certificadas de vinhos, o mosaico de distribuição de certificados pelas regiões de Portugal Continental, estende-se quase por toda a superfície, o que acaba por não ser um indicador que diferencie umas regiões

das outras (neste caso que diferencie as freguesias umas das outras) e que assim acabaria por ser uma informação pouco relevante para este estudo.

➤ **Qualidade da Água**

A qualidade da água encontra-se dentro dos serviços de aprovisionamento (MEA, 2005 e TEEB, 2010). Assume uma dimensão que passa por áreas com a saúde humana, a ecológica, o recreio, a herança e a económica (Madureira *et al.*, 2013a). As contribuições oferecidas pela qualidade da água, para o bem-estar humano, são fundamentalmente a água potável, a água para banho e outros usos de recreio (por exemplo: pescas de recreio, remo), a água para uso agrícola (irrigação, pecuário), e outros usos (doméstico, industrial). A qualidade de água são serviços intermédios para a biodiversidade, a qualidade da paisagem (serviços culturais) e qualidade do solo. (Madureira *et al.*, 2013a).

Indicadores para o SE Qualidade da Água

O índice Área Agrícola Utilizada com Irrigação, aplicado na referência (Madureira *et al.*, 2013a), não foi incluído nesta tese, uma vez que nos estamos a focar apenas na qualidade da água e não da quantidade, e este é um indicador da quantidade da água disponível.

O índice do Total de Nitrogénio (N) Introduzido, não foi utilizado. Visto o estudo nesta tese ser feito a nível nacional, e com unidades à escala das freguesias, não nos foi possível utilizar o indicador como está descrito em Madureira *et al.* (2013a), onde foram utilizados dados em NUTS3 da quantidade de fertilizante utilizado. Desenvolvemos um indicador alternativo, que indica a concentração de poluentes, de origem agrícola na água disponível de uma região (**Indicador de Concentração de Poluentes na Água**). Este indicador, parte do princípio de que quanto mais elevada for a Produção Agrícola Bruta (PAB) por superfície territorial, maior é a intensidade da produção agrícola, ou seja maior é a introdução *inputs*, incluindo nitratos. Isto pode resultar de uma utilização mais intensiva (maior nível de inputs) pela Superfície Agrícola Utilizada (SAU) ou pode resultar de uma maior extensão espacial da SAU à totalidade da superfície territorial. Por sua vez, quanto menor a precipitação, maior a concentração de poluentes na água disponível para igual nível de intensidade agrícola. Este indicador aponta, portanto, os níveis de concentração de poluentes com origem agrícola na água de uma freguesia tendo em conta a quantidade de *inputs* introduzidos (por exemplo nitratos, mas também pesticidas) e também a quantidade de água existente e passível de diluir o excesso de inputs potencialmente lixiviável.

O indicador Infiltrações não foi utilizado na dissertação. Alternativamente utilizou-se a **Precipitação**. Para esta, encontramos dados mais detalhados, do que os dados encontrados para a Infiltração. A desvantagem ligada a utilizarmos a Precipitação, em vez da Infiltração, é que a esta é menos dependente de medidas de gestão do que a Infiltração.

A qualidade da água depende do *input* de nutrientes e da precipitação. O *input* de nutrientes depende da capacidade do solo para os reter, da vegetação ribeirinha e dos níveis de adubação presentes. Estas variáveis explicativas da qualidade da água, não foram aqui estimadas por falta de informação. Os níveis de adubação e outros *inputs* (ex. pesticidas), em conjunto com a capacidade do solo de reter nutrientes, determina os níveis de concentração de *inputs* na água que se infiltra nos terrenos agrícolas, antes de passar no "filtro" da vegetação ripícola. Isto tudo, em conjunto com a precipitação, vai indicar a qualidade da água (embora a precipitação não seja um SE, mas sim um fator de contexto). Estamos, assim, a estimar o benefício da qualidade de água, e não o SE propriamente.

Uma das vantagens em utilizar a intensidade agrícola, na construção do indicador, é que na curva de produção agrícola, não há proporcionalidade constante entre a produção e as unidades de *inputs*. A partir de um patamar de quantidade de *inputs*, a produção marginal agrícola por mais uma unidade de *inputs* é decrescente. Quando se utiliza este indicador, devemos ter presente que, a partir desse patamar o problema de concentração de poluentes é cada vez mais acentuado. Esta acentuação do problemas a cada unidade adicional de *inputs*, não é tão bem representada quando se utilizam indicadores baseados apenas nas quantidades de fertilizantes utilizados num período de tempo. Além disso, outra das vantagens deste indicador, **Concentração de Poluentes na Água**, é o fato de estarmos a incluir todos os *inputs*, como por exemplo os pesticidas, e não apenas os fertilizantes, dando-nos uma visão mais completa tendo em conta todas as fontes de poluentes.

Os resultados dos indicadores **Precipitação, Extensão Agrícola, Intensidade Agrícola** em conjunto apresentam a estimativa dos níveis de qualidade da água.

➤ **Resistência a Incêndios (redução do risco de incêndio pelos ecossistemas)**

Na tipologia de serviços do TEEB (2010), o serviço "redução do risco de incêndio pelos ecossistemas", é o serviço a que nos referimos nesta dissertação como resistência a incêndios, enquadra-se no grupo dos serviços reguladores (Ver Tabela 1 no Anexo I).

A resistência a incêndios tem uma dimensão que passa por áreas como a saúde humana, a ecologia, o recreio, a herança e a economia (Madureira *et al.*, 2013a).

Os serviços oferecidos pela resistência a fogos são a prevenção e a mitigação dos efeitos de incêndios florestais. Os benefícios oferecidos pela resistência a fogos são a segurança de propriedade, a prevenção de perda de vidas humanas, a manutenção da paisagem, a conservação da biodiversidade, a qualidade do solo, a qualidade e disponibilidade de água, a estabilidade climática, a resiliência a fogos (relacionados a qualidade de solo e função de regulação da água) (Madureira *et al.*, 2013a)

Indicadores para o SE Redução do Risco de Incêndio pelos Ecossistemas

Uma vez que esta dissertação é feita ao nível nacional e com unidades territoriais à escala das freguesias não nos foi possível utilizar o indicador como está descrito em Madureira *et al.* (2013a), onde utilizavam os dados das áreas ardidas num intervalo de anos. Alternativamente, utilizámos a já existente Carta de Risco de Incêndio Florestal (CRIF2011) (Igeo.pt, 2014a) para se calcular a média de **Risco de Incêndio Florestal** de cada freguesia.

Embora a CRIF2011 (Igeo.pt, 2014a), quando foi elaborado pela Autoridade Nacional de Proteção Civil (ANPC) em parceria com a Direção Geral de Recursos Florestais (DGRF), não tenha sido desenvolvida com o objetivo de indicar os níveis do SE “redução do risco de incêndio pelos ecossistemas” optámos por utiliza-lo *proxy*. Os níveis mais elevados que este indicador, **Risco de Incêndio Florestal**, apresenta, indicam as áreas arbóreas e arbustivas com mais suscetibilidades a incêndios. Este não é um indicador do serviço, é sim um indicador de risco de incêndio que depende de muitos fatores que não são SE²⁰, mas que é a informação mais próxima que encontramos disponível.

➤ **Biodiversidade (associada á agricultura)**

A Biodiversidade tem uma dimensão que passa por diversas áreas, como a ecologia, o recreio, a herança, a cultura e a economia (desenvolvimento) (Madureira *et al.*, 2013a). Este SE encontra-se no grande grupo dos serviços de habitat, segundo a classificação em TEEB (2010) e engloba os ecossistemas e habitats (infraestruturas ecológicas) que suportam a diversidade funcional (funções dos ecossistemas e dos habitats); a diversidade de ecossistemas e habitats, as características da paisagem relacionados ao uso da terra, nomeadamente a terra arável, a floresta, a pastagem, o prado, pastagem semi-natural; e a diversidade genética e de espécies. Segundo a classificação em TEEB

²⁰ Por exemplo, nas zonas onde a precipitação é mais elevada, maior e mais frequentes são os incêndios (questão climática).

(2010), este serviço desdobra em duas vertentes, uma de provisão de habitat de que as espécies migratórias dependem para completar o seu ciclo de vida, e outra, de fornecer uma diversidade de habitat garantindo a manutenção da diversidade genética. No caso da biodiversidade mais associada à agricultura, muitas das espécies têm também um valor cultural, incluindo-se ainda no grande grupo de serviços culturais e de amenidade da classificação TEEB (2010) (ver Tabela 1 do Anexo I). Nesta dissertação optou-se por um entendimento alargado do tipo serviços de habitat do TEEB (2010) enquanto serviços de provisão de habitat e conservação da biodiversidade.

Indicadores para o SE Biodiversidade (associada á agricultura)

O indicador Elevado Valor Natural de Zonas Agrícolas, não foi utilizado como está descrito em Madureira *et al.* (2013a). Este, parte do princípio de que em zonas com sistemas agro-pastoris menos intensivos, a biodiversidade tende a ser mais elevada. A partir desta ideia, e ajustando-a a esta tese que é feita à escala das freguesias e não em NUTS3 como na referência, construímos um indicador que nos dá a relação entre os níveis de intensidade de pastoreio sobre a SAU. O que nos permite perceber onde a intensidade pastoril é superior, assumindo-se que aí haverá uma menor biodiversidade.

A **intensidade de pastoreio** é um indicador que mostra o impacto de um dos possíveis tipos de perturbação ecológica que exercem pressão sobre a biodiversidade. Esta é função decrescente da intensidade de pastoreio. Assume-se que quanto maior for a intensidade de pastoreio menor é a biodiversidade dessa mesma zona. Mas também é verdade que em alguns casos, níveis de pastoreio muito reduzidos podem ser um indicador de baixos níveis de biodiversidade, como no caso de abandono da atividade agrícola e de pasto. O facto de haver abando, altera o mosaico da paisagem e com ele os habitats, eliminando por exemplo orlas, alimentos ou abrigos, entre outros fatores, passando assim, a ser uma paisagem muito mais homogenia e conseqüentemente pobre em biodiversidade. A leitura deste indicador, remete-nos para a discussão de autores que demonstram que o nível de provisão do serviço de biodiversidade, como o nível extensão, frequência ou intensidade, em função a uma perturbação ecológica (neste caso a intensidade de pastoreio) assume a curva de U invertido, onde para níveis reduzidos de intensidade de pastoreio, uma unidade adicional deste leva ao aumento da biodiversidade até esta atingir um máximo. A partir desse máximo, a curva da função Biodiversidade torna-se decrescente perante uma unidade adicional de intensidade de pastoreio (Connell, 1978; Cooper *et al.*, 2006;) (ver Figura 2.2).

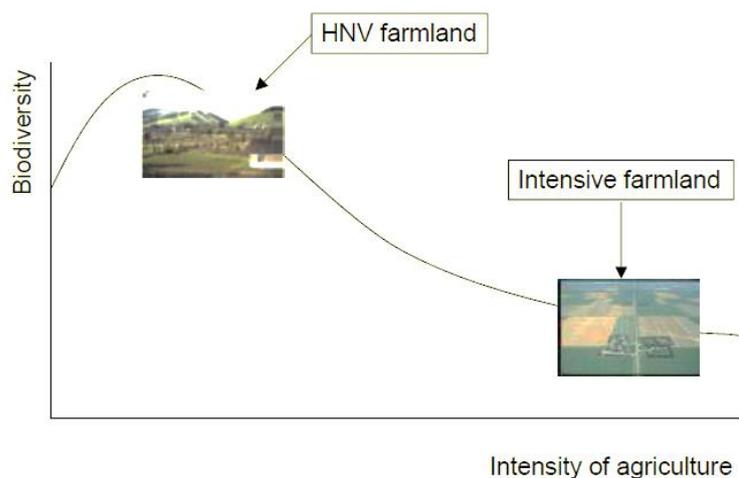


Figura 2.2.: Sistema agrícola extensivos: *High Nature Value farmland*

Fonte: EEA (2004:5). Comunicação pessoal, Santos (2014)

O indicador, intensidade de pastoreio²¹, é assim utilizado para as zonas com intensidade muito reduzida, como sendo um indicador positivo de biodiversidade (quanto mais intensidade de pastoreio, maior são os níveis de biodiversidade). Para zonas com intensidade de pastoreio muito elevadas, este indicador é utilizado, como sendo um indicador negativo (quanto mais intensidade de pastoreio, menor são os níveis de biodiversidade).

A **Pressão Turística** é um indicador que assume que, de uma forma geral, o turismo de massas ou seja, a intensidade turística, está inerente a uma pressão á biodiversidade. O indicador utiliza como base a existência de relação negativa entre intensidade de turismo de massas com os níveis de biodiversidade. O indicador reflete assim uma pressão suscetível de deteriorar diversos SE (particularmente a conservação da biodiversidade), e por isso mesmo relevante para a gestão de diversos serviços, em particular do serviço de conservação da biodiversidade.

O turismo, quando em massa, pode ser visto como uma ameaça à biodiversidade. Neste trabalho é considerado pressão turística, todo o turismo que ocorre em zonas costeiras e Áreas Predominantemente Urbanas (APU) dentro área protegida da RN²².

A **Precipitação**, a **Extensão Agrícola** e a **Intensidade Agrícola** podem ser também indicadores de biodiversidade. A Intensidade Agrícola pode ser utilizado para medir o efeito sobre a biodiversidade. O indicador Biodiversidade (conservação) que consiste na contagem de habitats ou espécies que os sítios da RN se propões fundamentalmente a conservar, é um indicador que estima o valor que o sítio que RN tem na conservação de

²¹ Relação números de cabeças normais de pasto por S A U (Superfície Agrícola Utilizada)

²² Por exemplo caminhadas sem trilho certo e uso de moto em dunas são sem dúvida uma pressão á biodiversidade.

espécies em risco na Europa. Ao utilizar-nos, este indicador na criação da tipologia de sítios da RN (um dos objetivos desta dissertação), estamos a reduzir o risco desta tipologia não respeitar os objetivos iniciais de conservação da RN. As dificuldades encontradas para este indicador, passam pela recolha de dados, onde, por exemplo, encontramos alguns casos de Zona de Proteção Especial (ZPE) no ficheiro *shapefile* ZPEs do ICNF (Instituto de Conservação da Natureza e Florestas, 2014), que depois não tinha nenhuma espécie associada na lista de espécies protegidas (ICNF, 2014). Estes casos foram excluídos do estudo, e nos resultados estão assinalados como fora da tipologia criada.

Para cada um destes indicadores de SE apresentamos mais à frente neste capítulo uma descrição mais detalhada da sua construção/cálculo.

Serviços de ecossistemas excluídos do estudo

Foram excluídos do estudo os SE de Qualidade dos Solos, Qualidade do ar, Estabilidade Climática e Resiliência a inundações/cheias. As dificuldades encontradas com mais frequência na seleção dos SE, levando-nos por vezes a excluí-los, foi essencialmente restrição de dados, quer por não estarem disponíveis quer por não se adaptarem aos objetivos.

De uma forma mais detalhada, são apresentados abaixo os critérios que nos levou a excluir estes SE:

Qualidade do ar

O serviço de qualidade do ar não foi incluído no estudo, uma vez que não foram encontradas evidências de perturbações da qualidade do ar em Portugal, em particular que tenha sido causado pela gestão desadequada dos sistemas agroflorestais.

A qualidade do ar assume uma grande dimensão, em áreas como a saúde humana, a ecologia, o recreio e lazer, a economia (Madureira *et al.*, 2013 a). Serviços oferecidos pela qualidade do ar são ar limpo, visibilidade. Os benefícios oferecidos pela qualidade do ar são a qualidade de vida, saúde humana, biodiversidade; A qualidade do Ar é um serviço intermédio para a biodiversidade, a estabilidade climática e a qualidade de água (Madureira *et al.*, 2013 a).

Estabilidade climática

O serviço de estabilidade climática acabou por ser excluído do estudo, devido a se ter encontrado pouca informação relativa ao teor de carbono no solo em Portugal. Essa dificuldade aumenta quando a informação procura é a uma escala tão pequena como a freguesia. Assim, optou-se por não estudar o serviço estabilidade climática, uma vez que o resultado poderia ser muito vago e levar-nos até conclusões pouco sustentadas.

A estabilidade climática tem importância quer a nível da saúde humana, da ecologia, do recreio e lazer, de herança para as gerações futuras, e a nível económico (Madureira *et al.*, 2013a). Os serviços oferecidos pela estabilidade climática são vários, nomeadamente a compensação de carbono e estabilidade climática. Os benefícios que este serviço proporciona é por exemplo a qualidade de vida, saúde humana, biodiversidade e qualidade da paisagem prevenção de fogos ou cheias (Madureira *et al.*, 2013a).

Resiliência a inundações/cheias

Não incluímos o serviço de resiliência a inundações/cheias no estudo uma vez que os indicadores que os acompanham em Madureira *et al.* (2013a) não são fatores influenciáveis pelas estratégias de gestão, nomeadamente a precipitação. Deste modo, estes não apresentam grande interesse para esta tese que se propõe a contribuir para o avanço dos estudos de estratégias de gestão para a RN. A opção de criar indicadores alternativos para este serviço, como por exemplo medir recolher informação dos níveis de manutenção dos cursos de água ou outros, foram também colocados de parte, uma vez que não se encontraram dados disponíveis.

As dimensões onde o serviço de resiliência a inundações/cheias atual essencialmente são a saúde humana, a ecologia, o recreio e lazer, a herança, e a económica (Madureira *et al.*, 2013a). Os serviços oferecidos pela resiliência a cheias são a prevenção de cheias, mitigação dos efeitos das cheias. Os benefícios oferecidos pela resiliência a cheias fundamentalmente a segurança de propriedade, prevenção de perda de vidas humanas, manutenção da paisagem, conservação da biodiversidade, qualidade do solo, disponibilidade e qualidade de água. (Madureira *et al.*, 2013a).

Qualidade dos solos

O serviço de qualidade dos solos, também não foi incluído visto não se ter conseguido encontrar dados aplicáveis ao nosso estudo.

As dimensões do serviço Qualidade dos solos são a ecológica, a recreativa, a herança e a económica (Madureira *et al.*, 2013a). Os serviços oferecidos pela qualidade do solo são

a produtividade e fertilidade do solo, armazenamento de carbono (estabilidade climática); A qualidade do solo é um serviço intermédio (suportando) serviços como a Biodiversidade, qualidade da paisagem (serviço cultural), qualidade da água, qualidade do ar, resiliência aos fogos e as cheias. (Madureira *et al.*, 2013a)

2.3. CONSTRUÇÃO DOS INDICADORES

2.3.1. BASES DE DADOS

Com o propósito de responder às questões distintas deste estudo, as questões relacionadas com o a análise de diferenças de níveis de provisão de SE dentro e fora de RN, e as questões ligadas à criação da tipologia de sítios da RN de acordo com a provisão de múltiplos SE, optou-se por proceder à criação de duas bases de dados, onde se utilizaram os indicadores de SE mais adequados aos objetivos específicos de cada questão.

A base de dados 1, desenvolvida para responder às questões relacionadas com os padrões de SE dentro e fora da RN, está organizada por freguesias. Cada indicador tem valores associados a todas as freguesias de Portugal Continental. A base de dados 1 é apresentada mais à frente juntamente com a descrição metodológica.

A base de dados 2, desenvolvida para responder às questões relacionadas com a criação da tipologia de sítios da RN, está organizada por sítios da RN. Cada indicador tem valores associados a cada sítio da RN de Portugal Continental. A base de dados 2 é apresentada mais à frente juntamente com a descrição metodológica.

Embora que, para alguns dos SE, os indicadores utilizados tenham sido os mesmos para ambas as bases de dados, o cálculo destes foi adaptado a cada uma das bases. Para alguns SE, acabamos mesmo por utilizar um conjunto de indicadores diferente para cada uma das bases de dados.

De seguida, são apresentados os Tabelas modelo das duas bases de dados. Nestes Tabelas, podemos ver como foram desenvolvidas as bases de dados. Para cada indicador é descrito a unidade de medida, a fórmula de cálculo, o intervalo dos resultados e as fontes utilizadas para a recolha de dados. A base de dados 1 é apresentada recorrendo-se a cinco Tabelas. Estes devem ser considerados em conjunto, como sendo a continuação uns dos outros. A base de dados 2 é apresentada a partir de seis Tabelas, também estes devem ser considerados em conjunto, como uma sequência.

2.3.1.1. BASE DE DADOS 1

Tabela 2.2.1 – Modelo da base de dados 1 (1º de 5)

| | Identificação das Freguesias | | | | | Regiões | | Freguesias da RN | |
|----------------------------------|------------------------------|----------|----------|---------|------------|--------------------------------|---|--------------------|-------------------------------|
| | Nome | Concelho | Distrito | DICOFRE | Área Total | | NUTS2 | Fora / Dentro | código: 0 / 1 |
| Unidades de medida | - | - | - | - | ha | km ² | Freg. | Freg. | Freg. |
| Fórmula de Cálculo | - | - | - | - | - | - | Processado em QGIS | Processado em QGIS | =0 se Fora ; =1 se Dentro; |
| Intervalos dos resultados | - | - | - | - | - | - | Norte; Centro; Lisboa; Alentejo; Algarve; | Fora; Dentro; | 0 ; 1; |
| Fonte de dados | CAOP09 (IGEO,2014) | | | | | Lista de SIC e ZPE (ICNF,2014) | | | |

NUTS: Nomenclaturas de Unidades Territoriais - para fins Estatísticos; DICOFRE: Designação segundo a qual é conhecida a freguesia; Freg.: Freguesia; CAOP: Carta Administrativa Oficial de Portugal; SIC: Sítio de Importância Comunitária; ZPE: Zona de Proteção Especial; QGIS: Quantum Gis 2.2 - Valmiera, 2014

A base de dados 1 está organizada por freguesias. Como podemos ver no Tabela 2.2.1, as primeiras colunas destinam-se a identificar as freguesias. A informação das freguesias foi retirada a partir da Carta Administrativa Oficial de Portugal 2009 (CAOP09) (IGEO, 2014). A CAOP09, que se apresenta em formato *shpfile* e dispõe de todas as freguesias de Portugal. Para este estudo utilizamos apenas as freguesias de Portugal Continental.

Visto o objetivo desta base de dados ser perceber o padrão de SE, dentro e fora da RN, foram reservadas colunas para identificar as freguesias que estão dentro e fora da RN. A informação dos sítios da RN foi adquirido a partir da Lista de SIC e ZPE (ICNF, 2014) em formato *shpfile*. Estes dados foram sobrepostos (QGIS 2.2 - Valmiera, 2014) aos dados da CAOP09, para se identificar quais as freguesias que se encontram dentro e fora da RN.

Para obtermos uma análise mais detalhada dos padrões dos SE no país, identificamos também a região a que as freguesias pertencem (Norte, Centro, Lisboa, Alentejo e Algarve). Isto permitiu-nos conhecer melhor o padrão dos SE dentro e fora da RN, para cada região individualmente.

(Continuação Tabela 2.2.1)

Tabela 2.2.2 - Modelo da base de dados 1 (2º de 5)

| Turismo de Natureza | | | | | |
|----------------------------------|---------------------|------------------------|-----------------------------|--|--|
| | TIPAU | Costeiras? | Capacidade total de Turismo | | Turismo de Natureza |
| Unidades de medida | Freg. | Freg. | nº absoluto de camas | nº de camas/km2 | nº de camas/km2 (excluindo freg. costeiras e ou APU) |
| Fórmula de Cálculo | - | Processado em QGIS | Processado em QGIS | =nº absoluto de camas / Área Total | =nº de camas / Área Total (excluindo freg. costeiras e ou APU) |
| Intervalos dos resultados | APR; APU; AMU; | Costeira; Não costeira | ≥ 0 e ≤ 25188 | ≥ 0 e ≤ 9267 | ≥ 0 e ≤ 220; Blanks (=0) |
| Fonte de dados | TIPAU09 (INE, 2014) | - | TDP (RNET, 2014) | TDP (RNET, 2014) e CAOP09 (IGEO, 2014) | TDP (RNET, 2014); CAOP09 (IGEO, 2014); TIPAU09 (INE, 2014) |

TIPAU: Tipologia de Área Urbanas; APU: Áreas predominantemente urbanas; AMU: Áreas mediamente urbanas; APR: Áreas predominantemente rurais; TDP: Turismo de Portugal; Freg.:Freguesia

Para o cálculo deste indicador, Turismo de Natureza, (ver Tabela 3.2.2) procedemos às seguintes adaptações de variáveis:

1. Para obtermos os valores do *proxy* “turismo de natureza” por freguesia, recorreremos ao cruzamento cartográfico em Sistemas de Informação Geográfica (SIG), a partir ferramenta de investigação “Selecionar por localização”, entre o *shapefile* CAOP09 (freguesias) e o *shapefile* com os das coordenadas que localizam os todos os estabelecimentos turísticos. Este último tinha também disponível a informação da capacidade de alojamento (nº de camas) para cada estabelecimento turístico, permitindo assim calcular a média de número de camas de estabelecimentos turísticos por freguesia.
2. Antes de proceder ao cruzamento das *shapefiles*, executamos uma auditoria aos dados recolhidos (estabelecimentos turísticos) uma vez que as coordenadas geográficas associadas a algumas das unidades de alojamento era de 0,0, ou seja tinham um erro de registo. Para estes estabelecimentos turísticos (com coordenadas 0,0), utilizando as respetivas morada, foi-nos possível encontramos facilmente as coordenadas corretas a partir da aplicação Google Maps (2014). Para os restantes estabelecimentos, foi feito um exercício de auditoria às coordenadas apresentadas, onde de forma aleatória foram escolhidos estabelecimentos para os quais as coordenadas associadas às capacidades de alojamento foram comparadas com as coordenadas encontradas na aplicação do Google Maps (2014) sem se terem encontrado erros.

3. Para aumentar a comparabilidade do indicador entre freguesias de dimensões diferentes, calculou-se a capacidade relativa (nº de camas/ km²), ou seja a capacidade de alojamento turístico da freguesia dividida pela área total da freguesia.
4. A questão que se colocou de seguida foi a necessidade de excluir o turismo relacionado com praia (áreas costeiras) e turismo relacionado com áreas urbanas, visto este tipo de turismo não ser necessariamente um indicador da qualidade da paisagem natural enquanto motivo principal da existência de turismo nessas freguesias. Deste modo, a capacidade relativa foi mapeada em SIG para podermos proceder à exclusão das freguesias costeiras (todas as freguesias que tem limites na costa) e das freguesias APU (INE, 2014).

Esta variável apresenta-se em números totais por freguesia assumindo mínimos de 0.0 e máximos de 220 (nº de camas / km²).

Como fonte para a extração de dados de turismo foi utilizado a aplicação do turismo de Portugal RNET (Registo Nacional de Turismo, 2014). Nesta aplicação estão incluídos todos os empreendimentos turísticos existentes em Portugal, que estão registados e licenciados pelo Turismo de Portugal (TDP), nomeadamente aldeamentos turísticos, empreendimentos de turismo em espaço rural, como hotéis rurais, estabelecimentos hospedeiros, entre outros. Desta pesquisa resultou então um ficheiro no formato CVS que inclui a capacidade total bem como as coordenadas de todos os empreendimentos turísticos em Portugal. Relativamente aos dados sobre os limites das freguesias (*shapefile*) e as suas áreas territoriais, estes foram retirado da CAOP09 (IGEO, 2014). No caso desta tese, melhor do que usar a capacidade de alojamento (número de camas) seria utilizar os totais de ocupação anual. Só não o fizemos, por não ter esses dados disponíveis. Assim, utilizamos a capacidade de alojamento, para medir o serviço (a partir do benefício).

(Continuação do Tabela 2.2.2)

Tabela 2.2.3 - Modelo da base de dados 1 (3º de 5)

| Qualidade da Água | | | | |
|----------------------------------|-------------------------------|--------------------|---------------------------------------|---|
| | Precipitação Média | PAB | Intensidade Agrícola | Concentração de poluentes na água |
| Unidades de medida | mm | EUR | EUR /km ² | EUR / 1000 m ³ |
| Fórmula de Cálculo | Processado em QGIS | - | =Produção Agrícola Bruta / Área Total | =Intensidade Agrícola / Precipitação Média |
| Intervalos dos resultados | ≥ 50 e ≤ 2800 | ≥ 0 e ≤ 43 443 326 | ≥ 0 e ≤ 1 914 199 | ≥ 0 e ≤ 5 445 |
| Fonte de dados | Atlas do Ambiente (APA, 2014) | RA09 (INE, 2014) | | RA09 (INE, 2014); Atlas do Ambiente (APA, 2014) |

PAB: Produção Agrícola Bruta; RA: Recenseamento Agrícola

Para o cálculo do indicador para a Qualidade da Água (ver Tabela 2.2.3), procedemos às seguintes adaptações de variáveis:

1. Procedeu-se à divisão do PAB pela área territorial da freguesia. Como denominador, optou-se pela área territorial total da freguesia, em vez da SAU, visto que um mesmo PAB por km² de SAU pode ter um efeito poluente da água maior se a SAU ocupar uma maior extensão da superfície territorial da freguesia. Havendo uma maior parte da superfície territorial da freguesia não cultivada, a precipitação que ocorre nessa zona ajuda a diluir mais o excesso de *inputs* existente na SAU.
2. Precipitação média por freguesia foi determinada a partir da representação cartográfica da precipitação em SIG (QGIS 2.2 - Valmiera, 2014). Os dados da precipitação foram submetidos à conversão de formato vetor para *raster* e aplicou-se a função “Estatística Zonal” cruzando-os com a camada cartográfica das freguesias, captando deste modo a média da precipitação para cada freguesia.

O indicador Qualidade da Água apresenta relação EUR/1000m³, assumindo mínimos de 0 e máximos de 5 445.

Os dados PAB (EUR) por freguesia têm como fonte o RA2009 (INE, 2014). Os dados relativos às freguesias e suas áreas territoriais foram retirados do CAOP09 (IGEO, 2014). E os dados da precipitação têm origem na carta da precipitação-quantidade total (APA, 2014)

(Continuação Tabela 2.2.3)

Tabela 2.2.4 - Modelo da base de dados 1 (4º de 5)

| Biodiversidade | | | | | | | | | |
|---------------------------|------------------|------------|------------------|------------------|------------------------------|-------------------|-----------------------------------|---------------------|--|
| S A U | | Bovinos | Ovinos | Caprinos | Cabeças Normais (Pasto) | | Intensidade de pastoreio | | |
| Unidades de medida | ha | km2 | nº de cabeças | nº de cabeças | nº de cabeças | nº de cabeças | | nº de cabeças / km2 | |
| Fórmula de Cálculo | - | - | - | - | =Bovinos + Ovinos + Caprinos | | = Cabeças Normais (Pasto) / S A U | | |
| Intervalos dos resultados | ≥ 0 e ≤36 114 | ≥ 0 e ≤361 | ≥ 0,0 e ≤8 914,6 | ≥ 0,0 e ≤2 387,6 | ≥ 0,0 e ≤277,5 | ≥ 0,0 e ≤ 9 363,1 | | ≥ 0,0 e ≤ 847,0 | |
| Fonte de dados | RA09 (INE, 2014) | | | | | | | | |

S A U: Superfície Agrícola Utilizada; RA: Recenseamento Agrícola

Para o cálculo do indicador, Intensidade de pastoreio (ver Tabela 2.2.4), procedemos às seguintes adaptações de variáveis:

1. O total de cabeças normais em pastoreio foi obtido somando os números de cabeças normais²³ de bovinos, caprinos e ovinos (Σ Cabeças Normais_Bovinos_Caprinos_Ovinos).
2. O total de cabeças normais de pastoreio na freguesia foi então dividido pela área de SAU da mesma (Σ Cabeças Normais_Bovinos_Caprinos_Ovinos / área SAU km²)

Os dados necessários para a execução deste indicador foram a contagem de cabeças normais de bovinos, de caprinos e de ovinos, a sua transformação em cabeças normais (usando os coeficientes utilizados pelo INE) e a área de SAU por freguesia. Estes dados encontram-se no RA09 (INE, 2014). O indicador apresenta resultados entre o 0,0 os 847,0 (CN/km²).

(Continuação do Tabela 2.2.4)

Tabela 2.2.5 - Modelo da base de dados 1 (5º de 5)

| Risco de Incêndio Florestal | |
|-----------------------------|--|
| | Média das classes de Risco de Incêndio Florestal |
| Unidades de medida | Média das classes |
| Fórmula de Cálculo | Média ponderada |
| Intervalos dos resultados | $\geq 0,0$ e $\leq 5,0$ |
| Fonte de dados | CRIF2011 (IGEO, 2014) |

CRIF: Carta de Risco de Incêndio Florestal;

A CRIF2011 (IGEO, 2014), utilizada como base na construção do indicador Médias das classes de Risco de Incêndio Florestal (ver Tabela 2.2.5), apresenta os resultados em classes qualitativas das zonas, nomeadamente as classes 1-Baixo, 2- Baixo Moderado, 3- Moderado, 4- Elevado, 5- Muito Elevado, 6- Urbano e 7- Hidrografia. Classes estas que foram determinadas segundo a fatores de coberto vegetal (p.e. assumindo maior risco de incendio em zonas com coberto arbóreo e arbustivo contínuo) O indicador que construímos é portanto, a média das classes de CRIF2011 presentes numa freguesia. Para o cálculo das médias não consideramos a classe 6 e 7, para evitar associar, de forma errada, a áreas urbanas e hidrográficas os níveis mais elevados de risco de incêndio (6 e 7). Estas médias apresentam resultados que variam entre 0,0 e 5,0.

Para o cálculo do indicador de Risco de Incêndio Florestal, procedemos às seguintes adaptações de variáveis:

1. No sentido de obtermos a média de risco de incêndio associado a cada freguesia, submetemos o *shpfile* da CRIF2011 á conversão do formato vetor para *raster* (QGIS

²³ Cabeça Normal é a unidade padrão de equivalência usada para comparar e agregar números de animais de diferentes espécies ou categorias, tendo em consideração a espécie animal, a idade, o peso vivo e a vocação produtiva.

2.2 - Valmiera, 2014) para nos possibilitar, através da função “Estatística Zonal” cruzar com a camada cartográfica das freguesias da CAOP09 e captar-se assim o valor médio do CRIF para cada freguesia. Deste ficheiro CRIF20011, já se tinham excluído as classes 6-Urbano e 7-Hidrografia.

A fonte de onde recolhemos a CRIF2011 foi em IGEO (2014).

2.3.1.2. BASE DE DADOS 2

Visto muitos dos indicadores que utilizamos na base de dados 2 serem idênticos aos indicadores da base de dados 1, a descrição metodológica que acompanha os Tabelas modelo da base de dados 2, concentra-se mais nas diferenças metodológicas entre ambas as bases de dados.

Tabela 2.3.1 - Modelo da base de dados 2 (1º de 6)

| Identificação dos Sítios | | | |
|----------------------------------|---------------------------------|------------------------------------|-----------------|
| | Sítio (códigos) | Área Total | |
| Unidades de medida | Sítio (ZPE/SICs) | ha | km ² |
| Fórmula de Cálculo | Processado no QGIS | = Σ área Total das freg. do sítios | |
| Intervalos dos resultados | - | - | - |
| Fonte de dados | Lista de SIC e ZPE (ICNF, 2014) | CAOP09 (IGEO, 2014) | |

ZPE: Zona de Proteção Especial; SIC: Sítio de Importância Comunitária; ICNF: Instituto de Conservação da Natureza e Floresta; CAOP: Carta Administrativa Oficial de Portugal

Ao trabalharmos os sítios da RN, optámos por apresentar Sítios de Importância Comunitária (SIC) e Zonas de Proteção Especial (ZPE), em simultâneo, o que nos conduziu a fundir SICs e ZPEs. O primeiro critério utilizado para efetuar esta fusão, foi o de juntar os SICs e as ZPEs que partilham parcial ou totalmente o seu território. O segundo critério aplicado foi o da semelhança de sistemas agrícolas e florestais e das problemáticas de gestão. Assim, obtivemos uma lista de sítios onde se podem encontrar uma de três possibilidades: a) área classificada onde só existe um ou mais SICs; b) área classificada onde só existe um ou mais ZPEs; ou c) área classificada onde existem SICs e ZPEs, que partilham território total ou parcialmente e que têm semelhanças em termos de sistemas agrícolas e florestais e das problemáticas de gestão. Em Anexo II, podemos ver o Tabela 1: Lista de sítios (ZPEs e SICs).

Ao todo trabalhámos com 38 ZPEs e 59 SIC. De notar que ficaram excluídas do estudo a ZPE e SIC das ilhas das Berlengas e a ZPE do Ilhéu Leixão da Gaivota, por restrições de

dados, uma vez que o CAOP09 não tem nenhuma freguesia associada a estas áreas classificadas. Estas são ZPEs e SICs de dimensão muito reduzida, que num estudo como este, feito à escala do nacional, ao serem excluídos não representam grande risco de erro nos resultados que se irá obter. Além disso são sítios marinhos ou costeiros para os quais a gestão agrícola e florestal não é particularmente significativa. Após as referidas fusões, a lista final de sítios da RN que se obteve conta com 69 sítios, para os quais foi construída a base de dados 2 com os indicadores de SE.

(Continuação do Tabela 2.3.1)

Tabela 2.3.2 - Modelo da base de dados 2 (2º de 6)

| | Turismo | | | Biodiversidade | |
|----------------------------------|--|--|---|--|---|
| | Capacidade total de Turismo | | Turismo de Natureza | | Pressão Turística |
| Unidades de medida | nº absoluto de camas | nº de camas / km ² | nº absoluto de camas | nº de camas / km ² (excluindo freg. Costeiras e/ou APU) | nº de camas / km ² |
| Fórmula de Cálculo | = \sum (nº absoluto de camas das freg. do sítio) | = nº absoluto de camas do sítio / Área total | = \sum (nº absoluto de camas das freg. do sítio) (excluindo freg. Costeiras e/ou APU) | = (nº absoluto de camas do sítio (excluindo freg. Costeiras e/ou APU)) / Área total | = (\sum (nº de camas/km ² _Turismo Total)) - (\sum (nº de camas/km ² _Turismo de Natureza)) |
| Intervalos dos resultados | ≥ 0; ≤ 16 736; | ≥ 0; ≤ 39,6; | ≥ 0; ≤ 5 226; | ≥ 0; ≤ 39,6; | ≥ 0; ≤ 36; |
| Fonte de dados | TDP (RNET, 2014) | TDP (RNET, 2014); CAOP09 (IGEO, 2014) | TDP (RNET, 2014); TIPAU09 (INE, 2014) | TDP (RNET, 2014); TIPAU09 (INE, 2014) | TDP (RNET, 2014) |

APU: Áreas predominantemente urbanas; CAOP: Carta Administrativa Oficial de Portugal; TIPAU: TIPAU: Tipologia de Área Urbanas; APU: Áreas predominantemente urbanas; TDP: Turismo de Portugal;

O indicador Turismo de Natureza é muito semelhante para as duas bases de dados. Na base de dados 2, apenas têm em consideração o facto de estar a ser calculado para uma um sítios, composto por uma ou várias freguesias em vez de ser para apenas uma freguesia isolada (como na base de dados 1). Deste modo o cálculo do indicador é feito pela divisão entre o total da capacidade de alojamento turístico das freguesias do sítio e a área total das freguesias do sítio (ver Tabela 2.3.2).

Para o cálculo deste indicador procedemos às seguintes adaptações de variáveis:

1. Para obtermos a variável total de Turismo de Natureza das freguesias do sítio, recorremos a sobreposição cartográfica em SIG, da *shapefile* de Turismo de Natureza das freguesias (desenvolvido a partir da base de dados 1) e a *shapefile* dos sítios da

RN. Convém lembrar que a *shapefile* de Turismo de Natureza das freguesias (base de dados 1) foi criada excluindo as freguesias costeiras (associadas a turismo de praia) e as freguesias urbana (associadas a tipos de turismo diferentes do turismo de natureza).

2. Para eliminar a subjetividade de sítios maiores poderem eventualmente apresentar maior capacidade e sítios menores apresentarem menor capacidade, calculou-se a capacidade relativa, ou seja, a soma da capacidade de alojamento de turismo de natureza das freguesias dos sítios foi dividida pela soma da área total das freguesias dos sítios.

Apresenta-se em números totais por sítio e assume mínimos de 0,0 e máximos de 39,6 (nº de camas / km²).

As fontes de origem dos dados são as mesmas utilizadas na base de dados 1. A aplicação os dados de estabelecimentos turísticos de TDP (RNET, 2014) a CAOP09 (IGEO, 2014) e a lista de sítios da RN (ICNF, 2014).

O indicador Pressão Turística é calculado a partir do nº de camas/ km² de turismo costeiro e urbano. Quando maior é o seu valor menor será a biodiversidade da zona.

Para o cálculo do indicador, Pressão Turística (ver Tabela 2.3.2), procedemos às seguintes adaptações de variáveis:

1. Partimos dos pontos 1. e 2. descritos na construção do indicador Turismo de Natureza, na base de dados 1.
2. A seguinte questão colocada na construção deste indicador, foi como indicar o tipo de turismo de massas, sabendo que este está associado ao turismo de praia (costeiro) e turismo a centro urbanos (Áreas Predominantemente Urbanas (APU)). Nesse sentido, calculou-se o indicador utilizando apenas a capacidade de alojamento turístico situados em freguesias classificadas como costeiras (todas as freguesias que tem limites na costa) e/ou APU (segundo a Tipologia de Área Urbanas (TIPAU) (INE, 2014)).
3. Por fim, dividiu-se a capacidade total de alojamento turístico das freguesias do sítio (todas as que são costeiras ou predominantemente urbanas) pela área total das freguesias do sítio.

Para esta variável podemos encontrar sítios com valores entre os 0 e os 36 (nº de camas 7 km²).

As fontes de onde os dados têm origem são as mesmas, descritas na base de dados 1.

(Continuação do Tabela 2.3.2)

Tabela 2.3.3 - Modelo da base de dados 2 (3º de 6)

| Qualidade de Água; Biodiversidade; | | | | | |
|------------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|--|--|
| | S A U | Extensão Agrícola | PAB | Intensidade Agrícola | Precipitação |
| Unidades de medida | ha | ha/ha | EUR | EUR/ha | mm |
| Fórmula de Cálculo | = \sum (S A U das freg. do sítio) | = S A U / Área Total | = \sum (PAB das freg. do sítio) | = PAB / S A U | Média Ponderada |
| Intervalos dos resultados | ≥ 75 e ≤ 160 278 | ≥ 0,01 e ≤1,01 | ≥ 441 456 e ≤104 402 394 | ≥ 230 e ≤ 10 386 | ≥ 462 e ≤ 2 219 |
| Fonte de dados | RA09 (INE, 2014) | RA09 (INE, 2014); CAOP09 (IGEO, 2014) | RA09 (INE, 2014) | RA09 (INE, 2014); CAOP09; (IGEO, 2014) | Atlas do Ambiente (APA, 2014); CAOP09 (IGEO, 2014) |

S A U: Superfície Agrícola Utilizada; PAB: Produção Agrícola Bruta; RA: Recenseamento Agrícola

Estas 2 variáveis, Extensão Agrícola, Intensidade Agrícola são utilizadas como indicadores de biodiversidade. A Extensão Agrícola, analisada em conjunto com a Intensidade Agrícola, indica que quando mais extensa e menos intensa é a agricultura, maior são os níveis de biodiversidade.

Ao combinarmos a leitura destas variáveis com a variável Precipitação, conseguimos estimar os níveis de poluentes, com origem agrícola introduzidos na água. Assim, a leitura conjunta é utilizada como um indicador dos níveis de qualidade da água.

A Extensão Agrícola é calculada ao dividirmos total de SAU das freguesias de um sítio pela área total das freguesias do mesmo. Apresenta valores entre os 0,01 (ha/ha) e os 1,01 (ha/ha).

A Intensidade Agrícola é calculada ao dividirmos o total do PAB das freguesias de cada sítio pelo total de SAU das freguesias desse sítio. Apresenta valores entre os 230 (EUR/ha) e os 10 386 (EUR/ha).

A Precipitação é calculada a partir da média ponderada para cada sítio e apresenta valores entre os 462 (mm) e os 2 219 (mm).

As fontes utilizadas para a recolha de dados são as mesmas mencionadas na base de dados 1.

(Continuação do Tabela 2.3.3)

Tabela 2.3.4 - Modelo da base de dados 2 (4º de 6)

| Biodiversidade | | | | | | |
|----------------------------------|---------------------------------------|---|--|--|------------------------------------|---------------------------------|
| | S A U | Bovinos | Ovinos | Caprinos | CN (Pasto) | Intensidade de pastoreio |
| Unidades de medida | km ² | nº de cabeças | nº de cabeças | nº de cabeças | nº de cabeças | nº de cabeças / km ² |
| Fórmula de Cálculo | = Σ (S A U das freg. do sítio) | = Σ (bovinos das freg. do sítio) | = Σ (Ovinos das freg. do sítio) | = Σ (Caprinos das freg. do sítio) | = Σ (CN das freg. do sítio) | = Cabeças Normais (Pasto)/SAU |
| Intervalos dos resultados | ≥ 75 e ≤ 160 278 | ≥ 0 e ≤ 29 305,5 | ≥ 0,8 e ≤ 11 334,1 | ≥ 0,2; e ≤ 1 658,5 | ≥ 12,9 e ≤ 36 326,7 | ≥ 0,5 e ≤ 351,5 |
| Fonte de dados | RA09 (INE, 2014) | | | | | |

CN: Cabeças Normais; RA: Recenseamento Agrícola; S A U: Superfície Agrícola Utilizada;

Para o cálculo do indicador, Intensidade de Pastoreio (ver Tabela 2.3.4):

1. Foi divididas a soma de cabeças normais de pasto das freguesias contidas nos sítios, pela área de SAU das freguesias contidas nos sítios. O total de cabeças normais de pasto é o resultado da soma do número de cabeças normais de bovino, caprinos e ovinos. (Σ Cabeças Normais, Bovinos, Caprinos e Ovinos das freguesias do sítio / Área SAU das freguesias do sítio).

Esta variável assume valorem entre 0,5 e 351,5. As fontes de onde os dados têm origem já estão descritos na base de dados 1.

(Continuação do Tabela 2.3.4)
Tabela 2.3.5 - Modelo da base de dados 2 (5º de 6)

| Biodiversidade | | | | | |
|----------------------------------|--|--|--|--|---|
| | Habitats | Flora | Fauna | Aves | Classificação Biodiv. |
| Unidades de medida | Classificação normalizada | Classificação normalizada | Classificação normalizada | Classificação normalizada | Classificação normalizada |
| Fórmula de Cálculo | $=(\text{n}^\circ \text{ de Habitats} - \text{média total dos sítios}) / \text{desvio padrão}$ | $=(\text{n}^\circ \text{ de espécies} - \text{média total dos sítios}) / \text{desvio padrão}$ | $=(\text{n}^\circ \text{ de espécies} - \text{média total dos sítios}) / \text{desvio padrão}$ | $=(\text{n}^\circ \text{ de espécies} - \text{média total dos sítios}) / \text{desvio padrão}$ | escolha da variável com classificação mais elevada; normalização da escala; |
| Intervalos dos resultados | $\geq -1,875$ e $\leq 3,243$; Blanks (=0) | $\geq -0,868$ e $\leq 4,863$; Blanks (=0) | $\geq -1,485$ e $\leq 2,514$; Blanks (=0) | $\geq -1,748$ e $\leq 2,677$; Blanks (=0) | $\geq -1,63$ e $\leq 4,03$; |
| Fonte de dados | Lista de sítios e respetivas espécies (ICNF, 2014) | | | | |

A biodiversidade (ver Tabela 2.3.5) combina quatro variáveis, nomeadamente o número de espécies de aves (no caso das ZPE), o número de tipos de habitats, o número de outras espécies de fauna e de espécies de flora (no caso dos SIC) que são protegidos em cada um dos sítios. Obteve-se assim, um indicador que de uma forma aproximada determine a importância do sítio para a conservação da biodiversidade na RN.

Para o cálculo deste indicador procedemos às seguintes adaptações de variáveis:

1. No sentido de podermos trabalhar estas quatro variáveis recolhidas em conjunto, optámos por normalizar cada uma delas com base na média e no desvio padrão.
2. Depois de calculada está escala normalizada, que torna possível a comparação entre as variáveis, procedemos ao exercício de análise. Este pretendia identificar qual das variáveis apresenta o maior valor para cada sítio, podendo assim perceber para cada sítio qual o tipo de valores naturais em que apresenta maior riqueza, ou seja em que aspeto se encontra o maior contributo, do sítio, para a conservação (aves, fauna, flora ou habitats).
3. Depois de escolhidos as variáveis com os valores mais elevados, voltámos a normalizar o resultado da escolha para uma escala normalizada final, de forma a utilizarmos como indicador de riqueza dos sítios para a conservação da biodiversidade na RN.

Assume valores mínimos de -1,63 e máximos de 4,03.

Como fonte de dados, das quatro variáveis para os sítios da RN (SICs&ZPEs) recorreremos a ICNF, 2014.

(Continuação do Tabela 2.3.5)

Tabela 2.3.6 - Modelo da base de dados 2 (6º de 6)

| Risco de Incêndio Florestal | |
|--|--|
| Média de classes de Risco de Incêndio Florestal | |
| Unidades de medida | Média de classes |
| Fórmula de Cálculo | Média Ponderada |
| Intervalos dos resultados | $\geq 1,7$ e $\leq 4,8$; |
| Fonte de dados | CRIF2011 (IGEO, 2014); CAOP09 (IGEO, 2014) |

CRIF: Carta de Risco de Incêndio Florestal; CAOP:Carta Administrativa Oficial de Portugal;

O indicador de Risco de Incêndio Florestal é desenvolvido de forma idêntica para ambas as bases de dados. Na base de dados 2, apenas se tem em atenção que cada sítio é constituído por uma ou mais freguesia, em vez de apenas uma freguesia isolada (como na base de dados 1).

Para o cálculo deste indicador procedemos às seguintes adaptações de variáveis:

1. Para obtermos a variável média ponderada das classes de CRIF2011 das freguesias presentes nos sítios, utilizámos como ponto de partida os resultados do indicador Resistência a incêndios da base de dados 1, e calculamos as médias ponderadas para cada sítio.

Assume valores para os sítios deste 1,7 até 4,8.

As fontes de onde os dados têm origem já estão descritas junto da base de dados 1.

2.4. METODOLOGIA DA ANÁLISE

A base de dados 1 foi desenvolvida no sentido de obtermos valores que nos indiquem os níveis de provisão dos SE estudados, para todas as freguesias de Portugal Continental, permitindo-nos comparar, esses níveis de provisão de SE, entre as freguesias dentro e fora da RN.

Paralelamente ao cálculo dos indicadores nas bases de dados 1, procedemos também ao mapeamento dos resultados dos indicadores em SIG. As figuras que resultaram do mapeamento dos indicadores foram utilizados como complemento à análise. Deste modo, em termos de análise, combinamos uma vertente descritiva da cartografia resultante dos indicadores, com os resultados dos testes estatísticos de diferença de medianas dentro e fora da RN. Em termos estatísticos, a hipótese nula a ser rejeitada pelo teste era a de as medianas da provisão de SE nas freguesias dentro e fora da RN serem iguais. Optámos por utilizar o teste estatístico de diferença de medianas, Wilcoxon-Mann-Whitney, devido aos resultados dos testes de normalidade da distribuição, nomeadamente o Teste Kolmogorov e o teste Shapiro-Wilk, terem permitido rejeitar a hipótese de distribuição normal.

Para percebermos mais a fundo os níveis de provisão dos SE nas diferentes regiões do país, fizemos a mesma análise de diferença de médias, fora e dentro da RN, para as regiões Norte, Centro, Lisboa, Alentejo e Algarve separadamente. Todo o procedimento estatístico nesta fase foi idêntico ao anterior (aplicado ao país todo), mas agora considerando apenas os dados de cada região em separado.

Fizemos também, outros cálculos que nos ajudaram a complementar a análise às figuras de mapeamento dos indicadores:

1. No caso da qualidade da água, uma vez que o comportamento do indicador é explicado, por lado, pelos níveis de precipitação (contextualização) e, por outro lado, pelos níveis de *inputs* agrícolas (indicado aproximadamente pela Produção Agrícola, em euros), calculámos: As percentagens de precipitação que ocorre dentro e fora da RN, tanto para cada região do país (Norte, Centro, Lisboa, Alentejo e Algarve) como para Portugal Continental na sua totalidade. O mesmo foi feito para a intensidade agrícola. Este cálculo permite-nos perceber qual percentagem de água que a RN tem (ou pode ter), um papel decisivo na sua qualidade. Ou seja, que importância a RN tem na gestão da qualidade de água. Os resultados destes cálculos foram apresentados em Tabelas no capítulo dos resultados (ver Tabelas 4.4 e 4.5).
2. Pretendendo também ter mais conhecimento sobre qual importância que a parcela de turismo de natureza assume no total do turismo desenvolvido em Portugal Continental, calculámos e percentagem de turismo que corresponde a turismo de natureza para cada região e também para Portugal Continental no seu todo. Os resultados a este cálculo estão num Tabela exposto no capítulo dos resultados. (Ver Tabela 3.2)

A partir da base de dados 2, desenvolvida no sentido de obtermos valores que nos indiquem os níveis dos SE estudados, para cada um dos sítios em Portugal Continental:

1. Procedeu-se à construção de uma tipologia de sítios da RN de acordo com o seu perfil de provisão de SE, utilizando técnicas de análise classificatória hierárquica aglomeradora (Johnson e Wichern, 1998). O objetivo destas análises é encontrar grupos de observações (SICs e ZPEs) o mais homogêneos possível no sentido de os aglomerar por semelhanças de níveis de provisão de SE.
2. Por fim, foi verificada a correspondência entre tipos de sítios de acordo com a provisão de SE e tipo de sítios de acordo com os Valores Naturais (Santos, 2006). Ao se proceder a este cruzamento, pretendia-se verificar se ambas as tipologias agrupam os sítios da RN do mesmo modo e se, portanto os SE e VN estão significativamente relacionados. Para tal procedeu-se ao teste de Chi-quadrado e a análise fatorial de correspondências simples (SPSS 22.0. Armonk). A partir dessa análise torna-se mais

claro perceber se a implementação de medidas de gestão para a valorização dos SE, tem ou não impacto nos valores naturais, e identificar quais os valores naturais que são influenciados pelas estratégias de gestão de cada tipo de sítio de acordo com a provisão de SE.

CAPÍTULO 3

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados são apresentados e discutidos em duas secções. Na primeira secção, apresentam-se e discutem-se os resultados relativos aos níveis de provisão de cada um dos SE dentro e fora da RN. Nesta secção, os resultados são, portanto, apresentados e discutidos por serviço, analisando-se (1) o mapeamento dos níveis de provisão do SE e (2) os resultados dos testes estatísticos relativos à diferença entre os níveis de provisão do SE dentro e fora da RN. Ainda nesta primeira secção, discutem-se possíveis medidas de gestão e os seus possíveis impactos, positivos ou negativos, no nível de provisão dos diversos SE.

Na segunda secção deste capítulo, apresenta-se e discute-se a tipologia de sítios da RN que resultou da análise classificatória utilizada neste trabalho para agrupar os sítios segundo o respetivo padrão de provisão de diversos SE. Na exposição desta tipologia, inclui-se (1) a apresentação da análise classificatória, (2) a caracterização de cada tipo segundo os respetivos níveis médios de provisão dos diversos SE, e (3) a listagem e mapeamento dos sítios da RN incluídos em cada tipo. Nesta segunda secção inclui-se ainda a discussão da associação entre a tipologia aqui desenvolvida, ou seja uma tipologia de sítios com base nos respetivos níveis de provisão de SE, e uma tipologia dos mesmos sítios construída por Santos (2006) com base nos respetivos valores naturais (espécies e habitats naturais a conservar).

3.1. NÍVEIS DE PROVISÃO DE SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS DENTRO E FORA DA REDE NATURA 2000

3.1.1. SERVIÇO: RECREIO E LAZER

O estudo e análise do serviço Recreio e Lazer foi realizado com base nos resultados obtidos para o indicador Turismo de Natureza. Relembre-se que a capacidade de alojamento deste tipo de turismo foi aqui estimada como o número de camas em todas as freguesias não urbanas nem costeiras. O termo turismo de natureza é aqui usado num sentido muito lato. Esta variável indica aproximadamente o nível de aproveitamento (melhor dizendo, capacidade de alojamento hoteleiro para esse aproveitamento) da paisagem rural para efeito de recreio/lazer. Este indicador é assim utilizado como uma variável *proxy* dos benefícios de recreio e lazer associados ao SE paisagem.

A Figura 3.1. mostra os níveis de capacidade de alojamento turístico neste tipo de freguesias onde supostamente ocorre turismo de natureza num sentido muito lato. São

visíveis a rosa escuro as freguesias com maior capacidade de alojamento por km² e a azul-acinzentado as freguesias com menor capacidade de alojamento por km². A amarelo encontram-se as freguesias para as quais não existem registos de qualquer tipo de empreendimentos turísticos²⁴.

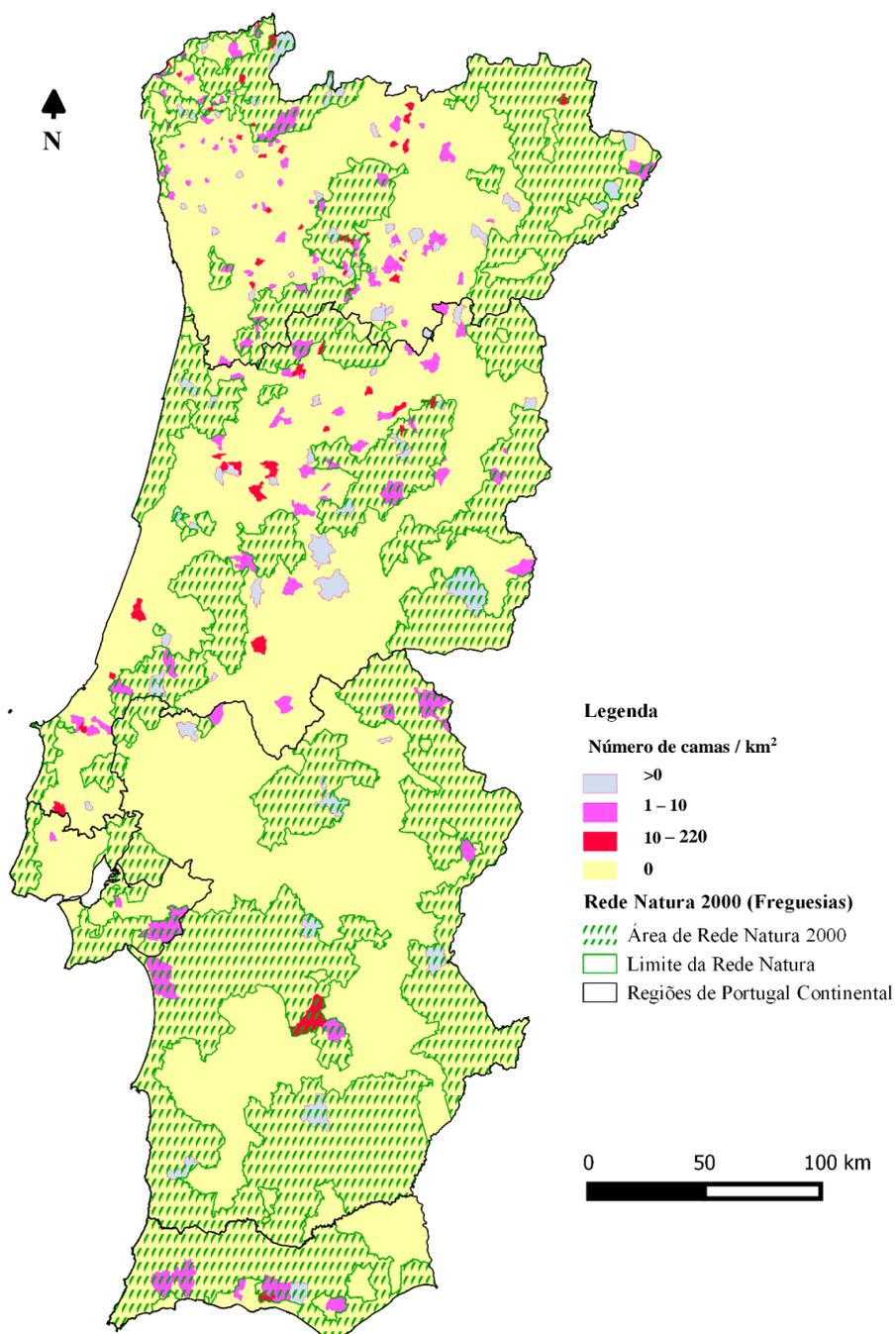


Figura 3.1.: Mapeamento do indicador de Turismo de Natureza dentro e fora da Rede Natura 2000

²⁴ Para mais informação consulte a metodologia (capítulo 2)

Na Figura 3.1. observamos que grande parte das freguesias onde ocorre Turismo de Natureza tem níveis de capacidade de alojamento que se encontram na segunda classe (roxo), ou seja: 1 – 10 camas por km².

Analisando a figura, a nível nacional, é difícil concluir diretamente se a capacidade de Turismo de Natureza é mais frequente dentro ou fora da RN. Uma análise a nível regional permite, contudo, retirar algumas conclusões. Nas regiões Algarve e Alentejo, a maior parte da capacidade de Turismo de Natureza ocorre claramente dentro dos limites da RN.

Para a região Lisboa, o indicador não mostra grande ocorrência de Turismo de Natureza, quer dentro quer fora da RN.

O Turismo de Natureza mostra-se mais desenvolvido nas regiões Norte e Centro, onde se observa um maior número de freguesias de cor rosa escuro, ou seja com 10 – 220 camas por km². Nestas regiões, a distribuição de freguesias com capacidade de alojamento de Turismo de Natureza não se restringe apenas às áreas de RN, embora seja visível que muitas freguesias dentro da RN têm capacidade de turismo de Natureza. Em particular, na região Norte, observam-se 3 núcleos de freguesias com Turismo de Natureza aparentemente não relacionados com a RN: um no baixo Minho e Douro Litoral, outro centrado no vale de Chaves e um terceiro associado ao Douro Vinhateiro. Dois outros núcleos de freguesias com Turismo de Natureza estão claramente integrados na RN ou na sua periferia: um no Alto Minho e Peneda-Gerês e outro claramente associado aos sítios incluídos nos maciços montanhosos do Alvão/Marão e do Montemuro. Na região Centro, apesar de não haver uma significativa inclusão de núcleos de freguesias com Turismo de Natureza na RN, existem muitos núcleos de freguesias com capacidade de alojamento de Turismo de Natureza na periferia dos sítios dos maciços montanhosos da Serra da Estrela/Cordilheira Central, Caramulo, Arada/S. Pedro do Sul, Serras de Aires e Candeeiros, e Sicó. Muita desta capacidade de alojamento, apesar de situada fora dos limites dos sítios da RN, está provavelmente associada a atividades de recreio e lazer (turismo de neve, caminhadas e circuitos automóveis) que têm lugar nesses mesmos sítios.

No Tabela 3.1 são apresentados os resultados relativos às diferenças de médias do indicador Turismo de Natureza dentro e fora da RN, incluindo o teste Wilcoxon-Mann-Whitney. Esta diferença de médias entre freguesias dentro e fora da RN é analisada para Portugal Continental assim como para cada região do país (Norte, Centro, Lisboa, Alentejo e Algarve) individualmente. Conforme referido no capítulo metodológico, devido aos dados não apresentarem uma distribuição normal, foi utilizado o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney para a diferença de medianas. O teste Wilcoxon-Mann-Whitney mostra existirem diferenças significativas mesmo quando ambas as medianas, dentro e fora da RN, apresentam valor

0.0. Assim, optou-se por analisar também a diferença entre médias em termos percentuais (relativamente à média fora da RN), que é, além disso, mais fácil de interpretar.

Esta análise da diferença entre médias de capacidade de alojamento de Turismo de Natureza dentro e fora da RN foi utilizada para complementar e validar a análise anteriormente discutida do mapeamento do serviço (Figura 3.1.).

Tabela 3.1: Resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney para comparar níveis de turismo de natureza dentro e fora da Rede Natura 2000

| Variável | Região | n | | Mediana | | Média | | Teste Wilcoxon-Mann-Whitney | Diferenças de média (%) |
|---------------------|----------|---------|-----------|---------|-----------|---------|-----------|-----------------------------|-------------------------|
| | | RN Fora | RN Dentro | RN Fora | RN Dentro | RN Fora | RN Dentro | | |
| Turismo de Natureza | Portugal | 2156 | 919 | ,00 | ,00 | ,68 | ,91 | ,000 *** | +34% |
| | Norte | 1110 | 437 | ,00 | ,00 | ,69 | ,95 | ,019 * | +37% |
| | Centro | 810 | 324 | ,00 | ,00 | ,81 | ,33 | ,596 | -59% |
| | Lisboa | 25 | 4 | ,00 | 1,11 | ,35 | 1,47 | ,035 * | +318% |
| | Alentejo | 196 | 133 | ,00 | ,00 | ,09 | ,56 | ,007 ** | +486% |
| | Algarve | 15 | 21 | ,00 | ,00 | ,41 | 11,14 | ,361 | +2596% |

* $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$

RN – Rede Natura 2000

No Tabela 3.1, os valores de p para os quais as diferenças entre as freguesias dentro e fora da RN podem ser consideradas estatisticamente significativas estão assinalados a negrito. Os asteriscos utilizados indicam o nível de significância para o qual a hipótese nula de igualdade de médias dentro e fora da RN é rejeitada.

A análise Wilcoxon-Mann-Whitney detetou diferenças significativas de turismo de natureza dentro e fora da RN para Portugal Continental. Numa análise a nível regional, detetaram-se também diferenças significativas para as regiões Norte, Lisboa e Alentejo. Em todos estes casos, a capacidade de alojamento dentro da RN é significativamente superior à capacidade de alojamento fora. As regiões do Centro e do Algarve não apresentam diferenças significativas entre os níveis de turismo de natureza dentro e fora da RN.

Em Portugal Continental, as freguesias dentro da RN apresentam uma capacidade média de alojamento de Turismo de Natureza 34% superior à das freguesias fora da RN (diferença que é estatisticamente significativa). O mesmo padrão repete-se nas regiões Norte, Lisboa e Alentejo, onde as diferenças de médias registadas foram superiores em 37%, 318% e 486%, respetivamente, nas freguesias dentro da RN (todas estatisticamente significativas). Embora as diferenças não sejam estatisticamente significativas, no caso da região Centro, a capacidade de alojamento de turismo de natureza é superior fora da RN (59%) e, no caso da região do Algarve, a mesma é superior dentro da RN (2596%). A região Centro é portanto a única região que apresenta maior capacidade de alojamento de turismo de

natureza nas freguesias fora da RN, um facto que, como referimos na análise do mapa da capacidade de alojamento, não indica necessariamente que essa capacidade de alojamento fora da RN, mas na sua vizinhança, não esteja em grande medida associada a atividades de recreio ao ar livre dentro da RN. Todas as restantes regiões mostram existir maior capacidade de alojamento em turismo de natureza nas freguesias dentro da RN.

As médias mais elevadas para este indicador dentro da RN foram as da região do Algarve (11,14), seguida de Lisboa (1,47), e, em terceiro lugar, da região Norte (0,95). As médias mais baixas que se registaram foram no Alentejo fora da RN (0,09), no Centro dentro da RN (0,33) e em Lisboa fora da RN (0,35). Convém lembrar que os resultados deste indicador não mostram realmente os níveis do SE para recreio/lazer de uma região, mas sim, os níveis de aproveitamento desse mesmo serviço em termos de capacidade hoteleira (cujos níveis de ocupação não se encontram, além disso, disponíveis).

O Tabela 3.2 apresenta a percentagem de turismo que corresponde a turismo de natureza para cada região e também para Portugal Continental.

Tabela 3.2: Fração do turismo de natureza no conjunto da capacidade de alojamento turística

| Regiões | Total Capacidade de Turismo | Total Capacidade de Turismo de Natureza | %Turismo de Natureza |
|----------------------|-----------------------------|---|----------------------|
| Alentejo | 3988 | 93 | 2,32% |
| Algarve | 4983 | 240 | 4,82% |
| Centro | 5387 | 767 | 14,24% |
| Lisboa | 57091 | 15 | 0,03% |
| Norte | 15110 | 1180 | 7,81% |
| Portugal Continental | 86560 | 2295 | 2,65% |

Cerca de 2,65% do turismo em Portugal é turismo de natureza. A percentagem mais elevada de turismo de natureza é no Centro (14,24%) e de seguida no Norte (7,81%). A região de Lisboa apresenta a percentagem de turismo de natureza mais reduzido. A região do Algarve também apresenta uma percentagem de turismo de natureza reduzida (4,82%). O Alentejo, com uma percentagem de 2,32% de turismo de natureza, é também uma das regiões com menor consumo do serviço recreio/lazer.

3.1.2. SERVIÇO: QUALIDADE DA ÁGUA

O estudo do serviço Qualidade da Água, nesta dissertação, foi feito com base no resultado de um indicador de Qualidade da Água construído para o efeito com base na estimativa indireta do contributo da agricultura praticada para a poluição da água. Esta indicador procura refletir os níveis de concentração de poluentes de origem agrícola na água cujo

escoamento tem origem numa determinada freguesia. Conforme referido no capítulo metodológico, este indicador procura estimar a quantidade de *inputs* introduzidos (por exemplo nitratos e também pesticidas) com base na produção agrícola por hectare. É também considerada a quantidade de precipitação passível de diluir o excesso de *inputs* potencialmente lixiviável. Uma vez que o indicador resulta de um quociente entre a produção por hectare e a precipitação, ele pode ser interpretado como concentração de lixiviados de origem agrícola na água de escoamento.

A Figura 3.2., apresentada de seguida, mostra estes níveis de concentração de poluentes de origem agrícola na água escoada de cada freguesia. Considerando os limites das freguesias incluídas na RN, podemos ter uma perceção dos níveis de qualidade da água de escoamento nas áreas dentro e fora da RN.

Os tons mais escuros da legenda, da Figura 3.2., indicam maior poluição da água devido a maior intensidade agrícola. Na Figura 3.2., observam-se as manchas mais escuras ao longo do litoral das regiões Norte, Centro e Lisboa, e, de uma forma geral, mas menos intensiva, em toda a região do Alentejo.

As manchas de maior intensidade agrícola, e portanto de pior qualidade das águas de origem agrícola, ocorrem no Norte e Centro do país, associadas às bacias leiteiras do litoral (Barcelos/Vila do Conde e Estarreja-Aveiro) a zonas irrigadas do interior (vale de Chaves e Cova da Beira) e a manchas de especialização vitícola (por exemplo, Douro vitícola). Na metade sul do Continente, essas manchas centram-se nas zonas de cultivo hortícola e frutícola do litoral da região do Oeste, no vale e estuário do rio Tejo, e em algumas zonas de regadio do Alentejo, por exemplo os perímetros de rega do Mira e do Caia, e ainda no litoral algarvio. A cor sombria do Alentejo na sua generalidade relativamente ao interior Norte e Centro é devida à menor precipitação e à extensão da superfície agrícola à grande parte do território no caso do Alentejo (havendo portanto uma menor proporção do território de floresta pura e matos, cuja água contribui para diluir a poluição das zonas agrícolas).

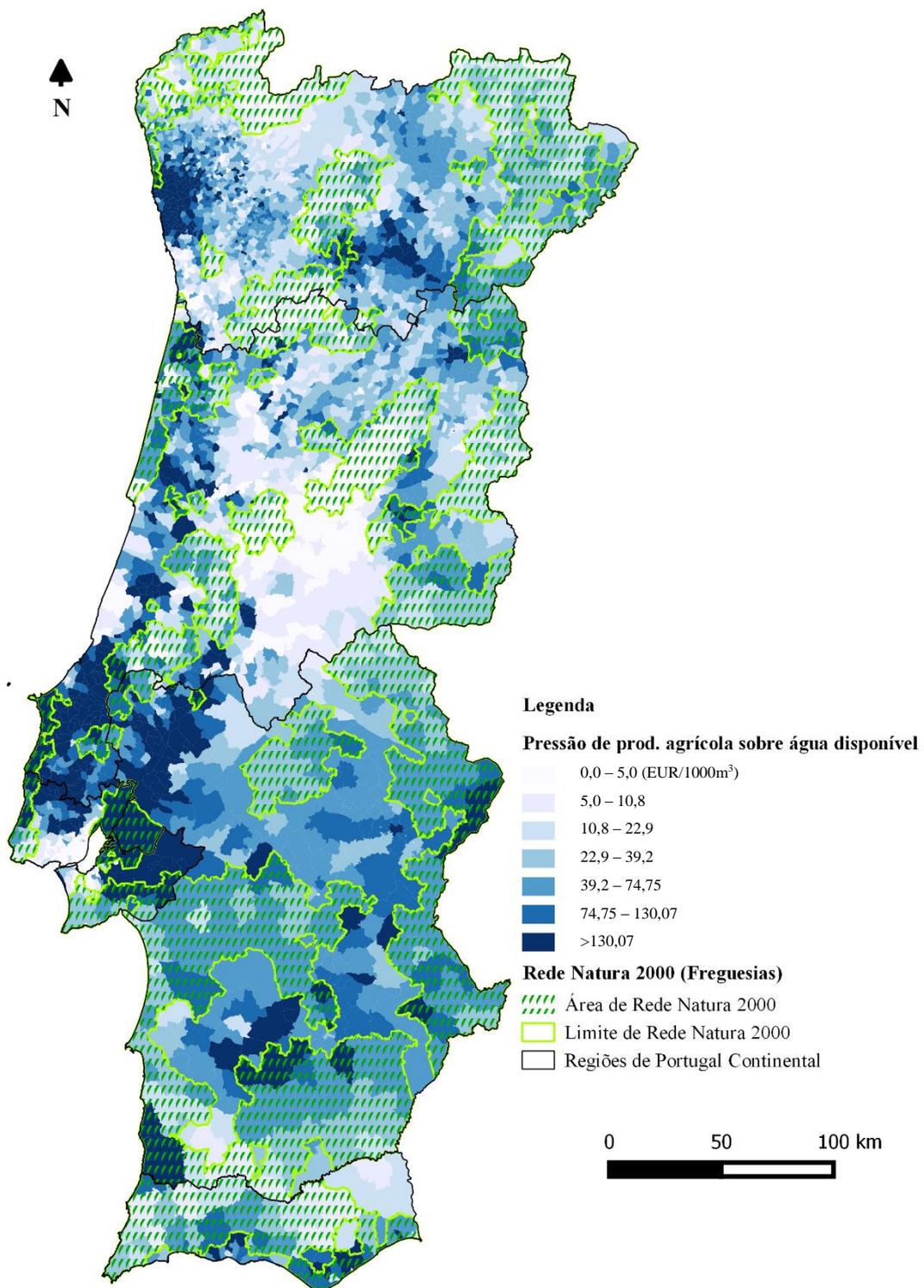


Figura 3.2.: Mapeamento da pressão agrícola na qualidade da água de escoamento e sua relação com as zonas dentro e fora da Rede Natura 2000

A leitura do indicador aqui mapeado merece algumas cautelas. Por exemplo algumas freguesias do Douro vitícola estão marcadas por tons mais escuros. Neste caso, é possível que o indicador esteja a sobreavaliar os níveis reais de poluentes agrícolas na água. Uma vez que, o indicador utiliza a produção agrícola por hectare em EUR para estimar os níveis de *inputs* poluentes, no caso de produções agrícolas de elevado valor monetário, como é o caso da produção vitícola que ocorre ao longo do vale do Douro, este indicador pode levar a erros por excesso.

As manchas mais claras presentes na Figura 3.2., associadas a menores níveis de intensidade agrícola e/ou mais elevadas precipitações, ou seja a melhor qualidade de água, incluem, por exemplo, a Serra do Algarve, a Serra da Estrela, a Serra do Gerês e a generalidade dos maciços montanhosos do Norte e Centro do país, compreendendo toda a região do Pinhal Interior.

Embora não exista uma associação perfeita entre zonas incluídas na RN e manchas de melhor qualidade da água, parece que, nas regiões Norte e Centro, a maior parte da área da RN se situa em torno dos mencionados maciços montanhosos, como as serras da Estrela ou do Gerês, que mostram melhores níveis de qualidade de água, parecendo afastar-se ou evitar as manchas de azul mais carregado. O mesmo parece ocorrer no Algarve e sul do Baixo Alentejo, onde a RN ocupa terrenos serranos e pobres de baixa intensidade agrícola, mas não ocorre por todo o Alentejo, onde a RN inclui por exemplo a totalidade das manchas escuras correspondentes aos regadios do Mira e do Caia. Também no vale do Tejo (incluindo o estuário deste rio) e no litoral da região do oeste, a RN inclui áreas de elevada intensidade agrícola e baixa qualidade da água.

A nível de gestão individual de cada sítio da RN, este indicador poderá fornecer informação útil para uma estratégia de gestão focada no serviço qualidade da água. Deste modo, no caso dos sítios que se encontrem nas zonas mais claras da Figura 3.2., o reconhecimento e valorização do serviço Qualidade da Água poderia ser visto como um recurso para a área protegida; por outro lado, nos casos dos sítios que incluem zonas mais escuras da Figura 3.2., a melhoria da qualidade da água pode eventualmente passar a ser um dos objetivos incluídos nos seus planos de gestão, em conjunto com os restantes objetivos de conservação da biodiversidade que hoje perseguem.

No Tabela 3.3 são apresentados os resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney relativos à diferença de médias do indicador de qualidade da água dentro e fora da RN. Estas comparações, tanto em Portugal Continental, no seu conjunto, como para cada região do país (Norte, Centro, Lisboa, Alentejo e Algarve), são utilizadas para complementar e validar

a análise que foi feita da Figura 3.2. A junção de ambos os resultados dá maior robustez à análise das associações encontradas entre qualidade da água e áreas protegidas da RN.

Tabela 3.3: Resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney para comparar níveis de qualidade de água dentro e fora da Rede Natura 2000

| Variável | Região | n | | Mediana | | Média | | Teste Wilcoxon-Mann-Whitney | Diferenças de média (%) |
|-------------------|----------|---------|-----------|---------|-----------|---------|-----------|-----------------------------|-------------------------|
| | | RN Fora | RN Dentro | RN Fora | RN Dentro | RN Fora | RN Dentro | | |
| Qualidade de água | Portugal | 2922 | 1128 | 33,13 | 25,92 | 72,25 | 47,03 | ,000 *** | -35% |
| | Norte | 1535 | 493 | 31,94 | 18,71 | 62,30 | 30,15 | ,000 *** | -52% |
| | Centro | 945 | 390 | 31,39 | 25,41 | 76,75 | 53,32 | ,001 *** | -31% |
| | Lisboa | 181 | 30 | 3,13 | 58,69 | 92,69 | 119,85 | ,000 *** | +29% |
| | Alentejo | 233 | 159 | 65,90 | 48,58 | 101,94 | 61,75 | ,000 *** | -39% |
| | Algarve | 28 | 56 | 62,22 | 36,05 | 86,93 | 71,06 | ,431 | -18% |

*p≤0,05; **p≤0,01; ***p≤0,001

RN – Rede Natura 2000

No Tabela 3.3 estão assinalados a negrito os valores de p para os quais existem diferenças significativas dentro e fora da RN. Os asteriscos utilizados indicam para que nível de significância a hipótese nula de igualdade de medianas é rejeitada. Devido aos dados não apresentarem uma distribuição normal, optamos por utilizar o teste Wilcoxon-Mann-Whitney.

A análise dos testes de Wilcoxon-Mann-Whitney detetou diferenças significativas de qualidade de água dentro e fora da RN tanto para Portugal Continental como para todas as regiões do País com exceção do Algarve.

Em Portugal Continental, a poluição da água por pressão da agricultura intensiva é, em média, 35% menor na RN (35%) do que fora dela.

Nas regiões onde se observam diferenças significativas, apenas na região de Lisboa a qualidade da água dentro da RN é pior (em 29%) do que fora dela, um facto que parece bastante claro da leitura da Figura 3.2. De facto, na região de Lisboa, a RN está muito ligada a zonas húmidas com extensões importantes de agricultura intensiva (por exemplo arrozais) incluídas nos sítios (Santos, 2006). Nas restantes regiões, as freguesias dentro da RN têm níveis de poluição agrícola da água menores do que os das freguesias fora dela: 52%, na região Norte; 39%, na região Alentejo; 31%, na região Centro (31%) e 18%, na região Algarve, embora nesta última a diferença não seja estatisticamente significativa.

Os resultados obtidos deste indicador surgem e justificam-se com base em dois fatores: a precipitação (denominador do indicador) e a intensidade agrícola (EUR/km² de território) (numerador do indicador). As freguesias que têm mais disponibilidade de água (indicado pela precipitação) tendem a ter menor efeito dos poluentes agrícolas. São freguesias com

qualidade de água superior pois o efeito dos poluentes é mais diluído. As freguesias com agricultura mais intensiva tendem a ter maiores quantidades de poluentes. São freguesias com menor qualidade de água. Além disso, o peso da superfície não agrícola na freguesia tem também um efeito diluidor relativamente aos poluentes que provêm da superfície agrícola.

Estes dois (ou três) fatores explicam porquê a qualidade da água proveniente da RN é geralmente superior à da água que escorre de superfície fora da RN. Na generalidade das regiões (exceto a região de Lisboa) a agricultura praticada dentro da RN é menos intensiva. Acresce ainda, nas regiões de montanha do Norte e Centro (uma parte muito significativa da RN), a elevada precipitação e a grande proporção de superfícies não agrícolas (floresta e habitats semi-naturais). Os Tabelas 6.1 e 6.2 permitem analisar estes dois fatores.

O Tabela 3.4 apresenta a disponibilidade de escoamento de água dentro e fora da RN para as 5 regiões e para o país no geral.

Tabela 3.4 Precipitação dentro e fora da Rede Natura

| % Precipitação | | |
|----------------|--------------------|------------------|
| Regiões | Freg. dentro da RN | Freg. fora da RN |
| Alentejo | 2% | 4% |
| Algarve | 1% | 0% |
| Centro | 9% | 21% |
| Lisboa | 0% | 3% |
| Norte | 15% | 45% |
| Portugal Cont | 28% | 72% |

O Tabela 3.5 apresenta os níveis de produção agrícola das freguesias dentro e fora da RN para as 5 regiões e para o país no geral.

Tabela 3.5 Percentagem de produção agrícola dentro e fora da Rede Natura

| % Produção agrícola | | |
|---------------------|--------------------|------------------|
| Regiões | Freg. dentro da RN | Freg. fora da RN |
| Alentejo | 2% | 6% |
| Algarve | 1% | 0% |
| Centro | 7% | 25% |
| Lisboa | 1% | 4% |
| Norte | 7% | 47% |
| Portugal Cont | 18% | 82% |

Assim, 28% da água disponível em Portugal tem origem nas freguesias incluídas na RN, que é uma área com aproximadamente apenas 21% do território continental (Santos, 2006). Por outro lado, no Tabela 3.5 podemos observar uma menor intensidade agrícola nas freguesias dentro da RN, uma vez que nela (21% da área) se produz apenas 18% da produção agrícola. Esta combinação de menor intensidade agrícola e maior precipitação, dentro da RN, faz com que a RN contribua significativamente para a qualidade da água em muitas das nossas bacias hidrográficas.

3.1.3. SERVIÇO REDUÇÃO DO RISCO DE INCÊNDIO

Nesta dissertação, o SE que consiste na redução do risco de incêndio através da composição e estrutura do coberto vegetal à escala da paisagem é analisado com base na leitura do indicador Risco de Incêndio Florestal. Os níveis mais elevados deste indicador indicam áreas com mais suscetibilidades a incêndios. Na Figura 3.3, apresentada de seguida, podemos observar com tons mais escuros de laranja as freguesias que apresentam maior Risco de Incêndio Florestal e em tons mais claros as freguesias com menor risco. Como acontecia no caso do indicador de qualidade da água, valores superiores do indicador (maior risco) representam, nas mesmas circunstâncias, níveis inferiores de provisão deste serviço. A comparação deste indicador entre áreas diferentes não permite inferir diferenças no nível de provisão do serviço uma vez que o risco de incêndio não depende apenas das características do ecossistema. Deste modo a análise, neste caso, limita-se a observar o indicador risco de incêndio e a sua relação com a RN, sem que se possam fazer muitas inferências sobre o nível de provisão do serviço redução do risco de incêndio pelo ecossistema e sua gestão.

Observam-se níveis muito elevados de risco de incêndio numa faixa intermédia de orientação norte-sul entre o litoral e o interior, nas regiões Norte, que corresponde a maciços montanhosos entre a Peneda-Gerês e a zona do Pinhal Interior, onde esta faixa atinge o máximo de largura; esta faixa prolonga-se para o interior na zona da serra da Estrela. Também nas Serras do Algarve se atingem níveis muito elevados de risco. As freguesias que se mostram menos sujeitas a incêndios florestais estão mais presentes na região do Alentejo, em todo o interior de Portugal junto á fronteira com Espanha e nos vales dos rios com intenso aproveitamento agrícola, como por exemplo o vale do baixo Tejo.

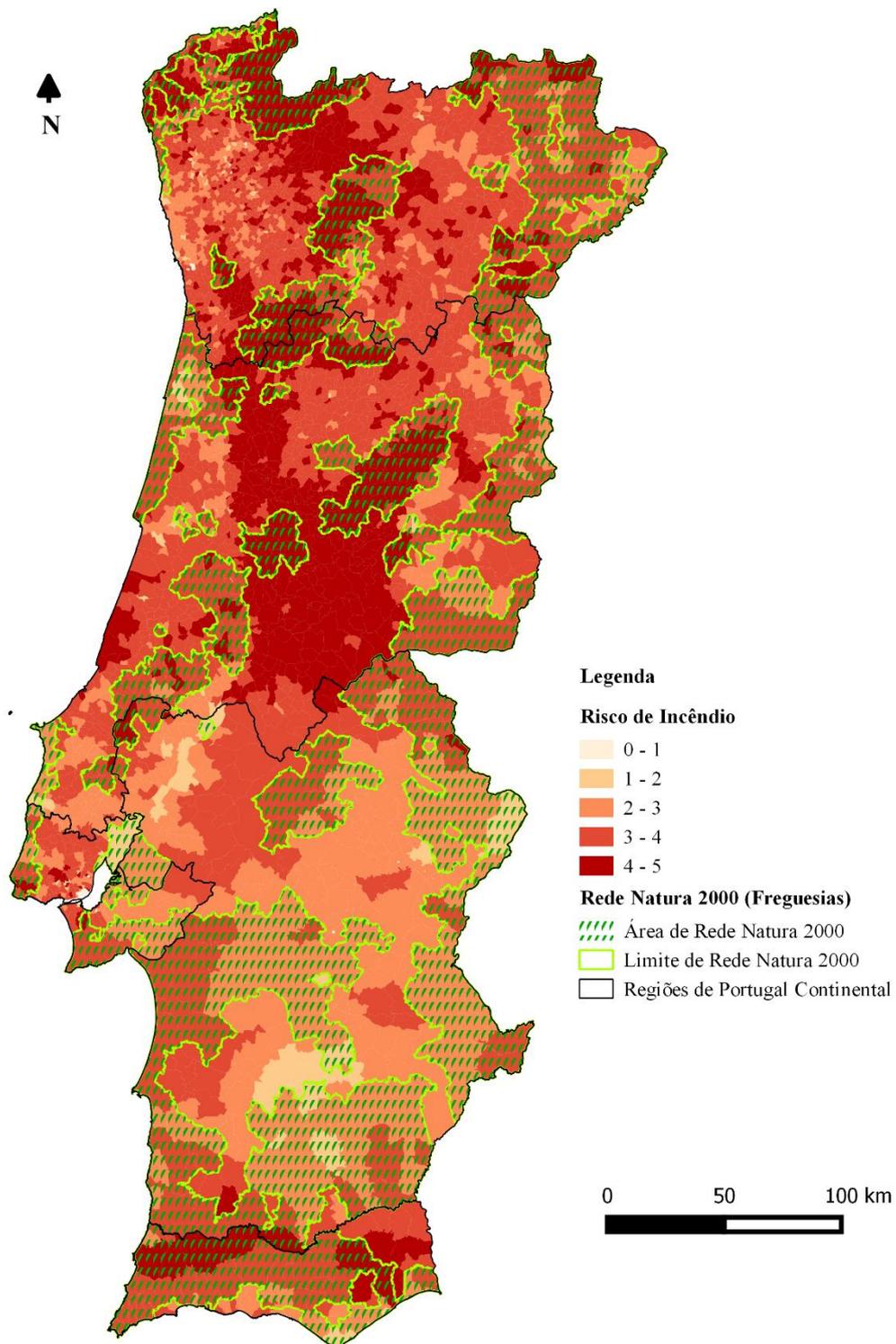


Figura 3.3.: Mapeamento do Risco de Incêndio Florestal relativamente às áreas que estão dentro e fora da Rede Natura 2000

Ao analisar da Figura 3.3. não se observa um padrão claro que nos diga se dentro ou fora da RN os níveis de incêndio são superiores ou inferiores, embora, sobretudo nas regiões Norte, Centro e Algarve, a RN inclua extensas áreas, geralmente montanhosas, com elevado risco de incêndio.

No Tabela 3.6 são apresentados os resultados das comparações de médias de risco de incêndio dentro e fora da RN, incluindo os do teste Wilcoxon-Mann-Whitney, para Portugal Continental, assim como para cada região do país (Norte, Centro, Lisboa, Alentejo e Algarve) individualmente. Estes resultados são utilizado para clarificar e validar a análise da Figura 3.3. A junção de ambos os dados dá maior robustez à análise das associações entre risco de incêndio florestal e RN.

Tabela 3.6: Resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney para comparar níveis de risco de incêndio florestal dentro e fora da Rede Natura 2000

| Variável | Região | n | | Mediana | | Média | | Teste Wilcoxon-Mann-Whitney | Diferenças de médias (%) |
|-----------------------------|----------|---------|-----------|---------|-----------|---------|-----------|-----------------------------|--------------------------|
| | | RN Fora | RN Dentro | RN Fora | RN Dentro | RN Fora | RN Dentro | | |
| Risco de Incêndio Florestal | Portugal | 2922 | 1128 | 3,48 | 3,57 | 3,38 | 3,51 | ,000 *** | +4% |
| | Norte | 1535 | 493 | 3,54 | 3,74 | 3,46 | 3,70 | ,000 *** | +7% |
| | Centro | 945 | 390 | 3,62 | 3,59 | 3,56 | 3,61 | ,362 | +1% |
| | Lisboa | 181 | 30 | 3,02 | 3,16 | 2,60 | 3,11 | ,241 | +19% |
| | Alentejo | 233 | 159 | 2,69 | 2,82 | 2,66 | 2,86 | ,007 ** | +8% |
| | Algarve | 28 | 56 | 3,27 | 3,23 | 3,26 | 3,23 | ,879 | -1% |

*p≤0,05; **p≤0,01; ***p≤0,001

RN – Rede Natura 2000

No Tabela 3.6 estão assinalados a negrito os valores de p para os quais existem diferenças significativas dentro e fora da RN. Os asteriscos utilizados indicam o nível de significância para o qual a hipótese nula de igualdade de medianas dentro e fora da RN é rejeitada. O teste estatístico Wilcoxon-Mann-Whitney foi o teste estatístico utilizado uma vez que os dados não apresentam uma distribuição normal.

A partir da comparação de médias e da análise dos resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney detetaram-se diferenças significativas de risco de incêndio florestal entre as freguesias dentro e fora da RN em Portugal Continental, sendo que as freguesias dentro da RN têm maior risco de incêndio florestal em comparação com as freguesias fora da RN em Portugal Continental. Embora seja uma diferença de apenas 4%, é uma diferença estatisticamente significativa. Relativamente às regiões, apenas o Norte e o Alentejo apresentam diferenças significativas entre freguesias dentro e fora da RN, com riscos de incêndio dentro da RN superiores em 7% e 8%, respetivamente, relativamente aos níveis de risco fora da mesma. As regiões Centro e Lisboa, embora não apresentem diferenças significativas, mostram também ter uma tendência para o risco de incêndio florestal ser superior dentro da RN. E por fim, a região do Algarve é a única a apresentar maior risco de

incêndio para as freguesias que se encontram fora da RN (1%), embora esta diferença seja muito reduzida e não se apresente estatisticamente significativa.

A média mais elevada de risco de incêndio florestal observa-se na região Norte nas freguesias dentro da RN (3,70) seguida da média da região Centro dentro da RN (3,61) mas também fora da RN (3,56). A média mais reduzida de risco de incêndio ocorre na região de Lisboa nas freguesias fora da RN (2,60), seguida pelas médias da região do Alentejo para as freguesias fora (2,66) e para as freguesias dentro (2,86) da RN. O risco de incêndio florestal na região do Alentejo, embora apresente diferenças significativas, o indicador mostra que é uma região com baixo risco de incêndio em comparação com as restantes regiões. Nas regiões do Norte, Centro e Algarve as médias de risco de incêndio mostram-se mais elevadas, nos dois primeiros casos com maior incidência nas freguesias dentro da RN e no último caso com mais incidência nas freguesias fora da RN.

3.1.4. SERVIÇO HABITAT ASSOCIADO A INTENSIDADE DE PASTOREIO

O indicador Intensidade de Pastoreio está associado ao SE habitat para diversas espécies associadas a sistemas agrícolas extensivos. A relação entre o indicador e o serviço não é simples, mas intensidades de pastoreio muito elevadas degradam o habitat para muitas espécies e assim reduzem a biodiversidade nessa mesma zona. Pode no entanto acontecer que, conforme é sugerido por Connell, J. (1978) ou Cooper *et al.* (2006), a diversidade de espécies cresça com a intensidade, para níveis muito baixos de intensidade, atingindo rapidamente um pico, a partir do qual a diversidade diminui com a intensidade. Esta curva em forma de U invertido é geralmente conhecida como a hipótese do nível intermédio de perturbação, uma vez que nos sistemas agrícolas e pastoris a perturbação ecológica corresponde ao nível de intensidade agrícola e de pastoreio.

Na Figura 3.4., podemos ver a distribuição geográfica do indicador de intensidade de pastoreio na superfície agrícola, calculado ao nível da freguesia, bem como o limite entre freguesias dentro e fora da RN. As freguesias com tons avermelhados são aquelas que apresentam um maior número de Cabeças Normais (CN) de gado em pastoreio (bovinos, ovinos e caprinos) por km² de SAU, ou seja: são as freguesias com níveis de pastoreio mais intensivos. Em tons de azul encontram-se as freguesias com menor intensidade de pastoreio e em tons verdes e amarelos encontram-se as freguesias com níveis intermédios de pastoreio, sendo as freguesias verdes mais intensas que as amarelas.

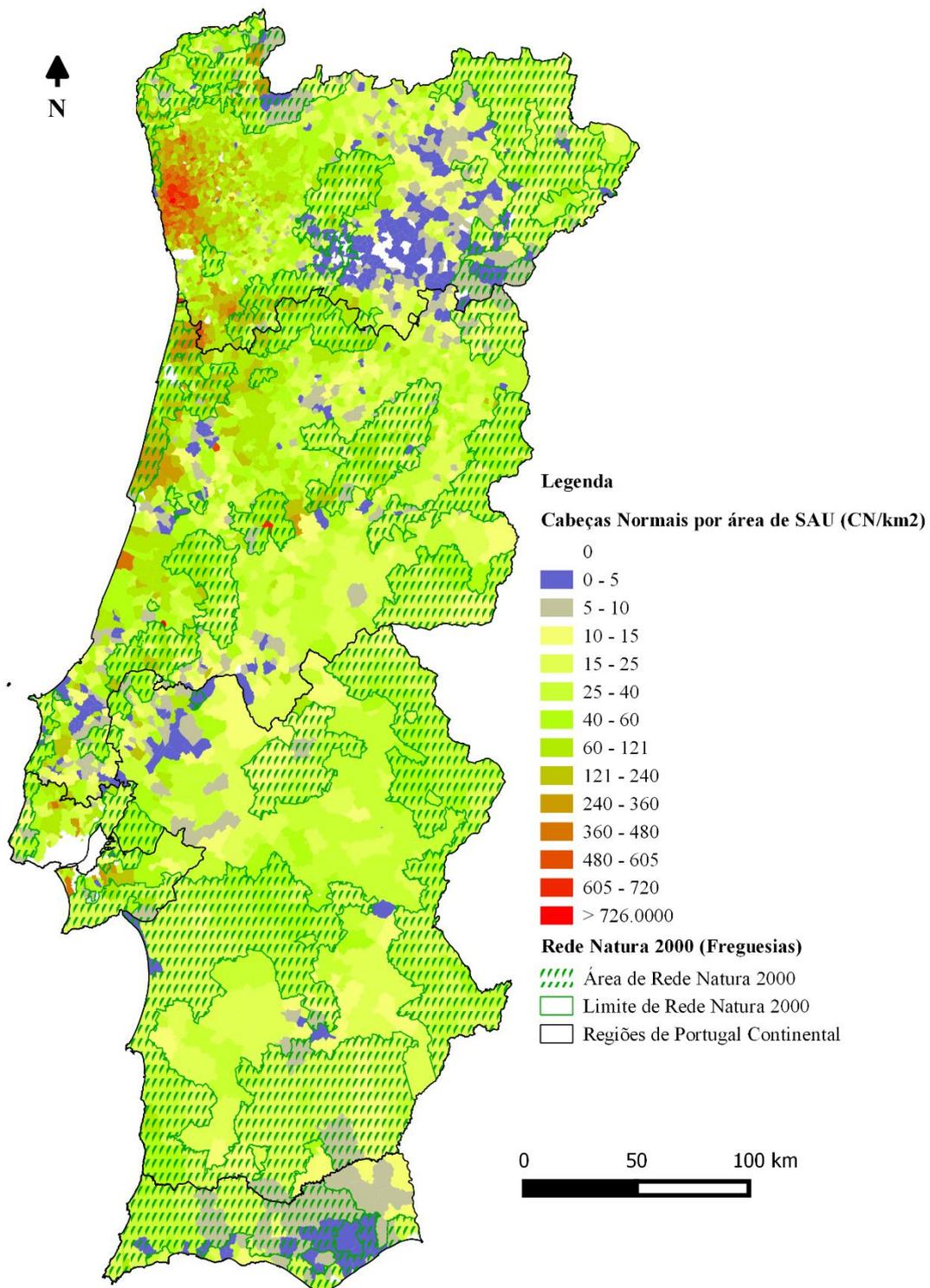


Figura 3.4: Intensidade de Pastoreio fora e dentro da Rede Natura 2000

As freguesias onde se identificou maior intensidade de pastoreio encontram-se principalmente na zona litoral da região Norte do país seguida pelo litoral da região Centro.

Também é visível alguma intensidade de pastoreio nas áreas mais rurais da região de Lisboa. As zonas que apresentam menos intensidade de pastoreio, e possivelmente com maior biodiversidade, são essencialmente as freguesias situadas na zona interior do Norte e Algarve. Também é visível baixa intensidade de pastoreio nas zonas litoral sul da Região Centro e zona nordeste da região do Alentejo. A Serra da Estrela, assim como o Gerês, apresentam um pouco de todas as classes da legenda, onde podemos observar freguesias com níveis elevados, intermédios e reduzidos de pastoreio, embora com mais incidência nos níveis intermédios.

Tendo em conta que este é um indicador para o serviço da Biodiversidade, não podemos esquecer que o pressuposto utilizado de que quanto maior for a intensidade de pastoreio menor é a biodiversidade dessa mesma zona, tem de ter em conta que também que em alguns casos, níveis de pastoreio muito reduzidos, também podem ser um indicador de baixos níveis de biodiversidade, como no caso de abandono da atividade agrícola e de pasto. O facto de haver abandono, altera o mosaico da paisagem e com ele os habitats, eliminando por exemplo orlas, alimentos ou abrigos, entre outros fatores, passando assim, a ser uma paisagem muito mais homogeneia e conseqüentemente pobre em biodiversidade.

No Tabela 3.7 são apresentados os resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney. Estes são utilizado para suportar e complementar a análise que resultou da Figura 3.4. A junção de ambos os dados dão robustez à análise do risco de intensidade de pastoreio. Isto para freguesias fora e dentro da RN, em Portugal Continental, assim como, para cada região do país (Norte, Centro, Lisboa, Alentejo e Algarve) individualmente.

Tabela 3.7: Resultados do teste Wilcoxon-Mann-Whitney para comparar níveis de intensidade de pastoreio fora e dentro da Rede Natura 2000

| Variável | Região | n | | Mediana | | Média | | Teste Wilcoxon-Mann-Whitney | Diferenças de médias (%) |
|---------------------------------|----------|---------|-----------|---------|-----------|---------|-----------|-----------------------------|--------------------------|
| | | RN Fora | RN Dentro | RN Fora | RN Dentro | RN Fora | RN Dentro | | |
| Intensidade de Pastoreio | Portugal | 2922 | 1128 | 29,54 | 28,40 | 64,54 | 45,01 | ,564 | -30% |
| | Norte | 1535 | 493 | 44,74 | 28,51 | 89,83 | 47,50 | ,000 *** | -47% |
| | Centro | 945 | 390 | 26,97 | 35,15 | 40,54 | 53,78 | ,000 *** | +33% |
| | Lisboa | 181 | 30 | ,00 | 22,54 | 35,09 | 43,91 | ,000 *** | +25% |
| | Alentejo | 233 | 159 | 21,83 | 24,96 | 24,59 | 26,46 | ,004 ** | +8% |
| | Algarve | 28 | 56 | 8,39 | 9,16 | 11,19 | 15,27 | ,459 | +37% |

*p≤0,05; **p≤0,01; ***p≤0,001

RN – Rede Natura 2000

No Tabela 3.7 estão assinalados a negrito os valores de p para os quais existem diferenças significativas fora e dentro dos limites da RN. Os asteriscos utilizados indicam para que nível de significância a hipótese nula é rejeitada. O teste estatístico Wilcoxon-Mann-Whitney foi o teste estatístico utilizado uma vez que os dados não apresentam uma distribuição normal.

A análise Wilcoxon-Mann-Whitney não detetou diferenças significativas de intensidade de pastoreio fora e dentro da RN para Portugal Continental. Embora não significativa, a diferença mostra uma tendência para existir pastoreio mais intensivo nas freguesias fora da RN. Visto este indicador, Intensidade de Pastoreio, estar até certo ponto, associado negativamente ao SE Biodiversidade, com base nos resultados de Wilcoxon-Mann-Whitney observam-se que existe mais Biodiversidade nas freguesias dentro da RN (que são as freguesias com menor intensidade de pasto). A região que contribui mais para este resultado é a região do Norte que mostra uma diferença elevada e estatisticamente significativa onde as freguesias fora da RN têm maior intensidade de pastoreio. Nas restantes regiões, Centro, Lisboa, Alentejo e Algarve, ocorre o oposto, as freguesias dentro da RN têm níveis de pastoreio mais elevados. Essas diferenças são também significativas segundo a análise de Wilcoxon-Mann-Whitney com exceção da região do Algarve. O Algarve é também a região que regista menor intensidade de pasto quer para as freguesias fora ou dentro da RN. Como já exposto nesta tese, níveis baixos de pasto podem não indicar necessariamente elevados níveis de biodiversidade. Na realidade a situação extrema de níveis baixos de pastoreio podem estar associada a casos de abandono da atividade de pastoreio que em termos de biodiversidade acaba por não ser vantajoso uma vez que a paisagem tende a tornar-se mais homogénea perdendo os fatores fundamentais ao suporte de diversas espécies. O primeiro desafio dos gestores em termos de intensidade de pastoreio é determinar os limites mínimos e máximos que permitem obter níveis máximos de biodiversidade.

3.1.5. INDICADORES E A CAUSALIDADE

A interpretação dos resultados aqui apresentados pelos indicadores acima expostos, onde se verificam os níveis de provisão dos serviços estudados dentro e fora da RN, implica considerações relacionadas com o sentido das relações de causa-efeito entre estar dentro da RN e nível do serviço. Por exemplo, o facto de as freguesias dentro da RN apresentarem maior ocorrência de turismo de natureza não é necessariamente uma causa das medidas de gestão da RN. Existem vários fatores que levam à existência do SE de paisagem que proporciona o benefício de recreio/lazer. Para se poder afirmar que o estabelecimento da RN nessas freguesias aumentou o turismo de natureza, seria necessário identificar os níveis de turismo de natureza que já ocorriam antes da existência da RN no local em questão, ou aqueles que existem em zonas comparáveis que não tenham sido classificadas como RN (caso existam). Em alguns casos, os locais onde a RN é estabelecida, poderiam ter níveis de turismos de natureza consideravelmente elevados porque já tinham níveis de qualidade paisagística e biodiversidade elevados, e foram por isso mesmo classificadas como RN.

Aqui a relação de causa-efeito é de sinal contrário àquela que suportaria a afirmação dos efeitos positivos da gestão no nível dos serviços. O mesmo pode acontecer nos restantes indicadores para os serviços da qualidade da água, do risco de incêndio florestal e da biodiversidade.

É importante, em pesquisas futuras, identificar os restantes fatores que fazem parte da função produção do serviço, de modo a incluí-los em modelos multivariados de explicação dos níveis de provisão dos serviços. Só assim se poderá avançar mais no esclarecimento do efeito da inclusão na RN e das medidas tomadas pela gestão da área protegida no nível de provisão do serviço; ou concluir, pelo contrário, se foram outros fatores extrínsecos à gestão (clima, biodiversidade previamente existente...), que explicam os níveis de produção do SE.

Embora existam estes problemas de interpretação da relação de causalidade, que deverão ser tomados em conta na análise particular de cada sítio, isso não invalida o facto de que as medidas de gestão podem incentivar o melhoramento dos SE de uma forma direta, quando esse é um dos objetivos incluídos nos planos de gestão, ou até mesmo de uma forma indireta, pelo simples facto de conservar as paisagens e criar bens e serviços que podem também servir de suporte ao benefício do serviço ecológico.

3.1.6. MEDIDAS DE GESTÃO INTEGRADAS DOS SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS

Em termos de gestão de SE, um dos maiores problemas a enfrentar é do efeito contraditório de determinadas medidas de gestão sobre diferentes serviços, isto é: são positivas para uns serviços e negativas para outros. O desafio aqui é desenhar estratégias de gestão integradas, que incluem a consideração dos seus efeitos sobre múltiplos serviços, e os aspetos particulares que caracterizam o sítio.

Assim, é necessário identificar o atual cabaz de SE do sítio em análise e ainda clarificar aqueles serviços cuja provisão se pretende promover com as medidas de gestão a adotar. Nesta fase, a primeira etapa é identificar o estado atual dos níveis de produção do serviço e a segunda etapa consiste em determinar até que ponto se pretende aumentar a produção de cada serviço. Por exemplo, no serviço habitat de espécies associado à intensidade de pastoreio, como vimos, existem limites mínimos e máximos de intensidade de pastoreio que permitem alcançar a máxima biodiversidade. Outro exemplo é o do serviço Paisagem – recreio/lazer. Dependendo do sítio e da fragilidade dos habitats do mesmo, o aumento do turismo de natureza em larga escala pode causar danos e por vezes perdas irreversíveis na biodiversidade ou na qualidade da água. Por isso, também no caso de turismo de natureza, é determinante, para o sucesso das medidas de gestão, encontrar o limiar máximo de promoção do serviço. Este nem sempre é fácil de determinar com exatidão, mas deve haver

sempre um esforço para encontrar um valor seguro. No sentido de tornar mais fácil a tomada de decisão sobre como alcançar os objetivos determinados, e para que as medidas de gestão sejam realmente eficazes, é necessário determinar a função produção de cada serviço, ou seja perceber de que modo é que as variáveis influenciáveis pela gestão depende o SE. Só depois deste conhecimento estabelecido é apropriado sugerir medidas de gestão. As medidas de gestão caracterizam-se portanto, por utilizar as variáveis de gestão das quais o SE depende, como as ferramentas para alcançar os objetivos traçados. Antes da implementação das medidas, é importante identificar os impactos que estas terão nos restantes SE. A partir de uma análise dos impactos, resultam diferentes cenários possíveis, entre os quais o gestor terá de decidir de forma integrada (isto é, tendo em conta os efeitos em todos os serviços do cabaz) qual é o mais vantajoso de acordo com os objetivos traçados. Como dissemos, uma medida tomada para melhorar um serviço, tem normalmente impactos, que podem ser positivos ou negativos, nos restantes serviços. Estes impactos devem ser tidos em consideração e deve ser monitorizados. Por exemplo, se um dos objetivos é aumentar a qualidade da água, reduzindo os inputs agrícolas, tornando assim a agricultura menos intensiva, esta medida não só faz com que a qualidade da água aumente, mas pode também ter impactos positivos na biodiversidade.

3.2. TIPOLOGIA DOS SÍTIOS DA REDE NATURA 2000 COM BASE NO SEU PADRÃO DE PROVISÃO DE SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS

3.2.1. RESULTADOS DAS ANÁLISES CLASSIFICATÓRIAS

A análise classificatória hierárquica realizada agrupou os sítios da RN de acordo com os respetivos níveis de provisão de múltiplos SE que foram incluídos neste trabalho. Os sítios com estatuto de SIC e ZPE que tem território parcial ou totalmente sobreposto foram tratados como sendo apenas um sítio²⁵.

Desta análise resultou o dendrograma que consta da Figura 3.5, que mostra as possíveis divisões e agrupamentos com base no padrão de provisão de múltiplos SE. A partir da leitura deste dendrograma, avaliamos qual a classificação de sítios mais adequada com base na distância entre sítios ou classes de sítios já formadas, a qual pode ser lida no eixo horizontal do dendrograma. Deve parar-se o processo de aglomeração dos sítios (da direita para a esquerda no dendrograma) num ponto em que a próxima fusão de classes implique um salto grande na escala de distância, de modo a minimizar a heterogeneidade das classes formadas. As classificações que se evidenciam mais como sendo mais adequadas

²⁵ Para mais informação consulte a metodologia.

de acordo com este critério são as classificações em 7 ou em 5 grupos. A opção de classificação em 7 grupos acabou por ser excluída visto que mantém separadas classes que estão pouco distanciadas entre si. Desta forma, optou-se pela divisão em 5 grupos embora esta mantenha isolado o sítio PTCON0038 (Ribeira de Quarteira).

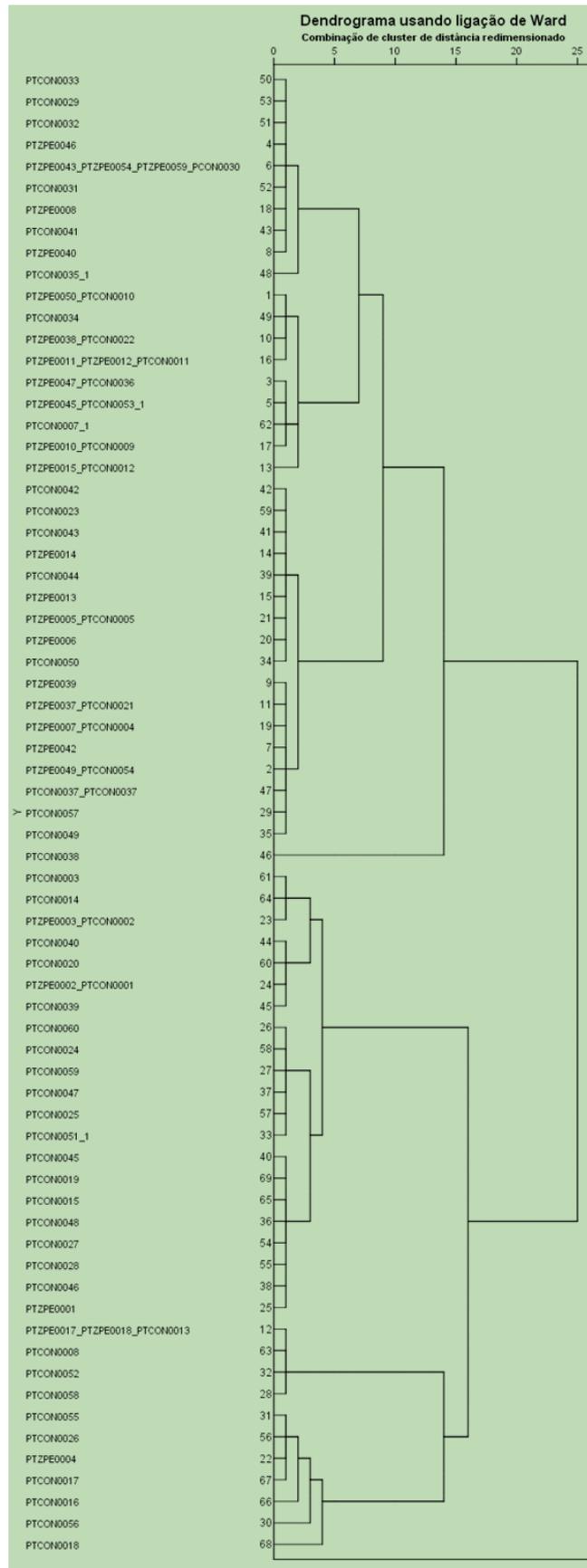


Figura 3.5: Dendrograma de análise classificatória

No Tabela 3.8 apresentam-se as médias dos indicadores de SE para cada um dos quatro tipos retidos, mais o caso que ficou isolado. A partir deste Tabela foi possível caracterizar os quatro tipos de sítios com base nos níveis médios de provisão dos diversos SE. Nas linhas do Tabela estão apresentados os tipos de sítios e nas colunas os indicadores dos SE estudados. Recorrendo a uma escala de cores, assinalamos, para cada indicador (em coluna), em tons verde as médias mais elevadas desse indicador, em tons amarelo as médias com valores intermédios e em tons avermelhados as médias com valores mais baixos. As médias correspondentes ao grupo 5 (o sítio que ficou isolado) não se encontram classificadas nesta escala de cores.

Ao observar o Tabela 3.8, devemos ter presente que a leitura das cores depende do indicador que estamos a analisar. Dependendo do indicador que estamos a ler, os tons verdes podem significar o melhor ou o pior valor do indicador. Por exemplo no caso da Intensidade Agrícola a média mais baixa é o valor considerado melhor, e está apresentado a vermelho. No caso de Recreio e Lazer a média mais elevada é o valor considerado melhor, e está a verde.

Tabela 3.8: Médias dos indicadores de serviços de ecossistemas em cada tipo de sítios

| # | Tipos de sítios | n | Recreio e Lazer (nº camas / km ²) | Pressão Turística (nº camas / km ²) | Precipitação (mm) | Intensidade Agrícola (EUR/ha) | Risco de Incêndio (média das classes) | Intensidade de Pastoreio (nº CN / km ²) | Biodiversidade (classificação normalizada) | Ocupação Agrícola (ha/ha) |
|--------|---|----|--|--|-------------------|----------------------------------|--|---|--|------------------------------|
| Médias | | | | | | | | | | |
| 1 | Biodiversidade Agrícola/Mediterrâneo | 36 | ,63 | 1,11 | 659 | 1020 | 3,05 | 23,52 | ,123 | ,48 |
| 2 | Pressão Turística | 4 | ,56 | 25,82 | 587 | 2782 | 3,40 | 22,07 | ,044 | ,18 |
| 3 | Agricultura Intensiva | 7 | ,05 | 3,86 | 1079 | 6986 | 3,44 | 161,65 | -,370 | ,13 |
| 4 | Água/Montanhas/ Norte&Centro | 21 | ,57 | 1,01 | 1420 | 1952 | 4,01 | 39,57 | -,037 | ,20 |
| 5 | Sítio isolado | 1 | 39,58 | ,00 | 556 | 1765 | 2,79 | 10,02 | -1,081 | ,29 |
| | Total | 69 | 1,11 | 2,77 | 927 | 2022 | 3,40 | 42,14 | ,002 | ,34 |

Ao analisarmos o dendrograma em conjunto com o Tabela de médias, vemos que a tipologia agrupa os 69 sítios iniciais em dois grandes conjuntos: um com 37 sítios (tipo 1 no Tabela mais o sítio isolado) e outro com 32 sítios (tipos 2, 3 e 4). O que distingue estes dois grupos é essencialmente a elevada biodiversidade do primeiro e elevada qualidade de água do segundo. No primeiro grande conjunto, o sítio isolado (PTCON0038 - Ribeira de Quarteira)

distingue-se por ter níveis de Recreio e Lazer e de Biodiversidade muito distantes dos restantes 36 sítios. O segundo grande conjunto inclui, por sua vez, dois grupos: um com 21 sítios (tipo 4 no Tabela 3.8) e outro grupo com 11 sítios (tipos 2 e 3). O primeiro apresenta melhor qualidade de água e o segundo tem elevada pressão turística e elevada intensidade agrícola. Este segundo grupo, por sua vez, inclui um subgrupo de 4 sítios com elevada pressão turística (tipo 2 no Tabela 3.8) e outro subgrupo de 7 sítios com elevada intensidade agrícola (tipo 3). Na Figura 3.6 está representada a localização geográfica dos sítios da RN incluídos em cada um destes quatro tipos.

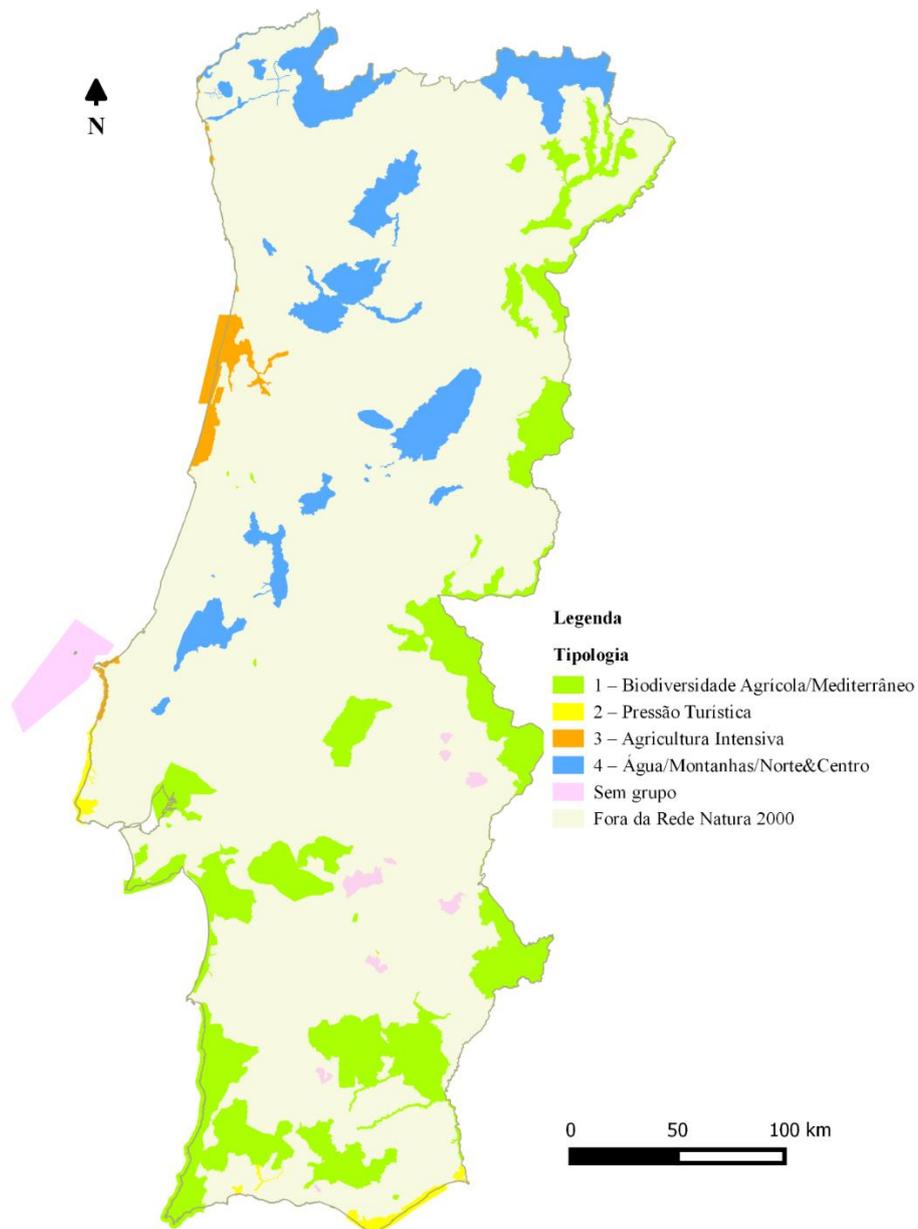


Figura 3.6: Tipologia de serviços de ecossistemas da Rede Natura 2000

Assim, tendo em conta a informação contida nas figuras 4.5 e 4.6 (dendrograma e localização dos tipos) e no Tabela 3.8 (padrão de provisão dos múltiplos serviços considerados característico de cada tipo), atribuíram-se aos 4 tipos de sítios os nomes: 1 - Biodiversidade Agrícola/Mediterrâneo; 2 – Pressão Turística; 3 – Agricultura intensiva; e 4 – Água/Montanhas do Norte&Centro.

A lista dos sítios incluídos em cada tipo e a respetiva localização geográfica são apresentados no Anexo III.

Em seguida, caracteriza-se e interpreta-se mais detalhadamente cada um dos tipos de sítios.

Tipo 1 – Biodiversidade Agrícola/Mediterrâneo

O tipo 1 caracteriza-se por ter os mais elevados níveis de biodiversidade, ocupação agrícola e turismo de natureza. A ocorrência em simultâneo, no mesmo tipo, dos máximos das duas primeiras variáveis sublinha a importância de determinadas formas de gestão agrícola para a conservação da biodiversidade no contexto geográfico de Portugal Continental. A coocorrência, também neste tipo, do valor máximo do indicador de turismo da natureza sublinha o elevado potencial de recreio e lazer deste tipo onde coexistem a agricultura mediterrânea extensiva e a biodiversidade. De facto, este tipo corresponde também ao valor mínimo de intensidade agrícola (e a um valor próximo do mínimo de intensidade de pastoreio). Além disso, ele apresenta ainda o valor mínimo do risco de incêndio, facto que, embora dependa da reduzida precipitação, terá certamente também por origem o elevado nível de ocupação agrícola do território – quase metade.

Observando a lista de sítios da RN englobados neste tipo e a sua localização geográfica, pode verificar-se que este tipo inclui a totalidade dos sítios da RN em Portugal com: montado de sobro e azinho, avifauna estepária, avifauna rupícola associada aos vales escarpados do Douro Superior e do Tejo Internacional, habitats litorais da Arrábida à Costa Sudoeste e floresta mediterrânea da Serra da Malcata às serras de Monchique e Caldeirão, só para citar alguns dos principais valores naturais associados à RN em Portugal Continental (Santos, 2006).

Tipo 2 – Pressão Turística

O tipo 2 (Pressão Turística) caracteriza-se por apresentar nível máximo de pressão turística sobre a biodiversidade. Os sítios deste tipo encontram-se em zonas costeiras e próximas de zonas urbanas (ver Figura 3.6), zonas estas que estão associadas a turismo de massa e consequentemente a pressão sobre habitats e espécies.

Este tipo regista também o valor mais reduzido de intensidade de pastoreio (embora este seja muito próximo do nível de intensidade de pastoreio do tipo 1), assim como um valor reduzido de ocupação agrícola (embora seja próximo da média). De facto, níveis reduzidos de intensidade de pastoreio e baixa ocupação agrícola podem indicar impactos negativos na biodiversidade. Ainda que estes sítios não se revelem muito problemáticos neste contexto, mostram ter uma tendência, que pode vir a acentuar-se com o processo de abandono agrícola (Santos, 2006).

É o tipo com valores de precipitação mais reduzidas e com valores médios para os restantes indicadores (Recreio e Lazer, Intensidade agrícola, Risco de incêndio e Biodiversidade).

Observando a lista de sítios da RN englobados neste tipo e a sua localização geográfica, pode verificar-se que este tipo é, em termos de valores naturais associados à RN em Portugal Continental, constituído essencialmente por habitats e espécies das zonas húmidas costeiras, nomeadamente na Ria de Alvor e Ria Formosa/Castro Marim, zona litoral centro, em Sintra, e terras calcárias, em Arade/Odelouca (Santos, 2006).

Tipo 3 – Agricultura Intensiva

O tipo 3 (Agricultura Intensiva) apresenta os valores mínimos de biodiversidade ocupação agrícola e máximos de intensidade agrícola e de pastoreio. A ocorrência em simultâneo, no mesmo tipo, destes valores para estas variáveis volta a realçar a importância de determinadas formas de gestão agrícola para a conservação da biodiversidade no contexto geográfico de Portugal Continental. A coocorrência, também neste tipo, do valor mínimo de recreio e lazer, pode indicar o reduzido interesse, em termos de turismo da natureza, podem ter zonas com pouca biodiversidade e com atividade agrícola de sistemas intensivos.

Ainda que estes sítios tenham também uma elevada precipitação, os níveis muito elevados da intensidade agrícola podem indicar alguns problemas de qualidade de água.

Observando a lista de sítios da RN englobados neste tipo e a sua localização geográfica,

pode verificar-se que este tipo inclui sítios da RN em Portugal que têm espécies e habitats associados a rios e zonas costeiras. O litoral centro nas dunas de Mira, Gôndara e Gafanhas, zonas húmidas costeiras na ria de Aveiro, litoral norte e vales do noroeste no rio Vouga são alguns dos exemplos dos principais valores naturais, deste tipo, associados à RN em Portugal Continental (Santos, 2006).

Tipo 4 – Água/Montanhas do Norte&Centro

O tipo 4 (Água/Montanhas do Norte&Centro) regista o valor máximo do indicador de precipitação, o que, juntamente com a sua reduzida intensidade agrícola e taxa de ocupação agrícola (apenas 1/5), permite concluir que os sítios deste tipo contribuem muito significativamente para a qualidade da água nas bacias hidrográficas em que se inserem. Este facto pode ser facilmente confirmado sobrepondo a distribuição geográfica deste tipo com o mapa de qualidade da água apresentado na Figura 3.2, onde se pode verificar que a generalidade destes sítios se insere nas manchas mais claras, ou seja de melhor qualidade das águas de escoamento com origem nestas zonas do território. A importância deste serviço de provisão de água de boa qualidade por estes sítios, enquadrados geralmente na cabeceira da respetiva bacia hidrográfica, pode ainda ser sublinhada pelo facto de a RN fornecer entre $\frac{1}{4}$ e $\frac{1}{3}$ de toda a precipitação quer ao nível do Continente como um todo quer nas regiões Norte e Centro em que este tipo se localiza (Tabela 3.4).

Por outro lado, o tipo apresenta um reduzido nível de intensidade agrícola e níveis intermédios de intensidade de pastoreio e de biodiversidade. O nível de risco de incêndio atinge neste tipo o seu máximo, o que estará certamente relacionado com o elevado nível de precipitação combinado com uma reduzida taxa de ocupação agrícola do território, a qual está, além disso em declínio devido ao processo de abandono da agricultura nestas zona de montanha (Santos, 2006). O abandono é, portanto, um processo negativo, neste tipo, no que se refere aos níveis de provisão dos serviços redução de risco de incêndio e habitat para a biodiversidade. Além disso, atendendo aos fenómenos de erosão e poluição das águas que se seguem aos grandes incêndios, o abandono pode também comprometer o serviço qualidade da água.

Relativamente ao serviço de recreio e lazer, este tipo apresenta níveis semelhantes aos dos tipos 1 e 2.

Em termos de pressão turística este tipo apresenta o valor mínimo (mas próximo do tipo 1).

Observando a lista de sítios da RN englobados neste tipo e a sua localização geográfica, pode verificar-se que este tipo inclui a totalidade dos sítios da RN em Portugal com

representação das espécies e habitats associados às montanhas de ecologia mais atlântica (Santos, 2006).

3.2.2. CORRESPONDÊNCIA ENTRE TIPOLOGIA DE SÍTIOS DE ACORDO COM A PROVISÃO DE SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS E TIPOLOGIA DE ACORDO COM VALORES NATURAIS

Uma das maiores questões discutidas em torno da gestão de SE, é o facto de não se saber ao certo até que ponto os SE e os valores naturais se influenciam e que forma (positivamente/negativamente) (Haines-Young e Potschin, 2009). Antes de implementar qualquer estratégia de gestão focada nos SE é importante perceber até que ponto os objetivos traçados para a conservação de valores naturais são garantidos. Uma de três situações pode ocorrer: a) estratégia de gestão para valorizar SE assegura consequentemente todos os objetivos de conservação da biodiversidade. Neste caso a estratégia de gestão do pode ser feita totalmente focada na maximização dos SE; b) as duas estratégias de gestão não são exatamente idênticas, mas é possível encontrar-se temas comuns e melhorar a consistência. Num caso destes, a estratégia de gestão a por em prática deverá ser uma conjugação de medidas de valorização dos SE com medidas de conservação de valores naturais; c) as duas estratégias são completamente incompatíveis e inconciliáveis. E sendo assim, a equipa de gestão terá de tomar uma decisão de que valores pretende assegurar, tendo de escolher entre conservar biodiversidade ou valorizar SE.

Para sabermos se a tipologia de sítios de acordo com o padrão de provisão de múltiplos SE, neste trabalho x a tipologia dos mesmos sítios de acordo com os valores naturais (Santos, 2006) estão relacionados significativamente, procedemos ao teste Chi-quadrado.

O teste Chi-quadrado sobre a tabela de contingência das duas tipologias mostra que se pode rejeitar a hipótese nula de o padrão de provisão de múltiplos SE por um determinado sítio ser independente do cabaz de valores naturais desse mesmo sítio.

Assim, sabendo que uma gestão com base nos SE tem impacto nos valores naturais, é então relevante determinar quais os valores naturais que são impactados pelas diferentes medidas e que efeito esta exerce sobre estes.

Abaixo apresentamos, para cada um dos quatro tipos de sítios de acordo com a provisão de SE, os valores naturais para os quais se deverá manter o foco, caso a gestão de SE seja implementada. De notar que, nesta dissertação, são apenas indicados os valores naturais sobre influência das estratégias de tipos de sítios de acordo com a provisão de SE, sem apresentar quais os impactos que ocorreriam sobre estes (valores naturais), nem as respetivas medidas para os gerir.

O Tabela 3.9 apresenta para cada um dos quatro tipos de sítios (serviço de ecossistema), quais os tipos de sítios de acordo com os valores naturais que estão mais concentrados neste. São estes os valores naturais nos quais se deve manter o foco ao implementar uma estratégia de gestão de SE para qualquer um dos quatro tipos de sítios.

Tabela 3.9. : Perfis correspondência dos tipos de sítios de acordo com os valores naturais pelos tipos de sítios de acordo com a provisão de serviços de ecossistemas

| SE | VN | | | | | | | | | | | | Massa |
|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | VN1 | VN2 | VN3 | VN4 | VN5 | VN6 | VN7 | VN8 | VN9 | VN10 | VN11 | VN12 | |
| SE1 | ,500 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | ,000 | ,000 | ,000 | 1,000 | ,000 | ,333 | 1,000 | ,000 | ,540 |
| SE2 | ,125 | ,000 | ,000 | ,000 | ,000 | ,000 | ,000 | ,000 | ,333 | ,333 | ,000 | ,000 | ,063 |
| SE3 | ,000 | ,000 | ,000 | ,000 | ,000 | ,167 | ,000 | ,000 | ,667 | ,167 | ,000 | ,333 | ,079 |
| SE4 | ,375 | ,000 | ,000 | ,000 | 1,000 | ,833 | 1,000 | ,000 | ,000 | ,167 | ,000 | ,667 | ,317 |
| Margem ativa | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | 1,000 | |

Legenda:

| | |
|--|--|
| Tipologia de sítios definida com base no padrão de Serviços de ecossistemas | Tipologia de sítios definida com base nos Valores Naturais (Santos, 2006) |
| SE1 – Biodiversidade Agrícola/Mediterrâneo | VN1 – Terras Calcárias |
| SE2 – Pressão Turística | VN2 – Floresta Mediterrânica |
| SE3 – Agricultura Intensiva | VN3 – Montado |
| SE4 – Água/Montanhas/Norte&Centro | VN4 – Pseudoestepes |
| | VN5 – Grandes Montanhas do Norte |
| | VN6 – Serras e vales do Noroeste |
| | VN7 – Serras Florestais do Centro |
| | VN8 – Vales do Douro |
| | VN9 – Litoral Centro |
| | VN10 – Zonas Húmidas Costeiras |
| | VN11 – Estuários e Pauis Agrícolas |
| | VN12 – Litorais e Rios de Noroeste |

Legenda de cores no Tabela:

- Tipo de sítios de acordo com os valores naturais (coluna) que concentra 100% dos seus sítios em apenas um tipo de sítios de acordo com a provisão de SE (da linha)
- Tipo de sítios de acordo com os valores naturais (coluna) que concentra 50% ou mais (excluindo o 100%) dos seus sítios em apenas um tipo de sítios de acordo com a provisão de SE (da linha)
- Tipo de sítios de acordo com os valores naturais (coluna) que concentra até 50% (excluindo o 0%) dos seus sítios em apenas um tipo de sítios de acordo com a provisão de SE (da linha)

Tipo 1 - Biodiversidade Agrícola/Mediterrâneo

Neste tipo, as medidas de gestão devem ir de encontro com práticas de agricultura adequada, tendo em atenção a intensidade e a ocupação do solo, no sentido de manter, ou aumentar, a biodiversidade agrícola mediterrânea. A aplicação de uma estratégia de gestão com base nos SE, neste contexto irá causar impactos nos valores naturais associados à floresta mediterrânica (VN2), ao montado (VN3), as pseudoestepes (VN4), aos vales do Douro (VN8) e aos estuários e pauis (VN11). Estes são valores que estão concentrados na sua totalidade no tipo 1. Devem ter também em atenção os valores naturais relativos a terras calcárias (VN1) e zonas húmidas costeiras (VN10), que embora não estejam 100%

concentrados neste tipo mostram ainda ter alguma correspondência. É necessário fazer, então, uma comparação entre a estratégia de gestão do tipo 1 com as estratégias de gestão dos tipos de sítios de acordo com os valores naturais supramencionadas, e ajustar as medidas da estratégia de gestão do tipo 1, no sentido de garantir todos os objetivos dos valores naturais concentrados neste tipo. Este ajuste integrado de estratégias poderá ser desenvolvido em pesquisas futuras utilizando com referência estes resultados e as medidas de gestão para os tipos de sítios de acordo com os valores naturais apresentadas em Santos (2006).

Tipo 2 - Pressão Turística

No tipo 2 (Pressão Turística), a estratégia de gestão centra-se nos objetivos de reduzir a pressão turística e evitar o agravamento do processo de abandono na agricultura, no sentido de impactar positivamente a biodiversidade, essencialmente o serviço de habitat. Ainda para este tipo, a concentração dos valores naturais seja mais difusa, ou seja, nenhum dos valores naturais se concentra a 100% neste tipo, é necessário manter o foco nos valores naturais associados a terras calcárias (VN1), a litoral centro (VN9) e zonas húmidas costeiras (VN10), caso se aplique uma estratégia de gestão com base nos SE. É necessário fazer, então, uma comparação entre a estratégia de gestão do tipo 2 com as estratégias de gestão dos tipos de sítios de acordo com os valores naturais supramencionadas, e ajustar as medidas da estratégia de gestão do tipo 2, no sentido de garantir todos os objetivos dos valores naturais concentrados neste tipo. Este ajuste integrado de estratégias poderá ser desenvolvido em pesquisas futuras utilizando com referência estes resultados e as medidas de gestão para os tipos de sítios de acordo com os valores naturais apresentadas em Santos (2006).

Tipo 3 - Agricultura Intensiva

Neste tipo, as medidas de gestão devem de ir de encontro com práticas de agricultura adequada, atingindo sistemas agrícolas menos intensivos. Para implementar uma estratégia de gestão com base nos SE em sítios do tipo 3 (Agricultura Intensiva), o foco deve manter-se em simultâneo nos impactos que irá provocar sobre os valores naturais associados ao litoral centro (VN9), que se encontra concentra a 100% no tipo 3, e também os valores naturais associados as serras e vales do noroeste (VN6), as zonas húmidas costeiras (VN10) e aos litorais e rios do noroeste (VN12). É necessário fazer, então, uma comparação entre a estratégia de gestão do tipo 3 com as estratégias de gestão dos tipos de sítios de

acordo com os valores naturais supramencionadas, e ajustar as medidas da estratégia de gestão do tipo 3, no sentido de garantir todos os objetivos dos valores naturais concentrados neste tipo. Este ajuste integrado de estratégias poderá ser desenvolvido em pesquisas futuras utilizando com referência estes resultados e as medidas de gestão para os tipos de sítios de acordo com os valores naturais apresentadas em Santos (2006).

Tipo 4 - Água/Montanhas do Norte&Centro

Neste tipo as medidas de gestão devem centrar-se na questão do abandono da agricultura, na tentativa de reverter o processo. Para implementar uma gestão com base nos SE em sítios do tipo 4 (Água/Montanhas do Norte&Centro) deve manter-se o foco também nos impactos sobre nos valores naturais relacionados com as grandes montanhas do norte (VN5) e as serras florestais do centro (VN7), estando estes concentrados na 100% neste tipo. Além destes, os valores naturais associados as serras e vales do noroeste (VN6) litorais e rios do noroeste (VN12), terras calcárias (VN1) e zonas húmidas costeiras (VN10) devem também ser considerados, pois, mesmo não estando completamente concentrados neste tipo, ainda têm alguma representação que deve ser considerada. É necessário fazer, então, uma comparação entre a estratégia de gestão do tipo 4 com as estratégias de gestão dos tipos de sítios de acordo com os valores naturais supramencionadas, e ajustar as medidas da estratégia de gestão do tipo 4, no sentido de garantir todos os objetivos dos valores naturais concentrados neste tipo. Este ajuste integrado de estratégias poderá ser desenvolvido em pesquisas futuras utilizando com referência estes resultados e as medidas de gestão para os tipos de sítios de acordo com os valores naturais apresentadas em Santos (2006).

CAPÍTULO 4

4. CONCLUSÃO

Os resultados da análise de diferenças de provisão de SE, dentro e fora da RN, indicou quais destes ocorrem com mais incidência dentro ou fora da RN. Dois (Turismo de Natureza e Qualidade da Água) dos quatro SE testados indicam maior provisão do serviço dentro desta. Esta informação serve para tomar conhecimento do valor dos serviços que ocorrem na RN, que independentemente de este ser efeito das medidas da RN ou ser por causalidade²⁶, são, bens públicos, protegidos pela área e que podem ser geridos para proveito do bem-estar da sociedade. Esta informação poderá servir de ponto de partida para exercícios de valorização dos SE, para assim beneficiar a conservação da natureza, tornando-a mais viável economicamente e socialmente mais aceite. Os serviços que não mostraram níveis de provisão significativamente melhores dentro da RN (Resistência a incêndio e Biodiversidade, indicado pela de intensidade de pastoreio, que embora não apresente diferença significativa, indica existir maior Biodiversidade dentro da RN), são serviços que poderão ser mais estudados na tentativa de encontrar meios para, eventualmente, melhorar a sua provisão, a partir de estratégias de gestão mais eficiente da RN.

Os resultados mostraram também ser possível agrupar os sítios da RN numa tipologia de acordo com os níveis de provisão dos seus SE. Está tipologia poderá ser utilizada como ferramenta para novas estratégias de gestão dos sítios da RN, no sentido de otimizar os SE que ocorrem dentro da RN, bem como ser utilizada para exercícios de valorização, e captação de receitas aplicáveis ao financiamento da própria conservação.

Averiguou-se, para os sítios da RN, uma das condições necessárias para que possa existir consistência entre, uma estratégia de promoção dos SE de um sítio e outra (estratégia), de conservação dos valores naturais (espécies e habitats) do mesmo sítio: O padrão de provisão de múltiplos SE dos tipos de sítios está significativamente associado ao cabaz de valores naturais a conservar nesse tipo de sítios.

Em sequência, foram também identificados para a estratégia de gestão de cada tipo de sítios de acordo com a provisão de SE, quais os valores naturais nos quais se deve também manter o foco, no sentido ajustar a estratégia de gestão para alcançar em simultâneo os objetivos da conservação da natureza e biodiversidade, que é objetivo central da existência da RN. Os valores naturais, associados aos tipos de sítios de acordo com os valores naturais, para os quais foi identificado uma ocorrência concentrada num dos tipos de sítios de acordo

²⁶ No capítulo dos Resultados e Discussão, é exposta mais em detalhe a questão da causalidade.

com a provisão de SE, devem ser considerados em futuras pesquisas, onde se faça a comparação entre as medidas de gestão, com base em ambas as tipologias, no sentido de ajusta-las para garantir que uma gestão da provisão de SE também garanta os objetivos da conservação dos valores naturais. Desta forma, a tipologia de serviços “SE” poderá ser considerada como uma opção viável, para ser a base de novas estratégias de gestão, que por um lado maximizam os SE, e conseqüentemente aumenta o bem-estar social, as oportunidades de gestão mais sustentável (em termos financeiros) e a maior aceitação social para a conservação da natureza. Acima de tudo, poderá ser uma opção viável que acaba por promover os objetivos da RN, nomeadamente a conservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Boyd, J., and S. Banzhaf. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63, pp.616–626.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C. e Daily, G.C. (2006). Conservation planning for ecosystem services. *Plos Biology* 4(11), pp. 2138-2152.
- Connell, J. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335), pp.1302-1310.
- Cooper, T., Arblaster, K., Baldock, D., Farmer, M., Beaufoy, G., Jones, G., Poux, X., McCracken, D., Bignal, E., Elbersen, B., Wascher, D., Angelstam, P., Roberge, J., Pointereau, P., Seffer, J. e Galvanek, D. (2006). *Final Report for the Study on HNV Indicators for Evaluation. Contract notice 2006-G4-04*. Institute for European Environmental Policy, London, UK.
- Costanza, R., D'Arge, R., DeGroot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P. and van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services e natural capital. *Nature*, 387(6630), pp.253-260.
- Daily, G. C., Alexander, S., Ehrlich, P. R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P. A., Mooney, H. A., Postel, S., Schneider, S. H., Tilman, D. e Woodwell, G. M. (1997). Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology*, 2, pp.2 – 18.
- Dietz, S., Hope, C. e Patmore, N. (2007). Some economics of 'dangerous' climate change: Reflections on the Stern Review. *Global Environmental Change*, 17(3-4), pp.311-325.
- Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., Harlow, J., Jefferiss, P., Kirkby, C., Morling, P., Mowatt, S., Naidoo, R., Paavola, J., Strassburg, B., Yu, D. e Balmford, A. (2008). Ecosystem Services And Economic Theory: Integration For Policy-Relevant Research. *Ecological Applications*, 18(8), pp.2050-2067.

Fisher, B., Turner, R. e Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), pp.643-653.

Haines-Young, R.H. e Potschin, M.P. (2009). *Methodologies for defining and assessing ecosystem services*. Final Report, JNCC, Project Code C08-0170-0062, 69 pp.

Johnson, A.R. e Wichern, D.W. (1998). *Applied Multivariate Statistical Analysis* – Fourth Edition. Prentice-Hall.

Madureira L., Santos J. L., Ferreira A. e Guimarães H. (2013a). Feasibility Study on the Valuation of Public Goods and Externalities in EU Agriculture. Edited by Maria Espinosa e Sergio Gomez y Paloma, European Commission, EUR 26135 – Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies. EUR – Scientific and Technical Research series – ISSN 1831-9424 (online). Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Madureira, L., Magalhães, P., Silva, P., Marinho, C. e Oliveira, R. (2013b). *Economia dos Serviços de Ecossistema – Um guia para conhecer e valorizar serviços de agroecossistemas em áreas protegidas de montanha*. Lisboa: Quercus – Associação Nacional de Conservação da Natureza.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Ojha, H., Persha, L. e Chhatre A. (2009). *Community Forestry in Nepal A Policy Innovation for Local Livelihoods*. International Food Policy Research Institute, Projeto Millions Fed: Proven Successes in Agricultural Development.

Pyke, C. R. (2007). The Implications of Global Priorities for Biodiversity and Ecosystem Services Associated with Protected Areas. *Ecology and Society*. 12 (1), pp.4.

Santos J.L. (coord.) (2006). *Uma estratégia de gestão agrícola e florestal para a Rede Natura 2000*. Instituto de Conservação da Natureza (ICN), Lisboa, 2006.

Tallis, H. e Polasky, S. (2009). Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), pp.265-283.

TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*). (2010). In: Kumar, P. (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London, Washington.

UK NEA (National Ecosystem Assessment). (2011). The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, LWEC, UK.

Referências e recursos online

APA (Agência Portuguesa do Ambiente - Atlas do Ambiente). (2014) [online] Disponível em: <http://sniamb.apambiente.pt/webatlas> [Consut. 27 Abril 2014].

Google Maps. (2014). *Google Maps*. [online] Disponível em: <https://www.google.pt/maps> [Consut. 22 Abril 2014].

IGEO (Informação Geográfica). (2014). [online] Disponível em: <http://www.igeo.pt/DadosAbertos/Listagem.aspx#> [Consut. 23 Maio 2014].

ICNF (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas). (2014). *Áreas Protegidas, Rede Natura e Sítios Ramsar - Portugal continental — ICNF*. [online] Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/cart/ap-rn-ramsar-pt> [Consut. 15 Abril 2014].

INE (Instituto Nacional de Estatística). (2014). [online] Disponível em: http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_base_dados [Consut. 8 Abril 2014].

Ingram, J. C., Redford, K. H. e Watson, J. E.M. (2012) Applying Ecosystem Services Approaches for Biodiversity Conservation: Benefits and Challenges, *S.A.P.I.EN.S* [Online], Disponível em: <http://sapiens.revues.org/1459> [Consut. 11 Setembro 2014].

RNET (Registo Nacional de Turismo). (2014). [online] Disponível em: <https://rnt.turismodeportugal.pt/RNET/Registos.ConsultaRegisto.aspx?Origem=CP&MostraFiltro=True> [Consut. 22 Abril 2014].

Referências de programas utilizados

QGIS Development Team, 2014. Quantum GIS Geographic Information System, QGIS 2.2 - Valmiera. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.

IBM Corp. Released 2013. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.

ANEXO I

Tabela 1: Categorias e descrição de serviços de ecossistemas (MEA, 2005 e TEEB, 2010 in Madureira *et al.*, 2013b)

| MEA (2005) | TEEB (2010) |
|--|---|
| Serviço de aprovisionamento | |
| <p>Alimento e fibra (p.e. produtos alimentares) Água potável (p.e. consumo, irrigação) Bioquímicos, medicamentos naturais e produtos farmacêuticos (p.e. materiais biológicos derivados dos ecossistemas) Combustível (p.e. materiais biológicos que servem como fonte de energia) Recursos genéticos (p.e. melhoramento cultural e biotecnologia) Recursos ornamentais (p.e. flores)</p> | <p>Alimento (p.e. peixe) Água (p.e. consumo, irrigação,) Recursos medicinais (p.e. produtos bioquímicos) Matérias primas (p.e. fibras, madeira, lenha, forragem, fertilizante) Recursos genéticos (p.e. medicina) Recursos ornamentais (p.e. artesanato)</p> |
| Serviço de regulação | |
| <p>Regulação da qualidade do ar (p.e. a extração de químicos pela atmosfera, que influencia em muitos aspetos a qualidade do ar) Regulação climática (p.e. a cobertura do solo, que afeta a temperatura e a precipitação) Proteção da água (p.e. o tempo e magnitude de escoamento, inundações, recarga dos aquíferos) Purificação da água e tratamento de resíduos (ecossistemas podem ser uma fonte de impurezas mas filtros e decompositores de resíduos orgânicos) Prevenção da erosão (cobertura de solo desempenha um papel muito importante) Regulação de doenças humanas (alterações nos ecossistemas podem alterar a abundância de patogénicos e vetores de doenças) Polinização (mudanças nos ecossistemas afetam a prevalência de pragas e doenças nas culturas)</p> | <p>Regulação da qualidade do ar (p.e. captura de partículas poluentes, químicos etc.) Regulação climática (p.e. sequestro de carbono, influência da vegetação nas chuvas, etc.) Moderação de eventos extremos (p.e. proteção contra tempestades, cheias, fogos) Regulação dos fluxos de água (p.e. drenagem natural, irrigação e prevenção da seca) Tratamento de resíduos (especialmente: purificação de água) Prevenção da erosão Manutenção da fertilidade de solo (inclui formação do solo) Polinização Controlo biológico (p.e. dispersão de sementes, regulação de pragas e doenças)</p> |
| Serviços culturais | |
| <p>Valor estético Recreação e Ecoturismo Inspiração (p.e. arte, folclore, símbolos nacionais, arquitetura e publicidade) Valores religiosos e espirituais Sistemas de conhecimento (ecossistemas influenciam o tipo de conhecimento formal e tradicional desenvolvido por diferentes culturas) Valores de Património Cultural Diversidade cultural (diversidade de ecossistemas é um fator que influencia a diversidade das culturas) Sensação de lugar Relações Sociais</p> | <p>Informação estética Oportunidade de recreio e turismo Inspiração para arte, design e cultura Experiências espirituais Informação de desenvolvimento cognitivo</p> |
| Serviço de suporte | |
| <p>Serviços necessários para a produção de outros bens ou serviços (alguns serviços como a regulação da erosão podem ser classificados como suporte e regulação dependendo da escala de tempo e rapidez de impacto)</p> | <p>Serviços de habitat Manutenção dos ciclos de vida (incluem serviços de reprodução/viveiro/berçário) Manutenção da diversidade genética (em especial património genético)</p> |

ANEXO II

Tabela 1: Lista de Sítios (ZPEs e SICs)

| Sítio (ZPEs&SICs) | NomeZPE | Nome SIC |
|--|---|---------------------------------|
| PTZPE0011_PTZPE0012_ PTCON0011 | Estuário do Sado; Açude da Murta | Estuário do Sado |
| PTZPE0010_PTCON0009 | Estuário do Tejo | Estuário do Tejo |
| PTCON0034 | | Comporta/Galé |
| PTZPE0045_PTCON0053 | Mourão/Moura/Barrancos | Moura/Barrancos |
| PTCON0007 | | São Mamede |
| PTZPE0050_PTCON0010 | Cabo Espichel | Arrábida/Espichel |
| PTZPE0015_PTCON0012 | Costa Sudoeste | Costa Sudoeste |
| PTZPE0047_PTCON0036 | Vale do Guadiana | Guadiana |
| PTZPE0038_PTCON0022 | Douro Internacional e Vale do Águeda | Douro Internacional |
| PTCON0050 | | Cerro da Cabeça |
| PTCON0049 | | Barrocal |
| PTCON0048 | | Serra de Montejunto |
| PTCON0042 | | Minas de St. Adrião |
| PTZPE0042 | Tejo Internacional, Erges e Ponsul | |
| PTCON0044 | | Nisa/Lage da Prata |
| PTCON0033 | | Cabrela |
| PTCON0029 | | Cabeção |
| PTZPE0039 | Vale do Coa | |
| PTZPE0037_PTCON0021 | Rios Sabor e Maçãs | Rios Sabor e Maçãs |
| PTCON0043 | | Romeu |
| PTCON0023 | | Morais |
| PTZPE0007_PTCON0004 | Serra da Malcata | Malcata |
| PTCON0057 | | Caldeirão |
| PTCON0037 | | Monchique |
| PTCON0027 | | Carregal do Sal |
| PTCON0028 | | Gardunha |
| PTZPE0049_PTCON0054 | Lagoa Pequena | Fernão Ferro/Lagoa de Albufeira |
| PTZPE0013 | Lagoa de Santo André | |
| PTZPE0006 | Paul da Madriz | |
| PTZPE0005_PTCON0005 | Paul de Arzila | Arzila |
| PTCON0032 | | Rio Guadiana/Juromenha |
| PTZPE0014 | Lagoa da Sancha | |
| PTZPE0046 | Castro Verde | |
| PTZPE0043_PTZPE0054_ PTZPE0059_PCON0030 | Campo Maior; São Vicente; Torre da Bolsa | Caia |
| PTCON0035 | | Alvito/Cuba |
| PTZPE0040 | Paul do Taipal | |
| PTZPE0008 | Paul do Boquilobo | |
| PTCON0031 | | Monfurado |
| PTCON0041 | | Samil |
| PTZPE0017_PTZPE0018_ PTCON0013 | Ria Formosa; Sapais de Castro Marim | Ria Formosa/Castro Marim |

| | | |
|---------------------|----------------------------------|-----------------------------------|
| PTCON0058 | | Ria de Alvor |
| PTCON0052 | | Arade/Odelouca |
| PTCON0008 | | Sintra/Cascais |
| PTCON0056 | | Peniche/Santa Cruz |
| PTCON0055 | | Dunas de Mira, Gôndara e Gafanhas |
| PTCON0026 | | Rio Vouga |
| PTZPE0004 | Ria de Aveiro | |
| PTCON0017 | | Litoral Norte |
| PTCON0016 | | Cambarinho |
| PTZPE0003_PTCON0002 | Montesinho/Nogueira | Montesinho/Nogueira |
| PTZPE0002_PTCON0001 | Serra do Gerês | Peneda/Gerês |
| PTCON0025 | | Montemuro |
| PTCON0003 | | Alvão/Marão |
| PTCON0014 | | Serra da Estrela |
| PTCON0059 | | Rio Paiva |
| PTCON0047 | | Serras de Freita e Arada |
| PTCON0040 | | Corno do Bico |
| PTCON0039 | | Serra d'Arga |
| PTCON0024 | | Valongo |
| PTCON0060 | | Serra da Lousã |
| PTCON0051 | | Complexo do Açor |
| PTCON0020 | | Rio Lima |
| PTCON0019 | | Rio Minho |
| PTCON0045 | | Alvaizere |
| PTCON0015 | | Serras d'Aire e Candeeiros |
| PTZPE0001 | Estuários dos Rios Minho e Coura | |
| PTCON0046 | | Azabuxo/Leiria |
| PTCON0038 | | Ribeira de Quarteira |
| PTCON0018 | | Barrinha de Esmoriz |

ANEXO III

Tabela 1: Lista de sítios do tipo 1 – Biodiversidade Agrícola/Mediterrâneo

| Sítios | Nome ZPE | Nome SIC |
|--|--|---------------------------------|
| PTZPE0050_PTCO0010 | Cabo Espichel | Arrábida/Espichel |
| PTZPE0015_PTCO0012 | Costa Sudoeste | Costa Sudoeste |
| PTZPE0045_PTCO0053 | Mourão/Moura/Barrancos | Moura/Barrancos |
| PTCO0007 | | São Mamede |
| PTZPE0047_PTCO0036 | Vale do Guadiana | Guadiana |
| PTZPE0038_PTCO0022 | Douro Internacional e Vale do Águeda | Douro Internacional |
| PTZPE0011_PTZPE0012_PTCO0011 | Estuário do Sado; Açude da Murta | Estuário do Sado |
| PTZPE0010_PTCO0009 | Estuário do Tejo | Estuário do Tejo |
| PTCO0034 | | Comporta/Galé |
| PTCO0050 | | Cerro da Cabeça |
| PTCO0049 | | Barrocal |
| PTCO0042 | | Minas de St. Adrião |
| PTZPE0007_PTCO0004 | Serra da Malcata | Malcata |
| PTCO0057 | | Caldeirão |
| PTCO0037_PTCO0037 | | Monchique |
| PTZPE0042 | Tejo Internacional, Erges e Ponsul | |
| PTCO0044 | | Nisa/Lage da Prata |
| PTZPE0039 | Vale do Coa | |
| PTZPE0037_PTCO0021 | Rios Sabor e Maçãs | Rios Sabor e Maçãs |
| PTCO0043 | | Romeu |
| PTCO0023 | | Morais |
| PTZPE0049_PTCO0054 | Lagoa Pequena | Fernão Ferro/Lagoa de Albufeira |
| PTZPE0013 | Lagoa de Santo André | |
| PTZPE0006 | Paul da Madriz | |
| PTZPE0005_PTCO0005 | Paul de Arzila | Arzila |
| PTZPE0014 | Lagoa da Sancha | |
| PTCO0033 | | Cabrela |
| PTCO0031 | | Monfurado |
| PTCO0029 | | Cabeção |
| PTZPE0046 | Castro Verde | |
| PTZPE0043_PTZPE0054_PTZPE0059_PTCO0030 | Campo Maior; São Vicente; Torre da Bolsa | Caia |
| PTCO0032 | | Rio Guadiana/Juromenha |
| PTZPE0040 | Paul do Taipal | |
| PTZPE0008 | Paul do Boquilobo | |
| PTCO0041 | | Samil |
| PTCO0035 | | Alvito/Cuba |

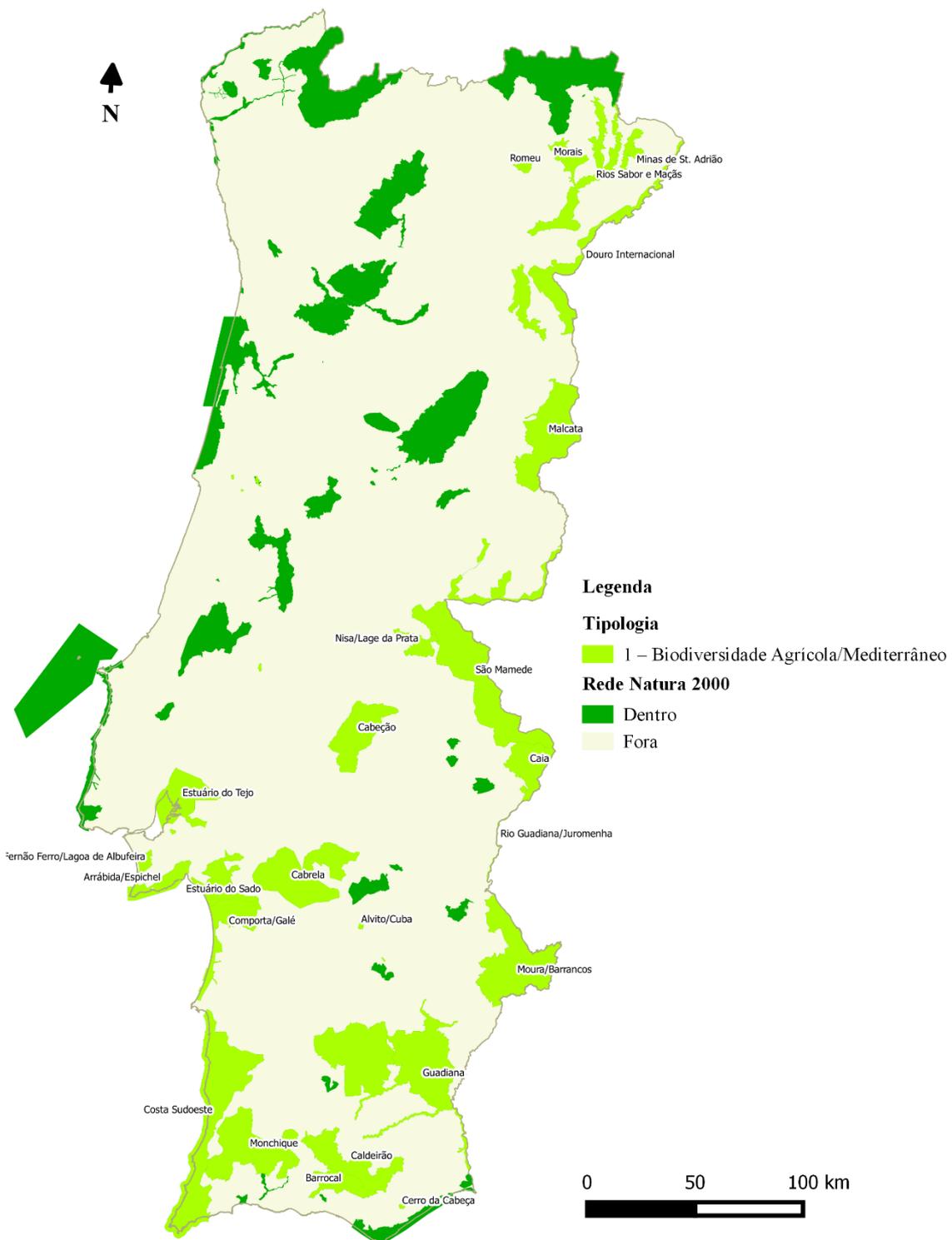


Figura 1: Sítios da Rede Natura 2000 tipo 1 – Biodiversidade Agrícola/Mediterrâneo

Tabela 2: Lista de sítios do tipo 2 – Pressão Turística

| Sítios | Nome ZPE | Nome SIC |
|-------------------------------|-------------------------------------|--------------------------|
| PTCON0052 | | Arade/Odelouca |
| PTCON0008 | | Sintra/Cascais |
| PTZPE0017_PTZPE0018_PTCON0013 | Ria Formosa; Sapais de Castro Marim | Ria Formosa/Castro Marim |
| PTCON0058 | | Ria de Alvor |

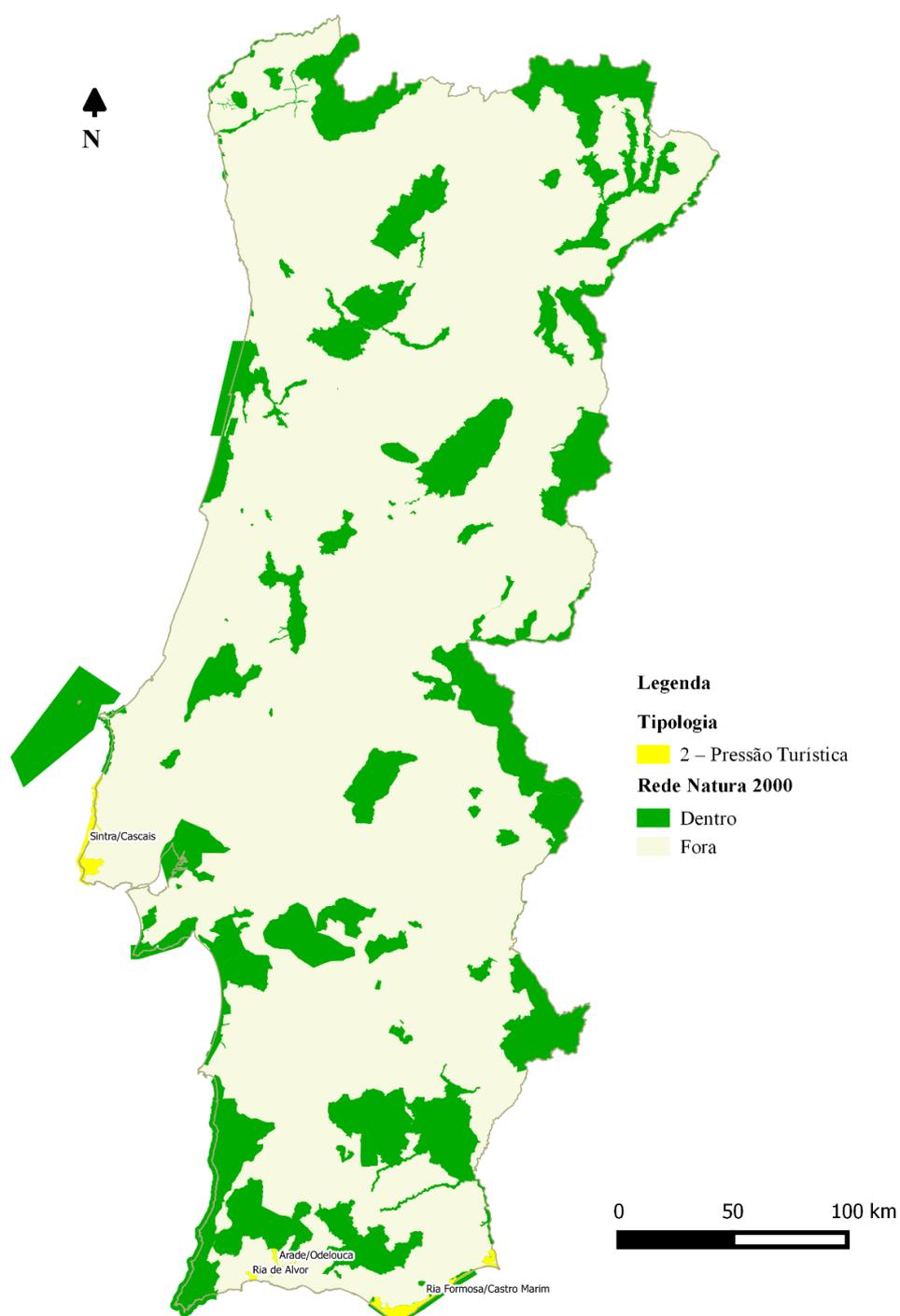


Figura 2: Sítios da Rede Natura 2000 tipo 2 – Pressão Turística

Tabela 3: Lista de sítios do tipo 3 – Agricultura Intensiva

| Sítios | Nome ZPE | Nome SIC |
|-----------|---------------|-----------------------------------|
| PTCON0026 | | Rio Vouga |
| PTCON0056 | | Peniche/Santa Cruz |
| PTCON0055 | | Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas |
| PTZPE0004 | Ria de Aveiro | |
| PTCON0017 | | Litoral Norte |
| PTCON0016 | | Cambarinho |
| PTCON0018 | | Barrinha de Esmoriz |

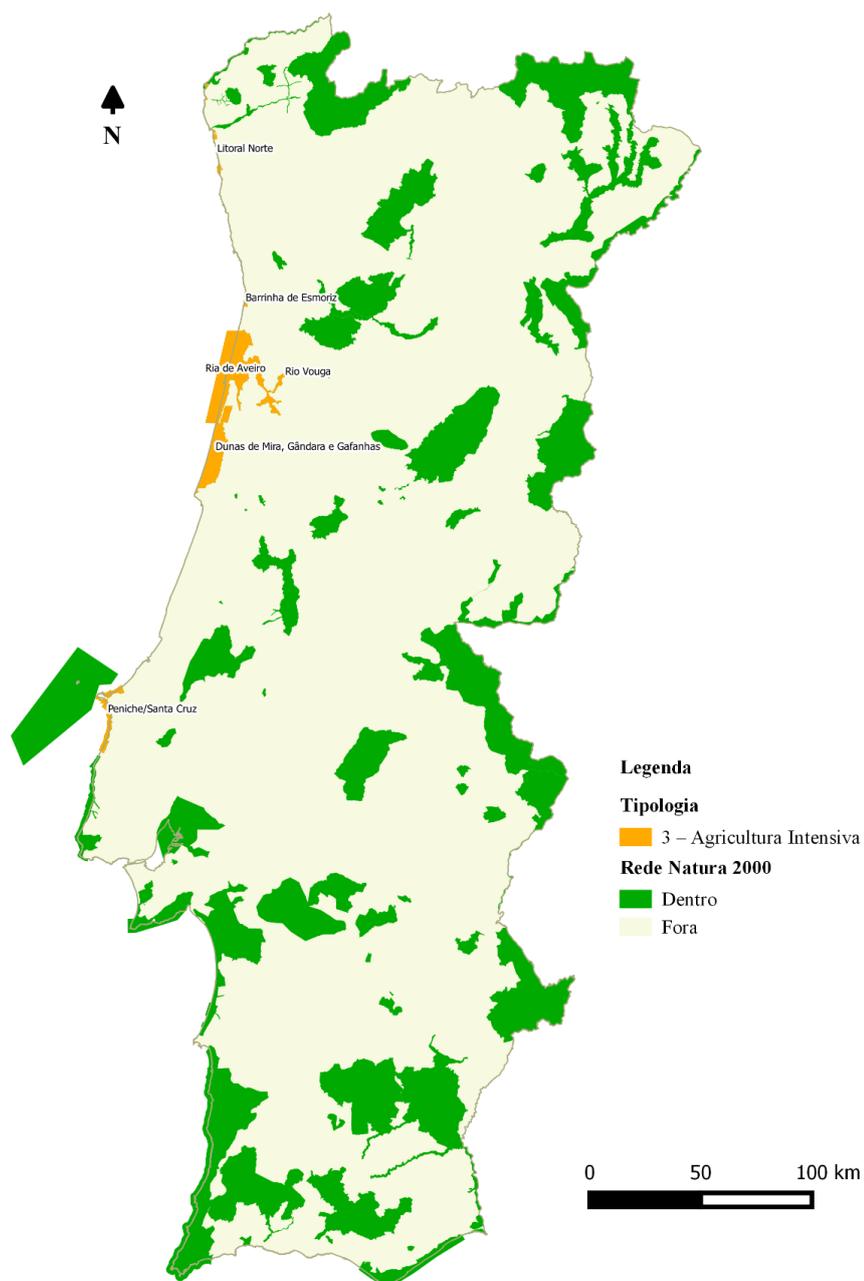


Figura 3: Sítios da Rede Natura 2000 tipo 3 – Agricultura Intensiva

Tabela 4: Lista de sítios do tipo 4 – Água/Montanhas/Norte&Centro

| Sítios | Nome ZPE | Nome SIC |
|--------------------|----------------------------------|----------------------------|
| PTZPE0003_PTCO0002 | Montesinho/Nogueira | Montesinho/Nogueira |
| PTZPE0002_PTCO0001 | Serra do Gerês | Peneda/Gerês |
| PTCO0003 | | Alvão/Marão |
| PTCO0014 | | Serra da Estrela |
| PTCO0040 | | Corno do Bico |
| PTCO0039 | | Serra d'Arga |
| PTCO0020 | | Rio Lima |
| PTCO0048 | | Serra de Montejunto |
| PTCO0045 | | Sic³/Alvaiazere |
| PTCO0015 | | Serras d'Aire e Candeeiros |
| PTCO0025 | | Montemuro |
| PTCO0059 | | Rio Paiva |
| PTCO0047 | | Serras de Freita e Arada |
| PTCO0024 | | Valongo |
| PTCO0060 | | Serra da Lousã |
| PTCO0051 | | Complexo do Açor |
| PTCO0027 | | Carregal do Sal |
| PTCO0028 | | Gardunha |
| PTZPE0001 | Estuários dos Rios Minho e Coura | |
| PTCO0019 | | Rio Minho |
| PTCO0046 | | Azabuxo/Leiria |

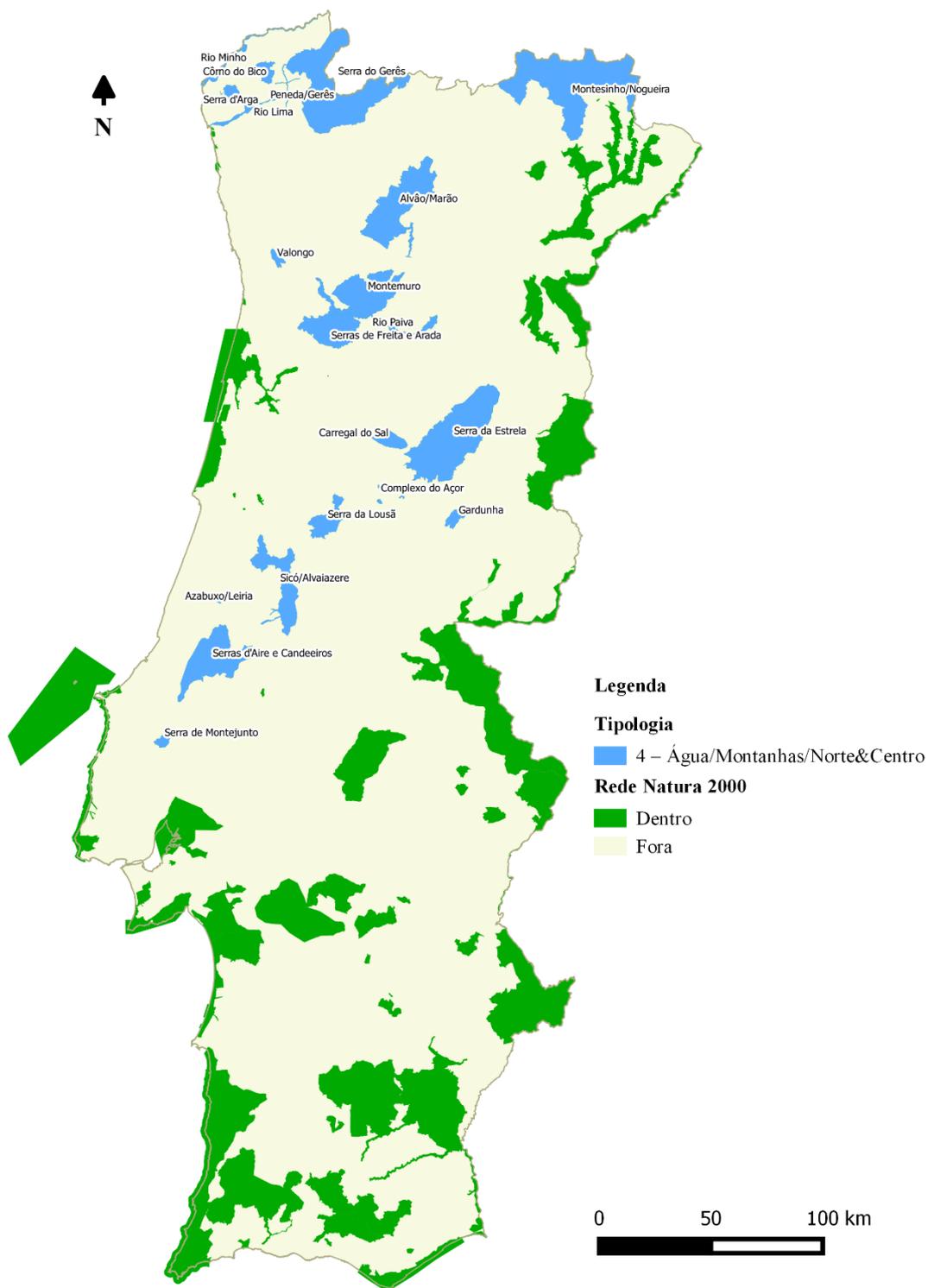


Figura 4: Sítios da Rede Natura 2000 tipo 4 – Água/Montanhas/Norte&Centro

