

O Impacto das Políticas Agrícolas no Uso do Solo: Um Estudo de Caso na Ilha Terceira (Açores: Portugal)

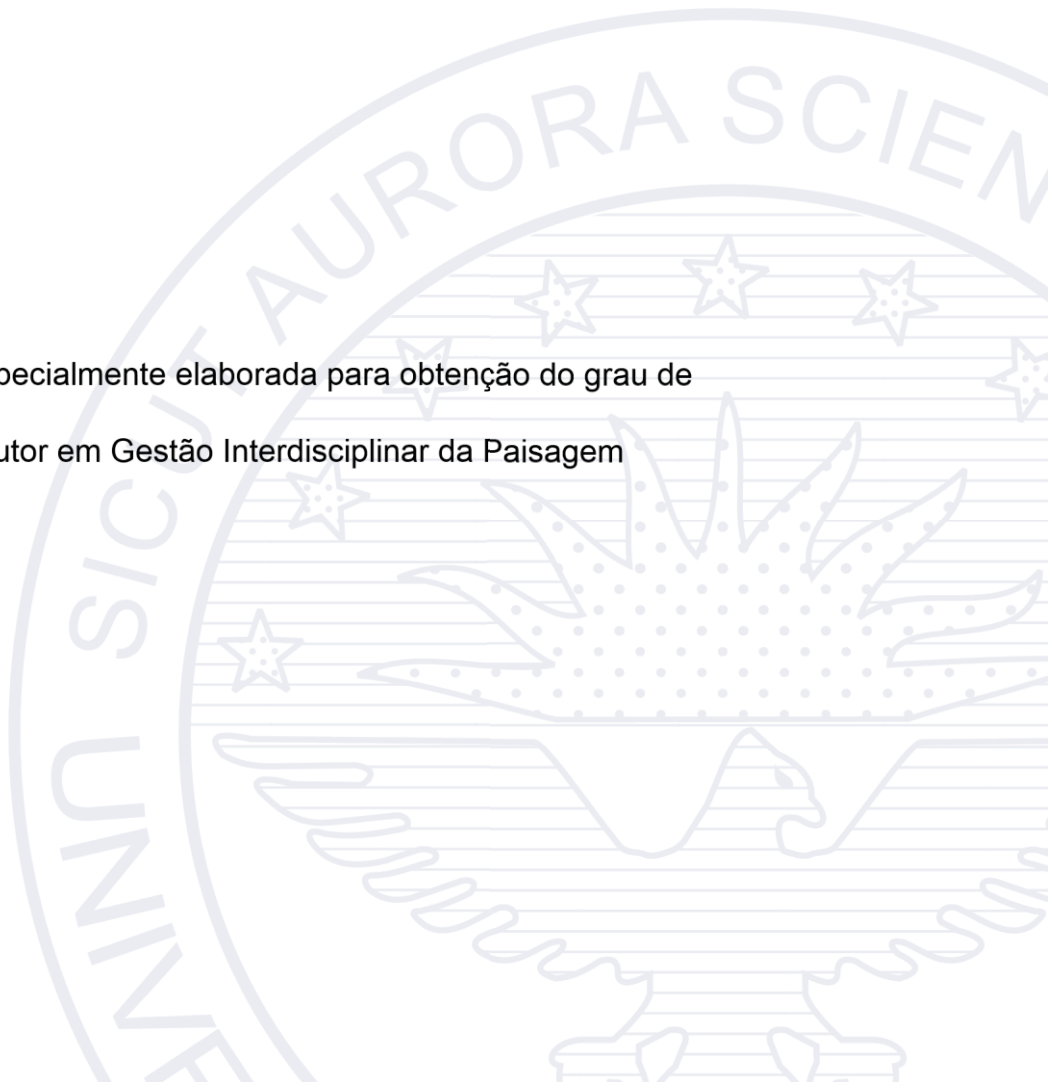
Tese de Doutoramento

João Miguel Fialho Coelho dos Reis

Orientador

Prof. Dr. Tomaz Ponce Dentinho

Tese especialmente elaborada para obtenção do grau de
Doutor em Gestão Interdisciplinar da Paisagem



Índice

Índice de figuras	iii
Índice de tabelas	iv
Agradecimentos	v
Prefácio	vi
<i>Abstract</i>	vii
Resumo	ix
1. Introdução geral.....	1
1.1. Enquadramento	2
1.2. Objetivos.....	5
2. Revisão de Literatura.....	6
2.1. Ocupação e uso do solo	6
2.2. Paisagem.....	8
2.3. Interações entre o Homem e o ambiente	9
2.3.1. Serviços dos ecossistemas	10
2.3.2. Funções e serviços das paisagens	15
2.3.3. Funções do uso do solo.....	21
2.3.4. Funções do solo	23
2.3.5. Análise comparativa das abordagens conceptuais.....	24
2.3.6. Agricultura e os serviços dos ecossistemas	26
2.4. Dinâmica da paisagem rural	28
2.4.1 Alterações do uso do solo e dinâmica da paisagem rural	28
2.4.2. Fatores de mudança da paisagem rural.....	31
2.5. Área de estudo	35
3. Aptidão e uso agrícola do solo	38
3.1. Introdução.....	38
3.2. Material e Métodos.....	39
3.2.1. Recolha de dados de uso do solo	39
3.2.2. Análise estatística	44
3.3. Resultados.....	45
3.4. Discussão	52
3.5. Conclusões.....	53
4. Tipologia das explorações agrícolas e o meio ambiente	55
4.1. Introdução.....	55
4.2. Recolha de dados	57
4.3. Análise dos dados	58

4.3.1. Seleção das variáveis	59
4.3.2. Análise de componentes principais	59
4.3.3. Análise de <i>clusters</i>	61
4.3.4. Tipologia das explorações agrícolas: classificação e descrição dos sistemas de produção.....	62
4.3.5. Distribuição das explorações agrícolas pelas classes de aptidão do solo	64
4.4. Discussão	66
4.5. Conclusões.....	68
4.6. Apêndices	69
5. Fatores de mudança intervenientes nas alterações do uso do solo agrícola	74
5.1. Introdução	74
5.2. Recolha de dados	77
5.2.1. Dados de uso do solo	77
5.2.2. Dados biofísicos	78
5.2.3. Tipologia das explorações agrícolas.....	78
5.2.4. Acessibilidade.....	79
5.2.5. Preços e subsídios agrícolas	79
5.3. Modelos	80
5.3.1. Estatística descritiva	80
5.3.2. Modelos de regressão logística binária.....	82
5.4. Resultados e discussão.....	84
5.5. Conclusões.....	89
6. Conclusões gerais	91
Bibliografia.....	95

Índice de figuras

Figura 1.1 – Área declarada de culturas arvenses na Ilha Terceira	4
Figura 1.2 - Produção e Produtividade de Leite de Vaca na Ilha Terceira.....	4
Figura 2.1 - Relação entre os serviços dos ecossistemas e o bem-estar humano	12
Figura 2.2 - Cascata dos serviços dos ecossistemas	14
Figura 2.3 - Quadro analítico do projeto SENSOR.....	22
Figura 2.4 - Serviços e desserviços associados aos ecossistemas agrícolas.....	27
Figura 2.5 - Quadro de referência para análise dos fatores de mudança na dinâmica da paisagem rural.....	33
Figura 2.6 – Produção intensiva de leite.....	36
Figura 2.7 - Paisagem pastoral seminatural.....	36
Figura 3.1 – Carta de aptidões de solo da ilha Terceira	41
Figura 3.2 – Carta de uso do solo da ilha Terceira (2001)	43
Figura 3.3 - Carta de uso do solo da ilha Terceira (2011).....	44
Figura 4.1 – Distribuição das explorações por componentes principais ($CP_1 \times CP_2$)....	61
Figura 4.2 – Carta de tipologias das explorações agrícolas da ilha Terceira.....	62
Figura 5.1 – Parcelas de silagem com milho na Ilha Terceira (2013).....	78
Figura 5.2 – Extrato da carta de acessibilidade	79
Figura 5.3 – Evolução dos preços e subsídios agrícolas	80
Figura 5.4 – Simulação de probabilidades de ocorrência de silagem de milho para diferentes classes de aptidão do solo	87
Figura 5.5 – Simulação de probabilidades de ocorrência de silagem de milho para diferentes tipos de exploração agrícola.....	88
Figura 5.6 – Simulação de probabilidades ocorrência de silagem de milho para diferentes níveis de apoio aos produtores de culturas arvenses.....	89

Índice de tabelas

Tabela 2.1 - Estrutura da CICES para os três primeiros níveis de classificação	13
Tabela 2.2 - Classificação das funções da paisagem	17
Tabela 2.3 - Classificação das funções da paisagem para efeitos de análise da multifuncionalidade da paisagem.....	18
Tabela 2.4 - Tipologia das funções da paisagem.....	19
Tabela 2.5 - Comparação de diferentes sistemas de classificação das funções das paisagens e sua relação com o conceito de serviços dos ecossistemas	20
Tabela 2.6 - Análise comparativa das abordagens conceptuais às interações entre o Homem e o ambiente.....	25
Tabela 2.7 - Paisagens agrícolas da Ilha Terceira	36
Tabela 3.1 – Restrições ambientais	40
Tabela 3.2 – Classes de aptidão do solo na ilha Terceira	40
Tabela 3.3 – Classes de uso do solo do Sistema de Identificação das Parcelas Agrícolas	42
Tabela 3.4 - Ocorrências de uso do solo por classes de aptidão (2001).....	46
Tabela 3.5 – Métricas da paisagem por classes de aptidão (2001).....	46
Tabela 3.6 - Ocorrências de uso do solo por classes de aptidão (2011).....	47
Tabela 3.7 - Métricas da paisagem por classes de aptidão (2011)	47
Tabela 3.8 – Matriz de transição de usos do solo da ilha Terceira (2001/2011).....	49
Tabela 3.9 – Análise das alterações de uso do solo por classe de aptidão do solo (2001/2011)	51
Tabela 4.1 – Análise das componentes principais.....	60
Tabela 4.2 – Distribuição dos tipos de explorações agrícolas pelas classes de aptidão de solo (2011).....	65
Tabela 4.3 – Dados do Recenseamento Agrícola por tipos de exploração (2009).....	68
Tabela 5.1 – Estatística descritiva	81
Tabela 5.2 – Evolução das variáveis quantitativas	82
Tabela 5.3 – Modelos de regressão logística do uso do solo.....	86

Agradecimentos

Agradeço ao meu orientador Tomaz Ponce Dentinho, pelo estímulo e acompanhamento, ao Miguel Tavarela e à Ana Rodrigues, pela colaboração no tratamento e análise dos dados, ao Paulo Silveira, pela partilha de informação geográfica relativa à aptidão do solo e ao meu irmão Tiago, pelo apoio na revisão do texto.

Prefácio

A presente tese de doutoramento foi elaborada na Faculdade de Ciências Agrárias e do Ambiente da Universidade dos Açores (UAç), no âmbito do curso de Gestão Interdisciplinar da Paisagem, lecionado por esta instituição em cooperação com a Universidade de Lisboa (UL) e a Universidade de Évora (UE). O plano de estudos curricular do curso de Gestão Interdisciplinar da Paisagem inclui, no primeiro semestre, a frequência de cursos avançados nos três estabelecimentos de ensino, seguida de apresentação de proposta, elaboração e defesa da tese.

No decurso dos trabalhos foram utilizados dados constantes no Sistema de Identificação de Parcelas Agrícolas e nos Pedidos de Ajuda aos regimes de apoio à agricultura da União Europeia, os quais foram cedidos pelo Instituto de Financiamento da Agricultura e Pescas (IFAP, IP) e pela Direção Regional dos Assuntos Comunitários da Agricultura (DRACA).

João Miguel Fialho Coelho dos Reis

23 de outubro de 2017

Abstract

The aim of this thesis is to evaluate the impact of agricultural policies on land use changes and its economic, social and environmental consequences. For this purpose, the case of Terceira Island (Azores: Portugal) in the beginning of the XXI century is analyzed.

The work is structured in 6 chapters, the first of which is the introduction.

Chapter 2 summarizes the literature on land use changes and its drivers, the ecosystem services, and the man-environment interactions. The prevailing view is that the landscape results from a dynamic and interrelated process of creation and evolution, and that agricultural policy interventions have direct, indirect, induced and systemic impacts, the evaluation of which requires an interdisciplinary approach.

Chapter 3 examines the question "what are the processes for land use change in course?" Based on landscape metrics and land use transition matrices, measured for different land use suitability classes, it can be concluded that changes in land use between 2001 and 2011 on Terceira Island were strongly conditioned by the land suitability classes. Consequently, the agriculture policies must take into account the biophysical diversity of the territory.

Chapter 4 embraces the question "What is the impact of land use suitability on the typology of farms?" Through factorial analysis of Terceira Island farms features and cluster analysis, eight main components were generated, which allowed the identification of seven different types of farms, which were shown to be associated with different land use suitability classes. In short, it is concluded that the farm typology is affected by the biophysical characteristics of the territory.

Chapter 5 answers the question "What are the causes and constraints of land use changes?" To answer this question, we estimated logit models that relate the maize-silage land use based on a set of explanatory variables. The results obtained demonstrate that the biophysical factors, the accessibility, the typology of the farms, the arable crops aid, the price of the meat and milk are key factors in the maize-silage production decision making, comparing to the alternative options, namely the pasture production.

Finally, Chapter 6 discusses the question "What are the effects of land use changes in the environment, in the economy and in society?" It is a final chapter of discussion which is a natural epilogue for to the results obtained in the previous chapters and introduces

some recommendations for the institutional management of sustainable development in rural areas.

Resumo

O objetivo desta tese é avaliar o impacto das políticas agrícolas nas alterações do uso do solo e suas consequências a nível económico, social e ambiental. Para o efeito, analisa-se o caso da ilha Terceira (Açores: Portugal), no início do séc. XXI.

O trabalho encontra-se estruturado em 6 capítulos, o primeiro dos quais é de introdução.

O Capítulo 2 resume a literatura sobre a alteração do uso do solo e os fatores que a condicionam, os serviços dos ecossistemas e as interações entre o homem e o ambiente. A ideia que prevalece é que a paisagem resulta de um processo dinâmico e interligado de criação e evolução, e que as intervenções da política agrícola têm impactos diretos, indiretos, induzidos e sistémicos, cuja avaliação requer uma abordagem interdisciplinar.

No Capítulo 3 é analisada a questão “quais os processos de alteração de uso do solo agrícola?”. Com base nas métricas da paisagem, e em matrizes de transição de usos do solo, aferidas para diferentes classes de aptidão, conclui-se que as alterações do uso do solo entre 2001 e 2011, na Ilha Terceira, encontram-se condicionadas pela aptidão do solo, conseqüentemente recomenda-se que as políticas agrícolas tenham em consideração a diversidade biofísica do território.

O Capítulo 4 abraça a questão “Qual o impacto da aptidão do solo na tipologia das explorações agrícolas?”. Recorrendo à análise fatorial das características das explorações agrícolas da Ilha Terceira e à análise de *clusters*, geraram-se oito componentes principais que permitiram identificar sete tipos distintos de explorações, que se revelaram associadas a diferentes classes de aptidão. Em síntese os tipos de exploração também são condicionados pelas características biofísicas do território.

No Capítulo 5 responde-se à questão “Quais as causas e as condicionantes das alterações do uso de solo?”. Para responder a esta questão estimaram-se modelos *Logit* que relacionam o uso do solo para produção de milho-silagem com base num conjunto de variáveis explanatórias. Os resultados obtidos demonstram que os fatores biofísicos, a acessibilidade, a tipologia das explorações, a ajuda à produção de culturas arvenses, o preço da carne e o preço do leite constituem fatores-chave na decisão de produção de milho-silagem face às opções alternativas, designadamente a produção de pastagem.

Finalmente no Capítulo 6 discute-se a questão “Quais os efeitos das alterações do uso do solo no ambiente, na economia e na sociedade?”. Trata-se de um capítulo final de

discussão que constitui um epílogo natural dos resultados obtidos nos capítulos precedentes e onde se emitem algumas recomendações sobre a gestão institucional do desenvolvimento sustentável em meio rural.

1. Introdução geral

A globalização, o aumento demográfico e o acelerado progresso tecnológico, com repercussões nas alterações climáticas, na dependência energética de recursos fósseis, na escassez de água e de alimentos, na perda da biodiversidade, na migração e urbanização desordenada, na instabilidade dos mercados financeiros e nas crises das finanças públicas têm vindo a modificar o sistema de valores humanos.

Para contextualizar estes fenómenos recorre-se à visão sistémica de Chadwick (1971) que caracteriza as relações entre o Homem e a natureza em quatro vértices interligados: (i) o sistema de valores humanos, que consiste na capacidade de valorar certas coisas em detrimento doutras, de construir ideias e definir objetivos; (ii) estimula o sistema de atividades humanas e conduz à modificação da paisagem natural pelo Homem; (iii) ajustando o espaço físico de modo a melhor acomodar as suas atividades, que designou de sistema de espaços adaptados; (iv) os quais, na sua complexidade, interagem com os ecossistemas naturais.

As tendências atuais sugerem que, durante o século XXI, ocorrerá uma contínua e crescente procura de produtos agrícolas, mas também de outros serviços providos pelos ecossistemas o que exigirá aos agricultores a implementação de novos espaços adaptados, derivados do diálogo entre a produção agrícola, a proteção dos recursos ambientais, a conservação da natureza e o usufruto das amenidades ambientais.

Face às limitações biofísicas e estruturais de cada local, competirá aos gestores da terra, consoante o contexto socioeconómico, político e cultural em que se inserem, decidirem a combinação ótima de serviços dos ecossistemas que irão gerar, tendo em consideração os *trade-offs* e complementaridades entre tais serviços. Em consequência, os processos de transição da paisagem que venham a ocorrer no espaço rural poderão ser muito variados, sendo certo que, perante a flutuação dos estímulos da procura dos vários serviços dos ecossistemas, cada gestor da terra verá desafiada a sua capacidade de inovação quanto ao reposicionamento do sistema produtivo, em função das determinantes da sua competitividade e sustentabilidade.

Uma visão holística da atividade agrícola levou a que o foco das ciências agrárias, ao longo dos últimos anos, tenha sido transferido da maximização da produção de alimentos e fibras para a otimização dos serviços dos ecossistemas, para a qual é necessário a

compreensão dos mecanismos que relacionam os custos e os benefícios dos diferentes usos do solo, o que requer o contributo de uma diversidade de disciplinas científicas, tais como a Ecologia, a Agronomia, a Economia ou a Sociologia (Dalgaard et al., 2003).

Neste quadro, a avaliação de políticas agrícolas, com base nos processos de alteração do uso do solo, recorre necessariamente a diferentes áreas de investigação disciplinar, como sejam a Ecologia da Paisagem, a Agroecologia, a Economia Ambiental ou a Ciência Regional, cujos paradigmas específicos acabam por ser desafiados não só pelo diálogo que é necessário estabelecer entre elas, mas também pela inevitabilidade do real que têm que compreender em conjunto.

1.1. Enquadramento

A União Europeia decidiu adotar medidas específicas nas regiões ultraperiféricas para fazer face à sua “situação social e económica estrutural (...) agravada pelo grande afastamento, pela insularidade, pela pequena superfície, pelo relevo e clima difíceis e pela sua dependência económica em relação a um pequeno número de produtos, fatores estes cuja persistência e conjugação prejudicam gravemente o seu desenvolvimento”¹ (European Commission, 2012). Por conseguinte têm vindo a ser implementados programas específicos no domínio agrícola para essas regiões (European Union, 2013). O primeiro desses programas foi o POSEIDOM², criado em 1989 para os departamentos ultramarinos franceses. Em 1991 surge o POSEIMA³, destinado aos Açores e Madeira. Em 2006, estes regimes foram substancialmente alterados e os programas POSEI passam a ser definidos para cada região pelos Estados-Membro em causa⁴. Os programas POSEI são o equivalente ao atual primeiro pilar da Política Agrícola Comum (PAC) para as regiões ultraperiféricas (Solbes, 2011) e são suportados pelo Fundo Europeu de Garantia Agrícola (FEAGA).

¹ Cf. Artigo 349.º do Tratado sobre o Funcionamento da União Europeia.

² POSEIDOM - Programa de opções específicas para fazer face ao afastamento e à insularidade dos domínios ultramarinos franceses, aprovado por decisão do Conselho Europeu (Decisão n.º 687/1989, de 22 de dezembro de 1989).

³ POSEIMA - Programa de opções específicas para fazer face ao afastamento e à insularidade da Madeira e dos Açores, aprovado por decisão do Conselho Europeu (Decisão n.º 91/315, de 26 de junho de 1991).

⁴ Programas apresentados ao abrigo do Regulamento (CE) n.º 247/2006 do Conselho, de 30 de janeiro que estabelece medidas específicas no domínio da agricultura a favor das regiões ultraperiféricas da União Europeia.

O reconhecimento dos constrangimentos estruturais das regiões ultraperiféricas permite-lhes, de igual modo, obter derrogações relativas a determinados princípios fundamentais da PAC, como sejam a atribuição de apoios dissociados da produção, ou a obrigatoriedade de adesão às práticas da “Ecologização”^{5,6}.

Neste contexto, o programa POSEI-Portugal⁷ estabeleceu um conjunto de medidas a favor das produções agrícolas locais para os Açores, incluindo pagamentos diretos aos agricultores⁸ associados a diversos setores (setor do leite e produtos lácteos, da carne de bovino, das culturas arvenses, etc.), que contribuem significativamente para o rendimento das explorações agropecuárias da região.

Em complemento ao programa POSEI-Portugal, os Açores têm vindo a beneficiar dos programas de apoio ao desenvolvimento rural no âmbito da PAC, nomeadamente o programa PRORURAL (2007-2013) e o programa PRORURAL⁺ (2014-2020).

O estudo de caso analisado na presente tese incide, em particular, sobre uma das medidas a favor das produções agrícolas locais, constante do programa POSEI para os Açores: “A ajuda aos produtores de culturas arvenses”. Esta ajuda consiste num pagamento direto, cujo principal alvo tem sido a cultura de milho forrageiro, destinada à produção de silagem para alimentação de bovinos produtores de leite.

Ao longo dos últimos anos, registou-se nos Açores um aumento considerável da área de culturas arvenses declarada nos pedidos de ajuda ao programa POSEI. Em particular, no caso da ilha Terceira o crescimento foi de 40% entre 2008 e 2015, atingindo nesse ano 12% da superfície agrícola utilizada (Figura 1.1).

No entanto, contrariamente às expectativas de que o estímulo à produção de milho forrageiro contribuiria para a redução dos custos de produção das explorações leiteiras e para a diminuição da dependência da região face ao exterior, o facto é que o volume de importações de cereais e matérias-primas para alimentação animal não diminuiu.

⁵ *Greening* em inglês.

⁶ Medida introduzida na reforma da PAC de 2013 que apoia as práticas agrícolas benéficas para o clima e o ambiente, tais como a diversificação das culturas, a manutenção de prados permanentes e a criação de superfícies de interesse ecológico.

⁷ Aprovado pela decisão da Comissão Europeia C(2007) 1471, de 4 de abril de 2007.

⁸ Definidos nos termos do Regulamento (UE) n.º 1307/2013 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de dezembro de 2013, que estabelece regras para os pagamentos diretos aos agricultores ao abrigo de regimes de apoio no âmbito da política agrícola comum e que revoga o Regulamento (CE) n.º 637/2008 do Conselho e o Regulamento (CE) n.º 73/2009 do Conselho.

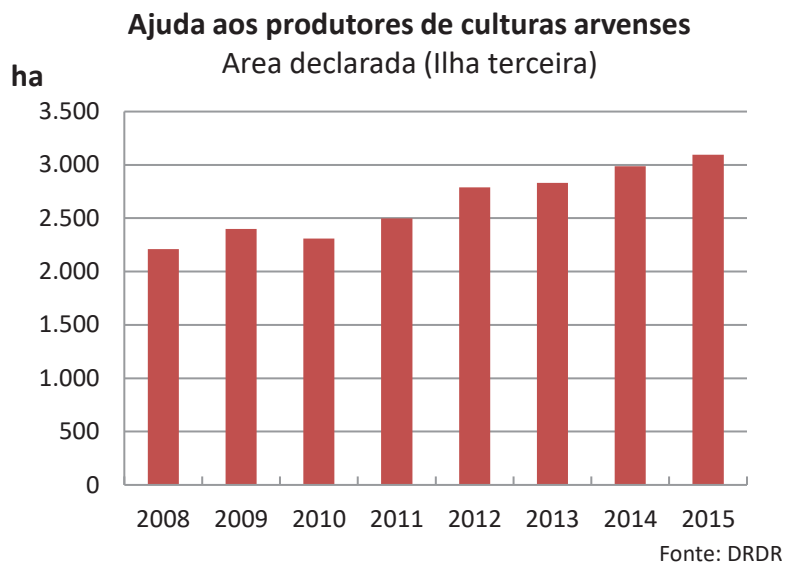


Figura 1.1 – Área declarada de culturas arvenses na Ilha Terceira

Em contrapartida, durante esse período, observou-se um acréscimo consolidado de 20% na produção leite da ilha, e de 16% na produção média por vaca⁹ (Figura 1.2), valores que são, em larga medida, o reflexo do reforço alimentar da silagem de milho incorporada na dieta alimentar.

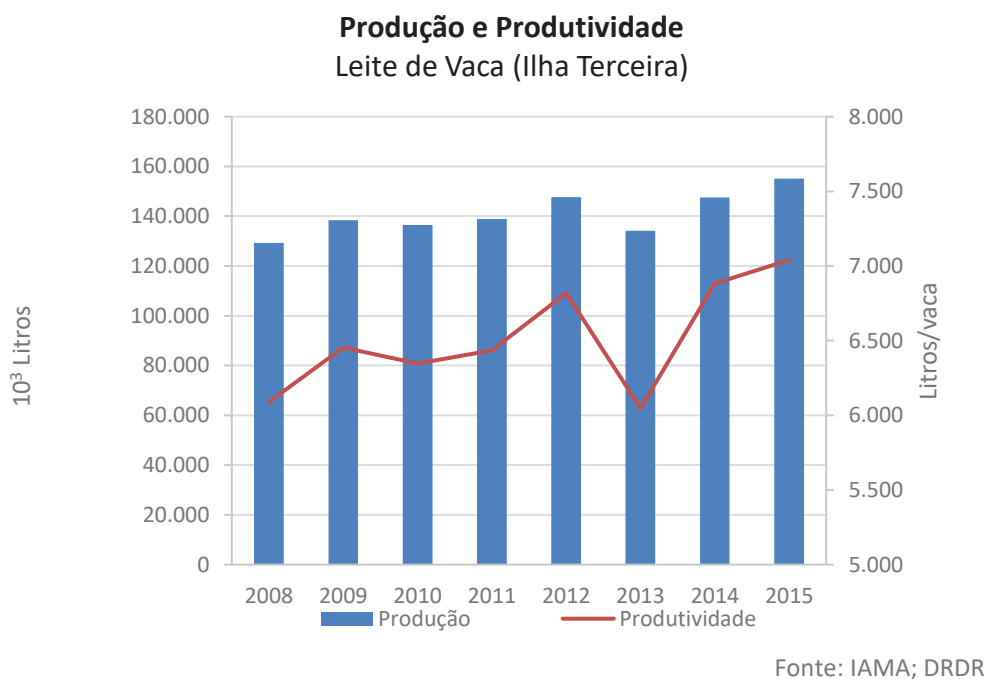


Figura 1.2 - Produção e Produtividade de Leite de Vaca na Ilha Terceira

⁹ A passagem do furacão Gordon pelos Açores, em 2012, causou estragos na cultura do milho. Em consequência, originou uma menor produção de silagem de milho destinada à alimentação animal no ano 2013, com impactos na quantidade de leite produzido nesse ano.

1.2. Objetivos

O principal objetivo desta tese consiste na avaliação do impacto das políticas agrícolas nas alterações do uso do solo e suas consequências a nível económico, social e ambiental. Este desiderato não constitui propriamente uma novidade, na medida em que, para acompanhamento dos recursos financeiros anualmente transferidos para as regiões rurais (sob a forma de subsídios agrícolas), é prática corrente proceder-se à avaliação dos efeitos produzidos, correlacionando-os com os sectores de atividade em que se inserem. No entanto, esse tipo de análise é, por norma, efetuado com o recurso a diversos indicadores à (macro-)escala regional, a qual dificilmente consegue abarcar toda a complexidade dos quadros de mudança que ocorrem localmente.

A abordagem seguida neste trabalho pretende aferir o impacto local das políticas agrícolas nas alterações do uso do solo de modo a revelar a multiplicidade dos processos que decorrem em simultâneo.

Para o efeito, analisa-se o caso da ilha Terceira (Açores: Portugal), no início do séc. XXI. A variabilidade biofísica da ilha de 402 Km² de superfície e as modificações das políticas agrícolas nesse período justificam a escolha do objeto de estudo.

As questões subjacentes, a que a tese pretende dar resposta são: i) Quais os processos de alteração de uso do solo agrícola? ii) Quais as aptidões do solo associadas às diferentes tipologias de exploração agrícola? iii) Quais as causas e as condicionantes das alterações do uso de solo? iv) Quais os efeitos dessas alterações no ambiente, na economia e na sociedade?

2. Revisão de Literatura

2.1. Ocupação e uso do solo

As definições de ocupação do solo¹⁰ (*sinónimo: cobertura do solo*) e uso do solo¹¹ (*sinónimo: uso da terra*) têm sido frequentemente confundidas (Fisher et al., 2005; Di Gregorio e Jansen, 1998). Por ocupação do solo deve entender-se, muito simplesmente, a cobertura biofísica observada da superfície terrestre (Di Gregorio e Jansen, 1998). Quanto à definição e classificação do uso do solo, apesar dos esforços para obtenção de um acordo internacional, ainda não foi possível criar uma terminologia única (Jansen, 2006).

Duhamel (1998) considera existirem dois tipos gerais de sistemas de classificação do uso do solo: (a) sistemas de classificação funcionais, cuja descrição do solo decorre da sua finalidade socioeconómica/atividade económica (agricultura, recreio, habitação, etc.); e (b) sistemas de classificação sequenciais, especificamente desenhados para o uso agrícola do solo, que se baseiam nas operações do solo, levadas a cabo pelo Homem, tendo em vista a obtenção de determinados produtos e/ou benefícios (por exemplo a classe produção de biomassa vegetal, com aplicação de nutrientes inorgânicos, mobilização mecânica do solo e controlo químico). As duas abordagens acabam por se encontrar intimamente ligadas, na medida em que as intervenções de uso do solo consistem em sequências de operações tendo em vista atingir uma determinada finalidade socioeconómica, sem prejuízo de um mesmo objetivo poder vir a ser atingido através de diferentes operações de uso do solo. Assim, para efeitos de aplicação de um sistema de classificação funcional, pode recorrer-se à definição de uso do solo empregue por Jansen (2006): “o uso do solo corresponde ao tipo de atividade humana que ocorre à superfície terrestre, ou na sua proximidade”. Por seu lado, a FAO/UNEP (1999), tendo optado por um sistema de classificação sequencial, adotou o conceito de uso do solo proposto por Di Gregorio e Jansen (1998): “o uso do solo caracteriza-se pelos regimes, atividades e *inputs* (mão de obra, capital, água, fertilizantes, etc.) empregues pelo Homem para produzir, alterar ou manter um determinado tipo de ocupação do solo”.

Se, por um lado, a ocupação do solo recorre aos atributos observáveis a olho nu, em fotografia aérea, ou em imagem de satélite (Duhamel, 1998; Fisher et al., 2005), para descrever a superfície terrestre (e.g. prado, floresta, lago, estrada, etc.), incluindo os

¹⁰ *Land cover* em inglês

¹¹ *Land use* em inglês

bióticos, os solos, a topografia, os planos de água, ou as estruturas edificadas pelo Homem (Lambin et al., 2006). Por outro lado, o uso do solo compreende o modo como os atributos biofísicos do solo são utilizados pelo ser humano e a respetiva intenção subjacente, isto é a sua finalidade (Lambin et al., 2006). Neste caso, apesar do uso do solo ser frequentemente inferido a partir da ocupação do solo (Batista e Silva, 2011), o facto é que nem sempre a informação recolhida por simples observação é suficiente, pelo que necessita ser complementada com outras fontes, acedidas, por exemplo, através de inquéritos (Duhamel, 1998).

Por conseguinte, a ocupação do solo é preferencialmente utilizada para descrever áreas de vegetação (semi-)natural, enquanto o conceito de uso do solo é aplicado em áreas agrícolas e urbanas (Duhamel, 1998), tendo em vista a descrição da funcionalidade desses sistemas (Vejre et al., 2007). A ocupação do solo é essencial para o desenvolvimento de modelos físicos do ambiente (modelos climáticos ou hidrológicos), enquanto o recurso ao uso do solo revela-se mais adequado para efeitos de delineamento de políticas e de planeamento (Fisher et al., 2005).

Para descrever a complexidade das relações entre a ocupação e o uso do solo, Fisher et al. (2005) exemplificam que as gramíneas constituem uma ocupação de solo que pode ocorrer em várias classes de uso do solo (campos desportivos, parques urbanos, área residencial, pastagens, etc.). Por seu lado, uma mesma classe homogénea de uso do solo pode envolver várias ocupações de solo, por exemplo uma área residencial poderá incluir árvores, relvados, edifícios, asfalto, etc.

No entanto, apesar da distinção entre uso do solo e ocupação do solo ser relativamente simples em termos conceptuais, na prática a mesma não é tão clara, uma vez que a informação disponível nem sempre respeita essa distinção (Briassoulis, 2000). Assim, a maioria dos sistemas de classificação acaba por incorporar elementos de ambos (Fisher et al., 2005). Certos autores (Koomen e Stillwell, 2007) optam por recorrer ao termo uso do solo, referindo-se indiscriminadamente ao uso ou à ocupação do solo. Enquanto outros (Parker et al., 2003) associam as duas designações (LUCC¹²) quando se referem aos processos de alteração, o que poderá ser explicado pelo facto da monitorização da evolução do uso/ocupação do solo não necessitar, necessariamente, de diferenciar os dois conceitos (Bakker e Veldkamp, 2008). Pelo contrário, Verburg et al. (2009) consideram

¹² Sigla inglesa de *Land-use/cover change*

que o recurso indiscriminado a estes conceitos, em mapas e modelos, é um fator gerador de inconsistências nos resultados das avaliações efetuadas.

2.2. Paisagem

O termo paisagem é reconhecidamente ambíguo e abrange um amplo espectro de significados e contextos, diferindo consoante a língua, origens culturais e académicas, níveis de educação e sociais, ou grupos de interesse (Bastian et al., 2014).

Tendo em conta as ligações entre o Homem e o ambiente, Zonneveld (1995) considera a paisagem como um agregado de sistemas inter-relacionados, constituindo no seu conjunto uma parte reconhecível da superfície terrestre, formado e mantido pela ação mútua das forças abióticas e bióticas, incluindo a ação humana. Esta definição permite englobar os conceitos de paisagem perceptível (i.e., um cenário), de padrão paisagístico, ou de paisagem como um sistema, onde os seus atributos são simultaneamente componentes da paisagem e fatores atuantes e interdependentes. A noção de paisagem como sistema é, portanto, aquela que fornece a base lógica para avaliação do território, considerando as relações entre o ambiente e a gestão do espaço pelo Homem.

Mais especificamente, a OECD (2001) circunscreve o conceito de paisagem agrícola ao resultado visível da interação entre a produção de bens agrícolas, os recursos naturais e o ambiente, englobando os aspetos recreativos, patrimoniais, culturais, estéticos e outros valores sociais. Neste contexto, as paisagens agrícolas, tal como as urbanas ou as industriais são consideradas paisagens “culturais”, isto é, resultam da interação do homem com o ambiente, por contraposição às paisagens ditas “naturais”, decorrentes em exclusivo dos fatores biofísicos.

Na perspetiva de determinar os indicadores agroambientais de acompanhamento da Política Agrícola Comum, a Comissão Europeia socorre-se igualmente do conceito de paisagem agrícola como espaço cultivado, parcialmente seminatural, no qual a produção agrícola tem lugar e que é caracterizado pela totalidade das suas características biofísicas, geofísicas e culturais. Esta abordagem tem o potencial de reunir de forma coerente uma vasta gama de atributos locais específicos (Comissão Europeia, 2000). Neste sentido, Pinto-Correia e Kristensen (2013) consideram a paisagem como a entidade espacial que, na sua dimensão material e imaterial, melhor representa uma base para a avaliação e compreensão dos processos em curso nas áreas rurais.

Para Ahern (1999), a escala da paisagem é consistente com a escala da percepção humana, da decisão e da gestão física, pelo que, em termos conceptuais, a paisagem constituirá a escala ótima para o planeamento sustentável. Deste modo, ao exporem o conceito de Eco-agricultura, Scherr e McNeely (2008) recorrem a uma abordagem à escala da paisagem, definida como um mosaico de usos de solo compreendendo áreas naturais e de produção agrícola, coordenados por mecanismos institucionais no sentido de promoverem conjuntamente a produção agrícola e a conservação da biodiversidade.

No entanto, se por um lado, as atividades agrícolas são responsáveis pelos atributos da paisagem, por outro, as paisagens agrícolas constituem o local onde decorrem essas mesmas atividades. Mas enquanto do ponto de vista agrícola, a unidade básica, como entidade económica e social, é a exploração agrícola, do ponto de vista da paisagem, a unidade básica corresponde a um sistema complexo de usos do solo, analisado em diferentes níveis espaciais (Vejre et al., 2007). Por conseguinte, a função primária da exploração agrícola é, por norma, a produção, sendo as respetivas áreas discriminadas pelo correspondente tipo de uso do solo. Por seu lado, as paisagens recorrem ao uso do solo como característica base, pelo que este fator pode ser considerado como um denominador comum que permite a sobreposição dos sistemas à escala da exploração agrícola e da paisagem (Vejre et al., 2007).

2.3. Interações entre o Homem e o ambiente

Nos últimos dois séculos o impacto das atividades humanas sobre a terra cresceu enormemente, alterando de modo profundo muitas paisagens, e afetando os ciclos hidrológicos e bioquímicos, bem como o clima (De Sherbinin, 2002).

Considerando a crescente procura dos recursos provenientes do solo, e tendo em vista a melhoria dos processos de decisão relativos às alterações do uso, importa identificar e quantificar os benefícios que o Homem pode retirar dos diferentes tipos de ecossistemas. Neste sentido, a comunidade científica tem vindo a desenvolver várias abordagens para análise das interações entre o Homem e o ambiente nos ecossistemas/paisagens seminaturais e cultivados, originando um debate aceso em relação às definições e classificações a seguir (De Groot e Hein, 2007; SENSOR, 2009; Schöber et al., 2010; TEEB, 2010; Haines-Young e Potschin, 2010; Potschin e Haines-Young, 2011; Hermann et al., 2011). Apesar das divergências, a evolução do conhecimento sobre a complexidade dessas interações, bem como das suas alterações espaciais e temporais, tem sido de

particular relevância para os processos de decisão no planeamento do uso do solo (De Groot e Hein, 2007), bem como na avaliação dos impactos das políticas (Pérez-Soba et al., 2008).

Neste âmbito, realçam-se os quadros de avaliação científicos baseados nos seguintes conceitos: (i) serviços dos ecossistemas¹³, conforme proposto pelo relatório *Millennium Ecosystem Assessment* (2005); (ii) serviços das paisagens¹⁴ e funções das paisagens¹⁵, abordadas por diversos autores no âmbito da Ecologia da Paisagem; (iii) funções do uso do solo¹⁶, desenvolvidas pelo projeto SENSOR - *Sustainable Impact Assessment: Tools for environmental, social and economic effects of multifunctional land use in European regions* (2009); e (iv) funções do solo¹⁷, nos termos apresentados por Verburg et al. (2009).

Dirigidos para problemas análogos, mas desenvolvidos em paralelo por comunidades científicas distintas, os conceitos gerados usam terminologias diferentes para caracterizar aspetos semelhantes, e vice-versa. Por conseguinte, é difícil estabelecer comparações entre as abordagens e optar pela mais adequada para cada propósito (Schöber et al., 2010).

2.3.1. Serviços dos ecossistemas

A origem do conceito de serviços dos ecossistemas remonta aos anos 60 e 70 do século passado (Hermann et al., 2011). No entanto, a sua difusão fica a dever-se a dois marcos fundamentais: o livro *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (Daily, 1997) e o artigo de Costanza et al. (1997) sobre o valor dos serviços dos ecossistemas e do capital natural.

Segundo Daily (1997) os serviços dos ecossistemas são as condições e os processos através dos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que os compõem, sustentam e satisfazem a vida humana. Os serviços dos ecossistemas preservam a biodiversidade e sustentam a produção de bens tais como as forragens, a madeira, os biocombustíveis, as fibras naturais, vários produtos farmacêuticos, produtos industriais e seus precursores. A colheita e comercialização destes bens representam uma importante parte da economia. Para além da produção de bens, os serviços dos ecossistemas acomodam as funções de

¹³ *Ecosystem services* em inglês

¹⁴ *Landscape services* em inglês

¹⁵ *Landscape functions* em inglês

¹⁶ *Land use functions* em inglês

¹⁷ *Land functions* em inglês

suporte de vida, como sejam a purificação, a reciclagem e a renovação, e também conferem vários benefícios estéticos e culturais intangíveis. A definição de Daily estabelece, portanto, uma distinção clara entre os “bens” e os “serviços” dos ecossistemas. Enquanto os bens dos ecossistemas são, em geral, produtos materiais tangíveis que resultam dos processos do ecossistema, os serviços dos ecossistemas constituem, na maior parte dos casos, melhorias na condição, ou na localização, de coisas de valor (Sepp, 2012).

Costanza et al. (1997) recorreram aos serviços dos ecossistemas para efeitos de cálculo do valor dos ecossistemas a nível mundial. Para estes autores, os bens (*e.g.* os alimentos) e os serviços (*e.g.* tratamento de resíduos) providos pelos ecossistemas representam os benefícios que as pessoas retiram, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas. Sendo estas funções associadas, de modo variável, aos habitats, às propriedades biológicas ou do sistema, ou aos processos do ecossistema. Deste modo, os serviços dos ecossistemas (englobando os bens e os serviços) compreendem os fluxos de materiais, energia e informação provenientes dos *stocks* de capital natural, que combinados com o capital físico e humano contribuem para o bem-estar das populações.

Posteriormente, em 2005, o conceito de serviços dos ecossistemas adquire uma nova expressão com a publicação do relatório Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), pelas Nações Unidas (Bürgi et al., 2015). O MEA define serviços dos ecossistemas muito simplesmente como “os benefícios que o Homem obtém desses ecossistemas”, os quais agrupa nos seguintes termos: (i) serviços de provisionamento, que incluem o fornecimento de bens como alimentos, água, madeira e fibras, combustíveis, recursos genéticos, medicamentos naturais, produtos bioquímicos, farmacêuticos e ornamentais; (ii) serviços de regulação, que se traduzem nos processos de regulação da qualidade do ar e da água, do clima, do ciclo da água, da erosão, das pragas e doenças, do tratamento de resíduos, da polinização e das catástrofes naturais; (iii) serviços culturais, relacionados com as experiências estéticas, espirituais, educativas ou recreativas, incluindo a diversidade cultural, os valores espirituais e religiosos, o conhecimento dos sistemas, os valores educativos, a inspiração artística, os valores estéticos, as relações sociais, o sentido de lugar, o património cultural, a recreação e o ecoturismo; e, por último, (iv) serviços de suporte, necessários para o funcionamento dos ecossistemas, como sejam os ciclos dos nutrientes e da água, a formação do solo, a fotossíntese ou a produção primária. O quadro analítico do MEA (Figura 2.1) recorre deste modo aos serviços dos

ecossistemas para maximização do bem-estar humano, que divide em cinco componentes distintas: segurança, necessidades básicas, saúde, relações sociais e liberdade de escolha e de ação.

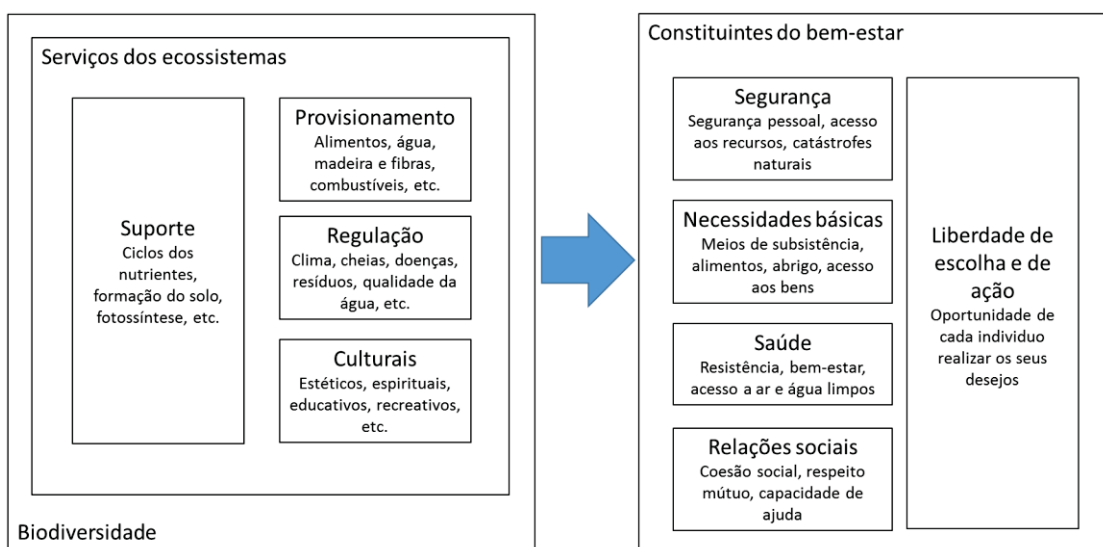


Figura 2.1 - Relação entre os serviços dos ecossistemas e o bem-estar humano (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

O MEA representa os quatro tipos de serviços como estando dependentes da presença de vida na Terra. A biodiversidade é, portanto, considerada como pedra angular do edifício ecossistémico, do qual fluem todos os serviços dos ecossistemas (Santos, 2009b). Em consequência, Haines-Young e Potschin (2010) salientam que os serviços dos ecossistemas, resultantes da atividade dos organismos vivos, devem considerar-se distintos doutras classes de serviços ambientais, como sejam, por exemplo, as relacionadas com o potencial eólico, ou o hidráulico. Outro aspeto importante da tipologia definida pelo MEA é o facto de, contrariamente aos restantes três tipos de serviços dos ecossistemas, os serviços de suporte não contribuírem diretamente para o bem-estar do ser humano (Haines-Young e Potschin, 2010).

Schöber et al. (2010) referem que o sistema de classificação utilizado pelo MEA assenta em tipos de ecossistemas que não refletem adequadamente os aspetos económicos e sociais. Para além desta, outras críticas têm vindo a ser apresentadas, e rebatidas, tanto ao nível das considerações éticas que envolvem o conceito, como das relações estabelecidas entre a ciência e a política, ou quanto ao próprio rigor da abordagem científica (Schöber et al., 2014).

Uma segunda iniciativa das Nações Unidas, designada *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010), reforçou a difusão do conhecimento público relativo aos serviços dos ecossistemas (Costanza et al., 2014). Neste âmbito, as categorias de serviços dos ecossistemas empregues pelo TEEB (2015), seguem a proposta da *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), patrocinada pela Agência Europeia do Ambiente (AEA) e pela *United Nations Statistical Division* (UNSD).

A versão 4.3 da CICES (2016) estabelece três categorias principais de serviços dos ecossistemas: (i) os serviços de provisionamento (todos os *outputs* nutricionais, materiais e energéticos dos sistemas vivos); (ii) os serviços de regulação e manutenção (todas as formas através das quais os organismos vivos conseguem mediar ou moderar o meio-ambiente que afeta desempenho humano); e (iii) os serviços culturais (todos os *outputs* não materiais, e normalmente não consumíveis, do ecossistema que afetam o estado físico

Tabela 2.1 - Estrutura da CICES para os três primeiros níveis de classificação (Haines-Young e Potschin, 2013)

Secção	Divisão	Grupo
Provisionamento	Nutrição	Biomassa
		Água
	Materiais	Biomassa, fibras
		Água
	Energia	Fontes energéticas baseadas na biomassa
		Energia mecânica
Regulação e manutenção	Regulação de resíduos tóxicos e outros poluentes	Regulação por grupos de seres vivos
		Regulação por ecossistemas
	Regulação de fluxos	Fluxos de massa
		Fluxos líquidos
		Fluxos gasosos
	Conservação das condições físicas, químicas e biológicas	Conservação dos ciclos de vida, habitats e património genético
		Controlo de pragas e doenças
		Formação e composição do solo
		Qualidade da Água
	Culturais	Interações físicas e intelectuais com os ecossistemas e paisagens
Interações intelectuais e representacionais		
Interações espirituais, simbólicas, ou outras, com os ecossistemas e paisagens		Espiritual e/ou emblemática
		Outras interações culturais

e mental das pessoas). Para o efeito, a CICES desenvolveu uma estrutura hierárquica de classificação dos serviços finais dos ecossistemas dependentes da biodiversidade (os *outputs* abióticos dos ecossistemas não são contemplados) que contribuem diretamente para o bem-estar do ser humano (Tabela 2.1). Neste sistema não são contabilizados os serviços de suporte (intermédios) inicialmente definidos pelo MEA, pois os mesmos são considerados como incluídos nas estruturas, processos e funções que caracterizam os ecossistemas (Haines-Young e Potschin, 2013).

Pese embora alguns autores englobem as componentes e os processos funcionais dos ecossistemas no conceito de serviços, outros diferenciam claramente os conceitos de serviços e funções (Sepp, 2012). Desde logo importa destrinçar os meios dos fins, isto é, os benefícios usufruídos pelos seres humanos, dos mecanismos que originaram esses serviços. Para o efeito, Haines-Young e Potschin (2013) ilustram os mecanismos que relacionam os processos e estruturas ecológicas, criados ou gerados pelos organismos vivos, com os benefícios que daí resultam para os seres humanos, através de um diagrama em cascata (Figura 2.2) que pretende delimitar os conceitos de estrutura/processo, função, serviço, benefício e valor.

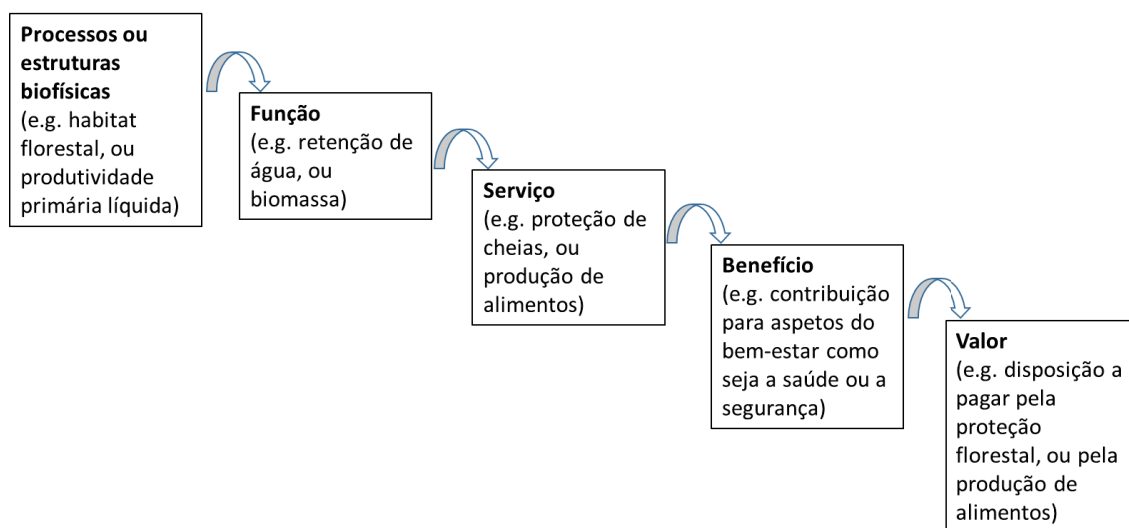


Figura 2.2 - Cascata dos serviços dos ecossistemas (Haines-Young e Potschin, 2013)

A título de exemplo, a presença de estruturas e processos biofísicos e ecológicos, como sejam os que decorrem da existência de áreas arborizadas, têm a capacidade (função) de

reduzir a velocidade do fluxo de água superficial e produzir biomassa. Estas funções – e não as propriedades específicas do ecossistema – têm o potencial de reduzir o risco de inundações e fornecer madeira e/ou lenha (serviços), pelo que são consideradas benéficas para a segurança ou o conforto do Homem. Nestas circunstâncias, e dependendo do contexto local, a sociedade estará disposta a valorar mais, ou menos, a função em causa (Haines-Young e Potschin, 2013). Portanto, os serviços prestados pelos ecossistemas dependem das funções (capacidades) das paisagens para oferecerem esses serviços e da procura dos mesmos pela sociedade (Kienast et al., 2009).

2.3.2. Funções e serviços das paisagens

Na prática, a distinção entre funções e serviços é extremamente ambígua (Haines-Young e Potschin, 2010), sendo que frequentemente a denominação atribuída aos processos é muito semelhante à utilizada para caracterizar os serviços que os mesmos geram (Sepp, 2012). Nestas circunstâncias, o essencial é que os mesmos sejam classificados de modo a que possam ser efetuadas comparações entre eles e, desse modo, avaliadas as consequências das diferentes estratégias políticas ou de gestão (Haines-Young e Potschin, 2010).

O termo “serviços das paisagens” surgiu em sequência do conceito de serviços dos ecossistemas e tem vindo a ser progressivamente utilizado. Bastian et al. (2014) consideram os serviços das paisagens como o contributo das paisagens e dos elementos das paisagens para o bem-estar humano. Para o efeito, os autores referem que os serviços das paisagens comportam as seguintes características distintivas: (i) estão mais relacionados com as paisagens (e com os elementos da paisagem) do que com os ecossistemas (e as relações entre os seres vivos e o meio ambiente); (ii) realçam os aspetos estéticos, éticos e outros aspetos socioculturais; (iii) expressam uma referência mais forte às características espaciais, (*e.g.* interação espacial das unidades de uso do solo); (iv) apresentam um maior foco nos efeitos antropogénicos (*e.g.* referência ao uso do solo); (v) têm uma visão mais integradora (*e.g.* ligação do carácter social ao carácter físico do espaço); (vi) recorrem às paisagens como unidades de referência espacial; (vii) suportam-se numa abordagem científica multidisciplinar (devido à integração dos aspetos naturais, culturais e do uso do solo); (viii) são utilizados para a prática do planeamento e gestão das paisagens, baseadas na comunicação e nas abordagens participativas.

Neste contexto emerge igualmente o conceito de “funções das paisagens”, com origem na Ecologia da Paisagem e no Planeamento Territorial, e que foi projetado para classificar as interações entre o Homem e os ecossistemas em paisagens culturais, dominadas pela atividade humana (Schöber et al., 2010). No entanto, importa realçar que o termo “função” apresenta diversos significados em Ecologia da Paisagem (Bastian et al., 2006). Forman e Godron (1986) definem as funções das paisagens como “as interações entre os elementos espaciais da paisagem, isto é, os fluxos de energia, materiais e espécies entre os diferentes ecossistemas”. A título de exemplo, estes autores apontam quatro funções principais para o elemento *corredores* na estrutura da paisagem: (i) habitat de algumas espécies, (ii) via de circulação, (iii) barreira ou filtro separador de áreas adjacentes, e (iv) fonte de efeitos bióticos e ambientais sobre a matriz envolvente.

Para outros autores, a expressão “funções das paisagens” está ligada ao desempenho das paisagens, num sentido mais amplo (Bastian et al., 2006). Neste contexto, De Groot et al. (2002) definem as funções dos ecossistemas¹⁸ ou, a uma escala espacial superior, as funções das paisagens, como a capacidade das componentes e dos processos naturais fornecerem bens e serviços que satisfaçam, direta ou indiretamente, as necessidades humanas. Por exemplo, a função “regulação do clima” pode fornecer os serviços de manutenção dum ambiente favorável para a habitação humana, ou para a prática agrícola. Os conceitos de funções e serviços das paisagens tornaram-se um aspeto importante da decisão política, na medida em que permitem incorporar a procura explícita das várias partes interessadas nos serviços das paisagens (De Groot et al., 2010).

A abordagem através das funções das paisagens considera a paisagem como um conceito holístico que engloba as propriedades físicas, biológicas e humanas de uma área específica, num determinado momento (Pérez-Soba et al., 2008), funcionando como um quadro de avaliação integrativo, capaz de relacionar as categorias naturais da paisagem com as categorias sociais, económicas e políticas (Schöber et al., 2010). Esta abordagem distingue-se do conceito de potencial (natural) das paisagens que se apresenta como uma medida da capacidade das paisagens para proverem bens e serviços, independentemente de os mesmos estarem, ou não, a ser explorados no presente (Bastian et al., 2006).

¹⁸ *Ecosystem functions* em inglês

Ao longo dos anos têm ocorrido diversas tentativas para classificar as funções das paisagens. Bastian (1998) classificou as funções das paisagens em: funções de produção (económicas), funções ecológicas e funções sociais (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Classificação das funções da paisagem (Bastian, 1998)

Funções de produção (económicas)	Recursos renováveis	Produção de biomassa (aptidão para cultivo)	Biomassa vegetal: Terras aráveis (produção agrícola), pastagens permanentes, culturas permanentes, silvicultura Biomassa animal: Caça e pesca
		Acumulação de água	Água superficial, água subterrânea
	Recursos não renováveis		Matérias-primas minerais, materiais de construção, combustíveis fósseis
Funções ecológicas	Regulação de fluxos de matéria e energia	Funções pedológicas (solo)	Regulação da erosão, do encharcamento, da seca, da compactação e da decomposição de resíduos (filtragem, tampão e transformação)
		Funções hidrológicas (água)	Aquíferos de recarga, armazenamento de água, balanço hidrológico, purificação das águas superficiais,
		Funções meteorológicas (clima/ar)	Balanço térmico, aumento da humidade atmosférica, influência do vento
		Regulação e regeneração de populações e comunidades (plantas e animais)	Reprodução biótica e regeneração das biocenoses, regulação de populações (e.g. pragas), conservação de recursos genéticos
Funções sociais	Funções psicológicas	Funções estéticas (cenários), funções éticas (património genético e cultural)	
	Funções de informação	Funções para a ciência e educação, (bio-) indicadores ambientais	
	Funções humano-ecológicas	Efeitos bioclimáticos, funções de filtragem a tamponamento (efeitos químicos – solo/água/ar), efeitos acústicos (controlo do ruído)	
	Funções recreativas		

Para efeitos de análise da multifuncionalidade da paisagem, Brandt e Vejre (2004) incluíram os principais aspetos da classificação anterior, que agruparam em funções de produção, funções de regulação ecológica, funções de informação e funções de suporte mecânico e espacial (Tabela 2.3). Dentro de cada grupo procederam a uma divisão entre as funções relacionadas com os ecossistemas naturais (independentes da intervenção humana), as funções resultantes do uso do solo (específicas de um particular uso do solo) e as funções com propriedades transcendentais (funções não materiais ou funções materiais futuras).

Tabela 2.3 - Classificação das funções da paisagem para efeitos de análise da multifuncionalidade da paisagem (Brandt e Vejre, 2004)

	Funções materiais		Funções não materiais e funções materiais futuras
	Funções dos ecossistemas naturais	Funções resultantes do uso do solo	Funções transcendentais
Funções de produção	Caça, pesca, recolheção (alimentos, recursos genéticos e medicinais, tecidos), consumo de água, provimento de energias renováveis	Culturas alimentares e forrageiras permanentes, culturas industriais perenes, produção de madeira, piscicultura, extração de minerais, matérias- primas e materiais de construção	Funções de produção orientadas para o futuro
Funções de regulação ecológica	Formação de solo e manutenção da fertilidade, controlo de erosão e sedimentação, regulação da humidade no solo, resistência à compactação do solo, decomposição de matérias nocivas, recarga de água subterrânea, regulação do balanço hídrico, purificação da água, regulação do balanço energético, regulação do clima, auto regulação das comunidades bióticas, conservação de bancos genéticos, conservação da biodiversidade	Armazenamento e reciclagem de resíduos humanos, gestão e conservação da natureza em áreas protegidas	Funções de regulação ecológica relacionadas com o futuro
Funções de informação			Funções estéticas (cenários), identidade local e regional, funções religiosas e espirituais, funções éticas (património cultural), inspiração artística, funções para a ciência e educação, funções turísticas e recreativas, indicadores ambientais.
Funções de suporte mecânico e espacial	Funções de filtragem e tampão (solo/água/ar/ruído)	Habitação humana, zonas industriais, infraestruturas, campos militares, funções de suporte recreativo e turístico	Funções futuras de suporte

Por sua vez, De Groot et al. (2002) agruparam as funções dos ecossistemas (ou das paisagens) naturais e seminaturais em quatro categorias principais, as quais foram adaptadas por De Groot e Hein (2007) aos sistemas cultivados: (i) funções de provisionamento, quer sejam relativas aos recursos fornecidos pelos ecossistemas

naturais, quer aos obtidos através da manipulação da produtividade natural pelo Homem;

(ii) funções de regulação, relativas à capacidade dos ecossistemas e das paisagens para regularem o clima, os ciclos hidrológicos e biogeoquímicos, e os processos biológicos;

(iii) funções de habitat, relativas ao fornecimento de locais de refúgios e de reprodução para plantas e animais selvagens, contribuindo para a conservação da diversidade genética e biológica e para o processo de evolução;

(iv) funções culturais e de recreio (ou de informação) que correspondem aos benefícios que as populações obtêm das paisagens para efeitos recreativos, de desenvolvimento cognitivo, de relaxamento e de reflexão espiritual (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Tipologia das funções da paisagem (De Groot e Hein, 2007)

Funções dos ecossistemas		Descrição	Indicadores biofísicos	Bens e Serviços
Provisionamento	Funções de produção	Recursos disponíveis em ecossistemas não manipulados	Biomassa, propriedades bioquímicas, etc.	Água potável, alimentos (peixe, caça), matérias primas (madeira, alimentos forrageiros para animais, etc.)
	Funções de suporte espacial	Uso do espaço para promover a oferta de recursos ou outros bens e serviços	Estabilidade e fertilidade do solo, qualidade da água e do ar, hidrologia, topografia, clima, geologia, etc.	Cultivo (agricultura, floresta, aquacultura), conversão de energia (hidrica, eólica, solar), exploração de minérios, vias de transporte, etc.
Funções de regulação		Benefícios diretos dos processos dos ecossistemas	Papel dos ecossistemas nos ciclos biogeoquímicos, papel dos seres vivos na degradação de nutrientes e componentes tóxicos, propriedades físicas da ocupação do solo, controlo de populações, etc.	Regulação do clima, manutenção da fertilidade do solo, tratamento de resíduos (e.g. purificação de água), manutenção da qualidade do ar, regulação do escoamento de água, controlo da erosão, prevenção de cheias, proteção contra tempestades, controlo biológico de pragas e doenças, polinização, etc.
Funções de habitat		Manutenção da biodiversidade e do processo evolutivo	Presença de espécies endémicas/raras, diversidade de espécies, habitat reprodutivo para espécies migratórias, etc.	Refúgio da vida selvagem, berçário de espécies comerciais
Funções culturais e de recreio		Benefícios imateriais	Propriedades da paisagem (ou do ecossistema) com valor estético, recreativo, histórico, espiritual, inspirador, científico ou educativo	Usufruto dos espaços, ecoturismo e recreação, valor patrimonial, locais espirituais e religiosos, expressões culturais (filmes, pinturas, folclore, etc.), investigação e educação

Schöber et al. (2010) apresentam um quadro comparativo destes três sistemas de classificação das funções das paisagens e sua relação com o conceito de serviços dos ecossistemas formulado pelo MEA (2005). Comparando as diferentes abordagens, torna-se clara uma comunhão geral de conteúdos, apesar das distintas terminologias empregues (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Comparação de diferentes sistemas de classificação das funções das paisagens e sua relação com o conceito de serviços dos ecossistemas (adaptado de Schöber et al., 2010)

Funções das Paisagens			Serviços dos ecossistemas
Bastian (1998)	Brandt e Vejre (2004)	De Groot e Hein (2007)	Millennium Ecosystem Assessment (2005)
×	×	×	Suporte
Produção (económicas)	Produção	Produção	Provisionamento
Ecológicas	Regulação ecológica	Regulação	Regulação
		Habitat	
×	Suporte mecânico e espacial	Suporte espacial	×
Sociais	Informação	Culturais e de recreio (ou de informação)	Culturais

As principais diferenças consistem nos factos de: (i) o MEA apresentar um grupo de serviços de suporte, necessários à manutenção dos restantes serviços dos ecossistemas, que os autores das funções das paisagens consideram estar em duplicado, (uma vez que o valor das funções de suporte já é contabilizado nos outros tipos de serviços); (ii) o MEA eleger a biodiversidade como uma característica extraordinária dos ecossistemas, essencial à prestação de todos os serviços, enquanto os outros autores circunscrevem a importância da conservação da biodiversidade no âmbito das funções ecológicas, de regulação ecológica ou de habitat; (iii) as categorias de suporte mecânico e espacial (Brandt e Vejre, 2004; De Groot e Hein, 2007), referentes à provisão de espaços para a realização das atividades humanas (agricultura, extração de minérios, vias de transporte, etc.), serem especificadas apenas nos sistemas de funções das paisagens.

Por seu lado, o grau de integração do uso do solo nos diferentes sistemas de classificação das funções da paisagem é ainda bastante variável. Se, por um lado, Bastian (1998) integra

um vasto conjunto de tipos de uso do solo, incluindo todas as categorias de uso do solo agrícola (Tabela 2.2). Por outro lado, Brandt e Vejre (2004) excluem as categorias de uso temporário do solo agrícola (Tabela 2.3). Para certos autores as funções da paisagem restringem-se simplesmente às funções providas pelos ecossistemas naturais e seminaturais. Neste caso, o uso do solo pelo Homem não constitui uma função da paisagem *per se*, mas é antes visto como um fator extrínseco que depende da provisão de suporte mecânico e espacial pela paisagem (Schöber et al., 2010).

2.3.3. Funções do uso do solo

A noção de “funções das paisagens” não deve ser confundida, com o conceito de “funções do uso do solo” (Kienast et al., 2009). Efetivamente, Brandt e Vejre (2004) consideram as funções do uso do solo como uma das componentes integrantes das funções das paisagens, restringindo o conceito aos processos materiais decorrentes do uso do solo (Tabela 2.3). Por conseguinte, o conceito de funções do uso do solo adequa-se particularmente à análise do impacto das alterações políticas no desempenho das múltiplas funções relacionadas com o uso do solo (Pérez-Soba et al., 2008).

Nestes termos, o projeto SENSOR – *Tools for Impact Assessment* (2009) recorreu ao conceito de funções do uso do solo, associado às atividades de agricultura, florestas, transportes, energia, turismo e conservação da natureza, tendo em vista o desenvolvimento de uma ferramenta prática de avaliação do impacto regional das políticas na sustentabilidade do uso do solo em contexto rural. Para o efeito, as funções do uso do solo foram definidas como sendo os bens e serviços, públicos ou privados, providos pelos diferentes usos do solo que resumem as questões económicas, ambientais e sociais mais relevantes de uma dada região (Pérez-Soba et al., 2008). Este projeto selecionou um vasto conjunto de indicadores-chave, sensíveis às alterações do uso do solo, através dos quais pondera o impacto causado sobre nove funções distintas do uso do solo que pretendem refletir as diferentes dimensões de análise da sustentabilidade.

As funções do uso do solo definidas para (i) as questões sociais foram: o emprego (provisão, qualidade, localização e segurança do emprego), a saúde e recreação (acesso aos serviços de saúde e recreativos), e a cultura (identidade e estética da paisagem, herança cultural); (ii) para as questões económicas foram: a residência e atividades independentes do solo (provimento de áreas residenciais e de locais para atividades produtivas), a produção baseada no solo (agricultura, florestas, energias renováveis,

extração de minérios), e as infraestruturas de transporte (estradas, linhas de caminho de ferro, serviços de transporte público); e (iii) para as questões ambientais: o provimento de recursos abióticos (oferta e regulação da qualidade do ar, da água e minerais), o suporte e provimento de recursos bióticos (diversidade de habitats e capacidade de suporte da biodiversidade), e a conservação dos processos nos ecossistemas (regulação dos processos relacionados com a produção de alimentos e fibras e regulação dos processos naturais relativos aos ciclos hidrológico e dos nutrientes, ou à formação de solo).

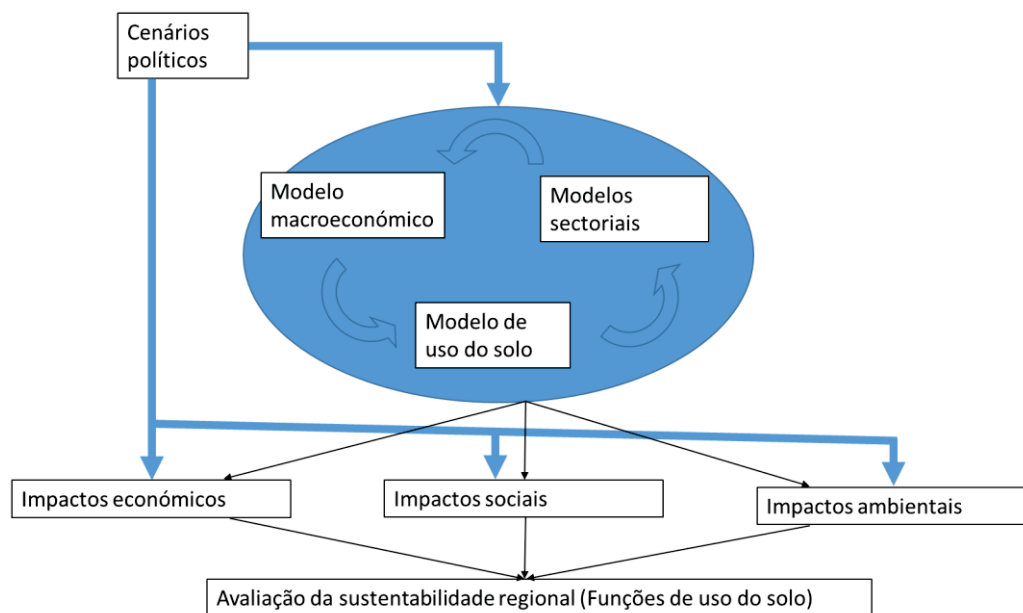


Figura 2.3 - Quadro analítico do projeto SENSOR (Pérez-Soba et al., 2008)

Schöber et al. (2010) consideram que alterações das políticas e dos factores socio-económicos globais são os principais responsáveis pelas alterações do uso do solo, as quais por sua vez, condicionam as circunstâncias ambientais, económicas e sociais. Neste pressuposto, Helming et al. (2011) recorreram ao quadro analítico do projeto SENSOR (Figura 2.3) para efeitos de avaliação das políticas que afetam o uso do solo, o qual foi testado na avaliação de impactos *ex ante* da reforma da Política Agrícola Comum da União Europeia. O procedimento incluiu o desenvolvimento de cenários de alterações do uso do solo induzidas pelas políticas e a subsequente avaliação de impactos no contexto do desenvolvimento regional sustentável e constituiu uma ferramenta para avaliação dos efeitos ambientais, sociais e económicos do uso do solo multifuncional nas regiões europeias.

Em suma, o projeto SENSOR baseia-se nos conceitos de serviços dos ecossistemas e de funções das paisagens, associados ao conceito de multifuncionalidade, para definir uma tipologia de funções do uso do solo capaz de avaliar o modo como as alterações do uso do solo afetam a capacidade dos ecossistemas para desenvolverem as suas funções sociais, económicas e ambientais (Schöber et al., 2010). Hermann et al. (2011) consideram que o projeto agrega uma relevante gama de funções do uso do solo, e funciona como uma boa ferramenta de comunicação, compreensível por todas as partes interessadas, no entanto revela ainda dificuldades ao nível da ponderação das diferentes componentes sociais, económicas e ambientais, avaliadas com base em metodologias e escalas distintas.

2.3.4. Funções do solo

Em alternativa às definições de funções de uso do solo e funções da paisagem, Verburg et al. (2009) propõem o conceito funções do solo referindo-se aos bens e serviços providos pelos sistemas de uso do solo e pelos ecossistemas englobados na paisagem. Os autores acrescentam que as funções do solo incluem não só os bens e serviços relacionados com o uso do solo pretendido (*e.g.* serviços de produção de alimentos ou de madeira), mas também outros bens e serviços como sejam os cenários estéticos, a herança cultural ou a preservação da biodiversidade, normalmente fornecidos pelo proprietário da terra de forma involuntária. Este segundo tipo de funções do solo pode ter um forte impacto na economia rural e no funcionamento dos sistemas locais (*e.g.* pressão turística em contexto rural) que importa realçar.

Segundo Batista e Silva (2011), os autores terão recorrido a uma terminologia diferente para escapar ao debate das definições, utilizando um conceito suficientemente amplo e flexível que permitisse abarcar as várias interpretações possíveis e, de algum modo, unificar os conceitos vigentes.

Através das funções do solo, Verburg et al. (2009) pretendem sobretudo realçar que a análise dos processos de mudança não pode resumir-se às simples alterações de ocupação do solo, registadas através das técnicas de deteção remota, devendo ser dada maior atenção ao uso do solo. Estes autores enfatizam o facto da caracterização das múltiplas funções do solo necessitar de dados adicionais, para além das meras observações diretas da ocupação do solo, dado que em muitos casos as funções do solo podem alterar-se drasticamente sem qualquer alteração da ocupação do solo, e vice-versa.

Este aspeto limita a capacidade de análise dos processos a uma escala local (*e.g.* estudos de caso), cuja extrapolação para escalas mais abrangentes implica o recurso a suportes metodológicos adicionais. Neste sentido, Hermann et al. (2011) propõem que a informação sobre os serviços e funções da paisagem à escala local seja recolhida principalmente através de observações no campo, incluindo inquéritos, documentos administrativos e dados biofísicos. Estes autores consideram ainda que os indicadores disponíveis atualmente se demonstram inadequados para caracterizar a diversidade e complexidade dos serviços providos pelas funções da paisagem, nomeadamente os que ocorrem a várias escalas espaciais e temporais, como sejam os serviços de regulação, ou os serviços culturais. Verburg et al. (2009) salientam, a este propósito, que o crescimento do interesse científico pela multifuncionalidade do uso do solo revela a necessidade do desenvolvimento de métodos e ferramentas que permitam quantificar e mapear as diferentes funções do solo expressas pela paisagem.

2.3.5. Análise comparativa das abordagens conceptuais

Schöber et al. (2010) agrupam as abordagens conceptuais relativas à análise das interações entre o Homem e o ambiente em três famílias distintas (serviços dos ecossistemas, funções das paisagens e funções do uso do solo). Na tabela 2.6 acrescentou-se a estas o conceito de funções do solo, nos termos definidos por Verburg et al. (2009), tendo em vista a identificação das principais diferenças de perspetiva e suporte para escolha do modelo mais adequado a cada situação.

Os conceitos de serviços dos ecossistemas e bem-estar humano desenvolvidos pelo MEA estabelecem uma abordagem holística das interações entre o Homem e os ecossistemas (semi-)naturais. À escala global constituem um bom processo para expor as tendências futuras e aumentar a conscientização política para a questão da degradação dos ecossistemas.

Tabela 2.6 - Análise comparativa das abordagens conceptuais às interações entre o Homem e o ambiente (Verburg et al., 2009, Schöber et al., 2010)

	Serviços dos ecossistemas	Funções das paisagens	Funções do uso do solo	Funções do solo
Perspetivas e premissas	Análise das alterações nos ecossistemas e consequências para o bem-estar humano	Otimização do potencial da paisagem aferido através da procura explícita (preferências) da sociedade	Avaliação da sustentabilidade (ecológica, económica e social) das alterações de uso do solo	Análise integrada das alterações do solo com base na ocupação, no uso e nas funções do solo
Contexto de utilização	Recomendações e propostas de políticas	Planeamento e implementação de políticas de ordenamento do território	Avaliação <i>ex ante</i> do impacto das políticas sobre o uso do solo	Planeamento e política regional
Unidade base	Ecossistemas (semi-)naturais	Paisagens	Classes de uso do solo	Sistemas de solo
Escala espacial	Global	Regional/local	Regiões administrativas	Regional/local
Escala temporal	Longo prazo	Médio/longo prazo	Curto/médio prazo	Curto/médio prazo
Importância atribuída às alterações do uso do solo	As alterações do uso e ocupação do solo fazem parte de um vasto conjunto de fatores que podem alterar as características do ecossistema	A análise da paisagem tem em conta as funções relacionadas com o uso do solo, o tipo de ecossistemas e as propriedades transcendentais (não materiais ou materiais futuras)	A avaliação incide exclusivamente sobre as alterações do uso do solo, condicionadas pelos fatores políticos ou socioeconómicos	A caracterização do uso do solo e das suas funções associadas à ocupação do solo conduzem à melhoria dos modelos de alteração do solo
Referências	Daily (1997); Costanza et al. (1997); MEA (2005)	Bastian (1998); De Groot et al. (2007); Brandt e Vejre (2004)	Perez-Soba et al. (2008), Helming et al. (2011)	Verburg et al. (2009)

Com raízes na ecologia da paisagem e no planeamento, a abordagem através das funções das paisagens é mais detalhada e tem vindo a ser utilizada num vasto conjunto de situações, incluindo a caracterização de paisagens culturais heterogéneas, compreendendo vários ecossistemas. Por sua vez, as funções de uso do solo, desenvolvidas para avaliação *ex ante* do impacto das políticas sobre as alterações do uso do solo, constituem um modo pragmático de identificar e classificar as questões da sustentabilidade à escala regional. Por fim, nas funções do solo, os bens e serviços proporcionados pelos sistemas de uso do solo são complementados com os bens e serviços providos pelos ecossistemas englobados nas respetivas paisagens, o que possibilita uma avaliação mais íntegra, mas obriga ao desenvolvimento de novos métodos e a uma maior integração das disciplinas envolvidas na investigação das alterações do solo.

2.3.6. Agricultura e os serviços dos ecossistemas

O relatório *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Agriculture and Food* (TEEB, 2015) refere-se às interações entre os sistemas humanos (sociais e económicos) e os sistemas eco-agro-alimentares, considerando que estes últimos providenciam os serviços dos ecossistemas que contribuem para o bem-estar do Homem (incluído a criação de emprego e de rendimento), por contrapartida aos recursos empregues em maquinaria e fatores de produção (e.g. fertilizantes, pesticidas, rega, biotecnologia, etc.). Pese embora as interações entre os diversos serviços gerados pelos ecossistemas tanto possam ser de conflito como de complementaridade (Santos, 2009b), negativas ou positivas, intencionais ou involuntárias, e valoradas pelo mercado, ou não (Pinto-Correia e Kristensen, 2009), o facto é que as decisões relativas à gestão dos serviços nos ecossistemas agrícolas envolvem, por norma, conflitos ou *trade offs* que obrigam ao estabelecimento de compromissos entre os diferentes serviços em causa. Por exemplo, as ações para aumentar produção agrícola recorrem tipicamente ao aumento do consumo de água e fertilizantes, com consequências diretas ao nível da disponibilidade e qualidade da água para outros fins (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

O principal objetivo da agricultura é, sem dúvida, a provisão de alimentos, fibras e combustíveis, no entanto esta atividade é igualmente geradora de muitos outros serviços dos ecossistemas, alguns dos quais são planeados, mas a maioria são indiretos, não geridos, subavaliados e mesmo desvalorizados. Por outro lado, os ecossistemas agrícolas dependem de uma vasta gama de serviços de suporte e regulação, os quais determinam a sua capacidade biofísica. Mas a agricultura é também responsável pela difusão de desserviços, decorrentes dos efeitos indesejáveis que provoca, algumas das quais recaem sobre ela própria, com consequências na redução da capacidade produtiva, ou no aumento dos custos de produção. Os fluxos de serviços e desserviços dos sistemas agrícolas são, no entanto, variáveis, em função da gestão da atividade à escala local, e da diversidade, composição e funcionamento da paisagem circundante. Deste modo, cada parcela agrícola depende dos serviços providos pelos ecossistemas adjacentes, sejam eles naturais ou cultivados, os quais, por sua vez, são afetados pelas atividades decorrentes nessa parcela. Assim, em termos conceptuais, as relações entre a agricultura e os serviços dos ecossistemas devem ter em consideração as diferentes combinações de serviços e desserviços gerados (Figura 2.4).

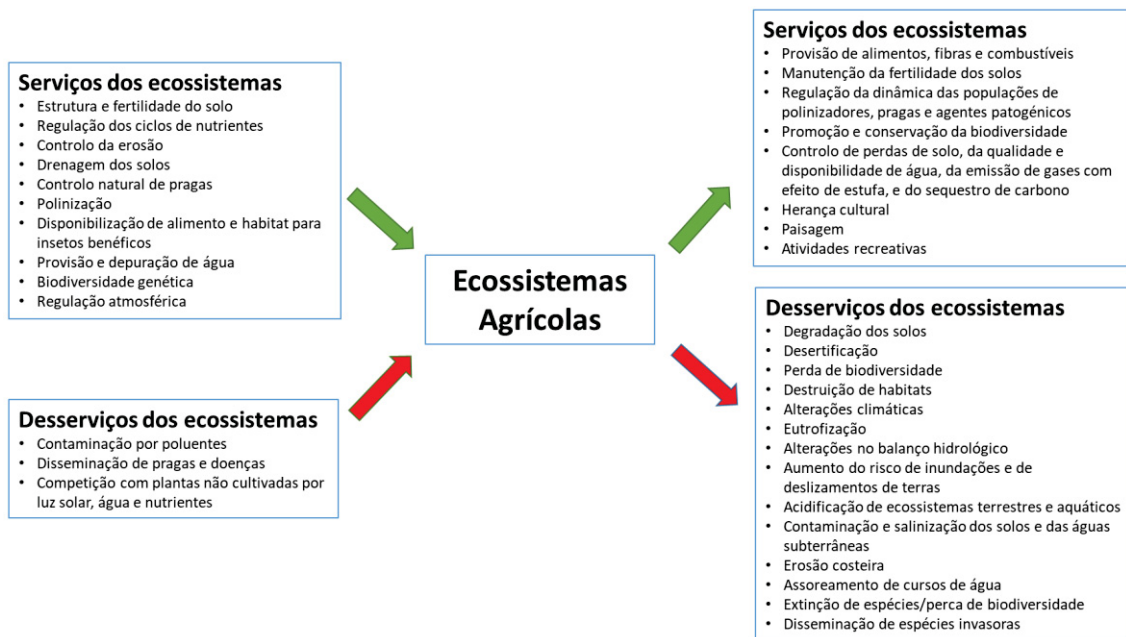


Figura 2.4 - Serviços e desserviços associados aos ecossistemas agrícolas (adaptado de Zhang et al., 2007)

Se, por um lado, a atividade agrícola beneficia de diversos serviços providos pelos ecossistemas, como sejam: a melhoria da estrutura e fertilidade do solo por macro e micro invertebrados; a decomposição da matéria orgânica e a regulação dos ciclos dos nutrientes por diversos microrganismos; o controlo da erosão e a melhoria da drenagem dos solos, assegurados pela vegetação circundante; o controlo natural de pragas por predadores, parasitoides e microrganismos entomopatogénicos; a polinização das culturas por abelhas e outros animais; a disponibilização de alimento e habitat quer para os polinizadores, quer para os agentes de controlo biológico; a provisão e depuração de água em quantidade suficiente e nos momentos adequados, assegurada pelas zonas húmidas e pela vegetação ripícola; a diversidade genética, necessária aos processos de seleção artificial que permitem manter e aumentar a produtividade agrícola; a ocorrência de um clima favorável, decorrente da regulação atmosférica, que confere vantagens comparativas aos agricultores que dele beneficiam. Por outro lado, os ecossistemas agrícolas são, eles próprios, geradores de serviços dos ecossistemas, entre os quais se salientam, para além da provisão de alimentos, fibras e combustíveis: a manutenção da fertilidade dos solos, condição necessária à preservação da produtividade agrícola; a regulação da dinâmica das populações de polinizadores, pragas e agentes patogénicos; a promoção e conservação da biodiversidade; o controlo das perdas de solo, da qualidade e disponibilidade de água, da

emissão de gases com efeito de estufa, e do sequestro de carbono; a herança cultural, decorrente do estilo de vida rural; os aspetos cénicos associados à paisagem; e o acesso a atividades recreativas, como sejam a caça e o agroturismo. No entanto, os agroecossistemas podem ser afetados negativamente pelos ecossistemas adjacentes, de várias maneiras, nomeadamente através da contaminação por poluentes; disseminação de pragas e doenças; ou da competição por luz solar, água e nutrientes com plantas não cultivadas. Por último, a degradação dos solos, a desertificação, a perda de biodiversidade, a destruição de habitats ou as alterações climáticas incluem-se entre os principais fenómenos globais que têm vindo a ser imputados ao aumento da oferta de alimentos através da agricultura. À escala regional e local, podem mencionar-se, entre outras, as questões de eutrofização dos planos de água, as alterações no balanço hidrológico, o aumento do risco de inundações e de deslizamentos de terras, a acidificação de ecossistemas terrestres e aquáticos, a contaminação e salinização dos solos e das águas subterrâneas, a erosão costeira, o assoreamento de cursos de água, a extinção de espécies/perca de biodiversidade, ou a disseminação de espécies invasoras (Briassoulis, 2000; De Sherbinin; 2002; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Dale e Polasky, 2007; Swinton et al., 2007; Zhang et al., 2007; Schöber, et al. 2010; TEEB, 2015).

2.4. Dinâmica da paisagem rural

2.4.1 Alterações do uso do solo e dinâmica da paisagem rural

As alterações do uso do solo são impulsionadas pela interação entre as dimensões biofísicas e humanas que ocorrem num local e momento específicos (Veldkamp e Verburg, 2004) e manifestam-se nos ecossistemas através das alterações que induzem na ocupação do solo, modificando a paisagem por essa via (Brown e Duh, 2004). Pode, portanto, afirmar-se que a paisagem está continuamente a ser moldada pelas alterações do uso do solo.

Apesar das paisagens terem sofrido grandes alterações através dos tempos, devido aos processos naturais, como sejam a deriva continental ou a glaciação, o facto é que o ser humano tem contribuído, desde a pré-história, para o acelerar dos processos de alteração, primeiro através do recurso ao fogo, e mais tarde com o advento da domesticação de plantas e animais, através do arroteamento de terras para a produção agrícola e pecuária. A intervenção humana sobre a superfície terrestre tem, no entanto, vindo a intensificar-se ao longo dos tempos, nomeadamente nos últimos três séculos (De Sherbinin, 2002). Em

particular, as alterações do uso do solo ocorridas na Europa após a II guerra mundial resultaram na melhoria generalizada do desenvolvimento económico e do bem-estar das populações, mas, em contrapartida, têm vindo a causar sérios problemas ambientais (Pérez-Soba et al., 2008). Na realidade, as alterações do uso do solo são consideradas por diversos autores como uma das principais causas das alterações ambientais à escala global (Schöber et al., 2010), com impactos variáveis em função das dinâmicas dos ecossistemas (FAO/UNEP, 1999). Os impactos das alterações do uso do solo em termos ambientais, económicos e sociais constituem, portanto, um estímulo à investigação desses processos, nomeadamente das suas causas e efeitos (Veldkamp e Verburg, 2004; Schöber et al., 2010).

Devido à extensão territorial que ocupa, a agricultura é considerada uma especial modeladora de paisagens, originando ambientes seminaturais únicos, com uma grande variedade de habitats e espécies. Nas últimas décadas, o progresso tecnológico e a necessidade de maximizar eficiência económica têm vindo a contribuir para uma acentuada intensificação, especialização e concentração da agricultura europeia, acompanhada pela marginalização e o abandono das zonas com condicionantes económicas, sociais ou ambientais (Farina, 1998; Comissão Europeia, 2000; Brouwer, 2006; Vejre et al., 2007; Lefebvre et al., 2012). Os desafios decorrentes da intensificação e do abandono agrícolas sublinham a complexidade das relações entre agricultura e ambiente. Em especial, a prática das monoculturas intensivas da agricultura moderna originou sistemas paisagísticos monofuncionais, simplificados, com baixa biodiversidade, e nos quais o solo é sujeito a profundas perturbações (Vejre et al., 2007). A outra face visível do desenvolvimento é identificada pelo abandono e florestação das terras, com as populações a migrarem das zonas de montanha, e das terras agrícolas mais pobres, para as planícies e para as áreas industrializadas (Farina, 1998).

Apesar de, em muitas zonas rurais, a paisagem ainda continuar a ser dominado por sistemas produtivistas (orientados para maximização da produção), a procura social de funções *non-commodity* tem sido crescente nas regiões do noroeste Europeu, o que levou a uma nova tomada de consciência sobre os valores da paisagem multifuncional e à necessidade de se considerarem outros serviços além de produção (Pinto-Correia e Kristensen, 2013). Segundo Baptista (2009), também em Portugal se vem afirmando o crescimento das novas dimensões da procura urbana no espaço rural, nomeadamente a proteção da natureza e a conservação ambiental, as atividades territoriais (caça, desporto,

lazer...), e as atividades associadas à herança rural (patrimónios material e imaterial). Conceitos que se encontram particularmente ajustados às áreas agrícolas marginais, em risco de abandono, como funções alternativas para os sistemas agrícolas extensivos (Santos, 2009a).

Contudo, Santos (2009a) acha ultrapassada a crença europeia nos sistemas agrícolas multifuncionais, pós-produtivistas, que dão prevalência ao consumo dos serviços de lazer, ambientais e culturais sobre a produção de bens agrícolas. Visão que considera ter sido desenvolvida no final do século XX, em consequência do sucesso económico dos países ocidentais na obtenção de elevados padrões de vida, bem como no incremento da produtividade agrícola e dos níveis de produção. Com efeito, com o advento da crise financeira do início do séc. XXI, o autor recentra as preocupações na escassez global de terra, e no papel da cooperação e das políticas públicas para a gestão dos bens comuns. Neste cenário, o debate atual quanto ao uso sustentável do solo vai para além da questão do uso intensivo *versus* extensivo, e fixa-se no desenvolvimento de sistemas agrícolas que conduzam ao aumento das produções por hectare sem acréscimo dos níveis de utilização de *inputs* (designado de “intensificação sustentável”), quer por via do desenvolvimento dos processos tecnológicos (melhoramento genético, agricultura de precisão, produção integrada, etc.), quer baseada no conhecimento ecológico (controlo biológico de pragas e doenças, fixação simbiótica de azoto, inoculação de micorrizas, combinações de culturas permanentes e anuais, etc.).

Face à diversidade de processos de transição em curso em várias regiões, Holmes (2006) recorre a uma abordagem mais abrangente que designa de “transição rural multifuncional”, a qual considera explicar as transformações decorrentes da combinação dos três fins de base de uso humano do espaço rural, nomeadamente: a produção agrícola, o consumo de amenidades e a proteção da natureza. Com efeito, este autor identificou, no atual contexto rural Australiano, seis modos genéricos de ocupação, suportados pelos recursos rurais, a saber: (i) modo de produção agrícola produtivista (valores dominantes de produção); (ii) modo de amenidade rural (valores dominantes de consumo); (iii) modo de pequena exploração ou de pluriatividade (mistura de valores de produção e consumo); (iv) modo de peri-metropolitano (competição intensa entre os valores de produção, consumo e proteção); (v) modo de agricultura marginal (integração potencial dos valores de produção e de proteção); e (vi) modo de conservação (valores de proteção). Para cada um desses modos, podem ser delineadas, no tempo, trajetórias de transição marcadamente

divergentes entre si. Esta variabilidade interna, por sua vez está ligada aos atributos ambientais (potencial do local para produção, consumo ou proteção), aos atributos de localização (acessibilidade) e é influenciada pelos modos antecedentes e pelas trajetórias de ocupação humana.

2.4.2. Fatores de mudança da paisagem rural

Chadwick (1971) considera que o agricultor é um especial criador de espaços adaptados, ajustando permanentemente a natureza, de modo a utilizá-la em proveito próprio. O papel central do agricultor como ator na dinâmica da paisagem rural resulta, portanto, da sua capacidade individual de tomar decisões sobre o uso do solo, as quais, por sua vez, determinam a dinâmica da paisagem (Levin, 2006). No entanto, para além dos agricultores, existem outros indivíduos e comunidades (locais, regionais, nacionais ou internacionais) com direito de codecisão sobre o uso tradicional, corrente ou futuro do solo, sendo que cada um deles possui objetivos e prioridades próprias (FAO, 1995).

Tendo em conta que o seu principal objetivo consiste na maximização do rendimento, os agricultores tendem a focar-se na produção dos bens e serviços com preço de mercado (*e.g.* produção de alimentos ou fibras), em detrimento doutros serviços dos ecossistemas com valor inegável, mas que não possuem um preço estabelecido (Santos, 2009a). Deste modo, a FAO (1995) considera que as prioridades definidas pelos agricultores são predominantemente de curto prazo, pese embora o direito de propriedade da terra, e o valor sentimental que lhe está associado, contribuam para alargar esse horizonte. Por seu lado, a comunidade em geral privilegia objetivos de longo prazo, como sejam o combate às alterações climáticas, a conservação da natureza ou, a garantia do fornecimento de água e alimentos para a população (FAO, 1995).

Devido à ocorrência de falhas de mercado (*i.e.*, ao facto dos preços de mercado não incorporam as consequências ambientais das decisões dos gestores) geram-se conflitos de interesse entre os agricultores e a comunidade em geral. Estes conflitos tendem a ser dirimidos através da criação de mercados para os serviços dos ecossistemas em causa, ou através da implementação de políticas (Santos, 2009a), que permitem internalizar o valor dos serviços dos ecossistemas nas decisões de gestão do uso do solo pelos agricultores (Zhang et al., 2007).

Na terminologia dos sistemas, um fator de mudança¹⁹ (*sinónimos: vetor, promotor, força motriz, determinante*) é genericamente encarado como uma força independente que direta, ou indiretamente, afeta uma determinada característica do sistema (Klijn, 2004). No caso concreto da paisagem, os fatores de mudança constituem as forças que influenciam a sua trajetória evolutiva (Bürgi et al., 2004).

Para efeitos de análise da dinâmica da paisagem, Antrop (2000) diferencia os fatores internos dos externos, sendo que os primeiros dependem da ação direta do decisor, enquanto os segundos não são controlados por este. Os múltiplos fatores, internos e externos, formam um complexo sistema de dependências, interações e ciclos de *feedback*, com atuações a vários escalas espaciais e temporais, que tornam difícil a sua análise e representação (Bürgi et al., 2004), bem como a avaliação da sua efetividade, eficácia e eficiência (Klijn, 2004).

Considerando que a paisagem resulta das decisões do gestor do uso do solo e é a face visível dos efeitos combinados das dinâmicas sociais e naturais, então os fatores de mudança do uso do solo podem ser repartidos entre dois grandes grupos: os biofísicos e os socioeconómicos, estes últimos compreendendo os fatores demográficos, sociais, económicos, políticos e institucionais (Briassoulis, 2000).

No caso específico da paisagem rural, Brandt et al. (1999) assumem que o padrão e a dinâmica do uso do solo dependem dos sistemas agrícolas, cujas características estruturais estão fortemente conotadas com o tipo e dimensão das explorações. Neste contexto, os autores optaram por agrupar os fatores de mudança em cinco categorias distintas: naturais, tecnológicos, socioeconómicos, políticos e culturais (Figura 2.5).

¹⁹ *Driving force* em inglês.

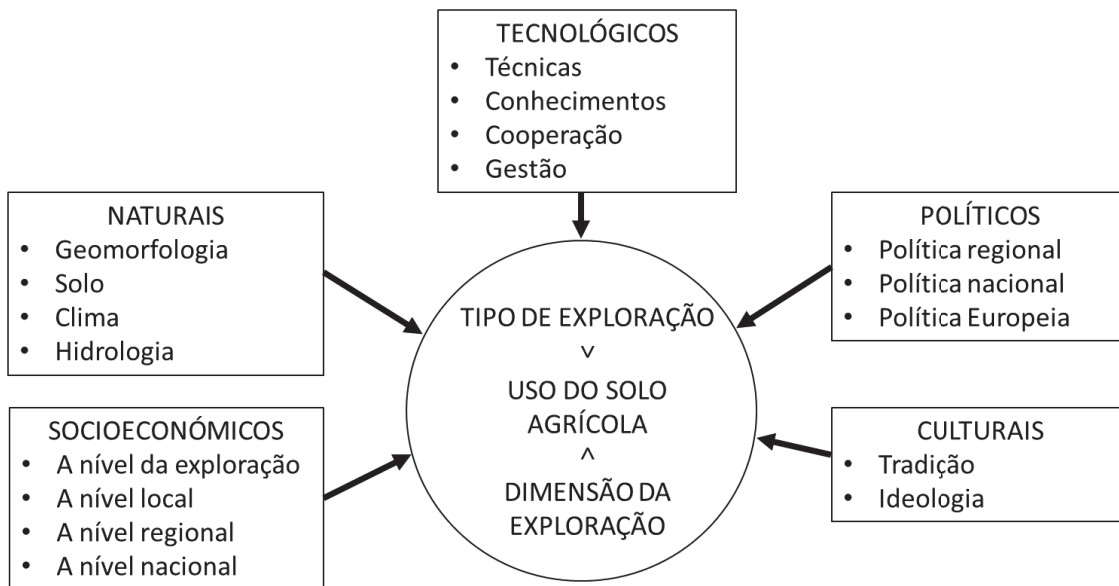


Figura 2.5 - Quadro de referência para análise dos fatores de mudança na dinâmica da paisagem rural (Brandt et al., 1999)

No entanto, devido às relações existentes entre os fatores, alguns autores (Klijn, 2004; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Geist et al., 2006; Zondag e Borsboom, 2009) propõem que se juntem os fatores económicos aos tecnológicos, ou aos políticos, e os sociais aos culturais, ou aos políticos; e, em sentido contrário, que se diferenciem ou realcem os fatores demográficos e institucionais.

Pinto-Correia e Kristensen (2013) propõem um diagrama conceptual que integre a complexidade das interações na dinâmica da paisagem local, em função dos grupos de fatores de mudança confluentes no processo de decisão: um relativo à procura social de bens e serviços, estimulada por fatores de ordem socioeconómica e cultural; e outro relativo à capacidade de oferta, condicionada por fatores naturais e estruturais.

Os fatores naturais, ou biofísicos, definem a capacidade natural, isto é a aptidão das condições ambientais, para os processos de mudança de uso do solo, compreendendo um vasto conjunto de fatores bióticos e abióticos. Estes fatores incluem, por um lado, os processos naturais locais, como sejam: o clima, a topografia, o relevo, o tipo de solos, a hidrologia, a vegetação; e por outro, as perturbações naturais. Estas últimas podem ter uma ação rápida (*e.g.* incêndios, deslizamentos de terra, erupções vulcânicas, etc.), ou lenta (*e.g.* alterações climáticas, processos de sucessão biológica, evolução natural das espécies). Por conseguinte, se os fatores naturais condicionam as possibilidades de alteração dos usos do solo e determinam as suas consequências, também podem, eles

próprios, ser a causa dessas alterações. Os fatores económicos compreendem diversas variáveis determinantes das estratégias de uso do solo, como sejam: a evolução dos preços dos bens e serviços providos, das matérias-primas e dos restantes fatores de produção (*e.g.* custo da terra, mão-de-obra, capital), a acessibilidade aos mercados, os rendimentos alternativos, o acesso ao crédito, ou os fluxos de capitais e o investimento. Os processos demográficos resultantes da composição e distribuição da população (*e.g.* variação das taxas de crescimento e da densidade populacional, envelhecimento, migrações) podem atuar como fatores de mudança, quer a nível local (*e.g.* pressão urbanística, abandono das terras), como global (*e.g.* aumento da procura de alimentos). Os fatores políticos e institucionais derivam da organização e funcionamento das instituições e manifestam-se através das políticas e regras emanadas. Estas incluem a regulação do direito de propriedade e do exercício das atividades económicas, as imposições à produção, a aplicação de tarifas e taxas, o estabelecimento de preços mínimos de garantia, os apoios à aquisição de *inputs* ou à produção de bens e serviços, os incentivos ao investimento em equipamentos e infraestruturas, os regimes de bonificação do crédito, a promoção das exportações, os acordos de comércio internacionais, as alterações das taxas de câmbio, etc. As políticas públicas de informação, educação e formação podem também ser incluídas neste quadro, na medida em que são utilizadas pelas instituições para atingir objetivos coletivos. O desenvolvimento tecnológico é um fator com reflexos diretos nos sistemas agrícolas, através do aumento dos níveis de produção por hectare (ou por unidade de trabalho), mas também com repercussões indiretas, decorrentes dos progressos manifestados ao nível da transformação, comercialização e distribuição dos produtos agrícolas. Contudo, por vezes, as decisões de alterações do uso do solo só conseguem ser explicadas incorporando os fatores culturais. Efetivamente, a compreensão dos modelos mentais dos vários atores (*e.g.* perceções, prioridades, crenças, ideologias, estilos de vida, atitudes), resultantes da tradição, ou memória coletiva, é fundamental para explicar a gestão dos recursos, as estratégias adaptativas, o compromisso ou a resistência às políticas, em suma o comportamento social face às alterações de uso do solo (Brandt et al., 1999; Briassoulis, 2000; Bürgi et al., 2004; Klijn, 2004; Primdahl et al., 2004; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Geist et al., 2006; Jansen, 2006; Levin, 2006; Zondag e Borsboom, 2009; Santos, 2009b; Bateman et al., 2013).

De entre os fatores mencionados, Primdahl et al. (2004) destacam a tecnologia e o mercado como forças motrizes centrais dos processos de alteração do uso do solo agrícola. Para além destes fatores, diversos autores (Klijn, 2004; Primdahl et al., 2004; Nassauer e Wascher, 2007) realçam a intervenção das políticas públicas e, em particular, a influência das políticas nacionais e internacionais relativas à agricultura e ao comércio mundial, apesar da implementação das mesmas revelar assinaláveis discrepâncias territoriais que não devem ser subestimadas (Brandt et al., 1999).

Para além dos fatores de mudança acima apresentados, importa salientar que os usos de solo futuros dependem fortemente dos padrões que os precedem. Esta evidência decorre não só do facto das dinâmicas do uso do solo serem bastante lentas, devido à inércia que lhes está associada, mas também porque a probabilidade de mudança é, por norma, pequena, quando comparada com a alternativa de manutenção do *status quo* (Zondag e Borsboom, 2009).

2.5. Área de estudo

A Ilha Terceira localiza-se no Oceano Atlântico Norte, entre as latitudes 38°38' - 38°47' N e as longitudes 27°02' - 27°23' W, e é uma das nove ilhas vulcânicas do arquipélago dos Açores. A ilha possui uma população de 56.437 habitantes (INE, 2011a) para uma superfície total 402,2 km². O clima é oceânico temperado, fortemente influenciado pela topografia da ilha, com níveis elevados de precipitação e de humidade relativa, e baixa amplitude térmica anual.

Em 2009, a superfície agrícola utilizável cobria 58% da área total da ilha Terceira. A maior parte do solo está, portanto, afeto à agricultura, perdominando as pastagens e as culturas forrageiras. No que respeita às forragens, destacam-se duas culturas principais: o milho (*Zea mays*) e o azevém (*Lolium multiflorum*), ambas cultivadas para silagem e, em geral, intercaladas em rotações culturais de ciclo curto. Estas culturas sustentam a produção de gado bovino, com os animais a pastorearem ao ar livre durante todo o ano. A economia insular depende fortemente da produção de leite e da indústria associada ao processamento de produtos lácteos, mesmo que a produção de carne tenha experimentado desenvolvimentos muito positivos nos últimos anos (INE, 2011b).

Reis e Dentinho (2015) identificam dois sistemas de paisagem agrícola prevaletentes na primeira década do século XXI (Tabela 2.7): uma paisagem associada à produção intensiva de leite com maior densidade e produtividade animal (Figura 2.6) e uma

paisagem pastoral semi-natural com manchas de vegetação natural e/ou floresta exótica (Figura 2.7).

Tabela 2.7 - Paisagens agrícolas da Ilha Terceira (adaptado de Reis e Dentinho, 2015)

	Produção intensiva de leite	Paisagem pastoral seminatural
Elementos da paisagem	Edifícios agrícolas (salas de ordenha e celeiros), cercas de pedra	Arbustos e sebes vivas, floresta e/ou manchas de vegetação natural, algumas cercas de pedra
Processos em curso	Intensificação, especialização e concentração	Expansão e extensificação
Produções	Produção de leite	Produção de leite e de carne bovina
Animais	Vacas leiteiras	Vacas aleitantes, bovinos de “ <i>raça brava</i> ”, novilhas leiteiras
Culturas	Pastagem temporária, silagem de milho	Pastagem permanente (seminatural ou melhorada)



Figura 2.6 – Produção intensiva de leite (Fonte: Luís Godinho, março 2011)

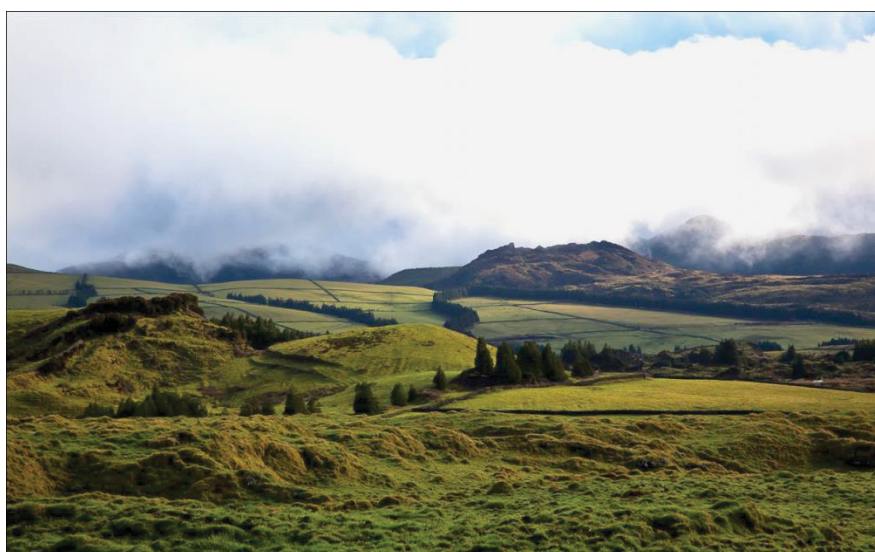


Figura 2.7 - Paisagem pastoral seminatural (Fonte: Luís Godinho, fevereiro 2011)

As alterações das principais características do setor agrícola da Ilha Terceira relatadas pelo Instituto Nacional de Estatística (INE, com.pess.) no último censo agrícola, realizado em 2009, mostram um aumento da produção de leite de vaca (16%), do rendimento por vaca (23%) e da dimensão média das explorações (45%), face a 1999.

3. Aptidão e uso agrícola do solo

3.1. Introdução

O quadro institucional para a sustentabilidade agrícola (Evrendilek e Ertekin, 2002) engloba a produção agrícola, a provisão de serviços do ecossistema e as amenidades e os valores recreativos fornecidos pelos sistemas de paisagem rural multifuncional (Holmes, 2006). No entanto, se do ponto de vista agrícola, as unidades básicas são entidades económicas e sociais geralmente associadas às explorações agrícolas, na perspetiva paisagística as unidades básicas resultam de complexos sistemas de solos analisados a diferentes níveis espaciais (Vejre et al., 2007).

Por outro lado, o sistema de valores do Homem leva a mudanças no uso do solo e na paisagem, adaptando o espaço para melhor acomodar as diversas atividades alternativas e complementares. Em especial, os agricultores e os produtores florestais são particulares edificadores de espaços adaptados, em interação com a natureza, recorrendo a tecnologias em permanente evolução e procurando usar o território para seu próprio benefício (Chadwick, 1971), influenciados pelas instituições que definem a alocação de direitos de propriedade. A esse respeito, a estrutura da paisagem agrícola depende fortemente das decisões de uso do solo pelos agricultores, as quais, por sua vez, são condicionadas pelas restrições biofísicas do território e impulsionadas pelos desenvolvimentos socioeconómicos e tecnológicos, pelos fatores demográficos, ambientais e culturais, bem como pelas políticas governamentais (OCDE, 2001; Klijn, 2004; Primdahl et al., 2004; Levin, 2006; Nassauer e Wascher, 2007; Primdahl e Swaffield, 2010).

Uma abordagem integrada da análise e da dinâmica da paisagem agrícola deve ter em consideração todos os fatores e inter-relações acima mencionados. O uso do solo, observado ao nível das parcelas das explorações agrícolas, pode, portanto, ser visto como a interface entre a agricultura e a paisagem.

Para além disso, as mudanças no uso agrícola do solo, entre sistemas de cultivo mais ou menos intensivos, por exemplo de culturas arvenses para pastagens permanentes, ou entre diferentes padrões de cultivo, podem ter efeitos ambientais, sociais e económicos consideráveis a diversas escalas.

O objetivo deste capítulo é o de identificar as condicionantes de longo prazo no uso do solo, recorrendo à análise das alterações de uso do solo na Ilha Terceira, entre 2001 a 2011. Em concreto, pretende-se avaliar o papel das restrições biofísicas, expressas através

de um sistema de classificação de aptidão do solo, nas alterações do uso agrícola do solo e, conseqüentemente, na dinâmica da paisagem.

O problema em causa consiste em determinar de que modo os usos agrícolas do solo (históricos e atuais) dependem da diversidade de aptidões do mesmo. Para alcançar esse objetivo, procurou-se dar resposta a duas questões principais:

(1) Considerando a existência de diferentes fontes de informação, será que os dados de uso do solo disponibilizados pelo Sistema de Identificação das Parcelas Agrícolas (SIP) são adequados para efeitos de análise das alterações do uso do solo?

(2) A flexibilidade implícita em cada classe (multi)aptidão do solo é um fator importante para justificar a resiliência dos usos agrícolas do solo?

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Recolha de dados de uso do solo

Aptidão do solo

Uma base de dados padronizada e a quantificação precisa e dinâmica dos recursos biofísicos são a base para as decisões de uso do solo (Kilic et al., 2005). Neste sentido, Silveira e Dentinho (2010) desenvolveram um sistema de informação geográfica que agrupa as diferentes combinações de quatro atributos biofísicos (temperatura média anual, precipitação anual acumulada, declive e capacidade de uso do solo para agricultura), tendo em vista a criação de classes de aptidão do solo para usos alternativos (i.e., urbano/turístico, horticultura, culturas arvenses, pastagem e floresta) (Tabela 3.1). Com base nessa metodologia, Silveira (2009) apresenta a distribuição das diferentes classes de aptidão de solo para a ilha Terceira (Tabela 3.2).

Tabela 3.1 – Restrições ambientais¹ (Silveira e Dentinho, 2010)

	TMP (°C)	PRC (mm)	DCL (%)	CAP (I-VII)
Urbano/turístico	≥ 16	≥ 0	0-25	I-VII
Horticultura	≥ 16	≥ 1000	0-25	I-VI
Culturas arvenses	≥ 10	≥ 750	0-15	I-IV
Pastagem	≥ 12.5	≥ 1300	0-25	I-V
Florestas	≥ 0	≥ 750	0-50	I-VI

¹ Temperatura média anual (TMP), precipitação anual acumulada (PRC), declive (DCL) e capacidade de uso do solo (CAP)

Tabela 3.2 – Classes de aptidão do solo na ilha Terceira (Silveira, 2009)

	Aptidão ¹	Área (ha)	Área (%)
Class 1	U, H, A, P, F	4 069.25	10.14%
Class 2	A, P, F	6 393.44	15.93%
Class 3	U, H, P, F	2 295.38	5.72%
Class 4	P, F	8 294.31	20.66%
Class 5	U, H, A, F	4 824.75	12.02%
Class 6	H, A, F	2.00	0.00%
Class 7	U, A, F	0.00	0.00%
Class 8	A, F	0.00	0.00%
Class 9	U, H, F	1 687.50	4.20%
Class 10	F	3 218.88	8.02%
Class 11	U, F	0.00	0.00%
Class 12	U	245.38	0.61%
Class 13	-	9 107.25	22.69%

¹Urbano/turístico (U), horticultura (H), culturas arvenses (A), pastagem (P) e floresta (F).

A área de 40.113,13 ha da Ilha (Figura 3.1) é repartida por 10 das 13 classes propostas, sendo que as classes de aptidão 7, 8 e 11 estão ausentes.

Embora a área da classe 13 não esteja relacionada com nenhuma das atividades consideradas, a mesma pode encontrar-se associada a diversos usos ambientais, como sejam o abastecimento de água ou conservação da natureza (Silveira, 2009).

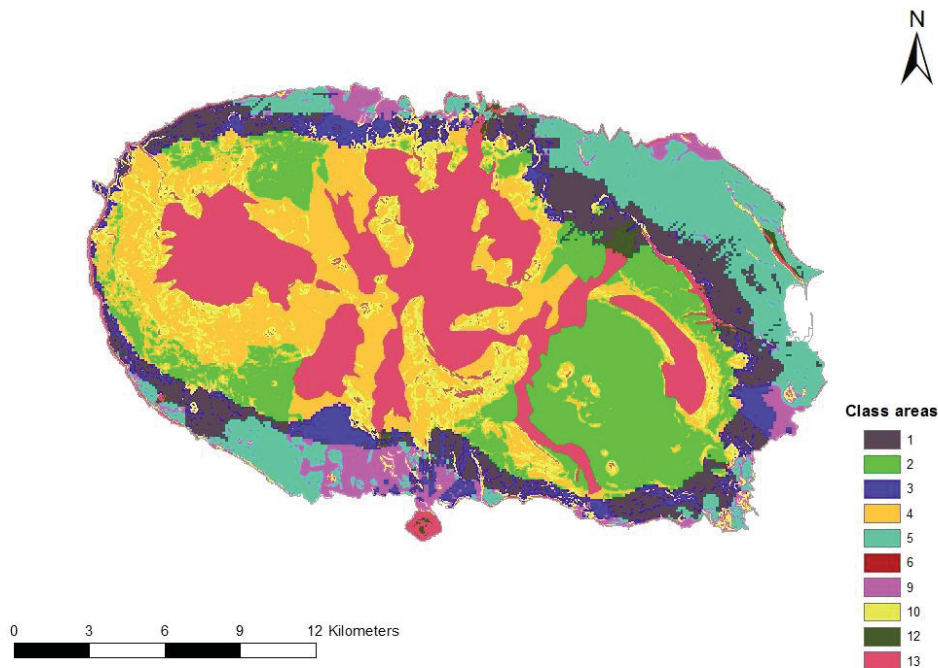


Figura 3.1 – Carta de aptidões de solo da ilha Terceira (adaptado de Silveira, 2009)

Uso do solo

Para análise do uso do solo recorreu-se ao Sistema de Identificação das Parcelas Agrícolas (SIP) que faz parte do Sistema Integrado de Gestão e Controle (SIGC) para as medidas de apoio direto no âmbito da Política Agrícola Comum (PAC). O SIP é suportado por um sistema de informação geográfica que facilita a identificação das parcelas agrícolas e a monitorização do uso do solo. Este sistema é periodicamente atualizado através dos dados fornecidos pelos agricultores, principalmente no momento da elaboração de suas candidaturas anuais (MARS Unit, 2011). Deste modo, o SIP assume-se como uma fonte detalhada de informações sobre o uso do solo agrícola alvo de subsídios da PAC (Willems et al., 2001).

Grandgirard et al. (2008) consideraram o SIP como a base de dados geográfica que, no presente, é capaz de fornecer as informações mais precisas e atualizadas sobre o uso do solo e suas alterações na União Europeia.

Willems et al. (2001) e Feranec et al. (2007) compararam o SIP com os dados de ocupação do solo CORINE, ambos concluíram que a maioria dos dados administrativos recolhidos pelo SIP correspondiam com os do inventário CORINE.

Reis e Dentinho (2015) agregaram as classes de uso do solo do SIP de 2001 em oito categorias: I) Terra arável; II) Área forrageira; III) Pastagem permanente; IV) Vinha; V) Culturas frutícolas; VI) outras áreas agrícolas; VII) Floresta e; VIII) outras áreas; uma classe extra "Sem dados" refere-se aos valores em falta na base de dados do SIP (Tabela 3.3). Devido a uma modificação da nomenclatura do SIP, as classes de "terra arável" e "área forrageira", foram descontinuadas em 2007 e substituídas por uma nova classe designada "culturas temporárias". No entanto, as parcelas de "área forrageira" foram reclassificadas discriminadamente em "pastagem permanente" ou "Culturas temporárias", consoante fossem mantidas para alimentação animal direta por mais de cinco anos consecutivos, ou não.

Tabela 3.3 – Classes de uso do solo do Sistema de Identificação das Parcelas Agrícolas (Reis e Dentinho, 2015)

	Nomenclatura SIP 2001	Nomenclatura SIP 2011
I	Terra arável	Culturas temporárias
II	Área forrageira	Pastagem permanente
III	Pastagem permanente	
IV	Área de vinha	Vinha
V	Área de pomar	Culturas frutícolas
	Área de citrinos	
	Área de bananal	
VI	Área de olival	Olival
	Povoamento misto	Misto de culturas permanentes
	Outras áreas agrícolas	Culturas protegidas
		Outras superfícies agrícolas
VII	Área agroflorestal	Espaço florestal arborizado com cultura sob coberto
		Espaço florestal não arborizado com aproveitamento forrageiro
		Espaço florestal Arborizado
	Área florestada	Bosquete
		Zonas de proteção/conservação
VIII	Área social	Área social
		Via
	Área improdutiva	Improdutivo
	Outras áreas não agrícolas	Zonas húmidas
Outras áreas		

As Figuras 3.2 e 3.3 mostram a distribuição das oito categorias acima mencionadas na ilha Terceira, em 2001 e 2011, respetivamente. Cada carta representa 642.210 células de 25×25 m², correspondendo a uma área total de 40.138 ha. A percentagem da ilha Terceira coberta pelo SIP vem aumentando ao longo do tempo, passando de 49,0% (2001) para

66,5% (2011). Em 2001, as duas principais classes representadas foram "terra arável" (32,8%) e "área forrageira" (12,5%), as quais foram substituídas por "culturas temporárias" (43,1%) e "pastagem permanente" (16,4%) em 2011.

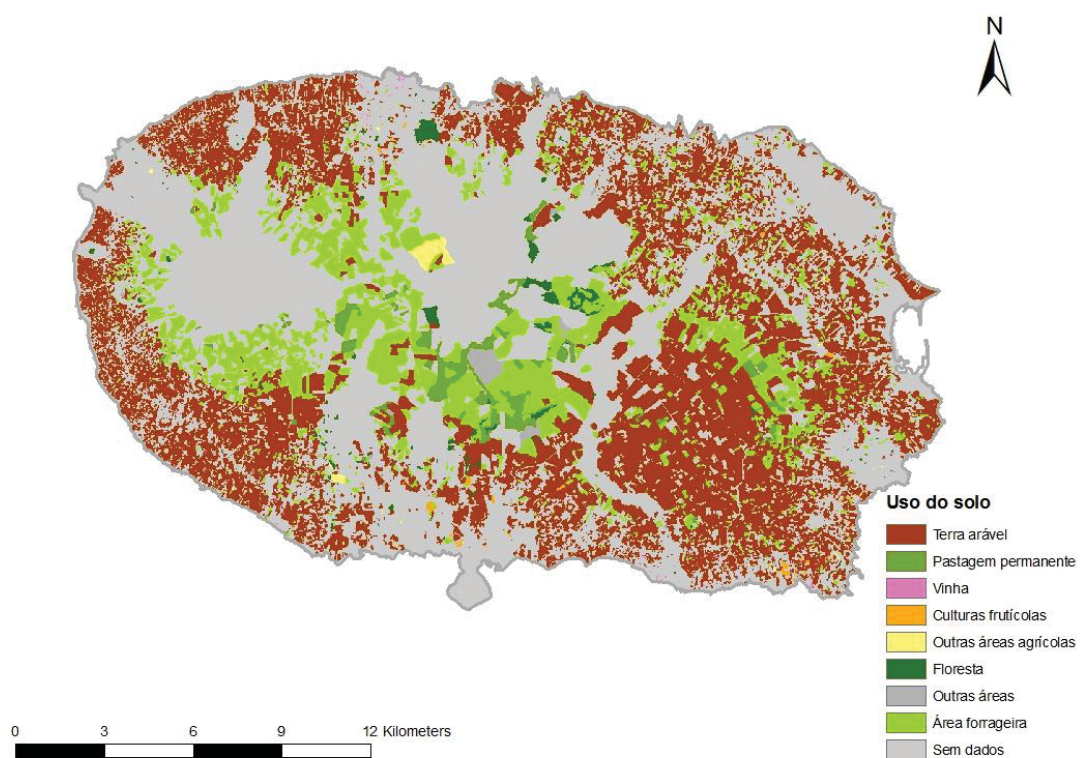


Figura 3.2 – Carta de uso do solo da ilha Terceira, 2001 (Reis e Dentinho, 2015)

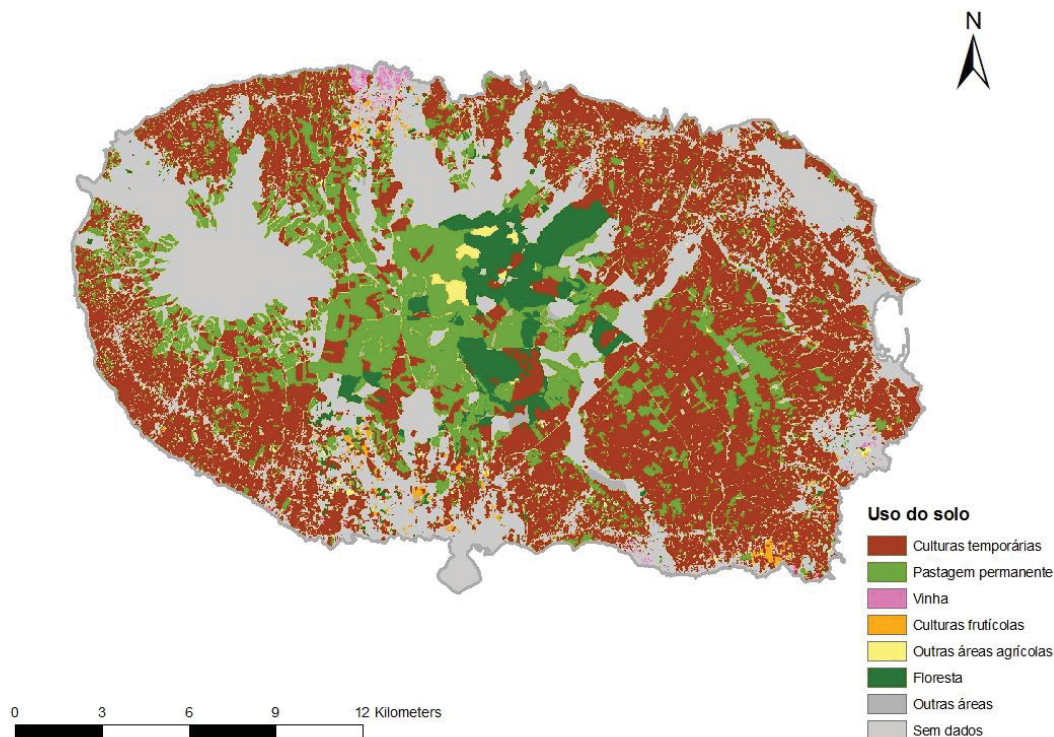


Figura 3.3 - Carta de uso do solo da ilha Terceira, 2011 (Reis e Dentinho, 2015)

3.2.2. Análise estatística

Reis e Dentinho (2015) procederam à análise de matrizes de transição entre os conjuntos de dados geográficos suportada pelo software ESRI ArcGIS®9.3.1. Os modelos de transição foram baseados numa matriz (A) que descreve a probabilidade de uma célula mudar do estado i para j (para todas as classes), num intervalo de tempo discreto e num vetor (x_t) contendo o valor da área para cada classe no momento t (Pontius Jr. et al., 2004).

A abordagem para quantificar os padrões espaciais do uso do solo para cada classe de aptidão foi sustentada em métricas da paisagem. Uma grande variedade de métricas para composição e configuração da paisagem foram desenvolvidas para dados categóricos (Uemaa et al., 2009). No entanto, existem muito poucos indicadores que sejam úteis por si próprios. O seu uso mais instrutivo consiste em comparar configurações de paisagem alternativas, seja a mesma paisagem em momentos diferentes (ou em cenários alternativos), ou comparar diferentes paisagens mapeadas do mesmo modo (Gustafson, 1998).

O uso de métricas e índices da paisagem tem sido aplicado em vários campos da pesquisa paisagística (e.g. na análise de biodiversidade e dos habitats, na qualidade da água, na

avaliação do padrão das paisagens e suas alterações, no padrão da paisagem urbana e da rede rodoviária, na estética da paisagem e na gestão, planejamento e monitorização). De 1994 a 2008, a maioria das publicações científicas que usou métricas da paisagem dedicou-se à análise da biodiversidade dos habitats, mas também à avaliação do padrão de paisagem e suas alterações (Uuemaa et al., 2009).

As métricas da paisagem medem e descrevem a estrutura espacial de manchas, classes de manchas ou toda a paisagem (Botequilha Leitão et al., 2006). No presente estudo, presume-se que o nível da paisagem corresponde às áreas com a mesma classe de aptidão do solo, apesar da sua descontinuidade territorial. Com recurso ao software Fragstats 3.3 (McGarigal et al., 2002) foram calculadas, para cada classe de aptidão do solo, as seguintes métricas: riqueza de classes (número de diferentes tipos de classes); percentagem de paisagem (proporção da unidade territorial composta por uma classe particular); índice de diversidade de Shannon; número de manchas (número de manchas discretas na unidade territorial); densidade de manchas (número de manchas por 100 ha de área total da unidade, não inclui manchas "sem dados", apesar das mesmas contarem para a unidade total de área); área média da mancha (soma das áreas de todas as manchas na unidade territorial dividida pelo número total de manchas); área média ponderada da mancha (soma das áreas de todas as manchas da unidade territorial multiplicada pela abundância relativa da mancha); e o desvio padrão da área da mancha (raiz quadrada da soma dos desvios quadrados de cada área de mancha em relação à área de mancha média, calculada para todas as manchas da unidade territorial, dividida pelo número total de manchas).

3.3. Resultados

As ocorrências de uso do solo na ilha Terceira foram calculadas por Reis e Dentinho (2015), em 2001 e 2011, para cada classe de aptidão do solo (Tabelas 3.4 e 3.6). Apesar do aumento da área coberta pelo SIP, as tendências observadas são válidas para ambos os anos (Tabelas 3.5 e 3.7). A classe de aptidão do solo 6 não foi considerada devido à falta de representatividade (apenas 2 ha). A predominância do uso do solo "terra arável" (em 2001), ou "culturas temporárias" (em 2011), e uma baixa diversidade da paisagem são observáveis em todas as classes com aptidão para culturas arvenses (classes 1, 2 e 5). Portanto, esses usos do solo dominam claramente em todas as classes de combinações com aptidão para culturas arvenses, independentemente das restantes aptidões. Este facto

é indicativo de um elevado nível de especialização, associado a alguma intensificação da atividade agrícola. Na prática, essas áreas correspondem, de grosso modo, à paisagem associada à produção intensiva de leite, onde prepondera uma maior densidade e produtividade animal.

Tabela 3.4 - Ocorrências de uso do solo por classes de aptidão (2001)

Classe	1	2	3	4	5	6	9	10	12	13
Terra arável	2 274,50	4 460,88	734,44	2 224,56	2 105,56	0,56	281,06	661,19	57,25	363,69
Pastagem permanente	0,94	7,06	4,00	253,31	2,31	0,00	0,56	116,31	0,00	319,06
Vinha	4,94	0,00	5,63	0,06	6,00	0,00	8,50	2,00	0,00	0,31
Culturas frutícolas	19,81	3,69	15,06	8,38	14,63	0,00	10,56	6,31	1,50	2,50
Outras áreas agrícolas	4,94	0,38	15,88	58,44	4,00	0,00	1,88	23,19	0,00	8,50
Floresta	2,75	2,69	32,00	104,31	1,56	0,00	10,06	65,88	0,13	109,19
Outras áreas	9,19	6,31	8,13	18,69	6,44	0,00	2,81	20,94	0,19	143,50
Área forrageira	158,44	473,88	59,63	2 328,88	174,44	0,00	26,00	675,25	13,25	1 121,38
Sem dados	1 593,75	1 438,56	1 420,63	3 297,69	2 509,81	1,44	1 346,06	1 647,81	173,06	7 039,13

(Hectares)

Tabela 3.5 – Métricas da paisagem por classes de aptidão (2001)¹

	CR	AL	FC	PP	VN	FO	OA	FT	OL	ND	SHDI	NP	PD	MN	AM	SD
Class 1	8	55,9	3,9	0,0	0,1	0,5	0,1	0,1	0,2	39,2	0,35	1112	27	2,23	78,34	13,02
Class 2	7	69,8	7,4	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	22,5	0,35	1087	17	4,56	1208,73	74,09
Class 3	8	32,0	2,6	0,2	0,2	0,7	0,7	1,4	0,4	61,9	0,69	1328	58	0,66	4,61	1,61
Class 4	8	26,8	28,1	3,1	0,0	0,1	0,7	1,3	0,2	39,8	1,03	2334	28	2,14	56,71	10,81
Class 5	8	43,6	3,6	0,0	0,1	0,3	0,1	0,0	0,1	52,0	0,37	928	19	2,49	60,23	12,00
Class 6	1	28,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	71,9	0,00	2	100	0,28	0,45	0,22
Class 9	8	16,7	1,5	0,0	0,5	0,6	0,1	0,6	0,2	79,8	0,74	740	44	0,46	1,86	0,80
Class 10	8	20,5	21,0	3,6	0,1	0,2	0,7	2,0	0,7	51,2	1,20	2224	69	0,71	6,49	2,02
Class 12	5	23,3	5,4	0,0	0,0	0,6	0,0	0,1	0,1	70,5	0,60	103	42	0,70	2,78	1,21
Class 13	8	4,0	12,3	3,5	0,0	0,0	0,1	1,2	1,6	77,3	1,30	889	10	2,33	66,46	12,21

¹ CR – Riqueza de classes, AL – Percentagem de terra arável, FC - Percentagem de área forrageira, PP – Percentagem de Pastagem permanente, VN – Percentagem de vinha, FO – Percentagem de culturas frutícolas, OA – Percentagem de outras áreas agrícolas, FT – Percentagem de floresta, OL – Percentagem de outras áreas, ND – Percentagem de “sem dados”, SHDI – índice de diversidade de Shannon, NP – Número de manchas, PD – Densidade de manchas, MN – Área média da mancha, AM – Área média ponderada da mancha, SD – desvio padrão da área da mancha

Tabela 3.6 - Ocorrências de uso do solo por classes de aptidão (2011)

Classe	1	2	3	4	5	6	9	10	12	13
Culturas temporárias	2 977,06	4 994,13	962,13	3 345,94	2 897,06	0,81	442,38	757,19	89,56	843,44
Pastagem permanente	168,69	767,19	115,69	2 584,81	157,69	0,00	36,63	1 035,19	5,31	1 699,00
Vinha	7,13	0,00	16,94	0,06	17,75	0,00	64,94	6,63	0,00	0,50
Culturas frutícolas	43,44	1,13	71,31	27,44	34,06	0,00	42,81	21,63	2,63	8,44
Outras áreas agrícolas	18,50	6,31	13,00	9,81	14,25	0,00	8,94	5,06	0,75	137,13
Floresta	7,00	8,75	43,88	288,13	7,63	0,00	28,50	172,25	0,75	1 368,13
Outras áreas	25,25	22,69	10,81	47,75	15,63	0,00	14,06	36,13	0,63	129,06
Sem dados	822,19	593,25	1 061,63	1 990,38	1 680,69	1,19	1 049,25	1 184,81	145,75	4 921,56

(Hectares)

Tabela 3.7 - Métricas da paisagem por classes de aptidão (2011)¹

	CR	TC	PP	VN	FO	OA	FT	OL	ND	SHDI	NP	PD	MN	AM	SD
Classe 1	7	73,2	4,1	0,2	1,1	0,5	0,2	0,6	20,2	0,38	1674	41	1,94	139,08	16,31
Classe 2	6	78,1	12,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,4	9,3	0,44	1582	25	3,67	1070,08	62,53
Classe 3	7	41,9	5,0	0,7	3,1	0,6	1,9	0,5	46,3	0,85	2576	112	0,48	4,34	1,36
Classe 4	7	40,3	31,2	0,0	0,3	0,1	3,5	0,6	24,0	0,91	4373	53	1,44	39,27	7,38
Classe 5	7	60,0	3,3	0,4	0,7	0,3	0,2	0,3	34,8	0,37	1352	28	2,33	284,61	25,62
Classe 6	1	40,6	15,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,4	43,6	0,00	5	250	0,16	0,29	0,15
Classe 9	7	26,2	2,2	3,8	2,5	0,5	1,7	0,8	62,2	1,11	1633	97	0,39	3,53	1,11
Classe 10	7	23,5	32,2	0,2	0,7	0,2	5,4	1,1	36,8	1,07	4225	131	0,48	5,04	1,48
Classe 12	6	36,5	2,2	0,0	1,1	0,3	0,3	0,3	59,4	0,45	143	58	0,70	6,41	1,99
Classe 13	7	9,3	18,7	0,0	0,1	1,5	15,0	1,4	54,0	1,29	1708	19	2,45	190,17	21,45

¹ CR – Riqueza de classes, TC – Percentagem de Culturas temporárias, PP – Percentagem de pastagem permanente, VN – Percentagem de vinha, FO – Percentagem de Culturas frutícolas, OA – Percentagem de outras áreas agrícolas, FT – Percentagem de floresta, OL – Percentagem de outras áreas, ND – Percentagem de “sem dados”, SHDI – índice de diversidade de Shannon, NP – Número de manchas, PD – Densidade de manchas, MN – Área média da mancha, AM – Área média ponderada da mancha, SD – desvio padrão da área da mancha

As percentagens mais elevadas de pastagem permanente e de culturas forrageiras ocorrem nas classes de aptidão exclusivas para floresta, ou para floresta e pastagem (classes 4 e 10). Este facto é revelador do elevado grau de especialização, mas também da expansão da atividade agrícola para áreas marginais, como sejam as áreas de aptidão exclusiva para a produção florestal. Podemos considerar que essas áreas correspondem à paisagem pastoral seminatural, com manchas de vegetação natural e/ou floresta exótica.

As classes de aptidão 3, 9 e 12 são, todas elas, adequadas para atividades urbanas e turísticas, mas não para culturas arvenses. Por consequência, compartilham baixas

percentagens de cobertura do SIP, associadas a uma presença ligeira de vinhedos e pomares de frutas, geralmente localizados nas proximidades das residências.

Para além de manifestar uma elevada ausência de dados do SIP, a classe 13 (sem aptidão para as atividades consideradas) apresenta uma percentagem muito baixa de terras aráveis/culturas temporárias e o índice de Shannon mais elevado da série. Esta classe inclui as principais manchas de vegetação natural que, por esse motivo, não se encontram representadas no SIP.

As alterações de uso do solo, registadas no SIP entre 2001 e 2011, podem ser constatadas na Tabela 3.8. O resultado mais óbvio é o desaparecimento das classes de nomenclatura SIP 2001 "terra arável" e "área forrageira", substituídas pela classe SIP 2011 "culturas temporárias". É importante enfatizar que a alteração ocorrida nas nomenclaturas envolveu cerca de 45% da área do SIP 2001 e 43% do SIP 2011.

Nesse sentido, observaram-se duas tendências diferentes: por um lado, as áreas de "terra arável" do SIP 2001 passaram, no SIP 2011, principalmente para "culturas temporárias" e, em menor grau, para "pastagem permanente"; por outro lado, a "área forrageira" do SIP 2001 foi dividida, de igual modo, pelas duas. Consequentemente, a representatividade da "pastagem permanente" aumentou de 1,8% no SIP 2001 para 16,4% no SIP 2011, não só por causa dos ganhos reportados, mas também pelo aumento da área coberta pelo SIP. Na verdade, encontramos nesse período um ganho líquido 17,5 pontos percentuais na superfície coberta pelo SIP, correspondentes às perdas de 18,4 pp e ganhos de 0,9 pp na classe "sem dados".

A análise das alterações de uso do solo através do SIP para o período de 2001 a 2011, revela a classe "pastagem permanente" como a principal ganhadora. No entanto, esse facto pode estar enviesado pelas mudanças na nomenclatura e pelo incremento da área coberta pelo SIP.

Tabela 3.8 – Matriz de transição de usos do solo da ilha Terceira (2001/2011)

		Sistema de Identificação das Parcelas Agrícolas (2011)											
		Terra arável	Culturas temporárias	Pastagem permanente	Vinha	Culturas frutícolas	Outras áreas agrícolas	Floresta	Outras áreas	Área forrageira	Sem dados	Total 2001	perdas
Sistema de Identificação das Parcelas Agrícolas (2001)	Terra arável	-	27,5	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	-	0,6	32,8	32,8
	Culturas temporárias	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Pastagem permanente	-	0,3	1,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	-	0,0	1,8	0,6
	Vinha	-	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,1	0,0
	Culturas frutícolas	-	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,2	0,0
	Outras áreas agrícolas	-	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,3	0,3
	Floresta	-	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	-	0,1	0,8	0,2
	Outras áreas	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	-	0,0	0,5	0,4
	Área forrageira	-	5,7	5,9	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	-	0,2	12,5	12,5
	Sem dados	-	9,4	4,6	0,2	0,4	0,5	3,1	0,3	-	32,6	51,0	18,4
	Total 2011	-	43,1	16,4	0,3	0,6	0,5	4,8	0,8	-	33,5	100,0	
Ganhos	-	43,1	15,2	0,2	0,5	0,5	4,2	0,6	-	0,9			

A fim de evitar os problemas com as modificações e interpretações erradas da nomenclatura SIP e limitar a área de estudo aos dados efetivamente disponíveis em ambos os períodos, os dados originais foram reorganizados. Para o efeito, as classes iniciais "terra arável", "culturas temporárias", "pastagem permanente" e "área forrageira" foram reagrupadas numa única classe designada "pastagens e forragens". Por outro lado, os polígonos com registos "sem dados" em 2001 ou em 2011 foram descartados. Após processamento, a área resultante de 19.298,19 ha (48% da superfície da Ilha Terceira) encontrava-se distribuída da seguinte forma: classe de aptidão do solo 1 (2.417,75 ha), 2 (4.886,56 ha), 3 (835,44 ha), 4 (4.923,25ha) 5 (2.259,13 ha), 6 (0,56 ha), 9 (332,75 ha), 10 (1.528,63 ha), 12 (70,94 ha) e 13 (2.043,19 ha).

A análise do período 2001 a 2011 para cada classe de aptidão do solo teve em consideração a persistência, as permutas, as alterações líquidas e as alterações totais das classes de uso do solo (Pontius Jr. et al., 2004). A agregação das alterações individuais dos usos do solo permite quantificar as alterações ocorridas em cada classe de aptidão do solo. Devido ao facto de as alterações individuais contarem duas vezes (porque uma alteração constitui um ganho para uma classe de uso do solo e perda para outra), a variação agregada corresponde a metade da soma de alterações totais das categorias individuais. De igual modo, as permutas agregadas e as alterações líquidas para cada

classe de aptidão do solo correspondem a metade da soma dos respectivos valores das classes individuais. Os valores das alterações agregadas foram calculados por Reis e Dentinho (2015) para todas as classes de aptidão do solo da Ilha Terceira (Tabela 3.9).

Os resultados obtidos destacam a prevalência e a persistência global da classe de uso de solo "pastagens e forragens" durante o período, embora tenha havido uma variação líquida total negativa de 1,59 pontos percentuais (96,2% em 2001 contra 94,6% em 2011). Por outro lado, a classe de uso do solo "floresta" foi a principal ganhadora tendo beneficiado de um incremento líquido total de 2,04 pp.

As classes de aptidão do solo mais dinâmicas, com maiores alterações totais agregadas, foram as classes 3 (4,44 pp), 4 (3,19 pp), 9 (4,09 pp), 10 (7,38 pp), 12 (3,88 pp) e, especialmente, a classe 13 (19,24 pp). Também deve notar-se que a classe 13 possui um componente de permuta relativa mais baixa do que as outras quatro classes. Uma vez que nenhuma destas classes possui aptidão para culturas arvenses, pode assumir-se que as alterações do uso do solo ocorreram principalmente em superfícies sem aptidão para esse fim agrícola. Em segundo lugar, considerando a variabilidade do número de combinações de aptidões dessas classes [13 (0), 10 (1), 4 (2), 9 (3) e 3 (4)], conclui-se que não é possível estabelecer uma relação causal entre a flexibilidade implícita de cada classe e a resiliência associada aos usos do solo. A classe 13 constitui um caso paradigmático devido à extensão das alterações ocorridas, face à incapacidade teórica dessa classe para suportar qualquer dos usos do solo considerados.

Tabela 3.9 – Análise das alterações de uso do solo por classe de aptidão do solo (2001/2011)¹

	Pastagens e forragens	Vinha	Culturas frutícolas	Outras áreas agrícolas	Floresta	Outras áreas	Valores agregados
Classe 1	98,31	0,20	0,80	0,20	0,11	0,37	100,00
	<i>97,82</i>	<i>0,17</i>	<i>0,88</i>	<i>0,27</i>	<i>0,17</i>	<i>0,69</i>	<i>100,00</i>
	0,50	0,03	0,08	0,07	0,06	0,31	0,52
	(1,10)	(0,07)	(0,29)	(0,24)	(0,09)	(0,46)	(1,13)
Classe 2	[1,60]	[0,10]	[0,37]	[0,31]	[0,16]	[0,77]	[1,65]
	99,74	0,00	0,08	0,01	0,05	0,13	100,00
	<i>99,49</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,03</i>	<i>0,09</i>	<i>0,39</i>	<i>100,00</i>
	0,25	0,00	0,08	0,02	0,04	0,26	0,32
Classe 3	(0,41)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,02)	(0,25)	(0,34)
	[0,66]	[0,00]	[0,08]	[0,02]	[0,05]	[0,51]	[0,66]
	92,92	0,66	1,72	1,89	1,85	0,97	100,00
	<i>93,78</i>	<i>0,73</i>	<i>2,10</i>	<i>0,52</i>	<i>2,39</i>	<i>0,46</i>	<i>100,00</i>
Classe 4	0,86	0,07	0,38	1,36	0,55	0,50	1,86
	(2,29)	(0,28)	(0,69)	(0,55)	(0,84)	(0,49)	(2,57)
	[3,15]	[0,36]	[1,07]	[1,92]	[1,38]	[0,99]	[4,44]
	96,18	0,00	0,17	1,19	2,09	0,38	100,00
Classe 5	<i>96,56</i>	<i>0,00</i>	<i>0,16</i>	<i>0,07</i>	<i>2,41</i>	<i>0,79</i>	<i>100,00</i>
	0,38	0,00	0,01	1,11	0,32	0,42	1,12
	(2,69)	(0,00)	(0,04)	(0,11)	(1,03)	(0,26)	(2,07)
	[3,08]	[0,00]	[0,05]	[1,23]	[1,35]	[0,68]	[3,19]
Classe 6	98,62	0,25	0,61	0,17	0,07	0,28	100,00
	<i>97,89</i>	<i>0,36</i>	<i>0,84</i>	<i>0,28</i>	<i>0,14</i>	<i>0,50</i>	<i>100,00</i>
	0,73	0,11	0,24	0,10	0,07	0,22	0,73
	(0,87)	(0,08)	(0,14)	(0,29)	(0,08)	(0,47)	(0,97)
Classe 9	[1,61]	[0,19]	[0,38]	[0,40]	[0,15]	[0,69]	[1,70]
	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00
	<i>100,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>100,00</i>
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Classe 10	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)
	[0,00]	[0,00]	[0,00]	[0,00]	[0,00]	[0,00]	[0,00]
	90,03	2,48	3,10	0,56	2,99	0,85	100,00
	<i>88,07</i>	<i>2,82</i>	<i>3,47</i>	<i>0,92</i>	<i>3,46</i>	<i>1,26</i>	<i>100,00</i>
Classe 11	1,95	0,34	0,38	0,36	0,47	0,41	1,95
	(1,54)	(0,53)	(0,34)	(0,68)	(0,64)	(0,56)	(2,14)
	[3,49]	[0,86]	[0,71]	[1,03]	[1,11]	[0,98]	[4,09]
	93,50	0,13	0,41	1,51	3,07	1,37	100,00
Classe 12	<i>90,73</i>	<i>0,17</i>	<i>0,64</i>	<i>0,08</i>	<i>6,46</i>	<i>1,92</i>	<i>100,00</i>
	2,77	0,04	0,23	1,44	3,39	0,55	4,21
	(4,30)	(0,02)	(0,08)	(0,15)	(1,46)	(0,35)	(3,18)
	[7,07]	[0,05]	[0,31]	[1,58]	[4,85]	[0,90]	[7,38]
Classe 13	97,44	0,00	2,11	0,00	0,18	0,26	100,00
	<i>97,09</i>	<i>0,00</i>	<i>1,76</i>	<i>0,09</i>	<i>0,44</i>	<i>0,62</i>	<i>100,00</i>
	0,35	0,00	0,35	0,09	0,26	0,35	0,70
	(3,35)	(0,00)	(2,64)	(0,00)	(0,00)	(0,35)	(3,17)
Classe 14	[3,70]	[0,00]	[3,00]	[0,09]	[0,26]	[0,70]	[3,88]
	87,20	0,02	0,12	0,42	5,22	7,02	100,00
	<i>75,34</i>	<i>0,02</i>	<i>0,07</i>	<i>0,27</i>	<i>20,67</i>	<i>3,64</i>	<i>100,00</i>
	11,86	0,00	0,05	0,15	15,44	3,38	15,44
TOTAL	(2,10)	(0,00)	(0,02)	(0,46)	(0,58)	(4,43)	(3,80)
	[13,96]	[0,00]	[0,08]	[0,61]	[16,02]	[7,81]	[19,24]
	96,23	0,14	0,42	0,60	1,50	1,12	100,00
	<i>94,64</i>	<i>0,16</i>	<i>0,47</i>	<i>0,17</i>	<i>3,54</i>	<i>1,03</i>	<i>100,00</i>
TOTAL	1,59	0,02	0,05	0,44	2,04	0,09	2,11
	(2,00)	(0,05)	(0,17)	(0,26)	(0,51)	(1,35)	(2,17)
	[3,59]	[0,07]	[0,22]	[0,70]	[2,55]	[1,44]	[4,29]

¹ O número normal é a percentagem de uso do solo por classe de aptidão do solo em 2001. O número em itálico é a percentagem de uso do solo por classe de aptidão do solo em 2011. O número em negrito é o valor absoluto de variação líquida das percentagens anteriormente mencionadas. O número em parênteses é a percentagem de permutas de uso do solo. O número em parênteses retos é a percentagem total de alteração do uso do solo.

3.4. Discussão

Na introdução deste capítulo foram apresentadas duas questões. Quanto à primeira, relativa à adequabilidade do recurso ao Sistema de Identificação das Parcelas Agrícolas para efeitos de análise das alterações de uso do solo, Reis e Dentinho (2015) concluíram que, embora as classes de uso do solo entre 2001 e 2011 tenham sofrido alterações de nomenclatura, foi possível reagrupá-las de modo a suportar uma análise consistente das alterações do uso do solo na Ilha Terceira. Para o efeito, as classes "terra arável", "culturas temporárias", "pastagem permanente" e "área forrageira" foram reunidas numa única classe designada "pastagens e forragens". No entanto, a este processo correspondeu uma perda significativa de informação, especialmente se considerarmos que a nova classe representa cerca de 95% da paisagem caracterizada. Por outro lado, o SIP abrange apenas as parcelas declaradas pelos agricultores no âmbito dos regimes de apoio direto da Política Agrícola Comum, por consequência, não abrange a totalidade da paisagem rural. Além disso, as áreas declaradas num determinado ano podem mudar no ano subsequente. Portanto, o recurso ao SIP na análise das alterações de uso do solo requer um foco especial sobre os polígonos "sem dados".

Estas restrições não impediram que se encontrasse uma consistência genérica para a relação entre os usos do solo e as classes de aptidão do solo (ou seja, por norma o uso do solo mais representativo de cada classe corresponde à aptidão compatível). No entanto, foram detetadas discrepâncias sistemáticas entre os usos do solo e as classes de aptidão (ocorrências de usos do solo em classes de solo não adequadas para esse fim), com especial relevo constatou-se a predominância do cultivo de pastagens e forragens nas classes 9, 10, 12 e 13.

A análise das características do uso do solo agrícola nas diferentes classes de aptidão do solo da ilha Terceira revelou a existência de diferenças significativas entre as mesmas que permitem a sua organização nos seguintes termos:

- Especialização e intensificação de processos agrícolas nas classes com aptidão para culturas arvenses (classes 1, 2 e 5);
- Especialização associada à expansão agrícola nas classes com aptidão exclusiva para floresta, ou para floresta e pastagem (classes 4 e 10);

- Agricultura marginal e diversificada nas classes com aptidão para as atividades urbanas e turísticas e não adequadas para culturas arvenses (classes 3, 9 e 12);
- Agricultura marginal na classe não apropriada para qualquer das atividades consideradas (classe 13).

Na segunda questão pretendia-se relacionar a flexibilidade implícita em cada classe de aptidão do solo com a resiliência dos usos do solo. Verificou-se que as alterações temporais no uso do solo não estavam correlacionadas com a flexibilidade implícita em cada classe de aptidão (ou seja, com a maior, ou menor, amplitude de fatores biofísicos genéricos), mas antes com algumas restrições biofísicas muito específicas. No caso estudado, o principal fator chave foi a aptidão para as culturas arvenses (temperatura média anual de ≥ 10 ° C, precipitação acumulada anual de ≥ 750 mm, declive 0-15% e capacidade de uso agrícola do solo I-IV). Deste modo, verificou-se que as alterações temporais do uso do solo ocorreram principalmente em classes sem aptidão para culturas arvenses. Este facto é revelador do fenómeno de Von Thünen (1826), segundo o qual os usos conflituantes em áreas próximas dos mercados estão associados a uma maior inércia quanto ao uso do solo, quando comparados com as áreas marginais (Thünen, 1826). As classes com aptidão para culturas arvenses não só expressaram os maiores níveis de uso do solo como pastagens e forragens, que suportam as atividades agrícolas prevaletentes na ilha (produção de leite e de carne de bovino), como também mostraram ser as mais persistentes durante a década. Nas restantes combinações de aptidão do solo, também se regista a ocorrência de pastagens e forragens, mas nessas áreas marginais a concorrência com os usos alternativos aumenta e, portanto, as alterações e permutas ocorrem com maior frequência.

3.5. Conclusões

Este capítulo confirma o contributo das restrições biofísicas para a diferenciação da paisagem agrícola e suas alterações ao longo do tempo. No entanto, os resultados obtidos colocam em perspetiva esse aspeto, indiciando a existência de outros fatores envolvidos. Só assim se justifica o forte predomínio das pastagens e forragens na ilha Terceira, mesmo em zonas teoricamente inadequadas para esse fim. Os fatores socioculturais, o funcionamento dos mercados e as políticas agrícolas têm que ser levados em consideração quando se analisa a paisagem agrícola e as suas alterações. Uma vez que os agricultores europeus dependem, em grande parte, das ajudas comunitárias para estabilizarem o seu

rendimento, as medidas da PAC deverão contribuir como uma força motriz relevante para a alteração da paisagem da União Europeia.

Após a avaliação da diversidade biofísica constante do presente capítulo, importa analisar o papel dos regimes de incentivo da PAC, como promotores de alterações da paisagem no contexto sociocultural local, num quadro de economia de mercado aberta e global, e sob o efeito do progresso decorrente do desenvolvimento tecnológico. Para tal, a diversidade de aptidões do solo registada neste capítulo será igualmente incorporada como variável de análise. No capítulo 5 será desenvolvida uma abordagem probabilística sobre a dinâmica da paisagem agrícola com base nas decisões dos agricultores, a qual servirá de ferramenta de apoio à elaboração de políticas agrícolas e agroambientais.

4. Tipologia das explorações agrícolas e o meio ambiente

4.1. Introdução

Tendo em conta que os padrões e as dinâmicas do uso agrícola do solo variam consoante o sistema agrícola adotado, a análise das alterações de uso do solo deverá integrar a tipologia das explorações agrícolas, de modo a segregar os processos por grupos homogéneos de explorações.

Os esforços desenvolvidos para definir tipologias de explorações agrícolas são bastante comuns (Gaspar et al., 2008) e não são novos (Köbrich et al., 2003). O seu objetivo não é apenas o de facilitar os estudos ou as análises, mas também o de apoiar a formulação de políticas. No entanto, por norma, os dados disponíveis sobre as explorações agrícolas estão agregados a nível administrativo (freguesias, concelhos e regiões), pelo que não têm em consideração a variabilidade ambiental dessas áreas. Ressalta, portanto, uma lacuna de dados que permitam entender, com maior detalhe, as relações entre as características biofísicas do território e a tipologia das explorações agrícolas. Esta falha cria sérios problemas no desenvolvimento das políticas agroambientais.

O primeiro objetivo deste capítulo consiste, portanto, em diferenciar os sistemas agrícolas prevalentes na Ilha da Terceira (Açores: Portugal) para, em seguida, analisar o modo como os mesmos variam, em função das características biofísicas, isto é, do meio ambiente circundante.

A vantagem de olhar para uma pequena ilha como a Terceira decorre do facto de podermos isolar o impacto das características biofísicas na tipologia das explorações agrícolas, pois os outros fatores principais, como a distância ao mercado ou a diversidade cultural, variam muito pouco.

Desenvolver um método para classificar as explorações agrícolas, de acordo com uma determinada tipologia, é um processo de interpretação que reduz o universo de casos individuais a uma diversidade expressa por um pequeno número de tipos, o que facilita a realização de análises (Pardos et al., 2008). Apesar das tipologias constituírem, necessariamente, uma simplificação da realidade, as variáveis escolhidas fornecem, em conjunto, um quadro de análise que permite combinar os aspetos tecnológicos, socioeconómicos, ambientais, políticos ou culturais das explorações agrícolas (Andersen et al., 2006). Assim, na construção de modelos para retratar situações de tomada de

decisões, a tipificação e a classificação de sistemas agrícolas devem ser considerados um passo fundamental (Köbrich et al., 2003).

Um enquadramento teórico deve suportar o propósito da classificação e estabelece a hipótese para orientar o processo de tipificação. No início, os *inputs* necessários dependem da experiência e do conhecimento prévio dos investigadores, dos objetivos do exercício de tipificação e da informação quantitativa disponível relativa à agricultura na área de estudo (Escobar e Berdegué, 1990).

Em geral, o uso de características estruturais ou produtivas (e.g. tamanho da exploração, capital, trabalho, orientação produtiva, encabeçamento animal, nível de intensificação, qualidade do solo, etc.) permitem a discriminação entre os grupos e o estabelecimento de tipologias agrícolas (Escobar e Berdegué, 1990; Milán et al., 2006). Neste pressuposto, vários autores têm vindo a caracterizar tipologias de explorações agrícolas com base em variáveis estruturais, indicadores técnicos, resultados económicos ou características socioeconómicas, de acordo com seus objetivos (Castel et al., 2010, 2003; Gaspar et al., 2008; Gelasakis et al., 2012; Köbrich et al., 2003; Laval et al., 1998; Martínez et al., 2004; Milán et al., 2006; Pardos et al., 2008; Ruiz et al., 2008; Solano Et al., 2000; Sraïri e Lyoubi, 2003).

Efetivamente, uma boa tipologia de explorações terá que demonstrar um máximo de heterogeneidade entre os diferentes tipos, ao mesmo tempo que obtém a máxima homogeneidade dentro de cada um dos tipos, de modo a ser verdadeiramente representativa das categorias patenteadas (Köbrich et al., 2003). As técnicas estatísticas de análise multivariada são um meio para criar as tipologias necessárias, particularmente quando está disponível uma base de dados exaustiva (Köbrich et al., 2003) e são ferramentas ideais para a caracterização e classificação das explorações por um motivo principal: o conceito de sistema de exploração agrícola é multivariado, no sentido em que, na sua essência, está a ideia de várias componentes ou subsistemas que interagem, no tempo e no espaço, bem como a conexão com vários tipos de suprassistemas (Escobar e Berdegué, 1990).

Nas últimas décadas, foram desenvolvidas nos Açores várias tipologias de explorações agrícolas específicas para realizar estudos a nível local. Com o objetivo de selecionar grupos homogêneos de explorações para analisar os efeitos das políticas agrícolas, Avillez (1991) procedeu à identificação dos sistemas de produção agrícola considerados mais representativos das ilhas S. Miguel e Terceira, a saber: sistemas de produção vegetal,

sistemas de produção tradicionais e sistemas de produção pecuária (leite, mistos e carne). Para este fim, as explorações foram agrupadas com base na natureza dos principais produtos, no grau de especialização das atividades e no seu tamanho. Com base no inquérito à estrutura das explorações agrícolas dos Açores, Barreira et al. (1998) identificaram um padrão de diferenciação das unidades de produção com base em três critérios: rendimento familiar resultante da exploração, número de familiares cuja atividade principal decorre fora da exploração e tipo principal de mão-de-obra utilizada na exploração (familiar ou assalariada). Barreira et al. (1998) também analisaram o padrão de especialização para os principais sistemas de produção praticados nos Açores, agregando-os em três tipos de sistemas de produção: sistemas especializados na bovinicultura, sistemas baseados na policultura e sistemas especializados em atividades vegetais. Com base em dados de 113 explorações da Rede de Informação de Contabilidades Agrícolas (RICA), Enes (1999) recorreu à análise de *clusters* para agrupar as explorações da Terceira em cinco tipologias diferentes. Esse trabalho constatou uma clara diferenciação entre grupos, sustentada na relação entre os fatores de especialização e intensificação, para uma dada dimensão das explorações. Por seu lado, tendo em vista o desenvolvimento de um modelo de decisão para diferentes tipos de agricultores nos Açores, Silva (2006) adotou uma tipologia baseada apenas na intensidade do sistema produtivo agrícola.

Em todos estes casos, a análise relatada focou-se num número limitado de explorações sujeitas a inquéritos específicos. Para além disso, as informações utilizadas nessas pesquisas não se encontram prontamente disponíveis para a maioria das explorações, nem se encontram georeferenciadas. Assim, para alcançar um maior número de explorações, é necessário introduzir novas variáveis na análise.

4.2. Recolha de dados

A tipologia das explorações agrícolas da ilha de Terceira foi caracterizada com base em informação recolhida no ano 2011.

A recolha de informação incidiu sobre as variáveis administrativas disponíveis nas bases de dados do Sistema Integrado de Gestão e Controlo (SIGC) para os regimes de apoio direto no âmbito da Política Agrícola Comum (PAC). Esta opção deveu-se ao facto do SIGC oferecer um vasto conjunto de informações, precisas e atualizadas, sobre os pedidos

de ajuda, o processamento e os pagamentos das ajudas aos agricultores da União Europeia, e incorporar um Sistema de Informação Geográfica - o Sistema de Identificação de Parcelas Agrícolas (SIP) - que contém todas as parcelas declaradas, anualmente, pelos beneficiários. Por conseguinte, o objeto deste estudo ficou limitado às explorações agrícolas que recorrem aos regimes de apoio direto em 2011.

Apesar de, para esse ano, o SIGC referenciar 2.316 explorações agrícolas na Ilha Terceira, dado que o objetivo do trabalho consiste em relacionar a tipologia das explorações com as condicionantes biofísicas do território, apenas foram utilizadas as 1.366 explorações que continham parcelas agrícolas declaradas nos respetivos pedidos de ajuda.

A base de dados constituída representa um verdadeiro repositório de informação das explorações locais (e.g. idade do agricultor, localização, área, efetivo pecuário, montantes das ajudas, etc.). No entanto existem algumas precauções a tomar aquando da análise dos resultados obtidos (Benoteau et al., 2010), porquanto: (1) os regimes de apoio direto da PAC não abrangem todas as atividades agrícolas (e.g. a suinicultura, a avicultura, a apicultura, etc.), nem todos os agricultores; e (2) os pedidos de ajuda efetuados pelos agricultores, com o objetivo de obterem apoios, podem conter inexatidões, voluntárias ou não.

A recolha dos dados biofísicos baseou-se no trabalho realizado por Silveira e Dentinho (2010). Estes autores recorreram a um modelo SIG para agrupar as diferentes combinações de quatro atributos biofísicos (temperatura média anual, precipitação anual acumulada, declive e capacidade de uso do solo para a agricultura), tendo em vista a criação de classes de aptidão do solo para usos alternativos (i.e., urbano/turístico, horticultura, culturas arvenses, pastagem e floresta). Deste modo, foi possível determinar 10 classes distintas de aptidão do solo para a ilha Terceira (Tabelas 3.1 e 3.2; Figura 3.1), as quais, para o efeito, servirão como referência das diferentes condições ambientais.

4.3. Análise dos dados

Os dados SIGC foram introduzidos numa matriz Microsoft Excel (2007), após verificação e validação dos mesmos. O tratamento subsequente foi realizado com recurso aos programas Microsoft Excel (2007) e SPSS (versão 20.0).

4.3.1. Seleção das variáveis

Foram selecionados 64 indicadores da base de dados SIGC (Apêndice 1). No processo de seleção excluíram-se as variáveis binárias, bem como as que apresentavam falhas de registros e as que não forneciam informações relevantes.

Embora tenham sido encontradas elevadas correlações entre algumas variáveis (variáveis redundantes), optou-se pela sua inclusão na análise estatística.

As variáveis de 1 a 17 foram extraídas diretamente dos pedidos de ajuda submetidos pelos agricultores; de 18 a 31 correspondem a dados de uso do solo registrados no SIP; e de 32 a 64 foram recolhidas da base de dados informatizada do SIGC, onde consta a informação relativa aos pagamentos.

4.3.2. Análise de componentes principais

O objetivo da análise fatorial é reduzir o número de variáveis e, portanto, a "dimensionalidade" do problema. A análise dos fatores é frequentemente usada quando as variáveis estudadas são conhecidas como correlacionadas (Köbrich et al., 2003). A análise de componentes principais (ACP) é uma forma de análise fatorial que pesquisa uma combinação linear de variáveis, das quais extrai a variância máxima e, em seguida, identifica uma segunda combinação linear para explicar a variância remanescente, o que leva à criação de novas variáveis ortogonais (estatisticamente não correlacionadas), usualmente designadas de fatores. Cada componente principal (CP) corresponde a uma dimensão, ou fator, e é interpretada como um subconjunto das variáveis originais que se encontram correlacionadas entre si (Castel et al., 2010). A variabilidade das componentes principais é aferida pelos valores próprios associados. À primeira componente principal é associado o valor próprio mais alto, às seguintes são associados os restantes valores próprios por ordem decrescente.

Para eliminar os efeitos das diferenças de magnitude entre as variáveis, bem como as diferenças associadas à escala das unidades de medida, todas as variáveis foram normalizadas previamente aos procedimentos estatísticos. Desta forma, os valores das variáveis ($X_{i,0 \text{ to } 1}$) assumiram valores entre 0 e 1, em proporção do intervalo dessas variáveis:

$$X_{i,0 \text{ to } 1} = \frac{X_i - X_{Min}}{X_{Max} - X_{Min}}$$

Onde:

X_i = valor inicial da variável

X_{Min} = valor mínimo registado para a variável

X_{Max} = valor máximo registado para a variável

Após normalização dos dados, foi efetuada uma análise de componentes principais²⁰ abrangendo as 1.366 explorações agrícolas. A análise de componentes principais forneceu oito componentes principais que explicaram que 81,4% da variância e a proporção relativa das variâncias foi: 41,5% para a primeira componente, 17,7% para a segunda, 5,1% para a terceira, 4,6% para a quarta e, 12,4% para as restantes quatro componentes consideradas (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 – Análise das componentes principais

CP	Valores próprios iniciais			Soma de rotação do quadrado dos carregamentos		
	Total	Variância %	Variância acumulada %	Total	Variância %	Variância acumulada %
1	580,2	42,5	42,5	566,9	41,5	41,5
2	247,6	18,1	60,6	242,2	17,7	59,2
3	73,4	5,4	66,0	69,3	5,1	64,3
4	61,6	4,5	70,5	62,8	4,6	68,9
5	59,2	4,3	74,8	54,4	4,0	72,9
6	57,0	4,2	79,0	52,3	3,8	76,7
7	33,0	2,4	81,4	40,3	2,9	79,7
8	26,5	1,9	83,3	23,6	1,7	81,4

Os vetores próprios (pesos) para cada um dos 64 indicadores de acordo com as 8 componentes principais são apresentados no Apêndice 2 (valores absolutos superiores indicam uma melhor correlação com as componentes principais).

²⁰ Varimax Rotated Principal Components Analysis (SPSS, V 20.0)

4.3.3. Análise de *clusters*

Posteriormente, as oito componentes principais resultantes da ACP foram objeto de uma análise de *clusters* hierárquica.

O algoritmo utilizado na análise de *clusters* foi o método hierárquico *Ward*, que agrupou as explorações agrícolas semelhantes entre si, mas diferentes das restantes, maximizando a homogeneidade dentro dos grupos e a diversidade intergrupar, com base na distância euclidiana.

Quanto à determinação do número de *clusters*, a literatura não fornece regras fixas. Por conseguinte, essa decisão baseia-se na experiência e objetividade do investigador (Castel et al., 2010). Assim, em resultado da análise de *clusters*, optou-se por uma divisão em sete grupos com centroides perfeitamente distintos. A Figura 4.1 mostra a distribuição das explorações agrícolas em *clusters*, de acordo com as duas primeiras componentes principais (CP₁ - Produção leiteira com base em forragens e CP₂ – Criação de bovinos machos).

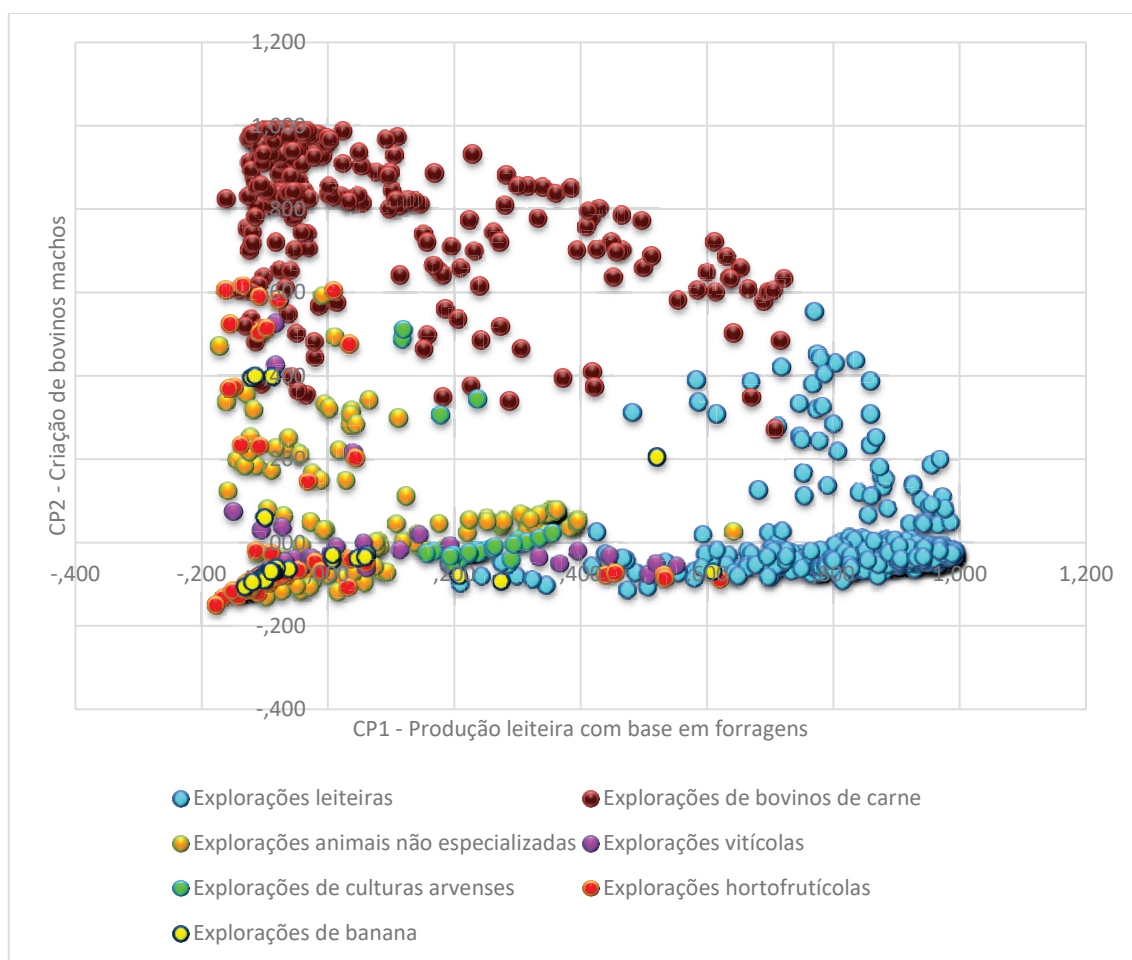


Figura 4.1 – Distribuição das explorações por componentes principais (CP₁ × CP₂)

4.3.4. Tipologia das explorações agrícolas: classificação e descrição dos sistemas de produção

A figura 4.2 mostra a distribuição das explorações agrícolas da ilha Terceira, de acordo com a tipologia definida a partir dos sete grupos determinados na análise de *clusters*.

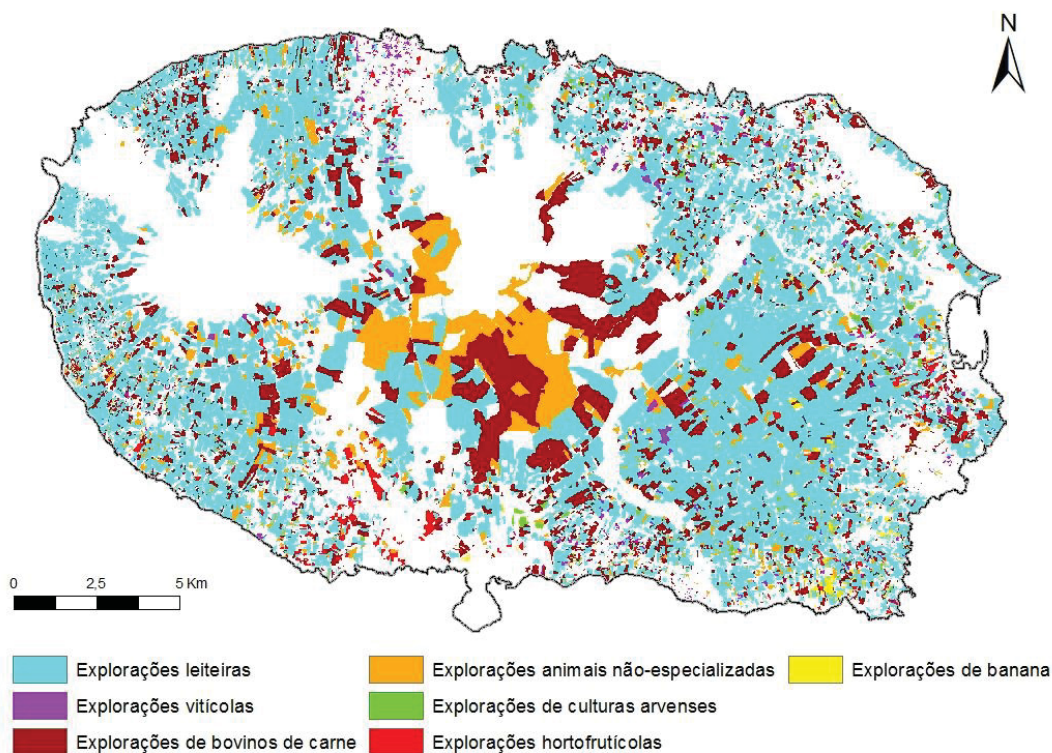


Figura 4.2 – Carta de tipologias das explorações agrícolas da ilha Terceira

As características que definem cada um dos grupos são as seguintes (cf. apêndice 3):

Grupo 1 – Explorações leiteiras (50% das explorações): explorações com elevadas quotas de produção leiteira, e elevados montantes determinados no prémio aos produtores de leite; grande número de animais candidatos ao prémio à vaca leiteira; vasta área candidata ao suplemento do prémio à vaca leiteira; grandes dimensões em termos de superfície agrícola utilizada (SAU), de superfície forrageira, de culturas temporárias e do número de total vacas; e ampla superfície declarada aos pagamentos relativos a zonas sujeitas a condicionantes naturais ou outras condicionantes específicas.

Grupo 2 – Explorações de bovinos de carne (23% das explorações): explorações com grande número de novilhos não castrados candidatos ao prémio aos bovinos machos; elevado número de animais determinados no suplemento de extensificação ao prémio

bovinos machos; elevado número de animais elegíveis ao prémio ao abate de bovinos, com mais de 8 meses e sem Indicação Geográfica Protegida (IGP); e um elevado montante determinado no prémio ao abate de bovinos.

Grupo 3 - Explorações animais não especializadas (9% das explorações): explorações com elevado número de direitos ao prémio à vaca aleitante; elevado número de animais candidatos e verificados ao prémio à vaca aleitante e elevado montante determinado ao prémio à vaca aleitante; elevado número de animais, e de montante, determinados no suplemento de extensificação ao prémio à vaca aleitante; elevado número de animais candidatos à ajuda à proteção da raça autóctone “Ramo Grande”; elevado número de animais, e de valor, determinados na ajuda ao escoamento de jovens bovinos dos Açores; elevado número de animais candidatos, e verificados, no prémio aos produtores de ovinos e caprinos; elevado número de animais verificados, e valor determinado, no prémio ao abate de ovinos e caprinos; vasta área candidata à ajuda à manutenção da extensificação pecuária; vastas áreas declaradas de culturas permanentes; grande percentagem de pastagens permanentes na SAU da exploração; e baixa percentagem de vacas leiteiras no rebanho.

Grupo 4 - Explorações vitícolas (5% das explorações): explorações com vasta área de vinha declarada; vasta área candidata à ajuda à manutenção e à conservação da vinha; e elevado montante determinado na ajuda à manutenção da vinha.

Grupo 5 - Explorações de culturas arvenses (2% das explorações): explorações com vasta área candidata, e montantes determinados, à ajuda aos produtores de culturas arvenses; elevada percentagem de culturas forrageiras na SAU; e reduzido número total de vacas.

Grupo 6 – Explorações hortofrutícolas (8% das explorações): explorações com vasta área candidata, e montantes determinados, à ajuda à produção de hortofrutícolas; vasta área candidata aos pagamentos à agricultura biológica; vastas áreas candidatas à ajuda à banana e à ajuda à conservação de sebes; e vasta área declarada com culturas permanentes e outras áreas agrícolas.

Grupo 7 - Explorações de banana (3% das explorações): explorações com vasta área candidata à ajuda à banana; vasta área candidata à ajuda para a conservação de pomares tradicionais; e vasta área declarada de culturas frutícolas.

4.3.5. Distribuição das explorações agrícolas pelas classes de aptidão do solo

Foram registadas as ocorrências dos diferentes tipos de explorações agrícolas para cada classe de aptidão de solo, bem como os respetivos Quocientes de Localização (QL), correspondentes ao rácio entre a percentagem de área de tipologia i numa classe de aptidão de solo j e a percentagem da área de tipologia i na área total pesquisada:

$$QL = \frac{x_{ij}/X_j}{X_i/X}$$

Onde:

x_{ij} = Área de tipologia i presente na classe de aptidão de solo j

X_j = Área total da classe de aptidão de solo j

X_i = Área total de tipologia i

X = Área total

As explorações leiteiras são a principal tipologia de exploração agrícola observada em todas as classes de aptidão de solo, reflexo de um elevado nível de especialização agrícola registado da ilha. A Tabela 4.2 revela igualmente uma componente significativa de áreas agrícolas marginais - como sejam as áreas de aptidão florestal exclusiva (classe 10), de aptidões urbana e turística (classe 12), ou as associadas à conservação da natureza (classe 13) – utilizadas pelos sistemas agrícolas, principalmente pelas explorações pecuárias.

Tabela 4.2 – Distribuição dos tipos de explorações agrícolas pelas classes de aptidão de solo (2011)¹

Classe		1	2	3	4	5	6	9	10	12	13
Aptidões do solo	Urbano/turístico	x		x		x		x		x	
	Horticultura	x		x		x	x	x			
	Cult. arvenses	x	x			x	x				
	Pastagem	x	x	x	x						
	Florestas	x	x	x	x	x	x	x	x		
Tipos de explorações agrícolas	Leiteiras	1934,4 <i>1,37</i>	4111,4 <i>1,85</i>	590,2 <i>0,74</i>	3324,7 <i>1,16</i>	1705,3 <i>1,02</i>	0,4 <i>0,58</i>	223,8 <i>0,38</i>	998,8 <i>0,89</i>	53,8 <i>0,63</i>	982 <i>0,31</i>
	Bovinos de carne	454,4 <i>1,00</i>	807,3 <i>1,13</i>	165,9 <i>0,65</i>	1335,2 <i>1,44</i>	473 <i>0,88</i>	0 <i>0,00</i>	91,3 <i>0,48</i>	435,8 <i>1,21</i>	15,6 <i>0,57</i>	712,1 <i>0,70</i>
	Animais não especializadas	124,9 <i>0,53</i>	304,8 <i>0,82</i>	58,8 <i>0,44</i>	750,9 <i>1,57</i>	125 <i>0,45</i>	0 <i>0,00</i>	24,7 <i>0,25</i>	229,1 <i>1,23</i>	1,4 <i>0,10</i>	700,1 <i>1,33</i>
	Vitícolas	36,5 <i>1,66</i>	38,3 <i>1,11</i>	14,4 <i>1,16</i>	38,9 <i>0,87</i>	36,6 <i>1,41</i>	0 <i>0,00</i>	29,8 <i>3,28</i>	13,3 <i>0,77</i>	0 <i>0,00</i>	8,6 <i>0,18</i>
	Culturas arvenses	43,6 <i>3,54</i>	19,3 <i>1,00</i>	9,6 <i>1,38</i>	12,1 <i>0,48</i>	28,4 <i>1,94</i>	0 <i>0,00</i>	1,4 <i>0,27</i>	3,2 <i>0,33</i>	1,6 <i>2,15</i>	2,4 <i>0,09</i>
	Hortofrutícolas	74,5 <i>1,59</i>	38,3 <i>0,52</i>	72,1 <i>2,72</i>	59 <i>0,62</i>	104,4 <i>1,87</i>	0 <i>0,00</i>	65,1 <i>3,34</i>	26,1 <i>0,70</i>	4,5 <i>1,59</i>	19,6 <i>0,19</i>
	Banana	30,1 <i>2,36</i>	20,1 <i>1,00</i>	14,8 <i>2,06</i>	5,2 <i>0,20</i>	27,8 <i>1,84</i>	0 <i>0,00</i>	7,1 <i>1,34</i>	5,3 <i>0,53</i>	0 <i>0,00</i>	15,3 <i>0,54</i>
	Área não explorada	1370,9 <i>0,73</i>	1054,1 <i>0,36</i>	1369,6 <i>1,30</i>	2768,4 <i>0,73</i>	2324,1 <i>1,05</i>	1,6 <i>1,74</i>	1244,4 <i>1,60</i>	1507,3 <i>1,02</i>	168,4 <i>1,49</i>	6667,1 <i>1,59</i>
	Total	4069,3 <i>1,00</i>	6393,4 <i>1,00</i>	2295,4 <i>1,00</i>	8294,3 <i>1,00</i>	4824,8 <i>1,00</i>	2 <i>1,00</i>	1687,5 <i>1,00</i>	3218,9 <i>1,00</i>	245,4 <i>1,00</i>	9107,3 <i>1,00</i>

¹Em itálico apresentam-se os Quocientes de Localização (a negrito QL superior a 1:1) (Hectares)

Para as explorações leiteiras realçam-se os valores de QL obtidos nas classes de aptidão do solo 1 e 2, ambas adequadas para a produção de culturas arvenses, pastagens e florestas.

As explorações de bovinos de carne, e de animais não especializadas, sucedem às explorações leiteiras em termos de ocupação do solo. Ambas têm um padrão de distribuição semelhante e os seus maiores QL ocorrem nas classes de aptidão de solos 4, adequada para pastagens e florestas, e 10 adequada apenas para floresta.

As explorações vitícolas estão particularmente representadas na classe de aptidão de solos 9 e as explorações de culturas arvense na classe 1. As explorações de banana e de hortofrutícolas apresentam maior distribuição relativa nas classes de aptidão de solos 1, 3, 5 e 9, todas elas com aptidão para horticultura.

O QL da área não explorada aumenta ao longo da sequência das classes de aptidão 1, 3 e 9, sucessivamente menos adequadas para uso agrícola. O mesmo ocorre para a sequência das classes de aptidão 2, 4, 10 e 13.

4.4. Discussão

Como a análise de *clusters* permite agrupar qualquer compilação de indivíduos, ou de observações, de acordo com um determinado conjunto de variáveis, é necessário atestar se as tipologias geradas representam classificações aderentes à realidade e não são meras classificações impostas pela análise de *clusters* (Köbrich et al., 2003). Por conseguinte, os sistemas de explorações agrícolas classificados e tipificados em resultado da análise multivariada devem ser validados, comparando-os com o quadro teórico original e com os objetivos do projeto, tendo em consideração a perceção da equipa de investigação, quanto à diversidade dos sistemas empiricamente observáveis.

De facto, a tipologia obtida pode ser inconsistente, ou pode representar uma redução inadequada da diversidade real existente (Escobar e Berdegué, 1990). Para terem significado e serem úteis, as classes, ou categorias, devem estar relacionadas com os propósitos para as quais foram criadas. Portanto, a circunstância das classes servirem efetivamente para os fins às quais se destinam, constitui o modo mais razoável de avaliar a sua validade conceptual. É igualmente importante garantir que esses grupos sejam "reais" e não apenas impostos pelo método utilizado na classificação (Köbrich et al., 2003).

Nesta perspetiva, constatou-se que a média da Superfície Agrícola Utilizada (SAU) de 15,16 ha - para as 1.366 explorações agrícolas analisadas - é significativamente superior à média de 7,81 ha SAU registada para as explorações agrícolas da Ilha Terceira no Recenseamento Agrícola 2009, realizado pelo Instituto Nacional de Estatísticas (INE, 2011 b) para as 2.993 explorações reportadas. Esta discrepância sugere que um número expressivo de pequenas explorações não foi abarcado na análise realizada. Presume-se que os proprietários dessas explorações não solicitaram apoios diretos da PAC, ou foram simplesmente excluídos da análise por não terem declarado as áreas das suas explorações nos pedidos de ajuda. No entanto, tendo em vista o objetivo deste capítulo, considera-se que as sete categorias encontradas são suficientemente representativas e não afetam a qualidade geral dos resultados.

Verificou-se que as categorias encontradas apresentam uma boa adesão ao sistema de classificação da União Europeia que define os diferentes tipos de explorações agrícolas, nomeadamente no que respeita às categorias que representam as “explorações especializadas”, com exceção das explorações especializadas em granívoros (suínos e

aves) que não estão cobertas na análise efetuada, pelo facto dessas explorações não recorrerem a auxílios diretos da PAC. No entanto, quando comparados com os números registados, em 2009, no Recenseamento Agrícola da Ilha Terceira (Tabela 4.3), realçam-se os seguintes aspetos distintivos: o grupo 1 – Explorações leiteiras - representa 50% das explorações resultantes da análise de *clusters*, enquanto a correspondente categoria da UE “explorações especializadas em bovinos de leite” representa apenas 23% das explorações recenseadas; o grupo 5 – Explorações de culturas arvenses - representa 2% das explorações analisadas, enquanto a correspondente categoria da UE "explorações especializadas em culturas arvenses" representa 10%. Considerando os universos em causa na comparação (1.366 versus 2.993 explorações), as diferenças nas percentagens obtidas são justificáveis pelo facto da grande maioria das explorações especializadas em bovinos de leite recorrerem aos auxílios da PAC, o que aparentemente não ocorre para uma parte significativa das explorações especializadas em culturas arvenses. Também se enfatiza a diferença entre as 314 explorações identificadas no grupo 2 – Explorações de bovinos de carne - e o número correspondente de 812 explorações registadas na categoria UE "explorações especializadas em bovinos de carne". Este aspeto pode ser atribuído ao facto de alguns desses agricultores não se candidatarem aos auxílios PAC, ou simplesmente não identificarem quaisquer parcelas nos seus pedidos de ajuda.

Considerando o contexto em que foi construída, a tipologia provou ser útil para projetar a distribuição geográfica das categorias das explorações agrícolas por toda a ilha, informação necessária para avaliar o efeito do meio ambiente biofísico na distribuição das explorações. A este respeito, os resultados obtidos confirmam que as explorações agrícolas estão maioritariamente localizadas em áreas com aptidão para a produção de culturas arvenses e de pastagens (devido às suas características biofísicas), apesar de também ocuparem outros locais, incluindo áreas sem qualquer aptidão agrícola.

Enquanto as explorações leiteiras mais intensivas ocupam, preferencialmente, as áreas com aptidão conjunta para culturas arvenses, pastagens e florestas, as outras explorações animais têm um padrão distinto de ocupação, com incidência particular em áreas com aptidão marginal para a agricultura, como sejam as áreas com aptidão combinada para pastagem e floresta, apenas floresta, ou mesmo sem qualquer aptidão para as atividades humanas consideradas.

Tabela 4.3 – Dados do Recenseamento Agrícola por tipos de exploração (2009)

	Explorações		SAU ¹	
	No.	(%)	(ha)	(%)
Total Ilha Terceira	2.993	100	23.367	100
1. Explorações especializadas	2.581		22.916	
1.1. Culturas arvenses	304	10	339	1
1.2. Horticultura intensiva e floricultura	71	2	130	1
- Em estufa/abrigo alto	9		4	
1.3. Culturas permanentes	452	15	239	1
- Vinha	125		39	
- Frutos frescos, casca rijá e citrinos	264		163	
- Olival	0		0	
1.4. Herbívoros	1.687		22.144	
- Bovinos de leite	697	23	15.949	68
- Bovinos de carne	812	27	4.214	18
- Bovinos de leite e carne	75	3	1.156	5
- Ovinos, caprinos e diversos herbívoros	103	3	825	4
1.5. Granívoros	67	2	65	0
- Suínos	24		45	
- Aves	29		17	
2. Explorações mistas ou combinadas	366	12	447	2
2.1. Policultura	116		124	
2.2. Polipequária	88		138	
2.3. Mistas de culturas e criação de gado	162		185	
3. Explorações não classificadas	46	2	5	0

(Fonte: SREA – Serviço Regional de Estatística dos Açores, comunicação pessoal, 22.07.2013)

¹Superfície Agrícola Utilizada

As explorações vitícolas e hortofrutícolas prevalecem nas áreas de combinação de aptidões compatíveis com a horticultura, sem o complemento da aptidão para a produção de culturas arvenses, áreas onde estas culturas são substituídas pela produção de gado.

A racionalidade deste estudo também pode ser verificada pelo facto de, *ceteris paribus*, o peso da área explorada para fins agrícolas aumentar progressivamente das áreas com aptidão para pastagem, para as culturas arvenses e, por fim, para ambas.

4.5. Conclusões

A metodologia de Análise de Componentes Principais (ACP) e Análise de *Clusters* provou ser adequada para definir tipologias de explorações agrícolas. Com recurso a essas metodologias foi possível encontrar sete grupos homogéneos de explorações a ter em consideração para efeitos de estudos de padrão de uso do solo e análise das dinâmicas à escala local.

O recurso aos dados do Sistema Integrado de Gestão e Controlo para os regimes de apoio direto, no âmbito da Política Agrícola Comum, mostrou-se adequado como suporte à metodologia desenvolvida, com a vantagem destes dados poderem ser atualizados anualmente e terem associada uma expressão geográfica.

A interseção espacial das tipologias encontradas com carta de aptidões de solo confirmou que a distribuição dos diferentes tipos de explorações agrícolas é afetada pelas condicionantes biofísicas prevalentes em cada zona. Consequentemente, o desenvolvimento de modelos espaciais para as alterações do uso agrícola do solo à escala local deve ter em consideração os diferentes tipos de exploração que, por sua vez, são condicionados pelos fatores biofísicos variáveis ao longo do território.

4.6. Apêndices

Apêndice 1 – Descrição das variáveis

Variáveis (1-32)	Variáveis (33-64)
1 Candidatura ao Prémio aos Bovinos Machos (animais)	33 Novilhos castrados candidatos (animais)
2 Candidatura ao Prémio à Vaca Aleitante (animais)	34 Novilhos não castrados verificados (animais)
3 Candidatura ao Prémio aos Produtores de Ovinos e Caprinos (animais)	35 Novilhos castrados verificados (animais)
4 Candidatura ao Prémio à Vaca Leiteira (animais)	36 Prémio aos Bovinos Machos determinado (Euro)
5 Candidatura ao suplemento do Prémio à Vaca Leiteira (ha)	37 Direitos ao Prémio à Vaca Aleitante (animais)
6 Candidatura à Ajuda aos Produtores de Culturas Arvenses (ha)	38 Vacas aleitantes verificadas (animais)
7 Candidatura à Ajuda à Manutenção da Vinha (ha)	39 Prémio à Vaca Aleitante determinado (Euro)
8 Candidatura à Ajuda à Produção de Hortofrutícolas (ha)	40 Suplemento de extensificação ao Prémio à Vaca Aleitante determinado (animais)
9 Candidatura à Ajuda à Banana (ha)	41 Suplemento de extensificação ao Prémio aos Bovinos Machos determinado (animais)
10 Superfície forrageira declarada (ha)	42 Suplemento de extensificação ao Prémio à Vaca Aleitante determinado (Euro)
11 Candidatura aos Pagamentos à Agricultura Biológica (ha)	43 Suplemento de extensificação ao Prémio aos Bovinos Machos determinado (Euro)
12 Candidatura à Ajuda à Manutenção da Extensificação Pecuária (ha)	44 Animais < 8 meses não IGP elegíveis ao Prémio ao abate de bovinos (animais)
13 Candidatura à Ajuda à Conservação da Vinha (ha)	45 Animais > 8 meses IGP elegíveis ao Prémio ao abate de bovinos (animais)
14 Candidatura à Ajuda à Conservação de Sebes (ha)	46 Animais > 8 meses não IGP elegíveis ao Prémio ao abate de bovinos (animais)
15 Candidatura à Ajuda à Conservação de Pomares Tradicionais (ha)	47 Prémio ao abate de bovinos determinado (Euro)
16 Candidatura à Ajuda à Proteção da Raça Ramo Grande (animais)	48 Ovelhas verificadas no Prémio aos Produtores de Ovinos e Caprinos (animais)
17 Candidatura aos Pagamentos a Zonas com Condicionantes (ha)	49 Cabras verificadas no Prémio aos Produtores de Ovinos e Caprinos (animais)
18 Declaração de Culturas temporárias (ha)	50 Prémio ao Abate de Ovinos e Caprinos verificado (animais)
19 Declaração de Pastagem permanente (ha)	51 Prémio ao Abate de Ovinos e Caprinos determinado (Euro)
20 Declaração de Vinha (ha)	52 Vacas leiteiras verificadas (animais)
21 Declaração de Culturas frutícolas (ha)	53 Suplemento do Prémio à vaca leiteira determinado (ha)
22 Declaração de Olival (ha)	54 Suplemento do Prémio à vaca leiteira determinado (Euro)
23 Declaração de Misto de culturas permanentes (ha)	55 Ajuda ao Escoamento de Jovens Bovinos dos Açores determinada (animais)
24 Declaração de Culturas permanentes (ha)	56 Ajuda ao Escoamento de Jovens Bovinos dos Açores determinada (Euro)

Variáveis (1-32)	Variáveis (33-64)
25 Declaração de Outras áreas agrícolas (ha)	57 Ajuda à Importação de Animais Reprodutores determinada (Euro)
26 Declaração de Floresta (ha)	58 Quota de produção leiteira (ton)
27 Declaração de Área social (ha)	59 Prémio aos Produtores de Leite determinado (Euro)
28 Declaração de Vias (ha)	60 Ajuda aos Produtores de Culturas Arvenses determinada (ha)
29 Declaração de Áreas improdutivas (ha)	61 Ajuda aos Produtores de Culturas Arvenses determinada (Euro)
30 Declaração de Massas de água (ha)	62 Ajuda à Manutenção da Vinha determinada (Euro)
31 Declaração de Outras áreas não agrícolas (ha)	63 Ajuda à Produção de Hortofrutícolas determinada (ha)
32 Novilhos não castrados candidatos (animais)	64 Ajuda à Produção de Hortofrutícolas determinada (Euro)

Apêndice 2 – Pesos dos vetores próprios para as 64 variáveis originais, com base em oito componentes principais¹

Var.	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	Var.	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
1	-0,369	3,189	-0,027	-0,092	-0,051	-0,372	-0,105	-0,007	33	-0,508	-0,476	-0,387	-0,239	-0,364	0,131	-0,351	-0,315
2	-0,484	-0,434	-0,308	-0,172	-0,248	-0,330	-0,106	-0,173	34	-0,371	3,208	-0,037	-0,093	-0,052	-0,367	-0,083	0,010
3	-0,505	-0,441	-0,375	-0,211	-0,349	0,118	-0,301	-0,273	35	-0,508	-0,477	-0,387	-0,239	-0,364	0,131	-0,351	-0,316
4	3,646	-0,101	0,014	-1,034	0,036	-1,560	-0,274	0,064	36	-0,369	3,196	-0,029	-0,097	-0,053	-0,378	-0,085	-0,003
5	1,879	-0,191	-0,144	-0,423	-0,110	-1,107	0,262	-0,047	37	-0,484	-0,433	-0,306	-0,171	-0,250	-0,338	-0,110	-0,174
6	0,644	-0,198	-0,165	4,332	-0,084	-0,783	-0,174	-0,080	38	-0,484	-0,434	-0,308	-0,172	-0,249	-0,330	-0,109	-0,174
7	-0,469	-0,401	-0,374	-0,179	1,279	0,037	-0,255	-0,225	39	-0,485	-0,433	-0,309	-0,175	-0,254	-0,324	-0,110	-0,176
8	-0,389	-0,307	4,362	-0,066	-0,080	-0,204	-0,039	-0,293	40	-0,495	-0,427	-0,356	-0,198	-0,285	-0,186	-0,260	-0,179
9	-0,455	-0,366	-0,485	-0,106	-0,177	-0,045	-0,137	7,200	41	-0,395	3,019	-0,134	-0,127	-0,103	-0,313	-0,133	-0,052
10	1,525	0,360	0,074	0,477	0,140	3,522	1,809	0,086	42	-0,478	-0,464	-0,327	-0,238	-0,268	-0,148	-0,765	-0,163
11	-0,516	-0,441	-0,408	-0,238	-0,389	0,216	-0,361	-0,352	43	-0,424	2,262	-0,174	-0,167	-0,174	-0,143	-0,141	-0,145
12	-0,602	-0,355	-0,261	0,013	-0,206	-0,478	5,001	-0,125	44	-0,376	-0,378	-0,356	-0,240	-0,325	0,137	-0,241	-0,275
13	-0,437	-0,340	-0,324	-0,095	5,324	-0,081	-0,110	-0,099	45	-0,510	-0,432	-0,382	-0,234	-0,365	0,144	-0,381	-0,302
14	-0,458	-0,387	-0,655	-0,190	-0,208	-0,033	-0,211	-0,480	46	-0,078	0,055	-0,260	0,033	-0,237	0,184	-0,009	-0,165
15	-0,457	-0,374	0,969	-0,159	-0,142	-0,095	-0,222	1,925	47	-0,153	-0,029	-0,278	-0,019	-0,258	0,144	-0,080	-0,191
16	-0,505	-0,417	-0,305	-0,233	-0,282	-0,123	-0,257	-0,172	48	-0,512	-0,440	-0,402	-0,235	-0,369	0,157	-0,357	-0,292
17	1,466	0,273	0,154	-0,038	0,028	3,760	1,639	0,110	49	-0,505	-0,441	-0,375	-0,211	-0,349	0,118	-0,301	-0,273
18	1,863	0,392	0,199	0,481	0,076	4,852	-1,970	0,025	50	-0,506	-0,433	-0,350	-0,216	-0,323	0,017	-0,308	-0,238
19	-0,270	-0,199	-0,226	-0,018	-0,115	-0,276	4,899	-0,092	51	-0,506	-0,433	-0,350	-0,216	-0,323	0,017	-0,308	-0,238
20	-0,313	-0,178	-0,006	-0,117	5,329	-0,202	-0,071	-0,094	52	3,716	-0,084	0,017	-1,045	0,047	-1,605	-0,380	0,079
21	-0,422	-0,309	1,116	-0,008	-0,054	-0,137	-0,163	2,070	53	1,648	-0,215	-0,161	-0,892	-0,150	-0,805	0,286	-0,103
22	-0,507	-0,422	-0,451	-0,200	-0,415	0,095	-0,274	-0,255	54	1,117	-0,259	-0,213	-0,530	-0,211	-0,712	0,525	-0,141
23	-0,509	-0,439	-0,381	-0,245	-0,406	0,261	-0,337	-0,349	55	-0,547	-0,430	-0,304	-0,170	-0,261	-0,110	-0,233	-0,163
24	-0,500	-0,427	-0,230	-0,227	-0,371	0,163	-0,326	-0,348	56	-0,547	-0,430	-0,304	-0,170	-0,261	-0,110	-0,233	-0,163
25	-0,488	-0,421	-0,494	-0,221	-0,331	0,125	-0,310	-0,360	57	-0,505	-0,447	-0,388	-0,209	-0,366	0,092	-0,378	-0,295
26	-0,515	-0,430	-0,390	-0,224	-0,374	0,205	-0,211	-0,310	58	2,065	-0,245	-0,111	-0,788	-0,126	-0,847	-0,262	-0,075
27	-0,294	-0,325	-0,207	-0,294	-0,191	-0,080	-0,177	-0,199	59	2,065	-0,245	-0,111	-0,788	-0,126	-0,846	-0,262	-0,076
28	-0,482	-0,421	-0,290	-0,164	-0,414	0,215	-0,307	-0,381	60	0,634	-0,202	-0,160	4,326	-0,099	-0,768	-0,200	-0,094
29	-0,509	-0,421	-0,346	-0,214	-0,331	0,227	0,015	-0,325	61	0,619	-0,205	-0,159	4,326	-0,120	-0,767	-0,188	-0,095
30	-0,514	-0,443	-0,409	-0,245	-0,384	0,220	-0,302	-0,316	62	-0,485	-0,408	-0,349	-0,178	0,854	0,130	-0,268	-0,267
31	-0,521	-0,441	-0,369	-0,258	-0,400	0,265	-0,352	-0,356	63	-0,393	-0,312	4,307	-0,079	-0,115	-0,177	-0,045	-0,354
32	-0,371	3,206	-0,037	-0,092	-0,052	-0,362	-0,085	0,010	64	-0,399	-0,318	4,221	-0,089	-0,149	-0,140	-0,067	-0,371

¹ Vetores próprios com valor absoluto superior a 1 são apresentados a negrito.

Apêndice 3 – Comparação de médias dos parâmetros utilizados na descrição dos grupos resultantes na análise de *clusters*

Parâmetro	Cluster 1 (N=678)	Cluster 2 (N=314)	Cluster 3 (N=128)	Cluster 4 (N=68)	Cluster 5 (N=28)	Cluster 6 (N=115)	Cluster 7 (N=35)
Candidatura ao Prémio aos Bovinos Machos (animais)	0,3 a	15,6 b	2,7 c	0,4 ac	0,3 ac	1,3 ac	0,4 ac
Candidatura ao Prémio à Vaca Aleitante (animais)	0,0 a	1,2 b	8,2 c	0,0 ab	0,0 ab	0,2 ab	0,3 ab
Candidatura ao Prémio aos Produtores de Ovinos e Caprinos (animais)	0,0 a	0,0 a	0,7 b	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a
Candidatura ao Prémio à Vaca Leiteira (animais)	29,6 a	4,3 b	0,4 c	1,8 bc	0,0 bc	1,0 bc	1,5 bc
Candidatura ao suplemento do Prémio à Vaca Leiteira (ha)	20,00 a	5,46 b	1,09 c	1,05 c	0,00 bc	0,60 c	1,02 bc
Candidatura à Ajuda aos Produtores de Culturas Arvenses (ha)	3,03 a	0,98 b	0,41 bc	0,23 bd	2,34 a	0,21 cde	0,10 be
Candidatura à Ajuda à Manutenção da Vinha (ha)	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,22 b	0,00 a	0,01 a	0,00 a
Candidatura à Ajuda à Produção de Hortofrutícolas (ha)	0,01 a	0,01 a	0,03 a	0,07 a	0,04 a	1,66 b	0,11 a
Candidatura à Ajuda à Banana (ha)	0,01 a	0,01 a	0,01 a	0,01 a	0,00 ac	0,09 bc	1,16 b
Superfície forrageira declarada (ha)	20,20 a	12,60 b	16,22 b	2,49 c	4,16 c	1,92 c	2,12 c
Candidatura aos Pagamentos à Agricultura Biológica (ha)	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,06 b	0,00 a
Candidatura à Ajuda à Manutenção da Extensificação Pecuária (ha)	2,14 ac	3,70 c	7,68 b	0,17 a	0,00 ac	0,00 a	0,14 ac
Candidatura à Ajuda à Conservação da Vinha (ha)	0,00 a	0,00 a	0,01a	0,39 b	0,00 a	0,01 a	0,00 a
Candidatura à Ajuda à Conservação de Sebes (ha)	0,00 a	0,01 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,36 b	0,29 b
Candidatura à Ajuda à Conservação de Pomares Tradicionais (ha)	0,00 a	0,01 a	0,03 a	0,08 a	0,00 a	0,52 b	0,98 c
Candidatura à Ajuda à Proteção da Raça Ramo Grande (animais)	0,0 a	0,1 a	0,6 b	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a
Candidatura aos Pagamentos a Zonas com Condicionantes (ha)	18,97 a	10,71 b	12,51 b	2,30 c	3,07 c	3,25 c	3,06 c
Declaração de Culturas temporárias (ha)	16,05 a	7,83 b	6,60 b	2,16 c	4,15 bc	2,49 c	1,66 c
Declaração de Pastagem permanente (ha)	4,16 a	4,88 a	9,66 c	0,35 b	0,03 ab	0,19 b	0,50 ab
Declaração de Vinha (ha)	0,02 a	0,01 a	0,02 a	0,49 b	0,00 a	0,03 a	0,01 a
Declaração de Culturas frutícolas (ha)	0,02 a	0,03 a	0,04 a	0,15 a	0,04 a	0,67 b	1,31 c
Declaração de Olival (ha)	0,00 a	0,00 a	0,01 a	0,01 b	0,00 a	0,00 a	0,00 a
Declaração de Misto de culturas permanentes (ha)	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Declaração de Culturas permanentes (ha)	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,09 b	0,00 a
Declaração de Outras áreas agrícolas (ha)	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a	0,25 b	0,00 a
Declaração de Floresta (ha)	0,15 a	1,38 b	1,43 ab	0,02 ab	0,05 ab	0,13 ab	0,12 ab
Declaração de Área social (ha)	0,04 a	0,02 a	0,02 a	0,01 a	0,00 ab	0,07 b	0,01 ab
Declaração de Vias (ha)	0,00 a	0,01 b	0,00 ab	0,00 ab	0,00 ab	0,01 ab	0,00 ab
Declaração de Áreas improdutivas (ha)	0,10 a	0,13 ab	0,35 b	0,05 ab	0,00 ab	0,09 ab	0,01 ab
Declaração de Massas de água (ha)	0,00 a	0,00 a	0,02 b	0,00 ab	0,00 ab	0,00 a	0,00 ab
Declaração de Outras áreas não agrícolas (ha)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Novilhos não castrados candidatos (animais)	0,3 a	15,5 b	2,3 c	0,4 ac	0,3 ac	1,3 ac	0,4 ac
Novilhos castrados candidatos (animais)	0,0 a	0,1 ac	0,5 bc	0,0 ab	0,0 ab	0,0 a	0,0 ab
Novilhos não castrados verificados (animais)	0,3 a	15,5 b	2,2 c	0,4 ac	0,3 ac	1,3 ac	0,4 ac
Novilhos castrados verificados (animais)	0,0 a	0,1 ab	0,4 b	0,0 ab	0,0 ab	0,0 a	0,0 ab
Prémio aos Bovinos Machos determinado (Euro)	59,5 a	3265 b	523 c	86 ac	60 ac	267 ac	78 ac
Direitos ao Prémio à Vaca Aleitante (animais)	0,0 a	1,2 b	8,0 c	0,0 ab	0,0 ab	0,2 ab	0,3 ab
Vacas aleitantes verificadas (animais)	0,0 a	1,2 b	8,1 c	0,0 ab	0,0 ab	0,2 ab	0,3 ab
Prémio à Vaca Aleitante determinado (Euro)	9 a	303 b	1959 c	0 ab	0 ab	50 ab	79 ab

Parâmetro	Cluster 1 (N=678)	Cluster 2 (N=314)	Cluster 3 (N=128)	Cluster 4 (N=68)	Cluster 5 (N=28)	Cluster 6 (N=115)	Cluster 7 (N=35)
Suplemento de extensificação ao Prémio à Vaca Aleitante determinado (animais)	0,0 a	1,2 b	6,4 c	0,0 ab	0,0 ab	0,1 ab	0,3 ab
Suplemento de extensificação ao Prémio aos Bovinos Machos determinado (animais)	0,2 a	14,3 b	1,9 c	0,4 ac	0,3 ac	0,9 ac	0,2 ac
Suplemento de extensificação ao Prémio à Vaca Aleitante determinado (Euro)	1 a	70 b	353 c	0 ab	0 ab	5 ab	0 ab
Suplemento de extensificação ao Prémio aos Bovinos Machos determinado (Euro)	8 a	1127 b	143 a	25 a	18 a	63 a	9 a
Animais < 8 meses não IGP elegíveis ao Prémio ao abate de bovinos (animais)	0,4 a	0,4 a	0,2 ab	0,2 ab	0,0 ab	0,0 b	0,3 ab
Animais > 8 meses IGP elegíveis ao Prémio ao abate de bovinos (animais)	0,0 a	0,2 a	1,3 b	0,0 a	0,0 ab	0,0 a	0,0 ab
Animais > 8 meses não IGP elegíveis ao Prémio ao abate de bovinos (animais)	7,0 a	11,6 c	7,5 a	0,9 b	1,5 ab	1,3 b	0,9 ab
Prémio ao abate de bovinos determinado (Euro)	768 ad	1272 c	964 cd	108 be	154 adef	140 bf	109 aef
Ovelhas verificadas no Prémio aos Produtores de Ovinos e Caprinos (animais)	0,0 a	0,0 a	0,0 b	0,0 ab	0,0 ab	0,0 a	0,0 ab
Cabras verificadas no Prémio aos Produtores de Ovinos e Caprinos (animais)	0,0 a	0,0 a	0,7 b	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a
Prémio ao Abate de Ovinos e Caprinos verificado (animais)	0,0 a	0,0 a	0,5 b	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a
Prémio ao Abate de Ovinos e Caprinos determinado (Euro)	0 a	0 a	11 b	0 a	0 a	1 a	0 a
Vacas leiteiras verificadas (animais)	31,1 a	4,7 b	0,8 b	1,8 b	0,0 b	1,0 b	1,6 b
Suplemento do Prémio à vaca leiteira determinado (ha)	17,02 a	4,58 c	0,22 b	0,91 b	0,00 bc	0,53 b	0,95 bc
Suplemento do Prémio à vaca leiteira determinado (Euro)	1338 a	428 c	11 b	58 b	0 bc	40 b	77 bc
Ajuda ao Escoamento de Jovens Bovinos dos Açores determinada (animais)	0,0 a	0,0 a	0,2 b	0,0 a	0,0 a	0,0 a	0,0 a
Ajuda ao Escoamento de Jovens Bovinos dos Açores determinada (Euro)	1 a	2 a	9 b	0 a	0 a	0 a	0 a
Ajuda à Importação de Animais Reprodutores determinada (Euro)	0 a	13 a	86 b	0 ab	0 ab	0 a	0 ab
Quota de produção leiteira (ton)	192 a	22 b	2 b	9 b	1 b	8 b	8 b
Prémio aos Produtores de Leite determinado (Euro)	6721 a	759 b	54 b	302 b	22 b	297 b	272 b
Ajuda aos Produtores de Culturas Arvenses determinada (ha)	3,01 a	0,97 b	0,41 bc	0,23 bc	2,36 a	0,21 cd	0,07 bd
Ajuda aos Produtores de Culturas Arvenses determinada (Euro)	908 a	295 b	123 bc	68 bc	716 a	62 cd	21 bd
Ajuda à Manutenção da Vinha determinada (Euro)	0 a	1 a	0 a	184 b	0 a	2 a	0 a
Ajuda à Produção de Hortofrutícolas determinada (ha)	0,00 a	0,01 a	0,03 a	0,07 a	0,04 a	1,56 b	0,10 a
Ajuda à Produção de Hortofrutícolas determinada (Euro)	6 a	16 a	35 a	72 a	49 a	1920 b	130 a

VARIÁVEIS NÃO UTILIZADAS NA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Superfície Agrícola Utilizável (ha)	20,25 a	12,77 b	16,32 b	3,16 c	4,22 c	3,73 c	3,48 c
Percentagem de superfície forrageira (%)	100 a	97 b	96 b	38 c	99 ab	27 d	36 c
Percentagem de pastagem permanente (%)	15 a	20 c	33 d	5 b	1 b	2 b	9 ab
Número total de vacas	29,6 a	5,6 bc	8,5 c	1,8 bd	0,0 be	1,2 de	1,8 bce
Densidade bovina (vacas/ha SAU)	1,7 a	0,3 b	0,7 c	0,2 b	0,0 bc	0,3 bc	0,2 bc
Percentagem de vacas leiteiras (%)*	100 a	60 b	7 c	100 ab	-	67 ab	80 ab
Produção média de leite (kg/vaca)*	6110 ac	3737 b	4160 abc	3738 ab	-	8258 c	4162 abc

a-f Médias com diferentes alíneas são significativamente diferentes (P<0.05)

*Análise com valores em falta

5. Fatores de mudança intervenientes nas alterações do uso do solo agrícola

5.1. Introdução

Uma grande percentagem das paisagens rurais existentes no mundo são paisagens agrícolas. Deste modo, os padrões e dinâmicas de uso do solo rural estão intimamente relacionados com os sistemas agrícolas. O tipo de exploração e a sua dimensão são características estruturais muito importantes destes sistemas, constituindo os aspetos espaciais do uso humano da paisagem. Assim, as paisagens rurais estão fortemente ligadas às decisões de uso do solo efetuadas pelos agricultores, as quais, por sua vez, são condicionadas pelo desenvolvimento das condições naturais, pela demografia e padrões de urbanização, pela economia, pela tecnologia e pelos contextos socioculturais e políticos (Farina, 1998; Brandt, et al., 1999; Briassoulis, 2000; Glebe, 2003; Primdahl et al., 2004; Klijn, 2004; Levin, 2006; Nassauer e Wascher, 2007; Vejr et al., 2007; Primdahl e Swaffield, 2010).

Estes fatores podem ser agrupados em fatores externos, que o agricultor não pode influenciar diretamente, e fatores internos (e.g. valores pessoais, atitudes e ambições, que são inerentes ao agricultor como indivíduo). Diferentes fatores externos e internos encontram-se muitas vezes inter-relacionados (Levin, 2006).

Nas paisagens dominadas pelos seres humanos, as variáveis envolvidas nos processos de mudança são muitas, mas encontram-se principalmente relacionadas com os processos socioeconómicos (Farina, 1998). Os preços dos fatores de produção e dos produtos agrícolas, as alternativas de rendimento e as economias em mudança são determinantes importantes a ter em consideração nas estratégias de uso do solo ao nível da exploração agrícola, bem como aos níveis regional, nacional e mundial (Brandt et al., 1999). Atualmente, a economia de mercado, a globalização e os efeitos dos acordos da Organização Mundial do Comércio são fatores especialmente relevantes. Dado que as necessidades socioeconómicas são expressas em programas políticos e em leis, as forças motrizes socioeconómicas e políticas encontram-se fortemente interligadas (Bürgi et al., 2004).

Em muitas circunstâncias, o simples crescimento da população humana é considerado como a causa última para a ocorrência de alterações no uso do solo (Dale et al., 2000).

Por seu lado, os fatores culturais são uma das dimensões mais complexas na análise da mudança e geralmente permanecem numa abordagem vaga. Neste campo prevalece o desentendimento quanto próprio conceito de cultura a adotar: se um conceito estrito, focado nas atitudes, crenças, normas e conhecimentos; ou um conceito mais lato que englobe aspetos como o desenvolvimento populacional, a economia, a tecnologia ou os processos políticos (Bürgi et al., 2004).

Das condições sociais, económicas e culturais que estruturam as decisões da paisagem pelo agricultor, não há dúvida de que a tecnologia e o mercado são forças motrizes centrais. Outro fator primordial no desenvolvimento regional e local das paisagens agrícolas é a intervenção das políticas públicas (Primdahl et al., 2004).

Dado que os agricultores europeus dependem em grande parte do apoio público para estabilizarem os seus rendimentos, a Política Agrícola Comum (PAC) da União Europeia deve ser considerada como uma força motriz importante nos processos de alteração da paisagem rural (Valbuena et al., 2010). Embora a PAC não possa ser designada como uma política de paisagem, o facto é que a PAC oferece incentivos para determinados usos do solo, com influência direta nas paisagens rurais (Lefebvre et al., 2012). Assim, à semelhança do que ocorre noutras regiões portuguesas (Andresen e Pereira dos Santos, 1999), e nas zonas rurais europeias (Klijn, 2004), ou na região do *Corn Belt* nos EUA (Nassauer, 2000), nos Açores a alteração de paisagem também parece ser determinada pelas políticas agrícolas.

Apesar de existir um grande aumento da literatura sobre as alterações das paisagens agrícolas, ainda persiste uma deficiente compreensão dos processos de tomada de decisão pelos agricultores, num determinado contexto político. Este facto é um pouco paradoxal, na medida em que, por norma, um dos principais objetivos dos estudos paisagístico-ecológicos das paisagens agrícolas é o de melhorar o processo de formulação de políticas (Primdahl et al., 2004).

Dada a complexidade dos sistemas de interação do Homem com a natureza, a necessidade de abordagens que integrem os fatores socioeconómicos e os biogeofísicos é, agora, amplamente reconhecida (Mottet et al., 2006). Os modelos de uso do solo que realmente integrem as dimensões sociais, económicas e ecológicas estão na sua infância, e ainda não foi alcançado um consenso sobre quais as melhores abordagens para executar essa tarefa (Dale et al., 2000). Embora os múltiplos fatores que interagem para determinar os

padrões de uso do solo sejam conceptualmente reconhecidos, as relações quantitativas entre essas variáveis são pouco conhecidas (Turner et al., 2001).

Nas últimas décadas foram desenvolvidas novas técnicas e abordagens que possibilitam a análise, de forma integrada, da relação do Homem com o meio ambiente, em paisagens de determinadas regiões (Naveh e Lieberman, 1984). Zonneveld (1989) salienta que o conceito de "paisagem" compreende não só os ambientes biológicos (incluindo o clima, o relevo, os solos, a hidrologia e a vegetação), mas também as características económicas e sociais na medida em que estas influenciam o potencial uso do solo.

Um desafio crítico para a gestão do uso do solo consiste na conciliação dos objetivos conflitantes dos diversos usos do solo. Os objetivos decorrentes do uso do solo incluem as atividades extrativas, como a silvicultura, a agricultura, o pastoreio e a mineração; o desenvolvimento de infraestruturas, incluindo habitações, transportes e zonas industriais; as atividades recreativas; os serviços prestados pelos ecossistemas, como o controlo de inundações, ou o abastecimento e filtragem da água; o provimento de valores estéticos, culturais e religiosos; e o suporte da complexa estrutura e composição dos sistemas ecológicos. Geralmente estes objetivos são conflitantes uns com os outros, pelo que as decisões quanto ao uso do solo desenvolvem-se, por norma, num quadro difícil, em que as várias partes interessadas buscam objetivos diferentes (Dale et al., 2000). Os impactos na paisagem e no meio ambiente são considerados como um desafio para os gestores da terra e para os decisores políticos, pelo que o seu estudo é visto como uma prioridade a incluir na agenda de pesquisa paisagística. A melhoria do conhecimento sobre as alterações do uso do solo é considerada um requisito fundamental para a avaliação global da dinâmica da paisagem, tendo em consideração as suas múltiplas funções (Mottet et al., 2006).

No entanto, a singularidade das paisagens não permite uma abordagem padrão para o estudo das alterações. Muitas vezes essa abordagem depende da informação disponível, das características microclimáticas e topográficas, da história ou das tendências socioeconómicas (Farina, 1998). Portanto, é importante refletir sobre a experiência das políticas agrícolas em diferentes lugares.

O estudo relatado neste capítulo documenta as alterações do uso do solo agrícola na Ilha da Terceira (Açores, Portugal), no quadro de um regime de ajudas à produção de culturas arvenses. Este caso pretende ser ilustrativo das mudanças de uso do solo que ocorreram na região durante o período 2008-2013. O objetivo proposto foi o de contribuir para uma

melhor compreensão dos fenómenos de alteração do uso do solo agrícola e seus fatores, incluindo os aspetos espaciais e temporais da mudança de uso do solo.

As ilhas dos Açores representam interessantes casos de estudo, dado que na região coexiste uma grande variabilidade de contextos biofísicos, estruturais, socioeconómicos e culturais que proporcionam condições acrescidas para a investigação da dinâmica da paisagem rural.

Recorreu-se a um modelo de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para suporte deste estudo, uma vez que o SIG é uma ferramenta muito útil para adicionar, subtrair e recombinar dados biofísicos separados e para integrar os dados sociais e económicos espaciais com as características das unidades biofísicas terrestres, tal como é requerido na avaliação do uso do solo (Zonneveld, 1989).

Vários modelos de regressão logística binária são testados para selecionar as variáveis determinantes na decisão do uso do solo.

5.2. Recolha de dados

Esta seção descreve brevemente as fontes e os métodos utilizados para recolha da variável dependente "uso do solo" e um conjunto de variáveis independentes que constituem hipóteses explicativas das opções de uso do solo. As variáveis independentes foram divididas em: dados biofísicos, tipologia agrícola, acessibilidade, ajuda às culturas arvenses e preços agrícolas.

5.2.1. Dados de uso do solo

A abordagem às alterações do uso do solo na ilha Terceira para o período 2008-2013 baseou-se na análise SIG das parcelas declaradas, anualmente, pelos dos agricultores, nos pedidos de ajuda aos regimes de apoio direto. As alterações do uso do solo foram avaliadas de acordo com a escala utilizada para as parcelas de referência. Sendo que "parcela de referência" se encontra definida como uma área geograficamente delimitada que detém uma identificação única registada no Sistema de Identificação de Parcelas Agrícolas (SIP), constituinte do Sistema Integrado de Gestão e Controle (SIGC) para as medidas de apoio direto da PAC. Considerando os objetivos do estudo, a variável de uso do solo foi definida como uma variável binária cujos resultados possíveis são: "com

silagem de milho" e "sem silagem de milho" (Figura 5.1). As parcelas de referência declaradas como "com silagem de milho" encontram-se total, ou parcialmente, ocupadas por esse tipo de uso do solo.



Figura 5.1 – Parcelas com silagem de milho na Ilha Terceira (2013)

5.2.2. Dados biofísicos

A recolha dos dados biofísicos baseou-se no trabalho realizado por Silveira e Dentinho (2010). Estes autores recorreram a um modelo SIG para agrupar as diferentes combinações de quatro atributos biofísicos (temperatura média anual, precipitação anual acumulada, declive e capacidade de uso do solo para a agricultura), tendo em vista a criação de classes de aptidão do solo para usos alternativos (i.e., urbano/turístico, horticultura, culturas arvenses, pastagem e floresta). Deste modo, foi possível determinar 10 classes distintas de aptidão do solo para a ilha Terceira (Tabela 3.1 e 3.2; Figura 3.1), utilizadas como referenciais das diferentes condições biofísicas.

5.2.3. Tipologia das explorações agrícolas

No capítulo 4 desta tese é descrita a metodologia utilizada para a definição de uma tipologia de explorações agrícolas para a ilha Terceira. Como resultado, as explorações

foram divididas em sete categorias distintas (Figura 4.3): explorações leiteiras, explorações de bovinos de carne, explorações animais não especializadas, explorações de culturas arvenses, explorações vitícolas, explorações hortofrutícolas e explorações de banana.

5.2.4. Acessibilidade

A acessibilidade às parcelas de referência foi calculada através do *software* ArcGIS®9.3.1 como uma distância tampão de 10 metros para as vias rodoviárias (Figura 5.2).

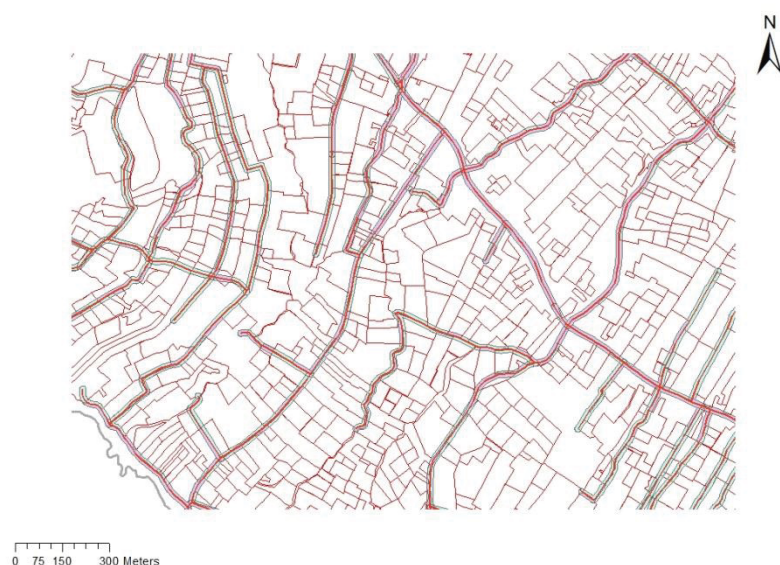


Figura 5.2 – Extrato da carta de acessibilidade

5.2.5. Preços e subsídios agrícolas

Foram recolhidos os preços médios anuais para vários fatores de produção e produtos agrícolas durante o período 2008-2013 (Figura 5.3): preço do leite de vaca (EUR) adquirido aos produtores individuais dos Açores (fonte: <http://www.gpp.pt/index.php/sima/precos-de-produtos-agricolas>); preço do milho (USD) - EUA, No.2 amarelo, entregue nos portos do Golfo; preço do leite em pó (USD) - valores indicativos médios das exportações da Europa e Oceânia; e preço da carne bovina (USD) - valor unitário da carne bovina de exportação nos EUA (fonte: <http://www.fao.org/economic/est/prices>).

Os valores unitários da ajuda aos produtores de culturas arvenses (EUR) encontram-se referenciados no programa POSEI para os Açores (fonte: <http://posei.azores.gov.pt>).

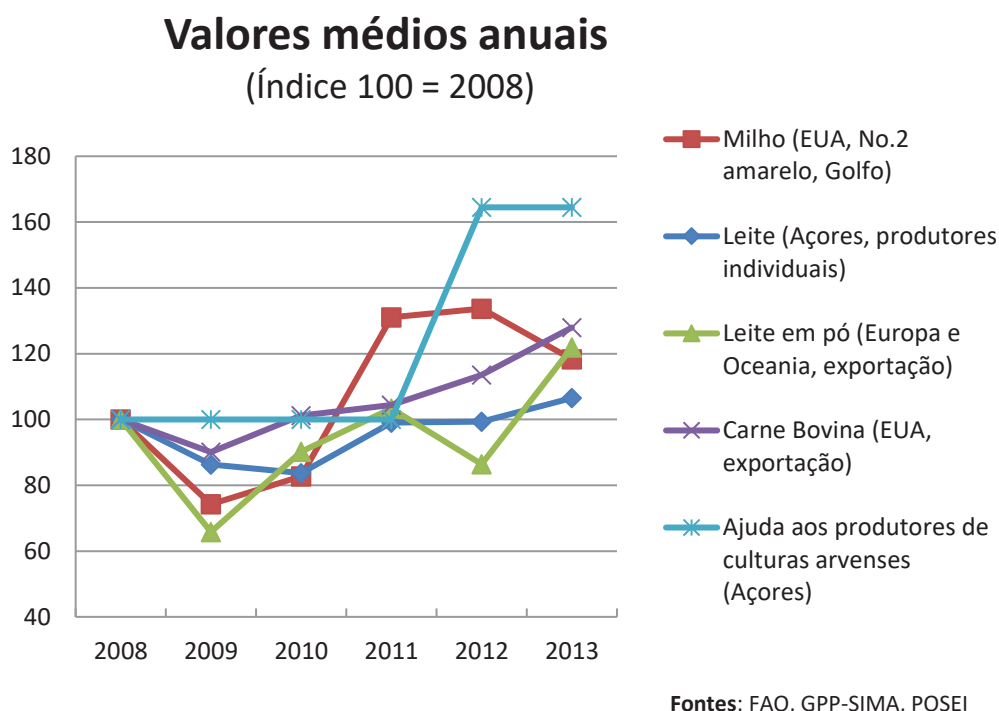


Figura 5.3 – Evolução dos preços e subsídios agrícolas

5.3. Modelos

As parcelas de referência anteriormente mencionadas foram escolhidas como unidade de análise e interface para as variáveis consideradas nos modelos. Consequentemente, todos os modelos foram testados com base numa amostra de 152.090 parcelas declaradas pelos agricultores nos seus pedidos de ajuda, entre 2008 a 2013.

5.3.1. Estatística descritiva

A análise descritiva das variáveis qualitativas selecionadas para testar os modelos (Tabela 5.1) revela que, em média, 14% das parcelas declaradas indica como uso do solo “silagem de milho”, apesar de apenas 7% das mesmas revelar igual uso do solo no ano anterior (n-1).

As combinações de aptidões de solo mais representativas das parcelas amostradas são: PF - pastagem e floresta (32%), APF - culturas arvenses, pastagem e floresta (30%) e UHAPF - urbano/turístico, horticultura, culturas arvenses, pastagem e floresta (29%).

Em termos de acessibilidade, 67% das parcelas encontram-se a menos de 10 metros de distância de uma via rodoviária.

Em relação à tipologia das explorações agrícolas, 69% das parcelas pertencem a explorações leiteiras, 17% a explorações de bovinos de carne e 6% a explorações animais não especializadas, a representatividade dos restantes tipos é residual.

Tabela 5.1 – Estatística descritiva

Variável	Observações	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão
Silagem de milho	152.090	0	1	0,14	0,35
Silagem de milho (n-1)	152.090	0	1	0,07	0,25
UHAPF	152.090	0	1	0,29	0,45
APF	152.090	0	1	0,30	0,46
UHPF	152.090	0	1	0,17	0,38
PF	152.090	0	1	0,32	0,47
UHAF	152.090	0	1	0,21	0,41
UHF	152.090	0	1	0,09	0,28
F	152.090	0	1	0,20	0,40
U	152.090	0	1	0,01	0,10
-	152.090	0	1	0,09	0,29
Acessibilidade	152.090	0	1	0,67	0,47
Explorações leiteiras	152.090	0	1	0,69	0,46
Explorações de bovinos de carne	152.090	0	1	0,17	0,38
Explorações animais não especializadas	152.090	0	1	0,06	0,24
Explorações vitícolas	152.090	0	1	0,02	0,14
Explorações de culturas arvenses	152.090	0	1	0,01	0,08
Explorações hortofrutícolas	152.090	0	1	0,04	0,20
Explorações de banana	152.090	0	1	0,01	0,10
Preço do leite de vaca (EUR/Kg)	152.090	0,26	0,33	0,30	0,02
Preço do leite de vaca (n-1) (EUR/Kg)	152.090	0,25	0,31	0,28	0,02
Preço do leite em pó (USD/Kg)	152.090	2,56	4,74	3,68	0,66
Preço da carne bovina (USD/Kg)	152.090	3,90	5,53	4,60	0,51
Preço do milho (USD/ton)	152.090	165,64	298,32	238,66	51,12
Ajuda prod. culturas arvenses (EUR/ha)	152.090	304,00	500,00	369,28	92,38

Aptidão do solo: urbano/turístico (U), horticultura (H), culturas arvenses (A), pastagem (P) e floresta (F).

Os valores médios anuais assumidos para as variáveis quantitativas são apresentados na Tabela 5.2. O preço médio anual do leite de vaca adquirido aos produtores individuais dos Açores caiu entre 2008 e 2010, mas posteriormente aumentou de forma constante. A

evolução dos preços da carne bovina de exportação nos EUA teve uma variação semelhante, mas com o valor mínimo registado em 2009. Os preços do leite em pó na Europa e Oceânia, e do milho nos EUA seguiram o mesmo padrão, mas com uma segunda quebra em 2012 e 2013, respetivamente. O valor unitário da ajuda aos produtores de culturas arvenses aumentou, em 2012, de 304 para 500 EUR / ha.

Tabela 5.2 – Evolução das variáveis quantitativas

Quantitative variables	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Preço do leite de vaca (EUR/Kg)	0,31	0,27	0,26	0,30	0,31	0,33
Preço do leite de vaca (n-1) (EUR/Kg)	0,25	0,31	0,27	0,26	0,30	0,31
Preço do leite em pó (USD/Kg)	3,89	2,56	3,51	4,02	3,36	4,74
Preço da carne bovina (USD/Kg)	4,33	3,90	4,38	4,52	4,91	5,53
Preço do milho (USD/ton)	223,13	165,64	184,56	292,33	298,32	264,07
Ajuda prod. culturas arvenses (EUR/ha)	304	304	304	304	500	500

5.3.2. Modelos de regressão logística binária

Sempre que desejamos relacionar um conjunto de preditores com uma variável dependente, estamos em face de um problema multivariável. Na análise destes problemas, recorre-se a algum tipo de modelos matemático para lidar com as complexas inter-relações entre várias variáveis (Kleinbaum and Klein, 2010).

A regressão logística consiste numa abordagem, através de modelos matemáticos, que possibilita a previsão de um resultado categórico, frequentemente dicotómico, a partir de um conjunto de variáveis independentes que podem ser contínuas, discretas, dicotómicas ou uma mistura das mesmas. A regressão logística não assume pressupostos sobre as distribuições das variáveis independentes, isto é, as mesmas não necessitam apresentar uma distribuição normal, estarem relacionadas linearmente, ou possuírem igual variância. O resultado da regressão logística é expresso em termos de probabilidade de ocorrência de um determinado acontecimento, para cada caso (Tabachnick and Fidell, 2007).

A análise de regressão logística é especialmente útil quando se espera que a distribuição das respostas das variáveis dependentes seja não linear com uma, ou mais, das variáveis independentes (Tabachnick and Fidell, 2007).

A variável \hat{Y}_i , representa a probabilidade de se obter um resultado, ou outro, com base numa função logística não linear da melhor combinação linear de preditores:

$$\hat{Y}_i = \frac{e^u}{1 + e^u}$$

Onde \hat{Y}_i é a probabilidade estimada para o caso de ordem i ($i = 1, \dots, n$) para uma das categorias e u é uma usual equação de regressão linear:

$$u = \alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_k$$

Considerando α e β_j como termos constantes, e os preditores X_j para k preditores ($j = 1, 2, \dots, k$).

Os coeficientes α e β_j no modelo logístico representam parâmetros desconhecidos que necessitam ser estimados com base nos dados recolhidos nos preditores e nos resultados para um dado grupo de casos. Esta equação linear dá origem à função *logit* ou *logaritmo dos odds*:

$$\text{Logit}(\hat{Y}_i) = \ln\left(\frac{\hat{Y}_i}{1 - \hat{Y}_i}\right) = \alpha + \sum \beta_j X_{ij}$$

Ou seja, a regressão linear é igual ao logaritmo da probabilidade de ocorrência de um resultado dividido pela probabilidade de ter o outro resultado. Assim, para obter a fórmula *logit* do modelo logístico, basta efetuar uma simples transformação do modelo. Esta transformação permite-nos calcular um número, chamado *logit* \hat{Y}_i , para um indivíduo com variáveis independentes dado por X_{ij} .

O procedimento utilizado para estimar os coeficientes é o da máxima verossimilhança, e o objetivo é encontrar a melhor combinação linear que maximize a probabilidade de obter as frequências dos resultados observados.

A regressão logística pode ser usada para ajustar e comparar modelos. O modelo mais simples (e pior ajustado) inclui apenas a constante e nenhum dos preditores. O modelo mais complexo (e melhor) inclui a constante, todos os preditores e, por vezes, as interações entre os preditores. Muitas vezes, no entanto, nem todos os preditores (e interações) estão relacionados com o resultado. Para o efeito recorrem-se a testes para escolher o modelo que faz o melhor trabalho de predição, com o menor número de preditores (Tabachnick e Fidell, 2007).

5.4. Resultados e discussão

Neste artigo, são apresentados quatro modelos de regressão logística. O primeiro e o segundo consideraram as tipologias de exploração como variáveis independentes, enquanto no terceiro e quarto as mesmas foram negligenciadas. A principal diferença dentro de cada um destes pares de modelos é a presença, ou ausência, da variável “silagem de milho no ano anterior (n-1)”.

Os quatro modelos propostos são estatisticamente significativos (Tabela 5.3) e foram ajustados manualmente para manter apenas as variáveis significantes. Os coeficientes β , os testes de *Wald* e a significância de cada variável independente são apresentados na Tabela 5.3.

A ocorrência de silagem de milho no ano anterior (Modelos 2 e 4) tem um forte efeito positivo sobre a probabilidade de renovação da parcela com o mesmo uso do solo.

As classes de combinações de aptidões do solo que incluem aptidão para culturas arvenses (A) ou horticultura (H), têm um efeito positivo na probabilidade de ocorrência de silagem de milho, enquanto todas as restantes combinações têm um efeito negativo.

A acessibilidade tem um efeito positivo na probabilidade de ocorrência de silagem de milho, exceto no modelo 2, onde esse efeito não é significativo. Provavelmente, no modelo 2, a contribuição da acessibilidade é absorvida pela variável "silagem de milho (n-1)", uma vez que a ocorrência de milho silagem no ano anterior, por sua vez, já se encontrava restringida pela acessibilidade.

Nos modelos testados, todos os tipos significativos de explorações agrícolas têm um efeito positivo na probabilidade de ocorrência de milho silagem, apresentando um valor decrescente ao longo da sequência: "explorações de culturas arvenses", "explorações leiteiras", "explorações de bovinos de carne", "explorações animais não especializados" e "explorações vitícolas".

O preço do leite de vaca adquirido a produtores individuais dos Açores só revelou um efeito significativo (positivo) nos modelos em que a variável "silagem de milho (n-1)" se encontrava presente (modelos 2 e 4). Por outro lado, o preço do leite de vaca no ano anterior revela um efeito positivo significativo quando a variável "silagem de milho (n-1)" está ausente (modelos 1 e 3). Parece, portanto, que a variável “silagem de milho (n-1)” incorpora o valor do preço do leite no ano anterior e, aparentemente, as duas variáveis de preços do leite são mutuamente exclusivas na arquitetura do modelo.

O preço do leite em pó e o preço do milho não têm impactos significativos nos modelos. O primeiro poderá já estar incorporado na variável “preço do leite vaca” e o segundo demonstra, inesperadamente, uma falta de reação do decisor do uso do solo agrícola à flutuação dos preços das matérias-primas para alimentação animal.

O preço da carne bovina tem um efeito negativo nos modelos 2 e 4. Isso é explicável pelo facto dos preços mais altos da carne bovina induzirem um aumento relativo da produção de carne bovina, que é menos dependente da silagem de milho do que a produção de leite.

Finalmente, a ajuda aos produtores de culturas arvenses tem um efeito positivo na ocorrência de silagem de milho em todos os modelos.

Tabela 5.3 – Modelos de regressão logística do uso do solo

	Modelo 1			Modelo 2			Modelo 3			Modelo 4		
-2 Log likelihood	115.581			91.294			118.292			92.887		
Prob>chi2	0,000			0,000			0,000			0,000		
Cox & Snell R Square	0,052			0,192			0,035			0,183		
Nagelkerke R Square	0,093			0,345			0,063			0,329		
	β	Wald	Sig.	β	Wald	Sig.	β	Wald	Sig.	β	Wald	Sig.
Silagem de milho (n-1)	-	-	-	3,724	17466	0,000	-		-	3,760	18162	0,000
UHAPF	0,647	1027	0,000	0,497	438	0,000	0,715	1312	0,000	0,556	573	0,000
APF	0,242	121	0,000	0,234	87	0,000	0,342	247	0,000	0,319	162	0,000
UHPF	0,310	201	0,000	0,142	29	0,000	0,257	144	0,000	0,089	12	0,001
PF	-0,447	385	0,000	-0,389	226	0,000	-0,421	344	0,000	-0,366	203	0,000
UHAF	0,723	1029	0,000	0,562	447	0,000	0,733	1115	0,000	0,557	489	0,000
UHF	0,239	74	0,000	0,076	5	0,025	0,110	17	0,000	-	-	-
F	-0,125	27	0,000	-0,213	56	0,000	-0,069	8	0,004	-0,174	39	0,000
U	-0,267	11	0,001	-	-	-	-0,332	18	0,000	-	-	-
-	-0,234	54	0,000	-0,340	83	0,000	-0,220	49	0,000	-0,330	80	0,000
Acessibilidade	0,185	124	0,000	-	-	-	0,200	148	0,000	0,043	5	0,026
Explorações leiteiras	1,708	954	0,000	1,480	596	0,000	-	-	-	-	-	-
Expl. bovinos de carne	1,094	351	0,000	0,891	191	0,000	-	-	-	-	-	-
Expl. animais não especializ.	0,922	188	0,000	0,793	113	0,000	-	-	-	-	-	-
Explorações vitícolas	0,433	21	0,000	0,402	15	0,000	-	-	-	-	-	-
Expl. culturas arvenses	2,226	603	0,000	1,965	349	0,000	-	-	-	-	-	-
Explorações hortofrutícolas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Explorações de banana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Preço do leite de vaca (0,01 EUR/kg)	-	-	-	0,021	12	0,001	-	-	-	0,023	15	0,000
Preço do leite de vaca (n-1) (0,01 EUR/kg)	0,016	13	0,000	-	-	-	0,016	15	0,000	-	-	-
Preço do leite em pó (USD/Kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Preço da carne bovina (USD/kg)	-	-	-	-0,090	5	0,024	-	-	-	-0,109	8	0,006
Preço do milho (USD/ton)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ajuda prod. culturas arvenses (100 EUR/ha)	0,038	15	0,000	0,085	21	0,000	0,030	9	0,003	0,083	20	0,000
Constante	-4,418	1554	0,000	-4,342	914	0,000	-2,946	916	0,000	-3,106	565	0,000

Como os modelos revelaram um comportamento adequado, foram testados para fins de simulação. Assim, com base no Modelo 2, foram desenhadas oito curvas de probabilidade

de ocorrência de silagem de milho para diferentes classes de combinações de aptidões do solo, em função do valor de ajuda aos produtores de culturas arvenses (Figura 5.4). O modelo 2 - Simulação I foi corrido para uma parcela pertencente a uma exploração leiteira, não cultivada com milho no ano anterior, tendo em consideração um preço para a carne bovina de 4,6 USD/kg e um preço do leite de vaca de 0,30 EUR/kg. Todas as combinações de classes de aptidão do solo apresentam respostas positivas ao aumento do valor da ajuda aos produtores de culturas arvenses. No entanto, as parcelas expostas a combinações de classes de aptidão do solo que compreendem culturas arvenses (A) ou horticultura (H) apresentam maiores probabilidades de ocorrência de silagem de milho.

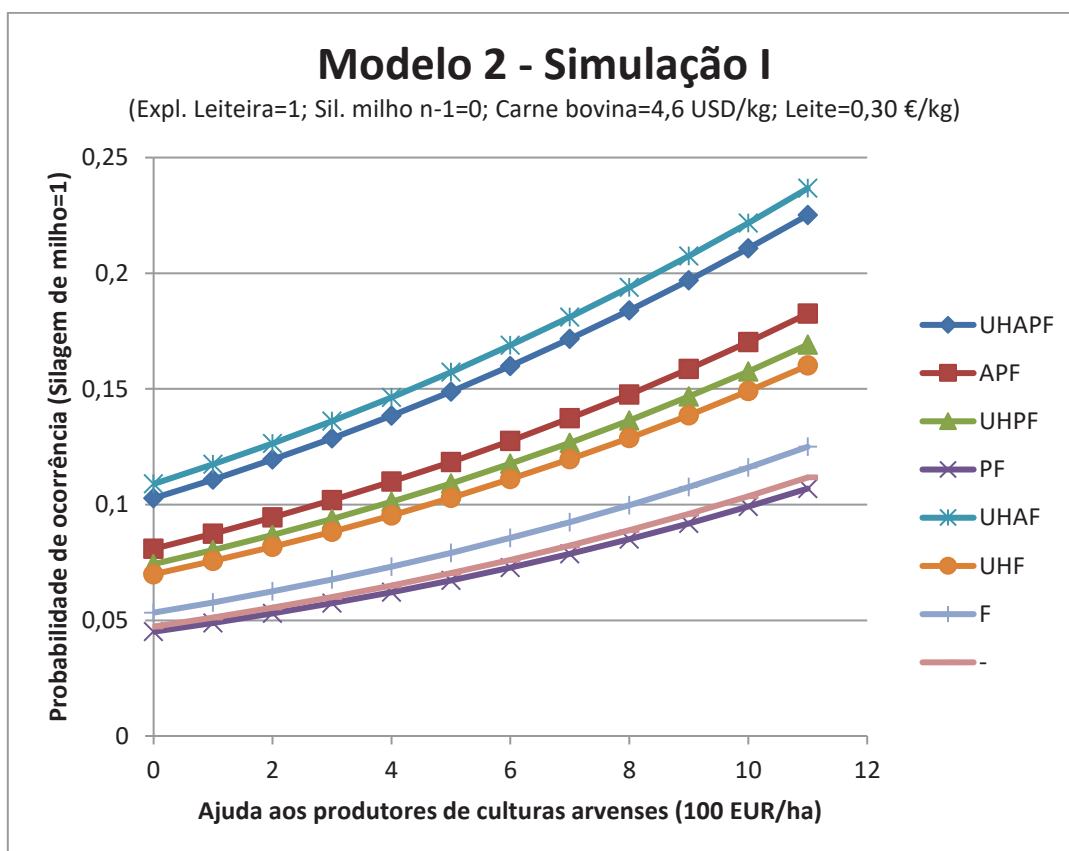


Figura 5.4 – Simulação de probabilidades de ocorrência de silagem de milho para diferentes classes de aptidão do solo

Novamente com base no modelo 2, desenharam-se cinco curvas de probabilidade de ocorrência de silagem de milho para diferentes tipos de explorações, em função do valor de ajuda aos produtores de culturas arvenses (Figura 5.5). O Modelo 2 - Simulação II foi executado para uma parcela que beneficia de uma combinação de classes de aptidões do solo aptas para fins urbanos/turísticos, horticultura, culturas arvenses, pastagem e floresta; não cultivada com milho no ano anterior; tendo em consideração um preço para

a carne bovina de 4,6 USD/kg e um preço do leite de vaca de 0,30 EUR / kg. Todos os tipos de exploração apresentam respostas positivas ao aumento do valor da ajuda aos produtores de culturas arvenses. Contudo, as parcelas das explorações de culturas arvenses e das explorações de leiteiras apresentam maiores probabilidades de ocorrência de silagem de milho.

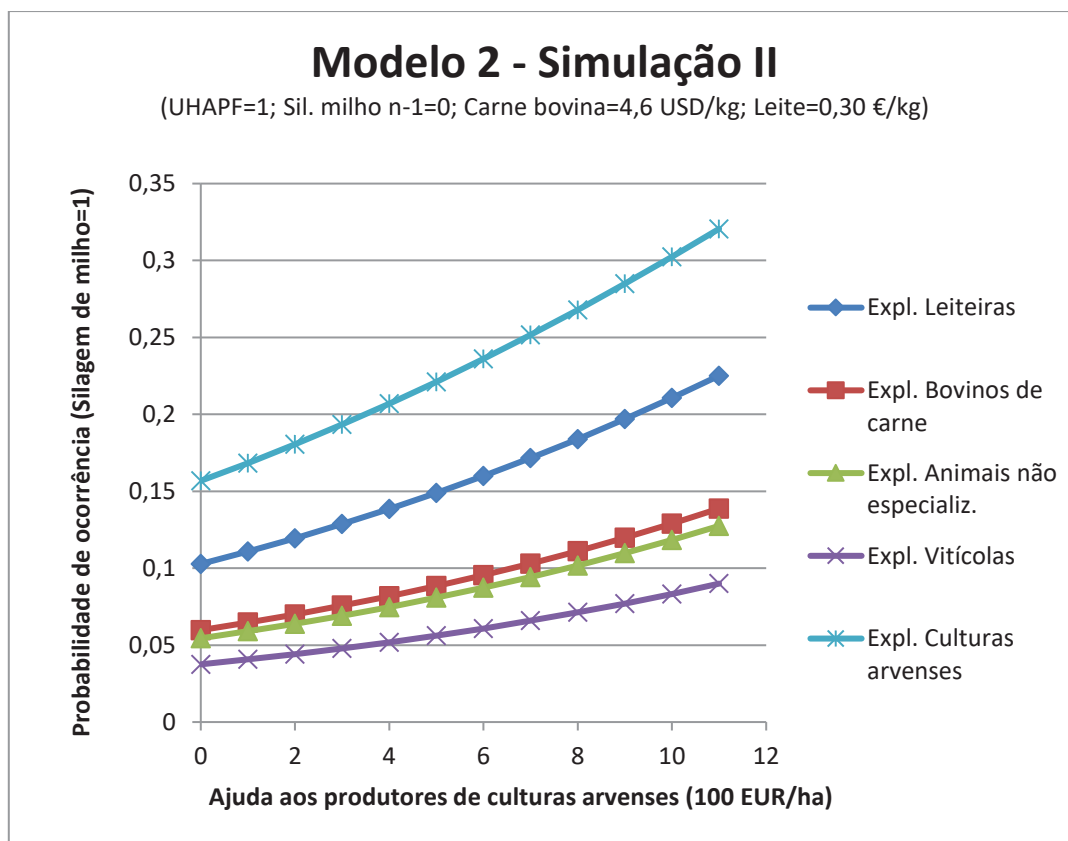


Figura 5.5 – Simulação de probabilidades de ocorrência de silagem de milho para diferentes tipos de exploração agrícola

Finalmente, também com recurso ao Modelo 2, desenharam-se as curvas de probabilidade de ocorrência de silagem de milho para dois níveis de apoio aos produtores de culturas arvenses, em função da variação do preço do leite de vaca (Figura 5.6). O Modelo 2 - Simulação III foi executado para uma parcela que beneficia de uma combinação de classes de aptidões do solo aptas para fins urbanos/turísticos, horticultura, culturas arvenses, pastagem e floresta; pertencente a uma exploração leiteira; não cultivada com milho no ano anterior; e considerando o preço da carne bovina de 4,6 USD/kg. Ambos os níveis de apoio aos produtores de culturas arvenses apresentam respostas positivas ao aumento do preço do leite. Contudo, o nível de apoio de 500 EUR/ha revela maior probabilidade de ocorrência de silagem de milho.

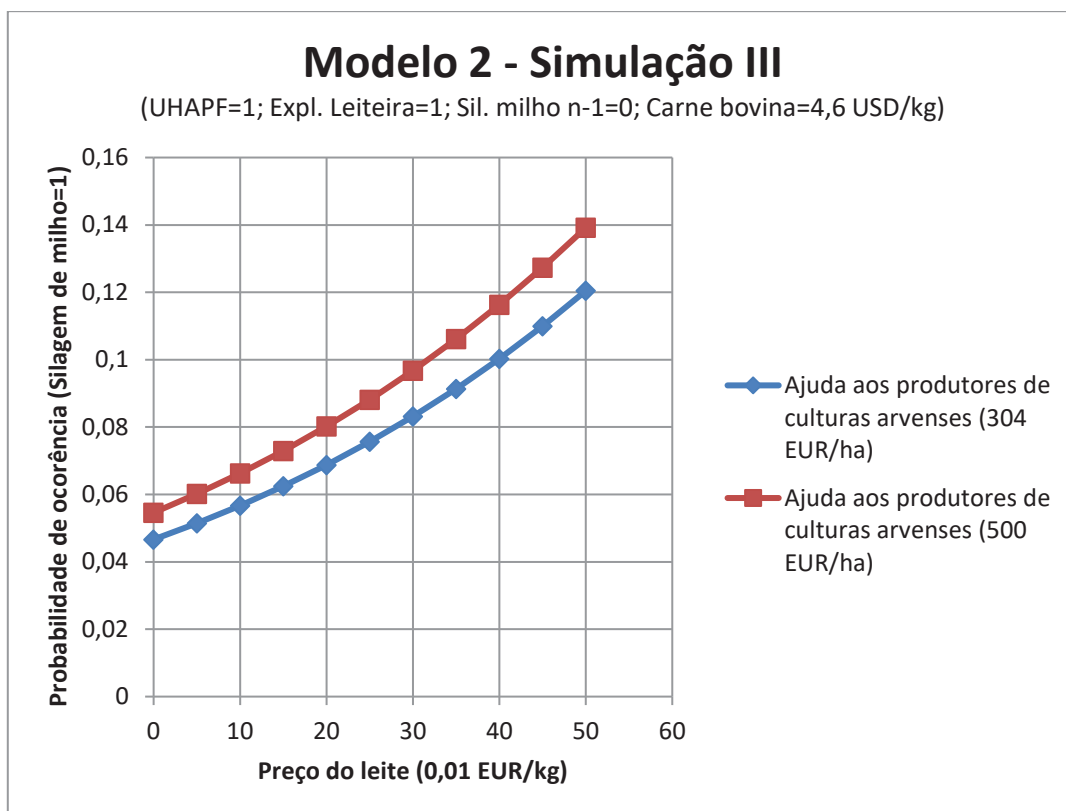


Figura 5.6 – Simulação de probabilidades ocorrência de silagem de milho para diferentes níveis de apoio aos produtores de culturas arvenses

5.5. Conclusões

Este estudo apresenta quatro modelos estatisticamente significativos de regressão logística para o uso do solo. Vários fatores-chave que contribuíram para a recurso à silagem de milho nas parcelas agrícolas da Ilha Terceira foram confirmados, nomeadamente:

- Fatores biofísicos (temperatura média anual, precipitação anual acumulada, declive e capacidade de uso do solo para a agricultura);
- Acessibilidade;
- Tipo de exploração agrícola;
- Uso do solo precedente;
- Ajuda aos produtores de culturas arvenses;
- Preço do leite e da carne bovina.

Para além disso, parecem existir algumas interações entre as variáveis independentes (e.g. entre "silagem de milho (n-1)" e "preço do leite (n-1)", ou "acessibilidade" e "silagem de milho (n-1)") a confirmar em estudos futuros.

Inesperadamente, a variável independente que representa o preço das matérias-primas para a alimentação animal (preço do milho) não demonstra possuir um efeito significativo nos modelos do uso do solo. Este facto sugere que as explorações agrícolas em causa não substituem os alimentos adquiridos pela produção própria de silagem de milho.

A metodologia apresentada neste estudo para o desenvolvimento de modelos de simulação revela-se uma ferramenta útil para a tomada de decisões no âmbito das políticas agrícolas, particularmente para previsão do impacto das ajudas diretas ligadas à produção nas alterações no uso do solo.

6. Conclusões gerais

Ao longo da tese foi possível comprovar que as políticas agrícolas, concretamente a ajuda aos produtores de culturas arvenses, têm impacto nas alterações de uso do solo da ilha Terceira (capítulo 5), cuja prevalência ocorre especialmente nas zonas com aptidão biofísica para a produção dessas culturas (capítulo 3) e se encontra associada, por norma, às explorações especializadas na produção de culturas arvenses e nas explorações leiteiras (capítulo 4).

As alterações de uso do solo na ilha Terceira demonstraram que os agricultores reagem rapidamente às políticas (ajuda às culturas arvenses) e aos mercados (preço do leite, preço da carne), apesar das mudanças terem um padrão diferenciado, em função das condicionantes biofísicas (aptidões) e estruturais (tipologia das explorações, acessibilidade) prevaletentes. Estes resultados apontam para a necessidade de o delineamento das políticas ter em conta a diversidade dessas condicionantes, sob pena dos resultados finais não surtirem nos efeitos esperados.

No caso da ilha Terceira, a intensificação da produção agrícola, resultante da substituição da pastagem permanente pela cultura de milho forrageiro, contribuiu para o aumento da produção e do rendimento nas explorações leiteiras, bem como para a manutenção do emprego agrícola. No entanto esta prática está a suscitar preocupações em vários quadrantes, decorrentes dos impactos paisagísticos e ambientais causados, nomeadamente sobre a qualidade da água, a conservação dos solos, a biodiversidade, a capacidade de recarga dos aquíferos, os caudais de ponta de cheia das ribeiras e o sequestro de carbono.

Neste âmbito, é de realçar que, para além das medidas que contribuem para o rendimento das explorações agrícolas, como sejam os pagamentos diretos, a PAC prevê medidas com objetivos ambientais explícitos, como sejam os compromissos voluntários associados ao agroambiente e clima em terras agrícolas²¹. No entanto, grande parte das explorações agrícolas que só beneficia dos pagamentos diretos também fornece serviços ambientais públicos e, por conseguinte, necessita desses pagamentos para manter a sua atividade e continuar a fornecê-los. Em contrapartida, existem algumas explorações que recebem ajudas sem fornecerem serviços ambientais públicos relevantes e podem mesmo ser

²¹ Nos termos previstos pelo Regulamento (UE) N.º 1305/2013 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de dezembro de 2013, relativo ao apoio ao desenvolvimento rural pelo Fundo Europeu Agrícola de Desenvolvimento Rural (FEADER).

causadoras de desequilíbrios ambientais. Parece, portanto, adequado o desenvolvimento de políticas que liguem a atribuição de pagamentos diretos ao fornecimento de serviços ambientais públicos.

Como os Açores não aderiram à componente de ecologização da PAC, o compromisso dos beneficiários dos pagamentos diretos para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável resume-se ao facto dos beneficiários se encontrarem sujeitos a um quadro de condições específicas, designado de “Condicionalidade”, que os vincula ao cumprimento das regras decorrentes de Requisitos Legais de Gestão (estabelecidos a nível europeu) e das Boas Condições Agrícolas e Ambientais das Terras (estabelecidas a nível nacional), nos domínios do ambiente, alterações climáticas e boas condições agrícolas das terras; da saúde pública, saúde animal e fitossanidade; e do bem-estar dos animais²².

Por conseguinte, os *trade-offs* entre as funções económicas, sociais e ambientais, associadas aos processos de desenvolvimento resultantes da implementação dos regimes de pagamentos diretos, podem ser dirimidos localmente através do conjunto de regras regionais, nacionais e europeias estabelecidas para a Condicionalidade. No entanto, pese embora a combinação das medidas-alvo, aplicadas no quadro da política de desenvolvimento rural e dos pagamentos diretos, associadas à Condicionalidade, tenham contribuído para que os agricultores prestem maior atenção às questões ambientais (Cooper et al., 2009), o facto é que este sistema, baseado no controlo das práticas individuais dos beneficiários²³, necessita ser melhorado face à complexidade dos fenómenos em causa, os quais, por norma, ocorrem muito para além dos limites físicos das explorações agrícolas.

A otimização da produção de bens e serviços pelos ecossistemas agrícolas, num contexto político de medidas de apoio ao rendimento da União Europeia, e duma manifesta falha do mercado para provimento de bens públicos, justifica a criação de novos modelos que assegurem a proclamada promoção de uma agricultura economicamente mais eficiente e ecologicamente mais sustentável e contribuam para um desenvolvimento socioeconómico integrado do meio rural. Tal como manifestam Pérez-Soba et al. (2008), é importante criar

²² Implementadas nos Açores nos termos da Portaria N.º 29/2015, de 9 de março, da Secretaria Regional da Agricultura e Ambiente, ao abrigo do disposto no artigo 93.º do Regulamento (UE) n.º 1306/2013 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de dezembro de 2013, relativo ao financiamento, à gestão e ao acompanhamento da Política Agrícola Comum.

²³ O atual regime de sanções de Condicionalidade prevê a redução ou exclusão da totalidade do montante dos pagamentos abrangidos, consoante se tratem de casos de negligência ou deliberados.

caminhos que identifiquem as condições necessárias para salvaguarda da coesão social, para o desenvolvimento económico e para a preservação da natureza que se perpetuem para além da atual geração. Na realidade, as questões locais e globais como as alterações climáticas, a segurança alimentar, a conservação da biodiversidade, a gestão energética e a gestão da água, envolvem a adoção de políticas a nível local, regional, nacional e internacional, que tenham em consideração a economia e as interações com o meio ambiente através do uso da terra (Silveira e Dentinho, 2010). Neste cenário, o papel da gestão institucional deverá ser equacionado no sentido de garantir que o ponto de equilíbrio ótimo na afetação do uso do solo seja atingido a um custo mínimo para a sociedade, isto é, terá de prestar especial atenção à previsão dos termos em que os vários benefícios e custos das decisões políticas venham a ser repartidos²⁴. Para o efeito, o recurso à projeção de cenários e modelos contribuirá para o afastamento do atual paradigma reativo de tomada de decisão, em que a sociedade responde à degradação da biodiversidade e dos serviços dos ecossistemas de uma forma descoordenada e fragmentada, para um modo pró-ativo, em que a sociedade antecipe as mudanças e, assim, minimize os impactos adversos e capitalize as oportunidades importantes através de estratégias inteligentes de adaptação e mitigação (IPBES, 2013).

Importa realçar que dificilmente se alcançarão as estratégias mais favoráveis se não forem implementados processos que incluam e coordenem as relações entre as várias partes interessadas na gestão do espaço rural, frequentemente com um legado histórico de desconfiança entre si (os agricultores, os agentes económicos envolvidos nas cadeias de valor dos produtos agroindustriais, as entidades governamentais, os centros de investigação e a comunidade em geral). O desenvolvimento ou a adaptação de instituições para a coordenação e gestão da paisagem agrícola constitui o ponto crítico deste processo (Scherr e McNeely, 2008), desafio que se revela particularmente gravoso em Portugal, face à tradicional ausência de uma cultura participativa (Rodrigo e Veiga, 2008). Acresce que, no meio agrícola açoriano, prevalece ainda um sentimento generalizado de suspeita em relação à virtude das causas ambientais, o que dificulta a aderência da figura do agricultor à do prestador de serviços dos ecossistemas.

²⁴ Questões como a segregação *versus* integração dos espaços de produção e de conservação, ou os modelos de intensificação a privilegiar (intensificação de base tecnológica *versus* intensificação de base ecológica), devem ser enquadradas nesta discussão.

A emergente e complexa geografia da ocupação rural multifuncional é, portanto, acompanhada de uma igualmente complexa geografia do poder, de disputas e de participação, consubstanciada na necessidade de conciliação dos interesses dos vários atores num determinado contexto socioeconómico e cultural. Dentro de cada um dos espaços rurais diferenciados, distintas configurações de redes sociais e de atores são desenvolvidas. Estas configurações permitem que o poder relativo seja distribuído de diversas formas, de tal modo que a geometria do poder de cada espaço rural cria os seus próprios processos de governança e de regulamentação (Holmes, 2006). Assim, tal como afirma Capello (2007), a distribuição geográfica dos recursos e das potencialidades para o desenvolvimento só em pequena medida é determinada pela disponibilidade de matérias-primas ou por outras vantagens naturais. O grande contributo resulta dos fatores históricos, passados e recentes: o capital humano, o capital social fixo, a fertilidade do solo (devido à ação do homem), e a acessibilidade (medida como a distância ponderada entre os principais centros de produção e de consumo). Deste modo, a gestão do território decorre da complexa teia de relações socioeconómicas estabelecida entre os vários atores, daí que a diferenciação entre territórios vá muito para além das características biofísicas e estruturais dos mesmos, e dependa da interação entre a sociedade e o uso do solo (Pinto-Correia e Kristensen, 2009). Nesta matéria, o conhecimento dos princípios ecológicos por parte dos agricultores e dos decisores políticos constitui um aspeto fundamental, na medida em que o impacto ambiental futuro da agricultura dependerá desse conhecimento e da sua gestão, condicionados pelo elemento social envolvente aos agroecossistemas (Sepp, 2012). Assumindo que a cultura está na raiz de todas as decisões e ações humanas, então esta deve ser considerada como o fator-chave para a obtenção dos melhores compromissos entre as dimensões económica, social e ambiental do processo de desenvolvimento sustentável (Dessein et al., 2015).

Bibliografia

Ahern, J. (1999). Spatial concepts, planning strategies and future scenarios: a framework method for integrating landscape ecology and landscape planning. In: Jeffrey Klopatek, Robert Gardner (eds) *Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications* (pp. 175-201). Springer-Verlag Inc, New York.

Andersen, E., Verhoog, A. D., Elbersen, B. S., Godeschalk, F. E., Koole, B. (2006). *A multidimensional farming system typology*. SEAMLESS Report No. 12, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, SEAMLESS integrated project.

Andresen, T., Pereira dos Santos, H. (1999). A Gestão dos Recursos Naturais no Ordenamento do Território. VI Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente. Lisboa.

Antrop, M. (2000). Background concepts for integrated landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77: 17-28.

Avillez, F. (1991). *Estudo de base microeconómica sobre as perspectivas de desenvolvimento da agricultura dos Açores*. Instituto Superior de Agronomia, Departamento de Economia Agrária e Sociologia Rural, Lisboa.

Bakker, M.M., Veldkamp, A. (2008). Modelling land change: the issue of use and cover in wide-scale applications. *Journal of Land Use Science* 3(4): 203-213.

Baptista, F.O. (2009). *A Transição Rural*. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

Barreira, M., Duarte, F., Jorge, R.F., Rodrigo, I., Santos, J.M., Santos, P. (1998). *Açores - Territórios e Agriculturas*. Instituto Superior de Agronomia, Departamento de Economia Agrária e Sociologia Rural, Lisboa.

Bastian, O. (2004). Functions, Leitbilder, and Red Lists - expression of an integrative landscape concept. In: Jeper Brandt, Henrik Vejre (eds) *Multifunctional Landscapes* (pp. 75-94). WIT Press, Southampton.

Bastian, O. (1998). The assessment of landscape functions – one precondition to define management goals. *Ekológia (Bratislava)* 17(Suppl.): 19–33.

Bastian, O., Grunewald, K., Syrbe, R., Walz, U., Wende, W. (2014). Landscape services: the concept and its practical relevance. *Landscape Ecology* 29(9): 1463-1479.

- Bastian, O., Kronert, R., Lipsky, Z. (2006).** Landscape diagnosis on different space and time scales – a challenge for landscape planning. *Landscape Ecology* 21(3): 359–374.
- Bateman, I.J., Harwood, A.R., Mace, G.M., Watson, R.T., Abson, D.J., Andrews, B., Binner, A., Crowe, A., Day, B.H., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R., Hulme, M., Kontoleon, A., Lovett, A.A., Munday, P., Pascual, U. Paterson, J., Perino, G., Sen, A., Siriwardena, G., van Soest, D., Termansen, M. (2013).** Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. *Science* 341: 45-50.
- Batista e Silva, F. (2011).** Land Function: origin and evolution of the concept. *Cadernos do Curso de Doutorado de Geografia* 3: 67-92.
- Benoteau, G., Huchon, J.C., Piveteau, J., Galisson, B., Battais, F., Carteron, P., Desarmenien, D., Guibert, R., Bossuet, I., Daveau, B., Dimon, P., Sabatte, N., Bisson, P., Bouet, J.M., Gaboriau, L., Delannoy, M., Sarzeaud, P., Amprou, P.Y., Maignan, G., Blourde, M., Moret, E., Labzae, P., Goscianski, C., Berteaux, R., Millon, P. (2010).** *Typologie des systèmes d'élevages bovin en Pays de la Loire - Données 2008.* Chambre régionale d'agriculture des Pays de la Loire.
- Botequilha Leitão A., Miller J., Ahern J., McGarigal K. (2006).** *Measuring Landscapes: a planner's handbook.* Island Press, Washington, DC.
- Brandt, J., Primdahl, J., Reenberg, A. (1999).** Rural land-use and landscape dynamics: analysis of 'driving forces' in space and time. In: Krönert R., Baundry J., Bowler I.R., Reenberg A. (eds) *Land-use changes and their environmental impact in rural areas in Europe* (pp. 81-102). UNESCO, Paris.
- Brandt, J., Vejre, H. (2004).** Multifunctional Landscapes – Motives, Concepts and Perspectives. In: Brandt J., Vejre H. (eds) *Multifunctional Landscapes – Volume I: Theory, Values and History* (pp. 3-32). WIT Press, Southampton.
- Briassoulis, H. (2000).** Analysis of land use change: theoretical and modeling approaches. In: Jackson W.R. (ed). *The web-book of regional science.* Regional Research Institute, West Virginia University.
- Brouwer, F. (2006).** *Policy Brief 1 (D14) - Main trends in agriculture.* LEI Agricultural Economics Research Institute, Wageningen.

- Brown, D.G., Duh, J. (2004).** Spatial simulation for translating from land use to land cover. *International Journal of Geographical Information Science* 18(1): 35-60.
- Bürgi, M., Silbernagel, J., Wu, J., Kienast, F. (2015).** Linking ecosystem services with landscape history. *Landscape Ecology* 30: 11-20.
- Bürgi, M., Hersperger, A.M., Schneeberger, N. (2004).** Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology* 19: 857-868.
- Capello, R. (2007).** *Regional Economics*. Routledge, Abingdon.
- Castel, J.M., Mađry, W., Gozdowski, D., Roszkowska-Mađra, B., Dańbrowski, M., Lupa, W., Mena, Y. (2010).** Family dairy farms in the Podlasie province, Poland: farm typology according to farming system. *Spanish Journal of Agricultural Research* 8(4): 946-961.
- Castel, J. M., Mena, Y., Delgado-Pertíñez, M., Camúñez, J., Basulto, J., Caravaca, F., Guzmán-Guerrero, J.L., Alcalde, M.J. (2003).** Characterization of semi-extensive goat production systems in southern Spain. *Small Ruminant Research* 47: 133-143.
- Chadwick, G. (1971).** *A System View of Planning*. Pergamon Press Ltd, Oxford.
- CICES (2016).** *Towards a common classification of ecosystem services*. European Environment Agency. <http://cices.eu/> [Citação: 23 de maio de 2016].
- Comissão Europeia (2000).** *Indicadores de integração das preocupações de carácter ambiental na política agrícola comum*. Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu - COM(2000) 20 final. Bruxelas.
- Cooper, T., Hart, K., Baldock, D. (2009).** *Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union*. Report Prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-0233091/00-28. Institute for European Environmental Policy, London.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K. (2014).** Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26: 152-158.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M.**

(1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Daily, G.C. (1997). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC.

Dale, V. H., Brown, S., Haeuber, R. A., Hobbs, N. T., Huntly, N., Naiman, R. J., Rielsame W.E., Turner M.G., Valone, T. J. (2000). Ecological Principles and Guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications* 10(3): 639-670.

Dale, V.H., Polasky, S. (2007). Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64: 286-296.

Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R. (2003). Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 100: 39-51.

De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7: 260-272.

De Groot, R., Hein, L. (2007). Concept and valuation of landscape functions at different scales. In: Ülo Mander, Hubert Wiggering, Katharina Helming (eds) *Multifunctional Land Use - Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services* (pp. 15-36). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. (2002). Typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.

De Sherbinin, A. (2002). *A CIESIN Thematic Guide to Land-Use and Land-Cover Change (LUCC)*. Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University. Palisades, NY, USA.

Dessein, J., Soini, K.; Fairclough, G., Horlings, L. [ed.] (2015). *Culture in, for and as Sustainable Development - Conclusions from the COST Action IS1007 Investigating Cultural Sustainability*. University of Jyväskylä, Finland.

Di Gregorio, A., Jansen, L.J.M. (1998). *Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Duhamel, C. (1998). *First approximation of a reference land use classification*. CESD - Communautaire Land Use programme, Luxembourg.

Enes, I.T. (1999). *Determinação da Tipologia das Explorações Agrícolas da Ilha terceira*. Relatório de Estágio da Licenciatura em Engenharia Zootécnica, Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias, Angra do Heroísmo.

Escobar, G., Berdegué, J. (1990). Conceptos y metodología para la tipificación de sistemas de fincas: la experiencia de RIMISP. In: Escobar G., Berdegué J. (Eds.), *Tipificación de Sistemas de Producción Agrícola* (pp. 13-43). Red Internacional de Metodología de Investigación en Sistemas de Producción, Santiago de Chile.

European Commission (2012). *Treaty on the Functioning of the European Union*. Official Journal of the European Union, C 326.

European Union (2013). Regulation No. 228/2013 of the European Parliament and of the Council of 13 March 2013 laying down specific measures for agriculture in the outermost regions of the Union and repealing Council Regulation (EC) No 247/2006. Official Journal of the European Union, L 78/23.

Evrendilek, F., Ertekin, C. (2002). Agricultural sustainability in Turkey: integrating food, environmental and energy securities. *Land Degradation & Development* 3(1): 61-67.

FAO (1995). *Planning for sustainable use of land resources. Towards a new approach*. FAO Land and Water Bulletin 2. Rome.

FAO/UNEP (1999). *The Future of Our Land: Facing the Challenge. Guidelines for integrated planning for sustainable management of land resources*. Rome.

Farina, A. (1998). *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall, Cambridge.

Feranec J., Nováček J., Ot'ahel', J., Kopecká, M. (2007). Identification and assessment of change concerning pastures by the 1990-2000 Corine land cover data in Slovakia. Man in the Landscape Across Frontiers. IGU-LUCC Central Europe Conference 2007 Proceedings.

Fisher, P., Comber, A., Wadsworth, R. (2005). Land use and land cover: contradiction or complement. In: Peter Fisher, David Unwin (eds) *Re-Presenting GIS*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.

Forman, R.T.T., Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.

Gaspar, P., Escribano, M., Mesías, F.J., Rodríguez de Ledesma, A., Pulido, F. (2008). Sheep farms in Spanish rangelands (dehesas): Typologies according to livestock management and economic indicators. *Small Ruminant Research* 74: 52-63.

Geist, H., McConnell, W., Lambin, E.F., Moran, E., Alves, D., Rudel, T. (2006). Causes and Trajectories of Land-Use/Cover Change. In: Lambin E. F., Geist H. J. (eds) *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*. Springer-Verlag, Heidelberg.

Gelasakis, A.I., Valergakis, G.E., Arsenos, G., Banos, G. (2012). Description and typology of intensive Chios dairy sheep farms in Greece. *Journal of Dairy Science* 95: 3070-3079.

Glebe, T. W. (2003). *Multifuncionalidad: How "Green" is the "European Model of Agriculture"?* Discussion Paper 01-2003. Technische Universität München, Freising-Weihenstephan.

Grandgirard, D., Zielinski, R. (2008). *Land Parcel Identification System (LPIS) Anomalies' Sampling and Spatial Pattern - Towards convergence of ecological methodologies and GIS technologies*. European Commission. Joint Research Centre. Institute for the Protection and Security of the Citizen, Luxembourg.

Gustafson, E.J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1: 143-156.

Haines-Young, R., Potschin, M. (2013). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. European Environment Agency Framework Contract No EEA/IEA/09/003.

Haines-Young, R., Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli D., Frid C. (eds) *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge.

Helming, K., Diehl, K., Kuhlman, T., Jansson, T., Verburg, P.H., Bakker, M., Perez-Soba, M., Jones, L., Verkerk, P.J., Tabbush, P.; Morris, J. B., Drillet, Z., Farrington, J., LeMouël, P., Zagame, P., Stuczynski, T., Siebielec, G., Wiggering, H. (2011). Ex

ante impact assessment of policies affecting land use, Part B: application of the analytical framework. *Ecology and Society* 16(1): 29.

Hermann, A., Schleifer, S., Wrбка, T. (2011). The Concept of Ecosystem Services Regarding Landscape Research: A Review. *Living Reviews in Landscape Research* 5: 1.

Holmes, J. (2006). Impulses towards a multifunctional transition in rural Australia: Gaps in the research agenda. *Journal of Rural Studies* 22: 142-160.

INE (2011a). *Censos 2011. Resultados provisórios.* Portal do Instituto Nacional de Estatística. http://www.ine.pt/scripts/flex_provisorios/Main.html [Citação: 16 de dezembro de 2011].

INE (2011b). *Recenseamento Agrícola 2009 - Análise dos principais resultados.* Instituto Nacional de Estatística, I.P., Lisboa.

IPBES (2013). *Report of the second session of the Plenary of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.* Plenary of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, United Nations Environment Programme. Antalya, Turkey .

Jansen, L.J.M. (2006). Harmonisation of land-use class sets to facilitate compatibility and comparability of data across space and time. *Journal of Land Use Science* 1(2-4): 127-156.

Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., de Groot, R.S., Verburg, P.H., Heller, I., Wascher, D., Haines-Young, R. (2009). Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe. *Environmental Management* 44: 1099-1120.

Kilic, S., Evrendilek, F., Senol, S., Celik I. (2005). Developing a suitability index for land uses and agricultural land covers: a case study in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 102: 323-335.

Kleinbaum, D.G., Klein, M. (2010). *Logistic Regression. A Self-Learning Text* (Third Edition). Springer, New York.

Klijn, J.A. (2004). Driving forces behind landscape transformation in Europe, from a conceptual approach to policy options. In: Jongman R., Bogers R. (eds) *The new dimensions of European landscape* (pp. 201-217). Springer, Wageningen.

- Köbrich, C., Rehman, T., Khan, M. (2003).** Typification of farming systems for constructing representative farm models: two illustrations of the application of multivariate analyses in Chile and Pakistan. *Agricultural Systems* 76: 141-157.
- Koomen, E., Stillwell, J. (2007).** Modelling land-use change. Theories and methods. In: Koomen, E., Stillwell, J., Bakema, A., Scholten, H.J. (eds) *Modeling Land-Use Change. Progress and Applications*. Springer, Dordrecht.
- Lambin, E.F., Geist, H., Rindfuss, R.R. (2006).** Introduction: Local Processes with Global Impacts. In: Lambin E. F., Geist H. J. (eds) *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Laval, G., Khanna, N.D., Faye, B. (1998).** A typology of camel farming systems in Bikaner and Jaisalmer districts of Rajasthan, India. *Revue d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux* 51(2): 147-154.
- Lefebvre, M., Espinosa, M., Gomez y Paloma, S. (2012).** *The influence of the Common Agricultural Policy on agricultural landscapes*. Joint Research Center - Institute for Prospective Technological Studies, European Commission, Luxembourg.
- Levin, G. (2006).** *Dynamics of Danish Agricultural Landscapes and the Role of Organic Farming*. PhD thesis. Department of Geography and International Development Studies, Roskilde University, Denmark.
- MARS Unit (2011).** *Land Parcel Identification System*. WikiCAP. <http://marswiki.jrc.ec.europa.eu/wikicap/index.php/LPIS> [Citação: 2 de dezembro de 2011].
- Martínez, E.S., García, F.G., González, P.L., Jal, A.B., Mantecón, A.R. (2004).** The identification of homogeneous groups of cattle farms in the mountains of León, Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research* 2(4): 512-523.
- McGarigal, K., Cushman S., Neel M., Ene E. (2002).** *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. University of Massachusetts, Amherst.
- Milán, M.J., Bartolomé, J., Quintanilla, R., García-Cachán, M.D., Espejo, M., Herráiz, P.L., Sánchez-Recio, J.M., Piedrafita, J. (2006).** Structural characterisation and typology of beef cattle farms of Spanish wooded rangelands. *Livestock Science* 99: 197-209.

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

Mottet, A., Ladet, S., Coqué, N., Gibon, A. (2006). Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 296-310.

Nassauer, J.I. (2000). *Landscape Ecological Benefits from Agricultural Technologies and Policies: An Interdisciplinary Design Approach*. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

Nassauer, J.I., Wascher, D.M. (2007). The Globalized Landscape: Rural Landscape Change and Policy in the United States and European Union. In: Wescoat J., Johnston D. (eds) *Political Economies of Landscape Change* (pp. 169-194). Springer Press, Dordrecht.

Naveh, Z., Lieberman, A.S. (1984). *Landscape Ecology. Theory and Application*. Springer-Verlag, New York.

OECD (2001). *Environmental Indicators for Agriculture Volume 3: Methods and Results*. OECD Publications Services, Paris.

Pardos, L., Maza, M.T., Fantova, E., Sepúlveda, W. (2008). The diversity of sheep production systems in Aragón (Spain): characterisation and typification of meat sheep farms. *Spanish Journal of Agricultural Research* 6(4): 497-507.

Parker, D.C., Manson, S.M., Janssen, M.A., Hoffman, M.J., Deadman, P. (2003). Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers* 93(2): 314-337.

Pérez-Soba, M., Petit, S., Jones, L., Bertrand, N., Briquel, V., Omodei-Zorini, L., Contini, C., Helming, K., Farrington, J. H., Mossello, M. T., Wascher, D., Kienast, F., De Groot, R. (2008). Land Use Functions: A Multifunctionality Approach to Assess the Impacts of Land Use Change on Land Use Sustainability. In: Katharina Helming, Marta Pérez-Soba e Paul Tabbush (eds) *Sustainability Impact Assessment of Land Use Changes* (pp. 375-404). Springer, Berlin, Heidelberg.

Pinto-Correia, T., Kristensen, L. (2013). Linking research to practice: The landscape as the basis for integrating social and ecological perspectives of the rural. *Landscape and Urban Planning* 120: 248-256.

Pinto-Correia, T., Kristensen, L. (2009). Rural Landscapes in Europe today: Developing new research approaches required by new management challenges. *Landscape and Urban Planning* (Submetido).

Pontius Jr., R.G., Shusas, E., McEachern, M. (2004). Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101: 251-268.

Potschin, M.B., Haines-Young, R.H. (2011). Ecosystem Services: Exploring a Geographical Perspective. *Progress in Physical Geography* 35(5): 575-594.

Primdahl, J., Busck, A.G., Kristensen, L.S. (2004). Landscape management decisions and public-policy interventions. In: Rob Jongman e Rob Bogers (eds) *The new dimensions of European landscape* (pp. 103-120). Springer, Wageningen.

Primdahl, J., Swaffield, S. (2010). Globalisation and sustainability of agricultural landscapes. In Primdahl J., Swaffield S. (eds) *Globalisation and agricultural landscapes* (pp. 1-15). Cambridge University Press, Cambridge.

Reis, J.C., Dentinho, T. (2015). Analysis of agricultural land use through land suitability classes in Terceira Island, Azores, Portugal. *International Journal of Agricultural Policy and Research* 3(4): 272-284.

Rodrigo, I., Veiga, J.F. (2008). Portugal: Natural Resources, Sustainability and Rural Development. In: Karl Bruckmeier, Hilary Tovey (eds) *Rural Sustainable Development in the Knowledge Society* (pp. 203-221). Ashgate, London.

Ruiz, F.A., Castel, J.M., Mena, Y., Camúñez, J., González-Redondo, P. (2008). Application of the technico-economic analysis for characterizing, making diagnoses and improving pastoral dairy goat systems in Andalusia (Spain). *Small Ruminant Research* 77: 208-220.

Santos, J.L. (2009a). Land use in an era of global change: an economic perspective. In: Huib Silvis (Coord.) *Land Use in an era of global change* (pp. 7-17). European Environmental and Sustainable Development Advisory Councils / European Network of Heads of Nature Conservation Agencies, Brussels.

Santos, J.L. (2009b). Serviços dos Ecossistemas Florestais: Produção, Valoração e Valorização. In: Baptista P. F.O., Jacinto R., Mendes T. (eds) *Floresta Viva – Património*

de Futuro (pp. 19-32). Câmara Municipal de Proença-a-Nova - Centro de Ciência Viva da Floresta, Proença-a-Nova.

Scherr, S., McNeely, J. (2008). Biodiversity Conservation and Agriculture Sustainability: towards a New Paradigm of 'Ecoagriculture' Landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 363: 477-494.

Schöber, B., Helming, K., Wiggering, H. (2010). Assessing land use change impacts: a comparison of the SENSOR land use function approach with other frameworks. *Journal of Land Use Science* 5(2): 159-178.

Schöter, M., van der Zanden, E.H., van Oudenhoven, A.P.E., Remme, R.P., Serna-Chavez, H.M., de Groot, R.S., Opdam, P. (2014). Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters* 7(6): 514-523.

SENSOR (2009). *SENSOR Sustainability Impact Assessment: Tools for Environmental, Social and Economic Effects of Multifunctional Land Use in European Regions*. Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research e.V., Müncheberg, Germany.

Sepp, K. (2012). Landscape Functions and Ecosystem Services. In: Ingrid Karlsson, Lars Rydén (eds) *Rural Development and Land Use* (pp. 39-51). Uppsala University, Sweden.

Silva, E. (2006). *Os objetivos dos agricultores dos Açores: uma abordagem multicritério*. Sersilito, Angra do Heroísmo.

Silveira, P. (2009). *Aplicação de um modelo de interação espacial no estudo da evolução do uso do solo ao longo do século XX na ilha Terceira*. Dissertação do Mestrado em Engenharia do Ambiente, Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias, Angra do Heroísmo.

Silveira, P., Dentinho, T. (2010). Spatial interaction model of land use - An application to Corvo Island from 16th, 19th and 20th centuries. *Computers, Environment and Urban Systems* 34: 91-103.

Solano, C., Bernués, A., Rojas, F., Joaquim, N., Fernandez, W., Herrero, M. (2000). Relationships between management intensity and structural and social variables in dairy and dual-purpose systems in Santa Cruz, Bolivia. *Agricultural Systems* 65: 159-177.

- Solbes, P. M. (2011).** *Europe's Outermost Regions and the Single Market: The EU's influence in the world.* Report to the Member of the European Commission Michel Barnier.
- Sraïri, M.T., Lyoubi, R. (2003).** Typology of dairy farming systems in Rabat suburban region, Morocco. *Archivos de zootecnia* 52: 47-58.
- Swinton, S.M; Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K. (2007).** Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64: 245-252.
- Tabachnick, B.G., Fidell, L. S. (2007).** *Using Multivariate Statistics.* Pearson Education Inc., Boston.
- TEEB (2015).** *TEEB for Agriculture & Food: an interim report.* United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland.
- TEEB (2010).** *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations.* Earthscan, London, Washington.
- Thünen, J.H. (1826).** *Isolated state; an English edition of Der isolierte Staat.* Pergamon Press, Oxford, New York.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V. (2001).** *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process.* Springer-Verlag, New York.
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R., Mander, U. (2009).** Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Reviews in Landscape Research* 1(3): 1-28.
- Valbuena, D., Verburg, P.H., Veldkamp, A., Bregt, A.K., Ligtenberg, A. (2010).** Effects of farmers' decisions on the landscape structure of Dutch rural region: An agent-based approach. *Landscape and Urban Planning* 97: 98-110.
- Vejre, H., Abildtrup, J., Andersen, E., Andersen, P.S., Brandt, J., Busck, A., Dalgaard, T., Hasler, B., Huusom, H., Kristensen, L.S., Kristensen, S.P., Præstholm, S. (2007).** Multifunctional agriculture and multifunctional landscapes - land use as an interface. In: Mander U., Wiggering H., Helming K. (eds) *Multifunctional land use. Meeting future demands for landscape goods and services* (pp. 93-104). Springer, Berlin.

- Veldkamp, A., Verburg, P.H. (2004).** Modelling land use change and environmental impact. *Journal of Environmental Management* 72: 1-3.
- Verburg, P.H., van de Steeg, J., Veldkamp, A., Willemen, L. (2009).** From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *Journal of Environmental Management* 90: 1327-1335.
- Willems, E., Delincé, J., Court, A.D., Campling, P., Buffaria, B. (2001).** Comparison of CORINE land cover data with IACS data in Belgium and Italy and with land use in Slovenia. In: *Towards agri-environmental indicators - Integrating statistical and administrative data with land cover information* (pp. 39-59). European Environment Agency, Copenhagen.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M. (2007).** Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological economics* 64: 253-260.
- Zondag, B., Borsboom, J. (2009).** *Driving Forces of Land-use Change*. 49th ERSA conference. Lodz, Poland.
- Zonneveld, I.S. (1989).** The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* 3: 67-86.
- Zonneveld, I.S. (1995).** *Land Ecology*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.